

UNIVERSITÀ DEGLI STUDI DELLA TUSCIA DI VITERBO



DIPARTIMENTO DI SCIENZE ECOLOGICHE E BIOLOGICHE

DEB

Corso di Dottorato di Ricerca in
Ecologia e Gestione delle Risorse Biologiche - XXVI° Ciclo

*Le diatomee negli ecosistemi lacustri dell'ecoregione
mediterranea tra ricerca di base e applicata*

s.s.d. BIO/07

Dottoranda

Claudia Vendetti

Coordinatore del corso

Prof. Giuseppe Nascetti

Tutor

Dott.ssa Laura Mancini

Viterbo, 2014

INDICE

1. INTRODUZIONE	3
1.1 GLI ECOSISTEMI LACUSTRI	5
1.1.1 ORIGINE E CLASSIFICAZIONE DEI LAGHI	5
1.1.2 TIPI DI CIRCOLAZIONE E CLASSIFICAZIONI TERMICHE DEI LAGHI	6
1.1.3 PARAMETRI CHIMICI E FISICO-CHIMICI DESCRITTORI DEGLI AMBIENTI LACUSTRI	9
1.2 LA DIRETTIVA 2000/60/CE	10
1.2.1 IL PROCESSO DI INTERCALIBRAZIONE EUROPEA DEI METODI BIOLOGICI	12
1.2.2 IL QUADRO NORMATIVO NAZIONALE	13
1.2.3 GLI ECOSISTEMI LACUSTRI NEL CONTESTO NORMATIVO	14
1.3 LE DIATOMEES COME INDICATORI BIOLOGICI DELLA DQA	18
1.3.1 BIOLOGIA	19
1.3.2 SISTEMATICA	20
1.3.3 ECOLOGIA	22
2. AREA DI STUDIO	24
2.1 LAGO ALBANO	24
2.2 LAGO DI BRACCIANO	25
2.3 LAGO DI BOLSENA	27
2.4 LAGO DI MARTIGNANO	28
2.5 LAGO DI VICO	29
2.6 LAGO DI SCANNO	31
2.7 LAGO DEL TURANO	32
2.8 LAGO DEL SALTO	33
3. MATERIALI E METODI	35
3.1 CARATTERIZZAZIONE DEI LAGHI SULLA BASE DEI DATI AMBIENTALI	35
3.1.1 ANALISI FISICO-CHIMICHE E CHIMICHE	35
3.1.2 CARATTERISTICHE MORFOMETRICHE ED USO DEL SUOLO	36
3.1.3 VALUTAZIONE DELLO STATO TROFICO	37
3.2 ANALISI DELLE COMUNITÀ DIATOMICHE	39
3.2.1 CAMPIONAMENTO	39
3.2.2 PROCEDURE ANALITICHE	40
3.2.3 DETERMINAZIONE SISTEMATICA	41
3.2.4 STRUTTURA E COMPOSIZIONE DELLE COMUNITÀ DIATOMICHE	41
INDICE DI EVENNESS	41
INDICE EPI-L	42
3.3 ANALISI STATISTICA DEI DATI	42
3.3.1 CLASSIFICAZIONE O “CLUSTER ANALYSIS”	43

4. RISULTATI E DISCUSSIONI	45
4.1 RISULTATI DELLA CARATTERIZZAZIONE DEI LAGHI SULLA BASE DEI DATI AMBIENTALI	45
4.1.1 ANALISI FISICO-CHIMICHE E CHIMICHE	45
4.1.2 CARATTERISTICHE MORFOMETRICHE ED USO DEL SUOLO	48
4.1.3 VALUTAZIONE DELLO STATO TROFICO	51
4.2 LE COMUNITÀ DIATOMICHE	53
4.2.1 I° RISULTATO PER L'IMPLEMENTAZIONE DELLA 2000/60/CE	53
4.2.2 STRUTTURA E COMPOSIZIONE DELLE COMUNITÀ DIATOMICHE	63
4.2.3 II° RISULTATO PER L'IMPLEMENTAZIONE DELLA 2000/60/CE	68
<i>L'INDICE EPI-L</i>	68
4.3 ANALISI STATISTICA DEI DATI	80
5. CONCLUSIONI	83
BIBLIOGRAFIA	88
RINGRAZIAMENTI	102
APPENDICE 1	103

1. Introduzione

L'acqua è l'elemento più diffuso sulla superficie terrestre ed è senza dubbio il composto inorganico che ci è più familiare. Rappresenta un elemento indispensabile per la vita e questo giustifica l'interesse che viene solitamente rivolto agli ecosistemi acquatici (Vendetti & Mastrantuono, 2005). La definizione di oro blu, in riferimento all'acqua, evidenzia come una risorsa basilare e prioritaria, bene comune dell'umanità, stia rappresentando anche un interesse economico tale da essere paragonato a un bene di consumo e di mercato (Barlow & Clarke, 2002).

Sebbene il 71% della superficie terrestre sia ricoperto da acqua, solo il 2% di questa è acqua dolce proveniente da ghiacciai e nevi perenni (68,9%), falde sotterranee (29,9%) e acque superficiali (1,2%); la frazione di acqua accessibile per uso umano è quindi molto ridotta.

I laghi naturali e artificiali rappresentano la principale riserva d'acqua dolce immediatamente disponibile sulla superficie terrestre e sono le componenti chiave dell'approvvigionamento idrico globale. L'interesse che rivestono questi ecosistemi a livello ecologico ed evolutivo è notevole in ragione dell'enorme sviluppo demografico ed economico che sempre di più li pone in forte rischio ambientale (Mastrantuono & Mancinelli, 2003, 2005). Fino alla metà degli anni novanta le politiche di tutela di questi ecosistemi erano incentrate in particolare sulla loro gestione legata alle varie funzioni d'uso. Gli esiti di questa gestione, tuttavia, non sono stati soddisfacenti. Unitamente ad altri specchi d'acqua quali bacini artificiali, paludi, lagune e simili, la maggior parte collegati a fiumi o altri corsi d'acqua superficiali o sotterranei, i laghi hanno sofferto della tendenza al deterioramento della qualità idrica e dell'integrità dell'ecosistema (Nakamura & Rast, 2011).

Nel 2000, la Direttiva Quadro sulle Acque (DQA) (Commissione Europea, 2000) ha affrontato per la prima volta in maniera completa tutte le sfide legate alla tutela qualitativa e quantitativa delle acque dell'Unione Europea. Con la DQA la salvaguardia delle risorse idriche è orientata verso uno sviluppo sostenibile ed una gestione integrata delle stesse, garantendo la sostenibilità di tutte quelle attività che hanno un impatto sulle acque. La DQA introduce obiettivi di qualità ecologica per proteggere e ripristinare la struttura e la funzione degli ecosistemi acquatici mettendo al centro dell'attenzione la salvaguardia della loro ricchezza e diversità biologica. In questo nuovo contesto di tutela le comunità biologiche presenti nell'ecosistema acquatico diventano gli indicatori di qualità dello stesso, partendo dal principio che la salute di un ecosistema è ben riflessa in quella della comunità lo popolano (Basset, 2010).

L'oggetto di studio di questa tesi di dottorato sono le Diatomee bentoniche, alghe unicellulari utilizzate come indicatori per la valutazione ambientale già dall'inizio del XX° secolo (Kolkwitz & Marsson, 1908). A partire dagli anni '70 sono stati sviluppati molti metodi di valutazione per gli ecosistemi fluviali utili a quantificare diversi tipi di impatti umani (Kelly *et al.*, 1998; Prygiel & Coste, 1999; Rott & Pipp, 1999) in ragione del breve ciclo vitale delle diatomee e quindi della capacità di questi organismi di ricostruire nuove biocenosi anche in poche settimane. Le diatomee rispondono alle alterazioni delle condizioni ambientali modificando la composizione tassonomica e l'abbondanza delle specie della comunità (Pouličková *et al.*, 2004). Pertanto sono considerate come indicatori biologici nella DQA (Schaumburg *et al.*, 2004).

Nell'ambito di questo progetto di ricerca le comunità diatomiche sono state studiate in relazione agli ecosistemi lacustri dell'ecoregione mediterranea. Infatti, sebbene le attività di ricerca e conoscenza delle dinamiche di queste comunità siano state ben esaminate negli ultimi anni specialmente per le acque correnti, molto rimane ancora da approfondire per quanto riguarda gli ecosistemi lacustri (Schönfelder *et al.*, 2002; Kelly *et al.*, 2009).

Alla luce di quanto sopra riportato, questo progetto di ricerca si pone di raggiungere i seguenti obiettivi:

- ✓ Approfondire le conoscenze floristiche ed ecologiche delle comunità diatomiche che colonizzano gli ambienti lacustri (liste floristiche).
- ✓ Analizzare le comunità diatomiche rispetto alla composizione tassonomica e alle abbondanze delle specie anche in relazione alle diverse tipologie di substrato di campionamento all'interno dello stesso sito (substrati duri naturali, vegetazione acquatica, substrati artificiali posti in situ) e in relazione ai parametri ambientali.
- ✓ Sviluppare metodologie standardizzate per la raccolta ed il trattamento e analisi dei campioni conformi alle procedure richieste in ambito comunitario.
- ✓ Supporto per l'implementazione della Direttiva Quadro Acque per lo sviluppo di un metodo da utilizzare nella valutazione di qualità degli ecosistemi lacustri.

1.1 Gli ecosistemi lacustri

Le acque continentali o acque interne si riconoscono in due sistemi fondamentali, che comprendono rispettivamente gli *ambienti lentic*, ossia raccolte di acque ferme o con moto inapprezzabile e dove il movimento dell'acqua non ha una direzione definita come stagni, pozze, paludi e laghi e gli *ambienti lotici*, che comprendono la serie delle acque fluenti con corrente a direzione definita quindi dotati di un movimento più o meno vivace, come ruscelli, torrenti fiumi ecc. In realtà entrambi i sistemi formano un'unità, la rete fluvio-lacustre, che drena le superfici dei continenti e contribuisce alla continuità del ciclo dell'acqua sulla terra (Stella, 1984). I laghi, fanno parte di questa complessa rete e rappresentano ecosistemi di fondamentale importanza per la regione in cui si trovano: da un punto di vista morfologico costituiscono il livello di base dell'erosione di tutto il bacino idrografico a monte di essi; da un punto di vista idrologico hanno invece una funzione regolatrice in virtù della possibilità di immagazzinare in modo temporaneo masse di acqua eccessivamente copiose e di convogliarle per il successivo smaltimento attraverso gli emissari (Mastrantuono & Mancinelli, 2005). Inoltre gli ecosistemi lacustri costituiscono spesso riserve idriche di notevole interesse utilizzate sia come risorse di acqua potabile, sia per sistemi di captazione necessari per la produzione di energia elettrica, o per l'irrigazione, sia per attività ricreative e/o turistiche (Vendetti & Mastrantuono, 2005).

Nell'ambito delle misure di salvaguardia messe in atto per la tutela dei laghi è fondamentale non disgiungere il bacino lacustre dalla rete idrografica cui esso appartiene. L'esistenza di un lago è condizionata da un insieme di cause che determinano un'interruzione nella continuità del pendio idrografico e la formazione di una contropendenza (Ruttner, 1953).

Gli ecosistemi lacustri sono spesso classificati in base alla loro origine oppure in relazione al gradiente termico, entrambi i sistemi non sono sempre di facile interpretazione. Nel primo caso, ad esempio, più fenomeni possono essere intervenuti nella genesi di un lago oppure diversi fattori potrebbero aver contribuito alla loro formazione, nel secondo invece condizioni ambientali diverse che possono manifestarsi da un anno all'altro potrebbero portare ad una non chiara distinzione delle caratteristiche termiche.

1.1.1 Origine e classificazione dei laghi

In generale, sulla base di criteri genetici e morfologici, si distinguono i laghi in due grandi gruppi (Tonolli, 1964):

- Laghi Accidentali, ossia quelli che riconoscono la loro origine in eventi accidentali, spesso catastrofici e che si originano frequentemente in modo improvviso.

Questi laghi sono estranei alla morfologia della regione in cui compaiono.

- Laghi Regionali, quelli le cui conche dipendono dalle cause generali che hanno modellato la regione, ne rappresentano un carattere essenziale e si formano lentamente.

Fanno parte della prima categoria i “*laghi di frana*”, originati a seguito di smottamenti, scivolamenti o crolli di masse litoidi e di cui ne è un esempio il lago di Scanno in Abruzzo (sbarrato da una frana probabilmente di età postglaciale), i “*laghi di terremoto*” e i “*laghi occupanti crateri di meteoriti*”.

Alla seconda categoria appartengono invece i “*laghi tettonici*”, che comprendono tutti quei laghi che si sono formati a seguito di movimenti delle parti più profonde della crosta terrestre e sono tra i più estesi della terra; i “*laghi vulcanici*” costituiti da diversi tipi tra i quali si distinguono: quelli *craterici*, originati a seguito di esplosioni violente che hanno dato luogo alla formazione di crateri come i laghi vulcanici laziali di Monterosi; Albano; Nemi, Vico e Bracciano; quelli di *caldera*, ossia enormi depressioni vulcaniche dovute ad esplosioni reiterate che hanno distrutto il cono preesistente oppure a sprofondamenti delle parti centrali dei vulcani a seguito della fuoriuscita di magmi, ne è un esempio il lago di Bolsena; i “*laghi pseudovulcanici*” originati nelle regioni vulcaniche per la fuoriuscita di acque dal sottosuolo, sotto forma di sorgenti termali, geysers ecc.; i “*laghi carsici*” che si originano quando le attività carsiche creano una speciale morfologia piena di cavità che possono accogliere acque; i “*laghi steppici e desertici*”, conche generalmente prive di emissari ed immissari che si formano in regioni con clima arido e idrografia superficiale molto povera; i “*laghi glaciali*”, le cui conche lacustri possono formarsi o scavando direttamente conche dentro la roccia o sbarrando valli e depressioni con il materiale morenico o con la stessa massa, si distinguono tra questi vari tipi tra i quali per esempio i *laghi terminali* o *marginali* formati per l’azione escavante dei ghiacciai che sono discesi nei solchi vallivi dalle cime ghiacciate e che ne sono un esempio classico i laghi di Como, Lecco, Garda, Iseo, Maggiore e Orta; i “*laghi di pianura*” causati anche da sbarramenti ad opera di alluvioni o da irregolarità nella deposizione originaria che ha costituito la pianura come anche ad opera dell’uomo per l’estrazione di gas e petrolio dal sottosuolo ed infine i “*laghi costieri*” che si formano quando il materiale in sospensione nelle acque marine si deposita lungo la fascia costiera, si possono creare in questo caso cordoni litoranei che chiudendosi ai due lati della terraferma delimitano gli specchi d’acqua, come i laghi di Lesina e Varano in Puglia o di Sabaudia e Fogliano nella regione pontina (Tonolli, 1964).

1.1.2 Tipi di circolazione e classificazioni termiche dei laghi

Un secondo modo per classificare gli ecosistemi lacustri è quello incentrato sul gradiente termico. La conoscenza delle proprietà termiche di un lago è di fondamentale importanza in quanto da questa

dependono molti fenomeni connessi ai processi biologici (Margaritora *et al*, 2002). Un lago riceve energia dal mondo esterno prevalentemente sotto forma di energia radiante proveniente dal sole, che una volta assorbita viene trasformata in calore per i processi fotochimici e di energia meccanica dovuta all'azione del vento che metterà in moto grandi masse d'acqua le quali influiranno direttamente sulla distribuzione delle proprietà dell'acqua e dei suoi contenuti abiotici e biotici (Hutchinson, 1957). Considerando ad esempio un lago temperato, a cui appartengono gli ecosistemi lacustri presenti in Italia, si riconoscono in questo una tipica *circolazione primaverile* (Fig. 1): il processo di rimescolamento delle acque è dovuto all'aumentare delle temperature per le giornate più lunghe, il ghiaccio formato nella stagione invernale si scioglie anche con l'aiuto del vento e l'acqua superficiale si scalda fino a 4°C. Si stabilisce così una circolazione con distribuzione uniforme di temperatura ai vari livelli (isotermia). La lunghezza di questo periodo è variabile in funzione della profondità del lago e della presenza o meno di vegetazione. Con l'avanzare della primavera aumenta il riscaldamento delle acque superficiali che porta alla *stratificazione termica estiva*: si vengono a creare tre caratteristiche porzioni, una superiore più calda chiamata *epilimnio*, una inferiore fredda e profonda, l'*ipolimnio* ed una porzione di modesto spessore che separa l'*epilimnio* dall'*ipolimnio* ed in cui si ha una brusca variazione di temperatura, il *termoclino* o *metalimnio*. Il gradiente termico è di circa un grado per metro e si attenua verso la fine dell'estate. In autunno la diminuzione di temperatura fa sì che le acque superficiali si raffreddino per le perdite notturne di calore, tendono così a mescolarsi con le acque anche per l'azione del vento. Viene ad instaurarsi in tal modo un secondo periodo di circolazione, la *circolazione autunnale*, in cui il termoclino si abbassa progressivamente fino a isotermia dell'intera massa d'acqua. Il passaggio dalla stagione estiva a quella autunnale è in genere molto rapido. Quando l'acqua raggiunge i 4°C, il progressivo raffreddamento può portare alla formazione di ghiaccio in superficie, creando così la *stratificazione invernale*, inversa a quella estiva, in cui le acque più fredde si trovano sopra quelle più calde (Stella, 1984).

Considerando i periodi di circolazione si riconoscono le seguenti categorie lacustri:

- *Laghi di tipo polare* (laghi *amittici*): sono sempre coperti da ghiaccio e non presentano periodi di circolazione (isotermia). La temperatura della massa d'acqua è sempre inferiore a 4°C. Sono limitati alla regione antartica e a poche zone montane.
- *Laghi di tipo sub-polare* (laghi *monomittici freddi*): hanno un solo periodo di circolazione estiva con temperature intorno ai 4°C, in inverno sono coperti di ghiaccio e presentano stratificazione inversa.

- *Laghi di tipo temperato (laghi dimittici)*: presentano due periodi di circolazione, in primavera e in autunno, e due periodi di stratificazione in estate e inverno. Quindi la temperatura dell'acqua è inferiore a 4°C durante l'inverno superiore in estate.
- *Laghi di tipo sub-tropicale (laghi monomittici caldi)*: la temperatura dell'acqua di fondo è sempre superiore a 4°C, ma presentano una ben definita stratificazione termica con un solo periodo di circolazione invernale. Appartengono a questo tipo i nostri grandi laghi subalpini.
- *Laghi di tipo tropicale (laghi anisomittici)*: la temperatura di tutta la massa d'acqua è sempre superiore a 4°C; tra epilimnio e ipolimnio ci sono soltanto poche differenze di temperatura, non si presenta quindi una stratificazione termica ben definita.

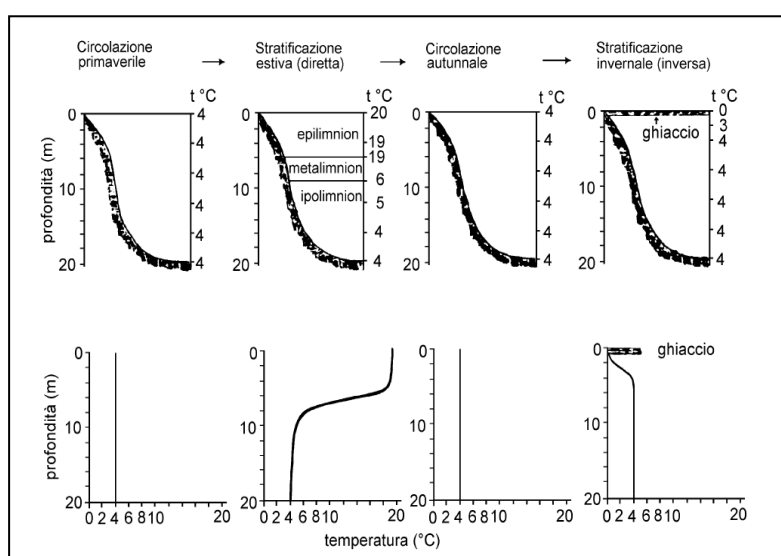


Fig. 1 Curve termiche di un lago temperato (tratto da Tonolli, 1964)

Nei laghi che rientrano in queste categorie la circolazione dell'acqua, quando ha luogo, è completa, interessa cioè la massa d'acqua fino al fondo e per questo sono chiamati *laghi olomittici*. Quando invece la circolazione interessa solo la parte superiore dell'acqua sono chiamati *meromittici*, ossia con circolazione solo parziale (Hutchinson, 1957). Questo può verificarsi quando ad esempio l'acqua di fondo, per accumulo di soluti, acquista una densità di origine chimica superiore a quella dovuta alla propria temperatura quindi pur essendo isoterma con gli strati sovrastanti non potrà mescolarsi ad essi. E' evidente che una tale eccezione complica la classificazione sopra descritta, in tal caso è importante prendere in considerazione solo i laghi con piena circolazione quando isotermi (laghi olomittici). I laghi meromittici, nei quali l'acqua di fondo non entra mai in circolazione, possono avere caratteristiche termiche molto varie. Infine va ricordato che alcuni laghi non si possono considerare rigorosamente olomittici o meromittici perché la piena circolazione può manifestarsi o no da un anno all'altro a seconda delle condizioni ambientale (vento e temperatura).

1.1.3 Parametri chimici e fisico-chimici descrittori degli ambienti lacustri

Oltre alla temperatura, i laghi sono caratterizzati rispetto al loro chimismo di base, anche da altri parametri ambientali; sono ritenuti prioritari per uno studio di qualità, anche quelli relativi a ossigeno disciolto, trasparenza, composti del fosforo e dell'azoto, pH.

I parametri descritti di seguito sono quelli che influenzano direttamente la produttività del corpo idrico:

la *temperatura* è indubbiamente il fattore di maggior interesse in grado di influenzare anche gli altri parametri e quindi, indirettamente, la produttività del lago. Come descritto in precedenza, la distribuzione del calore dipende da diverse componenti, in particolare dall'ampiezza e dalla profondità del lago, dalle correnti di densità nonché dall'azione del vento, dalla latitudine e longitudine del lago.

la *concentrazione di ossigeno* riveste un ruolo fondamentale come elemento vitale per la flora e la fauna permettendo lo sviluppo di vita aerobia ed influenzando il potenziale redox negli strati profondi e di conseguenza la solubilità di tutte le altre specie chimiche presenti. Il contenuto di ossigeno disciolto nelle acque rappresenta l'equilibrio raggiunto tra la demolizione della materia organica e la riossigenazione dovuta alla produzione fotosintetica ed agli scambi con l'atmosfera. Il contenuto di questo gas è espresso in termini di percentuale di saturazione, ovvero di rapporto tra la concentrazione di ossigeno misurata e quella teorica di equilibrio (saturazione) alla temperatura ed alla pressione atmosferica (Mastrantuono, 2005).

la *concentrazione di clorofilla* è proporzionale alla concentrazione del fosforo presente ed è connessa con la biomassa prodotta nel bacino. La sua concentrazione può essere espressa o in termini di media annua oppure di concentrazione massima raggiungibile. In questo secondo caso deve essere calcolata in base alla biomassa algale prodotta nel periodo estivo. La conoscenza di quest'ultimo fattore riveste un ruolo importante vista la forte interdipendenza proprio tra la biomassa algale e la determinazione della trasparenza tramite l'utilizzo del disco di Secchi. Con questo metodo si valuta la media tra la profondità di scomparsa e ricomparsa alla vista di un osservatore di un disco bianco del diametro di 20/30 cm calato in acqua nelle ore centrali diurne. La misura della trasparenza varia stagionalmente ed in dipendenza di diversi fattori come la concentrazione di materia organica ed inorganica in sospensione e la densità del fitoplancton; la sua determinazione è di notevole interesse dal momento che essa influenza la profondità di penetrazione della luce e di conseguenza segna la zona in cui avvengono i processi di biosintesi e dove la produzione supera di molto la decomposizione (zona fotica) da quella in cui si ha la degradazione della materia organica (zona afotica).

E' inoltre di fondamentale importanza la determinazione dei composti del fosforo e dell'azoto che sono spesso denominati “*fattori limitanti*” a causa della loro bassa concentrazione in natura e del ruolo che svolgono nei processi fotosintetici di produzione della materia organica. Ma il grande interesse verso questi due composti, specialmente il fosforo, va ad inserirsi nel quadro più complesso della capacità del lago di sopportarne i loro aumenti senza andare incontro a modificazioni trofiche di tipo degenerativo; la valutazione del carico di nutrienti che un lago può sopportare è spesso effettuata con sistemi semplificati che dispongono unicamente di elementi relativi al rapporto tra profondità media del lago, tempo di ricambio delle acque e carico di fosforo. Il grafico seguente (Fig. 2) evidenzia il metodo tramite il quale si può valutare teoricamente come evolve l'ambiente rispetto ad un determinato carico di fosforo e quindi la possibilità di poter intervenire sul sistema (Marchetti, 1993).

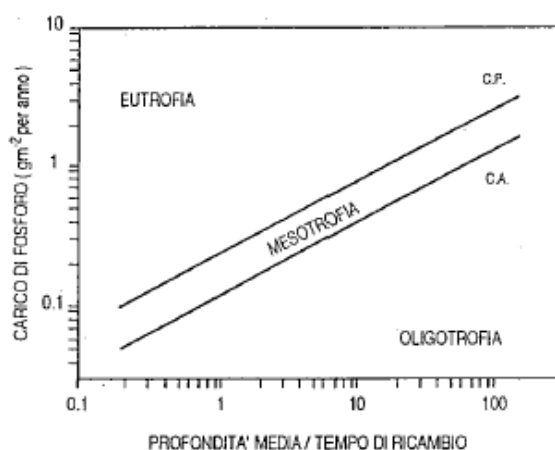


Fig. 2. Rapporto tra carico di fosforo e z/T_w , dove CP: carico pericoloso e CA: carico accettabile (tratto da Marchetti, 1993).

1.2 La Direttiva 2000/60/CE

La direttiva 2000/60/CE (Commissione Europea, 2000) istituisce un quadro per la protezione delle acque superficiali (fiumi, laghi, acque marino costiere e di transizione) e sotterranee della Comunità Europea attraverso una gestione integrata delle risorse idriche, orientata verso una politica di utilizzo sostenibile dell'acqua. La Direttiva Quadro Acque (DQA) persegue molteplici finalità quali la prevenzione e la riduzione dell'inquinamento, la protezione dell'ambiente, il miglioramento delle condizioni degli ecosistemi acquatici e la mitigazione degli effetti delle inondazioni e della siccità. Il suo obiettivo ultimo è quello di raggiungere un “buono stato chimico ed ecologico” di tutte le acque comunitarie entro il 2015.

L'assetto normativo che era presente all'interno dell'Unione Europea è stato modificato con l'emanazione della DQA tanto dal punto di vista ambientale, quanto amministrativo-gestionale. Essa infatti costituisce uno degli atti normativi più ambiziosi e completi pubblicati in ambito comunitario. Due sono i principali approcci innovativi introdotti rispetto alla normativa pregressa.

Il primo pone sicuramente al centro dell'attenzione il tema della qualità dei corpi idrici, in particolare viene definito lo "stato di qualità" delle acque non più in funzione dell'uso ma sulla base delle condizioni ambientali. Nel sistema di classificazione dei corpi idrici vengono considerate anche le comunità biologiche, le condizioni idromorfologiche oltre che i parametri chimici e fisico-chimici. In questo nuovo contesto le comunità biologiche e la loro struttura, considerate a differenti livelli trofici, dai produttori primari (fitobenthos e macrofite) ai diversi livelli di consumatori (macroinvertebrati e pesci) assumono un ruolo fondamentale nella valutazione dello Stato Ecologico definito come rapporto di qualità ecologica (RQE) e calcolato rapportando *"i valori dei parametri biologici riscontrati in un dato corpo idrico superficiale a quelli constatabili nelle condizioni di riferimento applicabili al medesimo corpo. Il rapporto è espresso come valore numerico compreso tra 0 e 1: valori prossimi a 1 tendono allo stato ecologico elevato, quelli prossimi allo zero allo stato ecologico cattivo"* (Direttiva Europea, 2000). Per ogni categoria di acque superficiali si suddivide la gamma dei rapporti di qualità ecologica in cinque classi (elevato, buono, sufficiente, scarso e cattivo) assegnando un valore numerico ad ogni delimitazione tra le classi, ciascuna delle quali rappresenta quindi l'entità delle alterazioni, provocate dalle attività antropiche, sugli "Elementi di Qualità Biologica" (EQB) (Allegato V, Direttiva europea, 2000).

Per la misura di tali alterazioni è stato necessario definire delle "condizioni di riferimento" (punto 1.1.1 dell'allegato 3 alla parte terza del Dlgs 152/06, così come modificato dal DM 56/09) le quali rappresentano uno stato corrispondente a pressioni molto basse e con modificazioni molto lievi degli elementi di qualità biologica, idro-morfologica e chimico-fisica; le condizioni di riferimento sono tipo-specifiche perché stabilite per ogni tipo di corpo idrico individuato all'interno delle categorie di acque superficiali e consentono di derivare i valori degli elementi di qualità biologica necessari per la classificazione dello stato ecologico del corpo idrico; vengono espresse come intervallo di valori, in modo tale da rappresentare la variabilità naturale degli ecosistemi. La classificazione dello stato di qualità ecologico di un corpo idrico si esprime, quindi, proprio come rapporto di qualità ecologica dato dal grado di scostamento delle condizioni osservate rispetto a quelle di riferimento.

Il secondo aspetto innovativo introdotto dalla DQA riguarda la gestione delle acque, valutate non più come singole entità ma in relazione al bacino idrografico di appartenenza. Ciascun corpo idrico

è considerato all'interno di un sistema complesso di acque superficiali e sotterranee tra esse interconnesse che tiene conto anche delle caratteristiche del territorio sul quale scorrono con particolare attenzione alle pressioni su di esso incidenti. Nel definire le misure di protezione e miglioramento viene quindi preso in considerazione l'intero corpo idrico ossia sorgente, affluenti e foce (Scanu *et al.*, 2013). La DQA stabilisce che ogni Stato Membro predisponga la tutela delle acque a livello di “bacino idrografico” e l'unità territoriale di riferimento per la gestione del bacino è individuata proprio nel “distretto idrografico”, *area di terra e di mare, costituita da uno o più bacini idrografici limitrofi e dalle rispettive acque sotterranee e costiere* (Direttiva Europea, 2000). Per ogni distretto deve essere predisposto un programma di misure che tenga conto delle analisi effettuate e degli obiettivi ambientali fissati dalla Direttiva.

Tali programmi sono indicati nei Piani di Gestione (PdG) che gli Stati Membri devono predisporre per ogni singolo bacino idrografico e che rappresentano quindi lo strumento di programmazione/attuazione per il raggiungimento degli obiettivi stabiliti dalla direttiva 2000/60/CE (art. 13 della DQA). Il contenuto dei Piani di Gestione dei Bacini Idrografici è richiamato nell'allegato VII della DQA. Tra le informazioni che devono essere riportate nei PdG si evidenziano quelle riguardanti la descrizione generale delle caratteristiche del distretto, la sintesi delle pressioni e degli impatti delle attività umane sui corpi idrici superficiali e sotterranei, la mappa delle reti di monitoraggio nonché l'elenco degli obiettivi ambientali per tutti i corpi idrici e la sintesi dei programmi di misure.

1.2.1 Il processo di Intercalibrazione Europea dei metodi biologici

Al fine di armonizzare l'attuazione di una norma così complessa sull'intero territorio comunitario la Commissione Europea, in accordo con i vari Paesi Membri, ha istituito una “Strategia Comune di Implementazione” (CIS, Common Implementation Strategy). La CIS (Commissione Europea, 2001) ha portato nel tempo alla pubblicazione di molte linee guida che sono state un riferimento fondamentale durante la stesura dei regolamenti attuativi decretati a livello nazionale. All'interno della CIS sono stati stabiliti diversi gruppi di lavoro (Fig. 3), tra i quali di particolare importanza è stata l'attività svolta all'interno del gruppo di lavoro ECOSTAT sullo stato ecologico. Al fine di giungere ad una omogenea valutazione dello stato di qualità ambientale dei corpi idrici sul territorio europeo, nell'ambito della CIS si è effettuata “l'intercalibrazione dei metodi biologici”, così come richiesto dalla DQA (Allegato V, punto 1.4 della DQA). Data l'estrema varietà degli ecosistemi acquatici europei, gli esperti hanno istituito diversi Gruppi di Intercalibrazione Geografica (GIG) suddivisi per differenti ecoregioni (per gli ecosistemi lacustri, l'Italia ha partecipato al processo di

intercalibrazione del GIG Alpino e del GIG Mediterraneo). All'interno di ciascuna ecoregione sono stati selezionati una serie di siti per formare la rete di intercalibrazione (Commissione Europea, 2005) che comprende almeno due siti corrispondenti al valore di delimitazione fra le definizioni dello stato elevato e buono e almeno altri due per quello tra buono e sufficiente.

Scopo dell'intercalibrazione non è quello di definire sistemi di valutazione comuni. Ogni Stato membro infatti è libero di scegliere un metodo proprio, nel rispetto delle disposizioni della DQA. L'obiettivo dell'intercalibrazione è piuttosto quello di assicurare che i diversi sistemi nazionali producano risultati tra loro comparabili. Le attività sono finalizzate a definire un limite superiore e un limite inferiore di buono stato. La linea che divide un "buono" stato da uno stato "sufficiente" è particolarmente importante, perché indica se un corpo idrico soddisferà o meno l'obiettivo della DQA del raggiungimento di un buono stato entro il 2015 (Commissione Europea, 2008). I risultati del processo di intercalibrazione sono stati riportati nella Decisione Europea *"che istituisce i valori delle classificazioni dei sistemi di monitoraggio degli Stati Membri risultanti dall'esercizio di intercalibrazione"* (Commissione Europea; 2013).

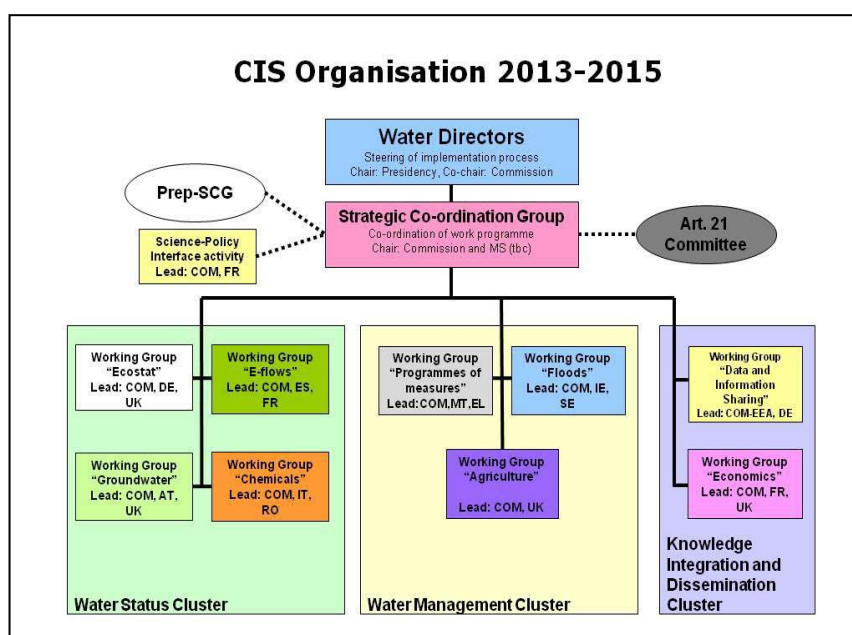


Fig. 3. Schema di organizzazione della CIS 2013-2015 scaricabile da

<http://ec.europa.eu/environment/water/water-framework/objectives/pdf/Work%20Programme%202013-2015.pdf>

1.2.2 Il quadro normativo nazionale

La direttiva 2000/60/CE è stata recepita in Italia attraverso la parte terza, rubricata "Norme in materia di difesa del suolo e lotta alla desertificazione, di tutela delle acque dall'inquinamento e di gestione delle risorse idriche", del decreto legislativo del 3 aprile 2006, n. 152, *"Norme in materia*

ambientale” (Italia, 2006). Per rispondere agli aggiornamenti apportati alla regolamentazione comunitaria il decreto è stato successivamente modificato; infatti dal 2008 al 2010 il Ministero dell’Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare (MATTM) ha emanato quattro decreti ministeriali che hanno modificato gli allegati tecnici 1 e 3 della succitata parte terza del Dlgs 152/06. Le modifiche hanno riguardato la caratterizzazione dei corpi idrici (tipizzazione, individuazione dei corpi idrici, analisi delle pressioni) (DM 16 giugno 2008, n. 131), il monitoraggio dei corpi idrici e l’identificazione delle condizioni di riferimento (DM 14 aprile 2009, n. 56), l’individuazione e la trasmissione delle informazioni territoriali sull’attuazione della norma (DM 17 luglio 2009) e la classificazione dello stato dei corpi idrici superficiali (DM 8 novembre 2010, n. 260).

Per la definizione dei decreti attuativi, il MATTM ha proceduto alla consultazione dei vari soggetti interessati all’attuazione della DQA, quali le Autorità di Bacino nazionali, le Regioni e le Province Autonome. Per la stesura di una norma così complessa è stato inoltre necessario avvalersi della collaborazione di ISPRA e di altri enti ed istituti di ricerca (CNR-IRSA, CNR-ISE, ENEA e ISS) come anche delle Agenzie Regionali per la Protezione Ambientale (ARPA) in particolare per lo sviluppo dei metodi di classificazione e per tutti gli altri aspetti tecnici necessari all’attuazione della DQA, quali per esempio la tipizzazione, l’identificazione dei siti di riferimento e di monitoraggio, etc..

1.2.3 Gli ecosistemi lacustri nel contesto normativo

Secondo la definizione della normativa in vigore un lago è definito come un *corpo idrico naturale lentico, superficiale, interno, fermo, di acqua dolce, dotato di significativo bacino scolante* mentre un invaso si definisce come *corpo idrico fortemente modificato, corpo lacustre naturale-ampliato o artificiale* (Italia, 2006). Gli ecosistemi lacustri ricadenti sul nostro territorio sono stati tipizzati secondo la metodologia riportata nell’Allegato 3 della parte terza del Dlgs 152/06 così come modificato dal Decreto Ministeriale 131/2008.

La tipizzazione è stata effettuata per i laghi di superficie $\geq 0,2 \text{ km}^2$ e per gli invasi con superficie $\geq 0,5 \text{ km}^2$. Nell’ambito dei corpi idrici tipizzati devono essere sottoposti a successivo monitoraggio e classificazione i laghi e gli invasi con una superficie $\geq 0,5 \text{ km}^2$. La tipizzazione deve essere comunque applicata anche per i laghi con superficie $\leq 0,2 \text{ km}^2$ ma che presentano ambienti di particolare rilevanza paesaggistica o individuati come siti di riferimento nonché per i corpi idrici che a causa del carico inquinante possono avere influenza negativa per altri corpi idrici ad essi connessi.

La tipizzazione dei laghi/invasi è basata sull'utilizzo di descrittori abiotici (Tab. 1). La procedura prevede che venga seguito uno schema dicotomico basato su una sequenza successiva di nodi che si sviluppino a cascata (Fig. 4). Complessivamente con questa griglia operativa di tipizzazione si ottengono 18 tipi, di cui uno corrisponde al tipo con elevato contenuto salino (Tipo S), 10 appartenenti alla Regione Alpina e Sudalpina (Tipo AL-1...AL-10) e 7 alla Regione Mediterranea (Tipo ME-1...ME-7).

Effettuata la procedura di tipizzazione gli ecosistemi lacustri sono sottoposti a successivo monitoraggio al fine di stimare i valori degli elementi di qualità biologica secondo i criteri tecnici riportati nell'Allegato 1 della parte terza del Dlgs 152/06 così come modificato dal Decreto Ministeriale 14 aprile 2009 n. 56.

In generale il monitoraggio deve essere progettato per acquisire una visione coerente e globale dello stato di qualità delle acque all'interno dei distretti. La regolamentazione italiana, in conformità con quanto riportato dall'allegato V della DQA, prevede tre tipi di monitoraggio: *sorveglianza*, *operativo* e di *indagine*.

Il monitoraggio di sorveglianza è realizzato per integrare e convalidare i risultati dell'analisi dell'impatto di cui all'allegato 3 della parte terza del Dlgs 152/06, per la progettazione dei futuri programmi di monitoraggio e per la valutazione delle variazioni a lungo termine di origine naturale e antropica e va effettuato su un numero sufficiente e rappresentativo di corpi idrici del bacino idrografico. Ha una cadenza almeno sessennale e per la classificazione sono monitorati tutti gli elementi di qualità biologica, idromorfologica e fisico-chimica (tabella 3.6 del DM 56/2009), gli inquinanti che figurano nell'elenco di priorità e le altre sostanze inquinanti, non previste nell'elenco, se scaricate o immesse nel bacino.

Il monitoraggio operativo viene effettuato su tutti i corpi idrici che sono stati identificati "a rischio" di non raggiungere gli obiettivi ambientali entro il 2015 sulla base delle analisi di pressioni e impatti e/o sulla base dei risultati del monitoraggio di sorveglianza. E' realizzato per stabilire lo stato di qualità dei corpi idrici monitorati e valutare le variazioni dello stato degli stessi a seguito dell'attuazione dei programmi di misure. Esso si applica anche a corpi idrici nei quali vengono scaricate e/o immesse e/o rilasciate e/o presenti sostanze dell'elenco di priorità. Il ciclo è almeno triennale e, ai fini della classificazione dello stato ecologico, devono essere monitorati solo alcuni degli elementi di qualità biologica più sensibili alle pressioni che incidono sul corpo idrico.

Il monitoraggio di indagine è invece previsto in casi specifici nei quali è necessario un approfondimento dell'attività conoscitiva (inquinamento accidentale, difficoltà nell'identificazione delle cause di inquinamento ecc.). Pertanto, questo tipo di monitoraggio prevederà ulteriori

parametri di indagine e frequenze adatte al tipo di investigazione che è necessario effettuare (Scanu *et al.*, 2013).

Tab. 1. Descrittori utilizzati per l'identificazione dei tipi dei laghi/invasi (tratta da DM 131/2008)

DESCRITTORE		INTERVALLO DEI VALORI
LOCALIZZAZIONE	ECOREGIONE ALPINA	LAT. $\geq 44^{\circ}00'$ N
GEOGRAFICA	ECOREGIONE MEDITERRANEA	LAT. $< 44^{\circ}00'$ N
DESCRITTORI MORFOMETRICI	QUOTA (m s.l.m.)	< 800
		≥ 800
		≥ 2000
	PROFONDITÀ MEDIA/MASSIMA (m)	< 15
		$\geq 15 / \geq 120$
	SUPERFICIE (km ²)	≥ 100
DESCRITTORI GEOLOGICI	Composizione prevalente substrato geologico(*)	Substrato dominante calcareo
		Talk $\geq 0,8$ meq/l (**)
		Substrato dominante siliceo
		Talk $< 0,8$ meq/l (**))
	Origine vulcanica	SI
		NO
DESCRITTORI CHIMICO-FISICI	CONDUCIBILITÀ (μS/cm 20°C)	< 2500
		≥ 2500
	STRATIFICAZIONE TERMICA	LAGHI/INVASI POLIMITTICI
		LAGHI/INVASI STRATIFICATI

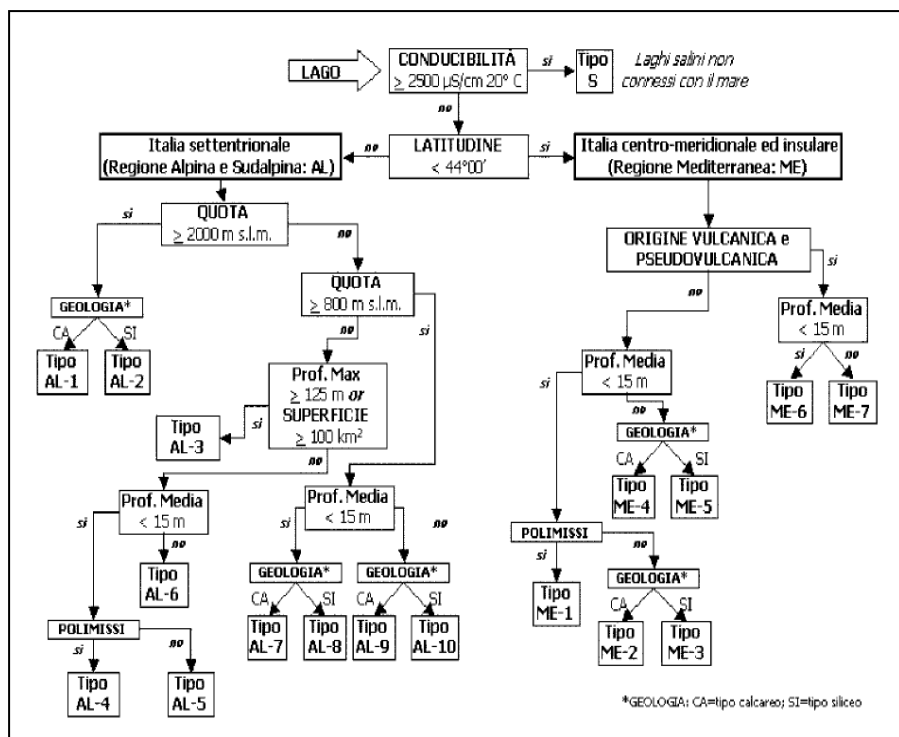


Fig. 4. Griglia operativa di tipizzazione dei laghi e degli invasi (tratta da DM 131/2008)

Per quanto riguarda la classificazione dello stato ecologico del corpo idrico questa è effettuata sulla base della valutazione degli Elementi di Qualità Biologica (EQB), degli elementi fisico-chimici, chimici (inquinanti specifici) e idromorfologici. L'allegato V della DQA prevede per gli ecosistemi lacustri gli elementi qualitativi riportati nella tabella seguente (Tab 2):

Tab. 2. Elementi qualitativi per la classificazione dello stato ecologico

Elementi Biologici	- Composizione, abbondanza e biomassa del fitoplancton - Composizione e abbondanza dell'altra flora acquatica (macrofite e fitobenthos) - Composizione e abbondanza dei macroinvertebrati bentonici - Composizione, abbondanza e struttura di età della fauna ittica
Elementi idromorfologici a sostegno degli elementi biologici	- Regime idrologico (massa e dinamica del flusso idrico, tempo di residenza, connessione con il corpo idrico sotterraneo) - Condizioni morfologiche (variazione della profondità del lago, massa, struttura e substrato del letto, struttura della zona ripariale)
Elementi chimici e fisico-chimici a sostegno degli elementi biologici	- Elementi generali (trasparenza, condizioni termiche, condizioni di ossigenazione, salinità, stato di acidificazione, condizione dei nutrienti) - Inquinanti specifici (inquinamento da tutte le sostanze dell'elenco di priorità di cui è stato accertato lo scarico nel corpo idrico, inquinamento da altre sostanze di cui è stato accertato lo scarico nel corpo idrico in quantità significative).

Lo stato ecologico del corpo idrico è classificato in base al più basso dei valori riscontrati durante il monitoraggio biologico e fisico-chimico relativamente ai corrispondenti elementi qualitativi ed è riportata secondo il seguente schema cromatico (Tab. 3):

Tab 3. Schema cromatico per la classificazione dello stato ecologico

Classificazione dello stato ecologico	Schema cromatico
Elevato	
Buono	
Sufficiente	
Scarso	
Cattivo	

Il decreto Ministeriale 260/2010 riporta i criteri tecnici per la classificazione degli ecosistemi lacustri, in particolare i metodi di classificazione ed i limiti di classe degli elementi biologici sono quelli per il fitoplancton (ICF - Indice complessivo per il fitoplancton), le macrofite (MTIspecies, per i laghi di categoria L-AL3 e MacroIMMI, per i laghi appartenenti alle tipologie LAL4, L-AL5 e

L-AL6) ed i pesci (LFI - Lake Fish Index). Se si confronta la regolamentazione nazionale con quanto riportato nella DQA (Tab. 2) si osserva che per gli ecosistemi lacustri non sono stati definiti tutti gli indici degli EQB previsti dalla DQA, in particolare non sono presenti i metodi per la classificazione attraverso i macroinvertebrati bentonici ed il fitobentos. E' attualmente in corso, da parte del MATTM un aggiornamento del DM 260/2010 per recepire i valori delle classificazioni dei sistemi di monitoraggio degli Stati Membri che sono risultati dall'esercizio di intercalibrazione (Commissione Europea, 2013) e che prevede anche l'inserimento dei due metodi sopracitati.

1.3 Le Diatomee come indicatori biologici della DQA

Tra gli elementi di qualità biologica presi in considerazione nella DQA le alghe svolgono un ruolo importante all'interno di tutta la componente vegetale, costituita anche da briofite e idrofite fenerogamiche, in quanto con il loro tallo sono completamente immerse in acqua, fisse al substrato e sensibili alle caratteristiche chimiche e fisiche del corpo idrico. Tra le diverse classi di alghe, le Diatomee, alghe brune unicellulari appartenenti alla classe delle Bacillariophyceae (Divisione Bacillariophyta), rappresentano la componente principale del fitobenthos e sono i principali produttori primari, sia in ambiente pelagico che bentonico, contribuendo in modo sostanziale alla produttività primaria globale (Jeffrey & Hallegraeff 1990; Kelly *et al.*, 2006). Queste alghe presentano caratteristiche biologiche ed ecologiche che le rendono ottimi indicatori di qualità e quindi si sono rivelate nel tempo molto idonee al monitoraggio delle acque. Per questo motivo sono stati sviluppati molti indici biotici basati sulle diatomee in particolare per gli ecosistemi fluviali (Descy, 1979; CEMAGREF, 1982; Leclercq & Maquet, 1987; Kelly & Whitton, 1995; Prygiel & Coste, 1999; Rott & Pipp, 1999; Kwadrans *et al.*, 1999; Dell'Uomo, 2004).

Le diatomee sono ubiquitarie, colonizzano qualsiasi specchio d'acqua dolce, salmastra e salata, hanno un'elevata diversità e sono presenti tutto l'anno, con generi e specie diverse a seconda della stagione e della tipologia di corpo idrico. Le diatomee sono sensibili alle variazioni dei parametri chimici e fisici del mezzo ambiente, infatti la struttura delle comunità risente delle condizioni ambientali proprie di ogni ecosistema e dei mutamenti dovuti ad eventi di disturbo; presentano un ciclo vitale molto breve, a differenza degli altri indicatori biologici come macroinvertebrati, macrofite e pesci, rispondendo velocemente ai cambiamenti dei parametri ambientali (Rott, 1991) e ricostituiscono la comunità danneggiata o distrutta in sole 2-4 settimane una volta cessato il fattore di disturbo.

1.3.1 Biologia

Le Diatomee sono alghe unicellulari, talora riunite in colonie, delle dimensioni che vanno da pochi μm fino ad oltre mezzo mm. Sono organismi eucarioti, autotrofi per la presenza di clorofilla-a e di altri pigmenti. Il plasmalemma infatti racchiude citoplasma, nucleo, vacuoli e plastidi. Questi contengono almeno un pirenoide che presenta pigmenti carotenoidi quali β -carotene, diatoxantina, diadinoxantina, fucoxantina i quali mascherano il colore verde della clorofilla (a e c), conferendo il colore bruno a tutta la cellula. (Stauber & Jeffrey, 1988).

Le Diatomee sono caratterizzate dalla parete cellulare che si compone principalmente di silice amorfa idrata ($\text{SiO}_2\text{nH}_2\text{O}$) portata all'interno della cellula mediante trasporto attivo (Round *et al.*, 1990; Brownlee & Taylor, 2002). La parete cellulare è chiamata frustulo (Fig. 5), il quale risulta composto di due metà: una valva superiore, l'epivalva ed una inferiore, l'ipovalva. La dimensione della valva superiore è maggiore di quella inferiore, per questo esse si incastrano l'una sull'altra per chiudersi come fossero una scatola. Le superfici delle valve rappresentano le placche valvari le quali si prolungano entrambe verso la parte laterale della cellula con una o più bande connettivali che risultano parzialmente sovrapposte nella porzione mediana del frustulo. Le placche valvari, a differenza delle bande connettivali che sono generalmente lisce, si presentano ricche di ornamentazioni costituite essenzialmente di pori e alveoli. I primi sono perforazioni tondeggianti della valva, che possono essere chiuse o meno da sottili opercoli silicei. Le valve che possiedono i pori sono costituite da un'unica lamina di silice e possono essere rinforzate da ispessimenti lineari chiamati coste. Gli alveoli sono invece presenti nelle valve costituite da due sottili lamelle di silice sovrapposte e sono più complessi rispetto ai semplici pori. La disposizione e la densità dei pori, delle coste e degli alveoli sono tipo-specifiche ed hanno quindi grande valore sistematico (Dell'Uomo, 2004). Un canale longitudinale, il *rafe*, può essere presente sulle valve delle diatomee. Questo è formato all'estremità da due "noduli polari" e da un ispessimento centrale definito "nodulo centrale" (Bourelly, 1981). Il rafe sembra, in alcuni generi, la struttura coinvolta nella motilità della cellula, in altri ha funzione di adesione al substrato. Le diatomee che presentano il rafe su una sola valva, *arafidee*, mostrano limitate capacità di movimento. L'osservazione di residui mucillaginosi lungo le traiettorie delle cellule hanno portato all'ipotesi sempre più accreditata, che gli spostamenti siano mediati dalla secrezione di sostanze mucillaginose attraverso la fessura del rafe (Wetherbee *et al.*, 1998; Poulsen *et al.*, 1999).

Le Diatomee presentano due viste principali: quella valvare e quella connettivale. Nella prima il frustulo viene visto dall'alto o dal basso; mentre nella seconda viene osservato di fianco, dove avviene la parziale sovrapposizione delle bande connettivali delle valve. Le due viste sono

notevolmente diverse anche perché la prima presenta le ornamentazioni, la seconda ne è solitamente priva.

La riproduzione delle diatomee avviene per via vegetativa e sessuata. La prima modalità porta allo sviluppo di due cloni figli a partire da una cellula madre in seguito a divisione mitotica. In questa fase le due teche della cellula madre si separano, la citochinesi avviene parallela alla superficie valvare e ciascuna cellula figlia eredita una delle due valve parentali, la quale andrà a costituire sempre l'epivalva della cellula figlia che sintetizzerà a sua volta l'ipovalva. In tal modo un clone manterrà le dimensioni della cellula di origine (quello che ha ereditato l'epivalva) mentre l'altro avrà un frustulo di dimensioni minori.

Cicli successivi di riproduzione vegetativa riducono le dimensioni della cellula fino ad un valore critico in corrispondenza del quale si innesca la riproduzione sessuata che permette il ripristino delle dimensioni massime della specie. Tale riproduzione assume diverse forme in base al numero di gameti prodotti da ciascuna cellula e dal tipo di fusione (oogamia, isogamia, anisogamia) (Round *et al.*, 1990).

Alcune Diatomee, in certi momenti del loro ciclo vitale, che coincide di solito con le condizioni ambientali avverse, sono in grado di formare cisti silicee o statospore; quando le condizioni ritornano favorevoli, le statospore, che conducevano vita latente, riprendono l'aspetto di normali cellule vegetative (Mann, 1990).

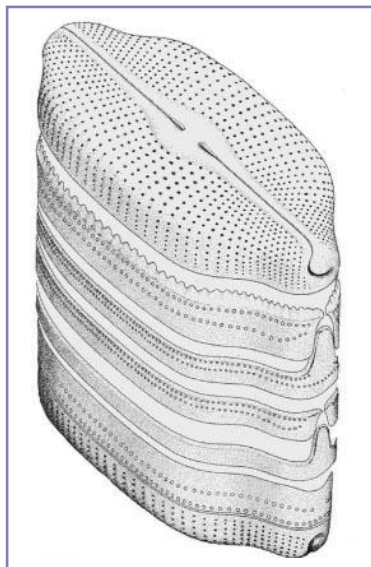


Fig. 5. Struttura del frustolo

1.3.2 Sistematica

Le diatomee sono classificate sulla base delle caratteristiche fenotipiche dei frustuli, in particolare sulla loro simmetria, dimensione, forma e sulla presenza e densità delle strie.

La prima distinzione tassonomica porta alla suddivisione delle diatomee in due grandi ordini: quello delle *Centrales* e quello delle *Pennales* (Tab. 4).

Tab. 4. Sottordini e famiglie delle *Centrales* e *Pennales*

CENTRALES		PENNALES
Sottordine <u>Coscinodiscineae</u>		Sottordine Araphidineae
Famiglie	Melosiraceae (Melosira) Coscinodiscaceae (Coscinodiscus) Thalassiosiraceae (Aulacosira, Cyclotella, Skeletonema, Stephanodiscus, Thalassosira) Hemidiscaceae (Actinocyclus)	Fragilariaceae (Asterionella, Diatoma, Fragilaria, Meridion, Synedra, Tabellaria, Tetracyclus)
Sottordine Rhizosolenioidaea		Sottordine Raphidineae
Famiglie	Rhizosoleniaceae (Rhizosolenia) Bidduphiaceae (Acanthoceros, Attheya, Biddulphia, Terpsinoe) Chaetoceraceae (Chaetoceros)	Eunotiaceae, (Actinella, Eunotia, Peronia) Achnantaceae, (Achnantes e Cocconeis) Naviculaceae, (Amphipleura, Amphora, Anomoeoneis, Berkeleya, Caloneis, Cymbella, Diatomella, Didymosphenia, Diploneis, Entomoneis, Frustulia, Gomphocymbella, Gomphonema, Gyrosigma, Mastogloia, Navicula, Neidium, Oestrupia, Pinnularia, Pleurosigma, Rhoicosphenia, Scoliopleura, Stauroneis) Bacillariaceae, (Bacillaria, Cylindrotheca, Cymbellonitzschia, Denticula, Gomphonitzschia, Hantzschia, Nitzschia, Simonsenia) Surirellaceae, (Campylodiscus, Cymatopleura, Stenopterobia, Surirella)

Nelle *Centrales* il frustulo ha una simmetria raggiata e una forma circolare, triangolare o quadrata. Molte specie sono libere, altre vivono riunite in colonie seriali per giustapposizione delle facce valvari. Le specie sessili sono associate in colonie gelatinose ramificate. Il protoplasma delle centriche contiene cromatofori discoidali talvolta di forma irregolare e/o laminare; molte contengono pirenoidi.

Nelle *Pennales* il frustulo ha simmetria bilaterale rispetto all'asse sagittale. La superficie valvare ha forma ellittica, a bastoncino, a navetta o asimmetrica; alcune sono percorse longitudinalmente dal rafe, mentre in quelle che ne sono prive è presente uno spazio bianco centrale detto *pseudorafe*. In alcuni generi si possono osservare bande intercalari e dei setti giacenti parallelamente o perpendicolarmente alla valva. I cromatofori hanno forme variabili: laminari con contorni irregolari o discoidali con contorni lisci. Spesso nei cromatofori laminari sono presenti dei pirenoidi.

1.3.3 Ecologia

Tra i principali fattori di crescita che influenzano la distribuzione e abbondanza delle specie diatomiche troviamo, per i parametri chimico-fisici, temperatura, pH, velocità di corrente e salinità mentre per quelli chimici la concentrazioni di ossigeno disciolto, silice, sostanza organica e nutrienti (Round, 1991; Herbst & Blinn, 1998; Sabater, 2000). Molte specie risultano essere estremamente sensibili a questi fattori non tollerandone grandi variazioni, mentre poche sono quelle che mostrano un'ampia valenza ecologica (Puccinelli, 2007). Per quanto riguarda la velocità di corrente, ad esempio, si possono distinguere diatomee *reobionti*, che colonizzano esclusivamente le acque correnti, diatomee *reofile*, che hanno una netta predilezione per le acque correnti, ma si incontrano anche in quelle stagnanti, diatomee *limnofile* le quali prediligono le acque stagnanti (laghi) o lentamente fluenti, le diatomee *limnobionti*, che vivono esclusivamente nelle acque tranquille (laghi, paludi, ecc.) ed infine le diatomee indifferenti alla corrente che sono ugualmente rappresentate nelle acque correnti (ambienti lotici) ed in quelle stagnanti (ambienti lentic) (Round, 1981).

Alcuni autori hanno suddiviso le diatomee in base alle loro esigenze nei confronti dell'ossigeno disciolto (Van Dam *et al.*, 1994), altri in relazione alla sostanza organica, elaborando così il sistema saprobico (Liebmann, 1962; Fjordingstad, 1965; Sládeček, 1973, 1986), altri ancora in base alle capacità di adattamento delle diatomee alle variazioni della concentrazione salina ed in particolare ai cloruri (NaCl, MgCl₂) (Kolbe, 1927; Hustedt, 1956; Van Dam *et al.*, 1994) ed infine molti autori (Hofmann, 1994; Van Dam *et al.* 1994) hanno proposto la suddivisione delle diatomee in riferimento al sistema trofico, che mette in relazione organismi viventi e contenuto in nutrienti (soprattutto nitrati e fosfati) del corpo idrico. Si distinguono così, sulla base della concentrazione di fosforo totale, cinque livelli che includono specie caratteristiche di ambienti ipotrofici, oligotrofici, mesotrofici, eutrofici e ipertrofici.

Le diatomee possono essere suddivise, in base all'habitat, in due principali categorie: bentoniche e planctoniche. Le prime sono tipicamente quelle pennate, caratteristiche di tutti gli ambienti

acquatici dove esiste una buona penetrazione di luce, le seconde sono invece quelle centriche, presenti quasi esclusivamente nel plancton, sia lacustre che marino.

Le comunità diatomiche bentoniche sono usualmente distinte in base alla natura del substrato in:

- epilitiche, se aderiscono a substrati duri naturali o artificiali (per es. ciottoli, rocce, pilastri di ponti).
- epifitiche, quando si sviluppano sulla superficie di altri vegetali, quali macroalghe, muschi e piante acquatiche;
- epipeliche, o epipsammiche quando vivono libere sul limo di fondo o sulla sabbia;

2. Area di Studio

Sono stati studiati i seguenti otto ecosistemi lacustri appartenenti tutti all'Ecoregione Mediterranea (Fig 6): Albano, Bracciano, Bolsena, Martignano, Vico, Salto, Scanno e Turano. I primi cinque laghi sono di origine vulcanica, Scanno è un lago di frana mentre il Salto e Turano sono laghi creati da uno sbarramento di origine antropica.

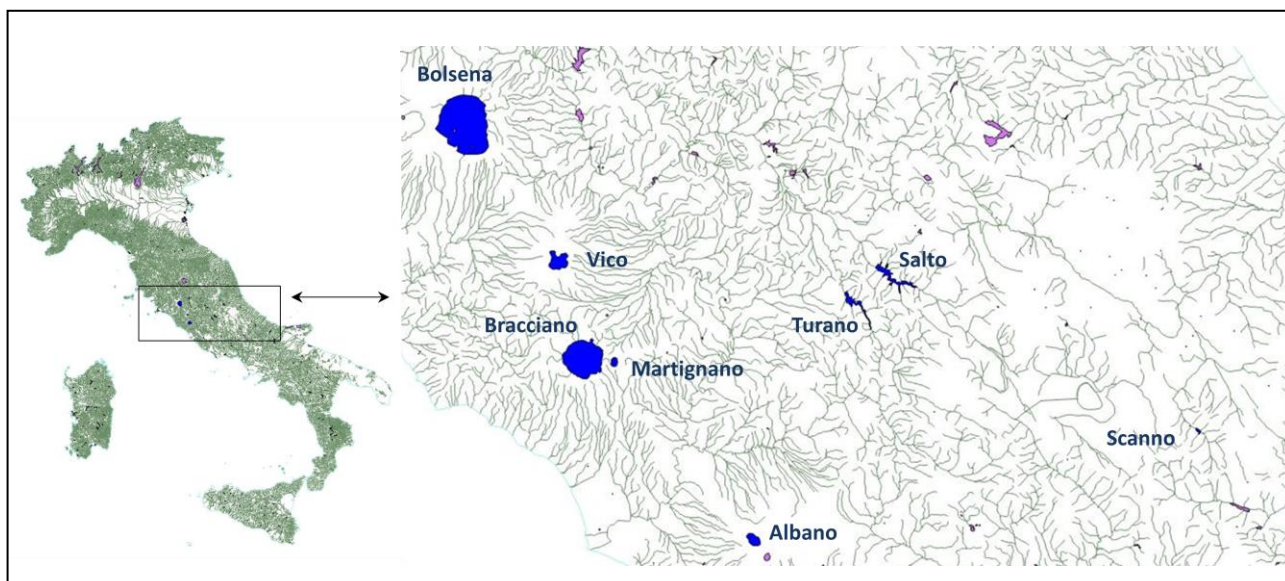


Fig. 6 Localizzazione geografica degli otto ecosistemi lacustri

2.1 Lago Albano

Il lago Albano si trova 20 km a sud-est di Roma, nell'area dei Castelli Romani. E' il lago vulcanico più profondo d'Italia (170 m) con una superficie di 6 km² circa. Diversi autori ne hanno studiato l'attività vulcanica divisa in 3 fasi. All'ultima fase, quella freatomagmatica, risale la creazione della caldera di Albano e del vicino lago di Nemi. Il lago presenta una forma di un ovale allungato con asse maggiore in direzione NO-SO. I pendii sono molto ripidi nel versante meridionale e più dolci nella parte settentrionale. Non sono presenti immissari o emissari che possano garantire un consistente ricambio idrico. Il lago riceve l'acqua solo dal bacino imbrifero e da alcune sorgenti sottolacustri. Nel lago Albano è stato istituito un SIC (IT6030038) di 604 ha caratterizzato al 15% dall'habitat 3150 e per il 5% dall'habitat 3140.

Stazioni di campionamento

Nel lago di Albano sono state selezionate le seguenti tre stazioni di campionamento (Tab. 5):

Tab. 5: Coordinate geografiche delle stazioni di campionamento del Lago Albano

Stazioni	Coordinate geografiche	
AL_1	41°45.012'	12°39.122'
AL_2	41°44.540'	12°39.183'
AL_3	41°45.303'	12°40.081'

La stazione AL_1 (Fig. 7) è una piccola insenatura caratterizzata dalla presenza di ciottoli sommersi e massi di dimensioni maggiori con pendenza della costa relativamente dolce. Un ampio tratto di canneto si estende per circa 500 m. La spiaggia è costeggiata da una strada asfaltata, ha un'ampiezza di almeno 15 m ed è priva di ombreggiatura. E' presente sulla spiaggia a lato della stazione un piccolo ristorante.

La stazione AL_2 (Fig. 8) è caratterizzata dalla presenza di massi e ciottoli coperti in parte da alghe filamentose. Sono presenti molte macrofite acquatiche a formare grandi addensamenti che arrivano fino ai 2-3 m circa di profondità. Il fondale è basso, fino a 1,5-2 m, solo nel primo tratto. Sulle sponde è presente del canneto e subito a seguire vegetazione arbustiva e arborea. Non sono presenti strutture turistiche.

La stazione AL_3 (Fig. 9) è caratterizzata da ciottoli e massi di medie e grandi dimensioni. E' presente vegetazione arborea e arbustiva che in parte privano il tratto in esame della luce solare durante le ore pomeridiane. Non sono presenti macrofite acquatiche, la pendenza della riva è relativamente lieve solo nel primo tratto ed il fondale ha una consistenza molto dura. Non sono presenti strutture turistiche.



Fig. 7 Stazione AL_1



Fig. 8 Stazione AL_2



Fig. 9 Stazione AL_3

2.2 Lago di Bracciano

Il lago di Bracciano si trova 40 km a nord di Roma ed è il principale lago del complesso Sabatino, che ospita anche i laghi di Martignano e Monterosi e che nel passato contava anche altri 3 laghi

bonificati nella prima metà del XIX secolo. Rappresenta in termini di estensione il secondo lago dell'Italia centrale e l'ottavo sull'intera superficie nazionale, con una superficie di 57,5 km² ed una profondità massima di 165 m. Ha una forma circolare ed è delimitato dai centri urbani di Bracciano, Anguillara e Trevignano. Nella zona sud-orientale, presso la località di Anguillara Sabazia, si origina l'unico emissario naturale del lago, il fiume Arrone, il quale presentava in passato una portata media superiore al metro cubo al secondo, ma a seguito della derivazione realizzata negli anni '60 dall'ACEA (Acquedotto Paolo), il deflusso si è gradualmente ridotto fino ad annullarsi. Tra il 1982 e il 1984 è stato realizzato un anello fognario che serve i tre comuni circumlacuali. Nel 1995 è stato istituito il SIC (IT6030010) con un'estensione di 5864 ha coperto al 35% dall'habitat 3150 e al 30% dall'habitat 3140. Il lago di Bracciano, assieme al lago di Martignano, è una popolare località turistica e balneare. Nel 1999 l'area è stata dichiarata Parco Regionale, con il nome di Parco regionale di Bracciano - Martignano

Stazioni di campionamento

Nel lago di Bracciano sono state selezionate le seguenti tre stazioni di campionamento (Tab.6):

Tab. 6: Coordinate geografiche delle stazioni di campionamento del Lago di Bracciano

Stazioni	Coordinate geografiche	
BR_1	42°04.893'	12°14.559'
BR_2	42°05.876'	12°11.668'
BR_3	42°08.229'	12°11.009'

La stazione BR_1 (Fig. 10) si trova nella zona di Vigna di Valle ed è caratterizzata dalla presenza di ciottoli e massi di medie e grandi dimensioni, alcuni dei quali presentano sulla superficie una copertura di alghe filamentose. In acqua sono presenti poche macrofite acquatiche. Sulla parte laterale del tratto campionato è presente un po' di vegetazione arborea. La pendenza della sponda è lieve e sono presenti due pontili utilizzati per l'attracco delle piccole imbarcazioni. Una strada non asfaltata costeggia il tratto finale della spiaggia, subito a ridosso sono presenti alcune abitazioni private.

La stazione BR_2 (Fig. 11) si presenta con un'ampia spiaggia, con ciottoli e massi di piccole e medie dimensioni confinati specialmente nelle zone laterali della sponda. In acqua sono presenti pochissime macrofite, mentre sulla sponda si osserva varia vegetazione arbustiva. La spiaggia è frequentata da bagnanti, ma è priva di strutture turistiche. A ridosso si trova la strada provinciale che collega Anguillara Sabazia a Bracciano.

La stazione BR_3 (Fig. 12) si trova nella zona di Vicarello, in un tratto lacustre ancora ben naturalizzato, con presenza di vegetazione arborea e arbustiva e difficile accesso per l'operatore. La pendenza del fondale è molto lieve solo nel tratto iniziale e la consistenza è abbastanza molle. Sono comunque presenti pochi ciottoli e massi di grandi dimensioni. La spiaggia ha una piccola ampiezza, di soli 2 metri circa. Non sono presenti strutture turistiche o abitazioni private.



Fig. 10 Stazione BR_1



Fig. 11 Stazione BR_2



Fig. 12 Stazione BR_3

2.3 Lago di Bolsena

Il lago di Bolsena si trova a nord del Lazio interamente compreso nel territorio della Provincia di Viterbo. E' il lago di origine vulcanica più grande d'Europa sia per superficie che per volume di acqua allocata. Ha un'estensione di 113.5 km² e una profondità media di 81 m. Le sue acque occupano una caldera generata da esplosioni freatomagmatiche che hanno provocato il collasso della camera magmatica dell'apparato Vulsino attivo nel Pleistocene (Camponeschi & Lombardi, 1969). Ha una tipica forma ovale ed è caratterizzato dalla presenza di due isole e di un emissario, il fiume Marta. Il lago di Bolsena è stato proposto come SIC (IT6010007) nel 1995. L'area del SIC è di 11475 ha di cui il 20% è coperta dall'habitat 3140 e il 10% dall'habitat 3150. Le coste del lago sono generalmente basse e sabbiose, in alcuni tratti anche paludose. Il turismo e gli insediamenti umani sono più concentrati lungo la costa orientale e meridionale dove sorgono i tre centri rivieraschi (Bolsena; Marta; Capodimonte). Attualmente più di 20000 persone vivono nel bacino idrografico del lago di Bolsena, popolazione che raddoppia nel periodo estivo. Fino al 1996 le acque reflue degli agglomerati urbani fluivano direttamente nel lago. Attualmente un anello fognario circonda il bacino che non riceve più questo massiccio apporto di inquinanti.

Stazioni di campionamento

Nel lago di Bolsena sono state selezionate le seguenti tre stazioni di campionamento (Tab.7):

Tab. 7: Coordinate geografiche delle stazioni di campionamento del Lago di Bolsena

Stazioni	Coordinate geografiche	
BO_1	42°32.055'	11°56.578'
BO_2	42°38.381'	11°53.369'
BO_3	42°38.372'	11°58.383'

La stazione BO_1 (Fig. 13) è caratterizzata dalla presenza di ciottoli e pochi massi. In acqua non sono presenti macrofite acquatiche. La pendenza della sponda è lieve e su un lato è presente una struttura turistica. Una strada asfaltata costeggia il tratto finale della spiaggia la quale si presenta di ridotte dimensioni.

La stazione BO_2 (Fig. 14) si trova in tratto lacustre privo di strutture turistiche o abitazioni private. Alcune piccole coltivazioni si trovano a ridosso della sponda. La spiaggia, abbastanza isolata, non ha un'ampia dimensione ed è caratterizzata da pochi ciottoli e massi.

La stazione BO_3 (Fig. 15) è caratterizzata da una spiaggia molto stretta a ridosso di un muretto cementificato. Il fondale è lieve solo nei primissimi metri poi diventa molto brusco, sono visibili in acqua molte macrofite. Sono presenti strutture turistiche e abitazioni private subito a ridosso della sponda.



Fig. 13 Stazione BO_1

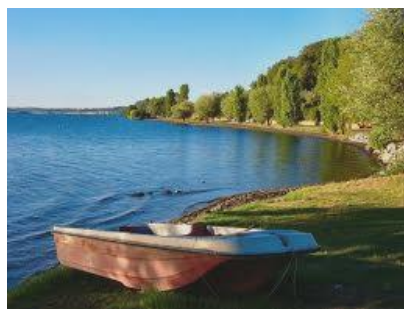


Fig. 14 Stazione BO_2



Fig. 15 Stazione BO_3

2.4 Lago di Martignano

Il lago di Martignano si trova a nord di Roma, ed insieme ai laghi di Bracciano e Monterosi, fa parte del complesso Sabatino. Le sue coste sono divise fra i comuni di Roma, Anguillara Sabazia e Campagnano di Roma. Ha una forma circolare ed occupa un'area di 2,440 km² con una profondità massima di circa 60 m. Il lago ha alcuni piccoli immissari, per lo più stagionali, mentre non ha alcun emissario. Sulle sponde del lago non sono presenti centri abitati, tranne qualche abitazione e

alcune attività agricole, e nessuna strada è stata costruita nel circuito perimetrale, questo ha consentito al luogo di restare pressoché incontaminato. Il lago si trova all'interno dell'area protetta del Parco naturale regionale del complesso lacuale di Bracciano - Martignano.

Stazioni di campionamento

Nel lago di Martignano sono state selezionate le seguenti due stazioni di campionamento (Tab. 8):

Tab. 8: Coordinate geografiche delle stazioni di campionamento del Lago di Martignano

Stazioni	Coordinate geografiche	
MA_1	42°06.203'	12°18.334'
MA_2	42°06.153'	12°19.031'

Le stazioni MA_1 (Fig. 16) e MA_2 (Fig. 17) sono caratterizzate dalla presenza di pochi ciottoli e fondale che degrada dolcemente con pendenza molto lieve. Sono presenti macrofite acquatiche e vegetazione arborea e arbustiva sulle sponde. E' presente in entrambe le stazioni un lungo tratto di canneto ai lati della sponda. Non sono presenti abitazioni private o turistiche. Il lago conserva molte caratteristiche di naturalità dell'ecosistema.



Fig. 16 Stazione MA_1



Fig. 17 Stazione MA_2

2.5 Lago di Vico

Il Lago di Vico, o Lacus Ciminus, è tra i grandi laghi italiani quello con altitudine maggiore, con i suoi 510 m s.l.m. Appartiene al bacino idrografico del fiume Tevere: il Rio Vicano, emissario del lago sfocia nel fiume Treja che a sua volta è un affluente di destra del Tevere. Si trova a sud di Viterbo nel comprensorio dei Monti Cimini, che sono il risultato dell'attività di due complessi vulcanici adiacenti (il Cimino e il Vicano); è cinto dal Monte Fogliano (965 m) e dal Monte Venere (851 m). Circa 90000 anni fa si ebbe lo sprofondamento della caldera di Vico, sommersa gradualmente da acque di falda e meteoriche che portarono alla formazione del lago (De Rita *et al.*,

2002). Inizialmente il lago aveva un'estensione maggiore, con il livello delle acque che arrivava fino quasi ai bordi della caldera e con la cima del Monte Venere a formare una penisola nella parte nord orientale della conca lacustre. Gli etruschi crearono un canale artificiale sotterraneo che portò all'abbassamento del livello delle acque di circa 20 m. Successivamente i Farnese ripristinarono il canale abbassando di altri 3 m il livello del lago e regolandone le escursioni con una chiusa tuttora esistente. L'abbassamento del livello delle acque lasciò scoperta una buona estensione di terreni coltivabili. L'estensione attuale del lago è di circa 12 km² con una profondità massima di 49,5 m. Nel 1995 viene istituito il SIC del lago di Vico (IT 6010024) che, su un'estensione di 1501 ha, ospita 3 habitat di interesse comunitario legati all'acqua: 3130, 3140 e 3150, con una copertura percentuale sulla superficie totale rispettivamente del 2, 15 e 40%.

Stazioni di campionamento

Nel lago di Vico sono state selezionate le seguenti tre stazioni di campionamento (Tab.9)

Tab. 9: Coordinate geografiche delle stazioni di campionamento del Lago di Vico

Stazioni	Coordinate geografiche	
VC_1	42°20.017'	12°11.404'
VC_2	42°20.171'	12°09.574'
VC_3	42°88.111'	12°09.224'

La stazione VC_1 (Fig. 18) è caratterizzata dalla presenza di poche ciottoli e macrofite acquatiche. La pendenza della riva è molto lieve con substrato di morbida consistenza, molto limoso. E' presente un'ampia zona litorale che termina da un lato con un canneto che si estende per alcune decine di metri. Dalla parte opposta del canneto è presente una struttura turistica.

La stazione VC_2 (Fig. 19) è caratterizzata dalla presenza di pochi ciottoli e assenza di macrofite acquatiche. La pendenza è lieve con substrato di consistenza dura. La zona litorale non è ampia, sono assenti vegetazione arborea e arbustiva. Sono presenti alcune strutture turistiche.

La stazione VC_3 (Fig. 20) presenta sul lato sponale un esteso canneto ed è caratterizzata dalla presenza di pochi substrati ciottolosi, qualche masso di piccole e medie dimensioni e macrofite acquatiche. La pendenza della riva è molto morbida. E' presente una sola abitazione privata a lato della spiaggia molto piccola, per la restante parte la stazione presenta buone caratteristiche di naturalità.



Fig. 18 Stazione VC_1



Fig. 19 Stazione VC_2



Fig. 20 Stazione VC_3

2.6 Lago di Scanno

Il lago di Scanno si trova in Abruzzo nell'alta valle del fiume Sagittario ed appartiene per tre quarti al comune di Villalago e per un quarto a quello di Scanno. E' un lago originatosi per una frana staccatasi dal monte Genzana, tra 12.820 e 3.000 anni fa, che ha sbarrato il fiume Tasso. Ha una superficie di 0,93 km² e una profondità massima di 32 m, le sponde sono molte ridotte e solo in alcuni tratti fruibili ai bagnanti. Il lago ha come immissari il torrente Tasso ed il torrente Giordano nonché alcuni corsi d'acqua minori e stagionali; non sembra avere emissari superficiali perché a causa del fenomeno carsico le acque del lago fuoriescono dal terreno poco più a valle, nel comune di Villalago, dando vita al fiume Sagittario.

Stazioni di campionamento

Nel lago di Scanno sono state selezionate le seguenti tre stazioni di campionamento (Tab.10)

Tab. 10: Coordinate geografiche delle stazioni di campionamento del Lago di Scanno

Stazioni	Coordinate geografiche	
SC_1	41°55.274'	13°52.062'
SC_2	41°51.538'	13°51.599'
SC_3	41°55.067'	13°52.110'

La stazione SC_1 (Fig. 21) è caratterizzata dalla presenza di abbondanti ciottoli e massi anche di grandi dimensioni. Una larga spiaggia la separa dalla strada asfaltata. La riva ha una pendenza molto inclinata anche nei primissimi metri in acqua. Sono presenti macrofite acquatiche nella fascia litorale a partire dal metro di profondità. E' presente una struttura turistica, mentre a lato della spiaggia inizia un tratto non molto esteso di vegetazione arbustiva seguita da canneto.

La stazione SC_2 (Fig. 22) è molto simile per caratteristiche morfologiche alla SC_1. Presenta abbondante presenza di ciottoli e massi di grandi dimensioni con pendenza delle riva molto inclinata. In acqua si succede un salto batimetrico molto profondo. Le macrofite acquatiche non sono molto abbondanti nel primo metro di profondità. Non sono presenti strutture turistiche o abitazioni private a ridosso della zona litorale.

La stazione SC_3 (Fig. 23) si trova in una piccola insenatura caratterizzata dall'abbondante presenza di ciottoli e massi. Non sono presenti macrofite acquatiche. La pendenza della riva appare moderatamente lieve solo nel primissimo tratto, l'acqua diventa subito molto alta già dopo il primo metro di profondità.



Fig. 21 Stazione SC_1



Fig. 22 Stazione SC_2



Fig. 23 Stazione SC_3

2.7 Lago del Turano

Con i suoi 5,58 km² e i suoi 68 m di profondità massima il lago del Turano è un grande bacino idroelettrico realizzato sul fiume omonimo con una diga eretta nel 1939 nel pressi dell'abitato di Posticciola e di Stipes. Lungo una decina di chilometri e con un perimetro di circa 36 km, è collegato al Lago del Salto da una galleria lunga 9 km e insieme a questo alimenta la centrale idroelettrica di Cotilia, parte del Nucleo Idroelettrico di Terni di E.ON, che rilascia poi le acque nel Velino a monte sia della città di Rieti che della confluenza dei fiumi Salto e Turano che nel loro corso naturale si immettono nel Velino il primo subito prima dell'abitato di Rieti e il secondo a valle di Rieti nella Piana Reatina. Si distende al piedi del Monte Navegna (1506 m), una riserva naturale coperta di boschi, ed è caratterizzato dalla presenza sulle sue rive di piccoli centri abitati Colle di Tora e Castel di Tora e nei suoi intorno Ascrea e Paganico Sabino.

Stazioni di campionamento

Nel lago del Turano sono state selezionate le seguenti tre stazioni di campionamento (Tab.11)

Tab. 12: Coordinate geografiche delle stazioni di campionamento del Lago del Turano

Stazioni	Coordinate geografiche	
TU_1	42°12.413'	12°56.280'
TU_2	42°12.562'	12°56.528'
TU_3	42°12.599'	12°57.272'

La stazione TU_1 (Fig. 24) presenta un'ampia spiaggia circondata da vegetazione arborea e arbustiva che arriva fin quasi al bordo della riva. Il sedimento ha consistenza molto molle, sono presenti pochissimi substrati ciottolosi. Non ci sono strutture turistiche o abitazioni private e la strada asfaltata dista dalla riva almeno una ventina di metri.

La stazione TU_2 (Fig. 25) si trova a ridosso di una struttura turistica costruita su un pontile e avente a lato un muretto cementato che delimita in parte il bordo delle acque. Non sono presenti ciottoli per il campionamento ma abbondanti macrofite acquatiche.

La stazione TU_3 (Fig. 26) si trova in una piccola insenatura avente spiaggia molto larga, con pendenza moderatamente lieve. Il sedimento ha consistenza molto morbida, sono presenti pochi ciottoli e abbondanti macrofite acquatiche. Nel tratto iniziale delle riva, a ridosso della strada asfaltata, è presente vegetazione arbustiva e arborea aggregata in gruppi sparsi e distanti tra loro.



Fig. 24 Stazione TU_1



Fig. 25 Stazione TU_2



Fig. 26 Stazione TU_3

2.8 Lago del Salto

Il Lago del Salto si trova in Provincia di Rieti ed è stato creato nel 1940 dallo sbarramento del fiume Salto e la conseguente sommersione dell'omonima profonda Valle nel Cicolano. E' il più grande lago artificiale del Lazio. Le sue acque sono condivise con quelle del vicino lago del Turano, altro bacino idroelettrico, mediante un canale artificiale lungo circa 9 km sotto la giogaia del Monte Navegna (1508 m s.l.m.). I due bacini artificiali del Salto e del Turano alimentano la centrale idroelettrica di Cotilia, costruita nel 1942 per servire le valli reatine.

Il lago ha una conformazione molto allungata, all'apparenza come un enorme fiume o un fiordo, con una linea di costa molto frastagliata. E' compreso prevalentemente nel comune di Petrella Salto, ma parte delle sue acque ricadono anche entro i confini dei comuni di Pescorocchiano, Fiamignano, Varco Sabino e Marcatelli.

Stazioni di campionamento

Nel lago del Salto sono state selezionate le seguenti due stazioni di campionamento (Tab.12)

Tab. 12: Coordinate geografiche delle stazioni di campionamento del Lago del Salto

Stazioni	Coordinate geografiche	
SA_1	42°16.254'	13°01.513'
SA_2	42°16.034'	13°16.067'

La stazione SA_1 (Fig. 27) si trova in un'insenatura con pendenza molto ripida. La spiaggia presenta ciottoli solo nei primissimi metri, l'acqua appare subito molto alta. E' presente una struttura ricreativa creata su una piattaforma in acqua che può essere movimentata in base alla regolazione del livello dell'acqua. La struttura è utilizzata per attività sportive.

La stazione SA_2 (Fig. 28) presenta una spiaggia ciottolosa molto ampia che arriva fino al bordo del lago con pendenza molto inclinata. Si osserva subito un salto batimetrico nel primo metro di profondità. E' presente un pontile mobile utilizzato per attività turistiche. Alla sommità della spiaggia sono presenti alcune abitazioni private e di ristorazione.



Fig. 27 Stazione SA_1



Fig. 28 Stazione SA_2

3. Materiali e Metodi

3.1 Caratterizzazione dei laghi sulla base dei dati ambientali

3.1.1 Analisi fisico-chimiche e chimiche

Le analisi fisico-chimiche e chimiche sono state svolte sia in coincidenza dei campionamenti del biologico (giugno-settembre 2012, 2013) che nel periodo di massima circolazione invernale. Le misurazioni del pH, della Conducibilità, della Temperatura e dell'Ossigeno disciolto sono state effettuate sul campo utilizzando sonde portatili della ditta WTW. La trasparenza è stata valutata in base alla profondità di scomparsa del Disco di Secchi (disco bianco metallico di 30 cm di diametro fissato ad un cavo metrato).

I campioni d'acqua sono stati prelevati con bottiglie scure da 1000 ml dotate di tappo con chiusura ermetica e lavate prima dell'uso. Le bottiglie sono state conservate in frigorifero a +4°C, trasportate in laboratorio e conservate alla medesima temperatura. Le analisi sono state effettuate il giorno stesso o entro le 48 ore dalla data del campionamento.

Per il dosaggio del Fosforo Totale sui campioni di acqua, la determinazione è stata effettuata mediante spettrofotometria con molibdato d'ammonio (LOD 4 µg/L), mentre le determinazioni di tipo colorimetrico degli altri parametri sono state effettuate utilizzando kit commerciali costruiti secondo i protocolli vigenti. La lettura è stata eseguita con uno spettrofotometro (UV-visibile). Sono state svolte analisi per determinare anche le concentrazioni dei seguenti parametri:

Fosfati: gli ioni ortofosfato formano, con gli ioni molibdato in soluzione solforica, acido fosfomolibdico. Quest'ultimo viene ridotto con acido ascorbico a blu di fosfomolibdeno, la cui concentrazione, espressa in mg/L, viene determinata fotometricamente alla lunghezza d'onda (λ) di 710 nm.

Nitrati: gli ioni nitrato, in presenza di cloruro in soluzione di acido solforico molto concentrata, formano con resorcina un colorante indofenolico violetto rosso, il quale viene determinato fotometricamente alla lunghezza d'onda (λ) di 505 nm. La concentrazione di nitrati viene espressa in mg/L.

Ammonio: l'azoto ammoniacale si trova in parte in forma di ioni ammonio ed in parte come ammoniaca. Tra le due forme esiste un equilibrio dipendente dal pH. In soluzione fortemente alcalina, in cui praticamente esiste solo ammoniaca, ha luogo con un agente clorante una trasformazione in monocloroamina. Quest'ultima forma con timolo un derivato blu di indofenolo, il

quale viene determinato fotometricamente ad una lunghezza d'onda (λ) di 692 nm. La concentrazione di ammonio viene espressa in mg/L.

BOD5: La Domanda Biologica di Ossigeno misura la frazione di ossigeno disciolto (mg/L) utilizzata da una popolazione microbica eterogenea per metabolizzare, in condizioni specifiche di temperatura, il materiale organico biodegradabile presente in una quantità d'acqua. Poiché la completa biodegradazione della sostanza organica richiederebbe un periodo troppo lungo (circa 20 giorni), nella pratica tale periodo viene ridotto a 5 giorni. In questo studio l'analisi è stata svolta sempre a partire dal giorno di campionamento dell'acqua, utilizzando il sistema Oxitop della WTW, basato sulla misura di variazione di pressione effettuata attraverso l'uso di un sensore elettronico di pressione.

COD: la Domanda Chimica di Ossigeno, corrisponde alla quantità d'ossigeno proveniente da bicromato potassico, la quale reagisce nelle condizioni del procedimento specificato con le sostanze ossidabili contenute in un litro d'acqua. Il campione d'acqua viene ossidato con una soluzione solforica calda di bicromato di potassio e solfato d'argento come catalizzatore. I cloruri vengono mascherati da solfato di mercurio. In seguito viene determinata fotometricamente ad una lunghezza d'onda (λ) 348 nm la concentrazione degli ioni cromato gialli non consumati, espressa in mg/L.

Per valutare l'ordinamento degli ecosistemi lacustri rispetto alle variabili fisico-chimiche e chimiche è stata utilizzata l'Analisi delle Componenti Principali (PCA) (paragrafo 3.3.2).

3.1.2 Caratteristiche morfometriche ed uso del suolo

Al fine di valutare l'idromorfologia dei laghi in esame, alcuni dati sulla morfologia sono stati estrapolati dal database LIMNO (Tartari *et al.*, 2004). Utilizzando il progetto Corine Land Cover 2006 (CLC2006) (aggiornamento del CLC2000 realizzato in Italia da ISPRA, 2006) sono invece state rilevate le caratteristiche di copertura e uso del territorio. Queste sono state ricavate attraverso la realizzazione di un buffer di 300 m dalla linea di costa all'interno del quale è stato analizzato il secondo livello gerarchico delle tre categorie tematiche della cartografia CLC: superfici artificiali, superfici agricole utilizzate, territori boscati e ambienti seminaturali. I dati così ottenuti sono stati sintetizzati in una matrice nella quale sono stati inseriti anche alcuni dati morfologici e sono stati studiati attraverso una tecnica di classificazione (paragrafo 3.3.1) che ha permesso di raggruppare gli ecosistemi lacustri rispetto alle caratteristiche ambientali sopra descritte ed una PCA per ricercare i principali gradienti ecologici alla base della differenziazione tra i laghi.

3.1.3 Valutazione dello stato trofico

Nel corso degli anni sono stati formulati diversi indici che permettono di valutare lo stato di trofia di un bacino basandosi su differenti parametri come la concentrazione dei nutrienti, della clorofilla, della trasparenza e dell'ossigeno ipolimnico.

Lo studio di questi indici permette di inserire un lago all'interno di varie classificazioni.

Una tra le più accreditate è quella dell'OECD (Organization for Economic Cooperation and Development) proposta nel 1982 (Vollenweider, 1982) che considera i valori di fosforo totale alla circolazione, i valori di trasparenza (Tab. 13) e le concentrazioni di clorofilla-a e che permette di classificare i laghi in categorie trofiche.

Tab. 13. Valori limite per la definizione delle categorie trofiche in un lago proposti dall'OECD relativi alle concentrazioni di fosforo totale (TP) e trasparenza espressa come disco di secchi (DS)

Categorie trofiche	Fosforo Medio (mg/m ³)	Trasparenza (m)
Ultraoligotrofia (UO)	≤ 4,0	≥ 12,0
Oligotrofia (O)	≤ 10,0	≥ 6,0
Mesotrofia (M)	10 - 35	6 - 3
Eutrofia (E)	35 - 100	3 - 1,5
Ipertrofia (IE)	≥ 100	≤ 1,5

Un secondo indice di stato trofico, il *Trophyc State Index* (TSI) è un valore adimensionale calcolato utilizzando i valori misurati di trasparenza delle acque con il disco di secchi (Equazione 1) e di fosforo totale (Equazione 2). Il TSI permette di effettuare valutazioni di carattere ecologico su quale sia il fattore limitante la penetrazione della luce in acqua (Carlson, 1977).

$$TSI(SD) = 10 \left(6 - \frac{\ln SD}{\ln 2} \right)$$

Equazione 1: TSI calcolato in base alla trasparenza dell'acqua (Carlson, 1977).

$$TSI(TP) = 10 \left(6 - \frac{\ln \frac{48}{TP}}{\ln 2} \right)$$

Equazione 2: TSI calcolato in base alla concentrazione di fosforo nell'acqua (Carlson, 1977).

Infine nel DM 260/2010 il fosforo totale, la trasparenza e l'ossigeno disciolto vengono integrati in un singolo descrittore LTLecco (Livello Trofico Laghi per lo stato Ecologico). La procedura per il calcolo prevede l'assegnazione di un punteggio per i tre elementi misurati in situ sulla base di quanto indicato nelle seguenti tabelle (Tabb. 14, 15, 16):

Tab. 14. Individuazione dei livelli per il fosforo totale ($\mu\text{g/l}$)

Valore di fosforo per macrotipi		Livello 1	Livello 2	Livello 3
	Punteggio	5	4	3
L1, L2, I1, I2		$\leq 8^{(*)}$	≤ 15	> 15
L3, L4, I3, I4		$\leq 12^{(**)}$	≤ 20	> 20

(*) Valori di riferimento $< 5 \mu\text{g/l}$

(**) Valori di riferimento $< 10 \mu\text{g/l}$

Tab. 15. Individuazione dei livelli per la trasparenza (metri)

Valore di trasparenza per macrotipi		Livello 1	Livello 2	Livello 3
	Punteggio	5	4	3
L1, L2, I1, I2		$\geq 10^{(*)}$	$\geq 5,5$	$< 5,5$
L3, L4, I3, I4		$\geq 6^{(**)}$	≥ 3	< 3

(*) Valori di riferimento $> 15\text{m}$

(**) Valori di riferimento $> 10\text{m}$

Tab. 16. Individuazione dei livelli per l'ossigeno disciolto (% saturazione)

Valore di ossigeno disciolto per macrotipi		Livello 1	Livello 2	Livello 3
	Punteggio	5	4	3
Tutti		$\geq 80\%^{(*)}$	$> 40\%$ $< 80\%$	$\leq 40\%$

(*) Valori di riferimento $> 90\%$

I livelli per il fosforo totale sono riferiti alla concentrazione media, ottenuta come media ponderata rispetto ai volumi o all'altezza degli strati nel periodo di piena circolazione; i valori di trasparenza sono ricavati mediante il calcolo della media dei valori riscontrati nel corso dell'anno di monitoraggio mentre la concentrazione dell'ossigeno ipolimnico è ottenuta come media ponderata rispetto al volume degli strati ed è misurata alla fine del periodo di stratificazione.

La somma dei punteggi ottenuti per i singoli parametri costituisce il punteggio da attribuire all'LTLecco, utile per l'assegnazione della classe di qualità secondo i limiti definiti nella tabella seguente (Tab. 17).

Tab. 17. Limiti di classe in termini di LTLecco

Classificazione stato	Limiti di classe	Limiti di classe in caso di trasparenza ridotta per cause naturali
Elevato	15	10
Buono	12-14	8-9
Sufficiente	<12	<8

3.2 Analisi delle Comunità Diatomiche

3.2.1 Campionamento

I campionamenti delle comunità diatomiche sono stati effettuati nel 2012 e 2013, durante i mesi estivi (da giugno a fine settembre). In mancanza di una metodologia ufficiale per gli ecosistemi lacustri sono state seguite le procedure descritte nel “protocollo di campionamento dei fiumi” (APAT, 2007), la UNI EN 13946:2005 - *Norma guida per il campionamento di routine ed il pretrattamento di diatomee bentoniche da fiumi* e la UNI EN 14407:2004 - *Linea guida per l'identificazione, il conteggio e la classificazione di campioni di diatomee bentoniche da acque correnti*. E' stato inoltre verificato quanto disponibile già in letteratura per il campionamento delle diatomee in ambiente lacustre, allo scopo sono state seguite le indicazioni riportate nel report dell'Environment Agency – *Sampling littoral diatoms in lakes for ecological status assessments: a literature review* (King et al., 2005).

Nelle stazioni individuate in ciascun corpo idrico sono stati selezionati i tratti nella zona litoranea che presentavano habitat e substrati di campionamento idonei alla raccolta delle diatomee, in particolare in questo studio l'attenzione è stata rivolta alle seguenti tipologie di substrati:

- ✓ **Substrati duri naturali:** ciottoli e/o massi movibili e sommersi. Sono stati raccolti 3/4 ciottoli distribuiti in vari punti della stazione. Il campione è stato grattato dalla superficie superiore con uno spazzolino a setole medie e trasferito in un contenitore sterile.
- ✓ **Vegetazione acquatica:** dalle macrofite sommerse sono stati tagliati 5/6 steli e riposti in un contenitore sterile. Le diatomee sono state staccate grattando la superficie degli steli o agitando il contenitore contenente gli steli e una minima quantità di acqua.

- ✓ **Substrati artificiali posti in situ:** sono stati allestiti per questo studio due tipi di substrati artificiali, il primo costruito allo scopo con 5 lastre di plexiglass di forme quadrata (5X5 cm) unite tra di loro da un cavo alla cui estremità è stato collegato un peso, legati a strutture artificiali o naturali presenti nelle stazioni; il secondo tipo è rappresentato da un mattone (30X15 cm) legato in acqua a massi di grandi dimensioni o a strutture artificiali presenti. Entrambi sono stati lasciati in acqua per almeno 20 giorni, periodo utile per la colonizzazione degli individui. Gli organismi sono stati prelevati grattando la superficie dei substrati artificiali con uno spazzolino a setole medie.

3.2.2 Procedure analitiche

Ossidazione del campione

In ogni campione è stato aggiunto liquido conservante con lo scopo di interrompere il processo di divisione cellulare e la decomposizione della sostanza organica. Successivamente si è proceduto con l'ossidazione della materia organica contenuta nel campione per ottenere la pulizia dei frustuli, utilizzando perossido di idrogeno a caldo secondo la seguente procedura: sono stati prelevati 5-10 mL di ciascun campione sotto cappa chimica e trasferiti in un beacker al quale vengono aggiunti 40 mL di H₂O₂ al 30%. Successivamente i beacker sono stati posti su piastra elettrica alla temperatura di circa 90°C. Una volta terminato l'ossidazione, i campioni sono stati tolti dalla piastra e lasciati raffreddare. Sono state aggiunte alcune gocce di HCl al 37% per eliminare il carbonato di calcio, il perossido di idrogeno residuo ed eventuali ossidi di ferro. Si è lasciato sedimentare ogni campione per almeno 24 h. Successivamente è stato trasferito in nuova provetta (falcon 10mL) e centrifugato a 1200 rpm per 7/8 minuti in modo tale da eliminare l'acido cloridrico e gli agenti ossidanti dalla soluzione; il sopranatante è stato trasferito in un'altra provetta. Dopo l'aggiunta di acqua distillata è stata eseguita una seconda centrifuga ed eliminato di nuovo il sopranatante. Il campione così ossidato può essere utilizzato per il montaggio dei vetrini permanenti, esso infatti presenta sul fondo della provetta un deposito di colore chiaro formato dai frustuli delle diatomee.

Preparazione dei vetrini permanenti

Se il campione risulta molto concentrato viene diluito prelevandone 3-4 ml e trasferendoli in un'altra provetta, portando a volume con acqua distillata. Con una pipetta pasteur vengono poste, su due vetrini coprioggetto di forma circolare (18-19 mm), due diverse aliquote del campione. In questo modo si ottengono due differenti concentrazioni di frustuli e si può scegliere quella più adatta all'analisi. I vetrini coprioggetto vengono posti su piastra ad asciugare a temperatura di circa

50°C. In seguito su un vetrino portaoggetti, etichettato con il nome della stazione e la data, viene posta una goccia di resina ad alto potere di rifrazione (e.g. Naphrax). Sotto cappa chimica con una pinzetta da laboratorio sul vetrino vengono poggiati i coprioggetto, con il lato che presenta i frustuli a contatto con la resina. Il vetrino viene scaldato su piastra aumentando gradualmente la temperatura fino a circa 90-100°C, in modo tale da far evaporare il solvente.

3.2.3 Determinazione sistematica

Le diatomee sono state identificate a livello di specie utilizzando, per l'osservazione dei vetrini, un microscopio ottico a 1000 ingrandimenti ad immersione collegato ad un sistema digitale di analisi di immagine. Attraverso l'utilizzo di un software sono state effettuate misure ed acquisite immagini per l'identificazione delle specie. Tutti i frustuli presenti in un campo d'immagine sono stati identificati e contati, procedendo per campi di immagine successivi e non sovrapposti (in senso orizzontale o verticale). In ciascun vetrino si sono contate 400 valve.

L'identificazione delle diatomee si basa sull'osservazione dei frustuli, dei quali viene analizzata la morfologia. Elementi tassonomici importanti ai fini della classificazione sono la simmetria della valva, la sua iso- o etero-polarità, la presenza e la disposizione del rafe, la lunghezza e la larghezza, il numero e la disposizione di strie e punctae.

Le alghe sono state riconosciute al livello di specie utilizzando manuali di riconoscimento ed articoli scientifici (Krammer & Lange-Bertalot, 1986; 1988; 1991a; 1991b; Round *et al.*, 1990; Van Dam *et al.*, 1994; Lange-Bertalot 2000; 2001; 2002; 2003; Witkowski *et al.*, 2000).

3.2.4 Struttura e composizione delle comunità diatomiche

Successivamente all'identificazione e conteggio degli individui le comunità sono state studiate per ogni corpo idrico e per ciascuna tipologia di substrato di campionamento definendone la lista di specie e le abbondanze e applicando l'indice di Evenness e l'indice EPI-L. I dati ottenuti sono stati inoltre ordinati attraverso tecniche di classificazione, PCA e CCA (paragrafo 3.3.3).

Indice di Evenness

Per valutare la struttura della comunità è stato utilizzato l'indice di Evenness (E) (Buzas e Gibson, 1969), un indice strutturale non parametrico che prende in considerazione la distribuzione degli individui nell'ambito della varie specie che compongono una comunità. L'indice varia da 0 a 1 e presenta il massimo valore nel caso teorico in cui tutte le specie siano rappresentate dallo stesso

numero di individui, mentre presenta un valore basso nel caso in cui ci sia una sola specie abbondante e numerose specie rare. È espresso dalla seguente formula:

$$E = e^H/S$$

dove H è l'indice di Shannon che misura la diversità specifica per quella comunità e S è il numero delle specie presenti nel campione; e^H è uguale al numero di specie per cui la massima diversità ($\ln S$) sarebbe stata uguale a quella osservata.

Indice EPI-L

In ciascun campione sono state analizzate le comunità diatomiche utilizzando “l’Indice per la valutazione della qualità delle acque lacustri italiane a partire dalle diatomee epifittiche ed epilitiche (EPI-L)” pubblicato nel Report del CNR-ISE 02/2013 (Marchetto *et al.*, 2013). Scopo di questo lavoro di ricerca è stato anche quello di contribuire allo sviluppo di tale indice, per tale motivo i dettagli dello stesso sono riportati nel capitolo “Risultati” del presente lavoro, facente parte integrante delle attività svolte.

L’EPI-L usa il metodo delle medie ponderate, descritto per la prima volta da Zelinka e Marvan (1961), e può essere calcolato per ogni lago, a condizione che almeno il 70% delle valve contate in ciascun campione appartenga ad una delle specie riportate nella tabella A del sopracitato report, a partire dalle abbondanze relative percentuali (a_i) delle n specie presenti con la formula seguente:

$$EPI - L = 4 - 2 \frac{\sum_{i=1}^n a_i p_i v_i}{\sum_{i=1}^n a_i v_i}$$

Per le informazioni riguardanti il calcolo dei pesi trofici e dei valori indicatori delle singole specie, così come per i valori corrispondenti alle classi di qualità si veda il dettaglio nel capitolo 4 del presente lavoro.

3.3 Analisi Statistica dei Dati

I dati raccolti nel corso di questo studio sono stati oggetto di diversi tipi di analisi statistiche attraverso tecniche di analisi multivariata non parametrica allo scopo di ottenere una valida interpretazione dei dati acquisiti sia sulle caratteristiche morfologiche e di uso del suolo degli

ecosistemi lacustri sia sulla struttura, composizione ed abbondanza della comunità diatomica anche in relazione alle diverse tipologie di substrati di campionamento, oltre alla loro relazione con parametri ambientali chimici e chimico-fisici. I dati sono stati normalizzati applicando una trasformazione logaritmica al fine di evitare problemi legati alle diverse unità di misura e minimizzare l'influenza sui dati dei parametri ad elevata variabilità. Per le elaborazioni è stato utilizzato il Software PAST 2.05.

3.3.1 Classificazione o “Cluster Analysis”

Le caratteristiche morfologiche lacustri e la struttura delle comunità diatomica sono state analizzate attraverso metodi di Classificazione, o *Cluster Analysis*. Tale analisi multivariata permette di individuare, all'interno di un set di variabili, gruppi caratterizzati da una maggior omogeneità. L'indice utilizzato per la misura delle distanze tra gruppi e la costruzione dell'albero di classificazione è la distanza euclidea.

3.3.2 Analisi delle Componenti Principali (PCA)

Attraverso l'Analisi delle Componenti Principali sono stati trattati i dati ottenuti dalle analisi delle variabili ambientali e i dati ottenuti dall'identificazione delle comunità diatomiche.

L'Analisi delle Componenti Principali (PCA) è una procedura per trovare variabili ipotetiche, dette “componenti”, che spieghino quanta più variabilità possibile in un set di dati multidimensionali. (Davis, 1986; Harper, 1999). Essa opera una rotazione rigida degli assi dello spazio multidimensionale dei dati in modo tale da orientarli in maniera coerente con i pattern di dispersione dei dati stessi. Le nuove variabili così trovate sono combinazioni lineari delle precedenti. La PCA ha varie applicazioni, tra le quali:

- ✓ regressione semplice dei set di dati a sole due variabili (le due componenti principali), per scopi di ordinamento e classificazione: questo è il caso dell'ordinamento delle stazioni di campionamento in base ai set di variabili chimiche;
- ✓ ipotesi di correlazione delle componenti principali con altre variabili soggiacenti: è questo il caso della correlazione delle componenti principali ricavare dai dati di presenza assenza dei taxa con le principali variabili chimico-fisiche delle stazioni.

L'algoritmo della PCA trova gli autovalori e gli autovettori della matrice di varianza-covarianza o della matrice delle correlazioni, in base alla scelta dell'operatore, che sa di aver inserito dati normalizzati o meno.

3.3.3 Analisi Canonica delle Corrispondenze (CCA)

Per indagare sulla correlazione tra fattori abiotici e comunità diatomiche, le componenti principali ottenute dalle PCA sono state analizzate attraverso l'Analisi Canonica delle Corrispondenze. Questa permette la regressione e l'interpretazione di grandi set di dati ecologici multivariati grazie ad altri gradienti ambientali. Essa è un tipo di analisi delle corrispondenze svolto su una matrice siti/taxa dove ogni sito ha un valore noto per una o più variabili ambientali (temperatura, profondità, concentrazioni, ecc.). Gli assi dell'ordinamento risultante sono combinazioni lineari delle variabili ambientali. La CCA è un esempio di analisi diretta di gradiente, dove il gradiente nelle variabili ambientali è noto a priori e le abbondanze di specie (o presenze/assenze) sono considerate come una risposta a questo gradiente.

4. Risultati e discussioni

4.1 Risultati della caratterizzazione dei laghi sulla base dei dati ambientali

4.1.1 Analisi fisico-chimiche e chimiche

Di seguito sono riportati i risultati delle analisi fisico-chimiche e chimiche effettuate durante i campionamenti invernali (Tab. 18) e quelli estivi suddivisi questi ultimi per analisi effettuate in centro lago (Tab. 19) e analisi effettuate nelle stazioni del campionamento biologico (Tab 20).

Tab. 18. Medie dei valori chimico-fisici sulla colonna di acqua nel campionamento invernale

	T (°C)	pH	Cond (μ S/cm 20°C)	DS (m)	DO (mg/l)	DO %sat	TP (mg/l)	N-NH ₄ ⁺ (mg/l)	N-NO ₃ ⁻ (mg/l)	PO ₄ ⁻⁻ (mg/l)
Albano	10.2	8.6	309	5.0	6.2	54.9	20.0	0.01	0.2	5.45
Bolsena	10.1	8.1	488	10.9	7.6	71,8	17.0	0.01	1.7	18.32
Bracciano	9,8	7,9	472	12.6	7.1	64.2	14.2	0.01	0.1	23.42
Martignano	9.8	7.7	381	5.0	6.6	60.8	11.1	0.02	0.7	11.91
Salto	7.2	7.9	218	2.1	6.9	54.9	18.4	0.02	0.1	8.21
Scanno	5.7	7.7	292	5.3	8.1	74.1	50.3	0.01	0.3	5.98
Turano	7.9	7.8	208	1.6	6.8	58.7	38.1	0.02	0.1	7.31
Vico	9.4	8.2	398	2.5	6.5	56.8	21.3	0.03	1.8	60.12

Tab. 19. Medie dei valori chimico-fisici sulla colonna di acqua nel campionamento estivo

	T (°C)	pH	Cond (μ S/cm 20°C)	DS (m)	DO (mg/l)	DO %sat	TP (mg/l)	N-NH ₄ ⁺ (mg/l)	N- NO ₃ ⁻ (mg/l)	PO ₄ ⁻⁻ (mg/l)
Albano	21.3	8.6	248	5.1	7.4	32.7	23	0.01	0.2	5.78
Bolsena	21.3	8.4	320	11.8	8.3	52.8	62,2	0.01	1.7	19.27
Bracciano	22.7	8.6	309	13.4	7.9	46.7	46,1	0.01	0.1	23.81
Martignano	22.1	8.5	283	5.2	9.0	41.3	19,2	0.02	0.7	12.8
Salto	19.7	8.3	237	2.2	12.5	36.8	33,1	0.02	0.1	8.64
Scanno	22.0	8.1	242	5.1	9.1	82.2	21,1	0.01	0.3	6.78
Turano	20.3	8.1	255	1.5	13	35.3	15,3	0.02	0.1	7.46
Vico	21.5	8.3	302	2.6	9.8	35.9	21,2	0.03	1.8	62.76

Tab. 20 Valori chimico-fisici del campionamento estivo nelle stazioni di monitoraggio

	Cod. Stazione	T °C	Cond. ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	pH	O ₂ (mg/l)	COD (mg/l)	BOD (mg/l)	NO ₃ ⁻ (mg/l)	NH ₄ ⁺ (mg/l)	PO ₄ ³⁻ (mg/l)
Albano	AL_1	20	248	7,4	8,0	13,6	2,0	0,30	0,01	5,7
Albano	AL_2	19	248	7,4	8,8	15,0	3,0	0,10	0,01	5,2
Albano	AL_3	21	248	7,1	7,9	12,8	4,0	0,20	0,01	4,6
Bracciano	BR_1	22	309	8,6	8,3	13,5	2,0	0,10	0,01	23,8
Bracciano	BR_2	22	307	8,7	8,1	12,9	3,0	0,10	0,01	23,8
Bracciano	BR_3	22	307	8,3	8,4	13,7	4,0	0,40	0,01	23,8
Bolsena	BO_01	20	327	8,5	8,0	13,6	2,0	1,02	0,77	1,8
Bolsena	BO_02	19	301	8,4	8,8	15,0	3,0	1,07	0,75	1,5
Bolsena	BO_03	21	337	8,1	7,9	12,8	4,0	1,06	0,78	2,8
Martignano	MA_01	22	283	8,4	9,0	20,2	0,0	1,08	0,76	1,82
Martignano	MA_02	22	283	8,4	9,0	20,2	0,0	1,08	0,76	1,82
Turano	TU_1	20	246	8,1	11,0	11,9	1,0	<0,10	<0,20	<0,5
Turano	TU_2	19	270	8,1	14,0	10,5	3,0	<0,10	<0,20	<0,5
Turano	TU_3	21	256	8,0	12,1	12,3	1,0	<0,10	<0,20	<0,5
Salto	SA-01	19	228	8,5	13,0	18,9	3,0	<0,10	<0,20	<0,5
Salto	SA_02	19	254	8,1	12,0	17,5	2,0	<0,10	<0,20	<0,5
Scanno	SC_1	22	242	8,1	9,1	2,5	1,0	0,30	0,01	6,8
Scanno	SC_2	22	250	8,0	9,4	2,4	1,0	0,4	0,01	6,5
Scanno	SC_3	22	245	8,3	9,2	2,4	1,0	0,30	0,01	6,4
Vico	VI_01	21	303	8,3	8,1	15,1	0,0	1,09	0,72	2,2
Vico	VI_02	22	297	8,0	11,0	13,5	2,0	1,15	0,68	2,5
Vico	VI_03	22	297	8,0	11,0	13,5	2,0	1,15	0,68	2,5

Nelle tabelle 18 e 19 si evidenziano gli elevati valori di trasparenza dei due grandi laghi vulcanici, Bolsena e Bracciano sia nel campionamento invernale che in quello estivo in contrapposizione però agli elevati valori, riscontrati sempre nei due laghi, di ioni fosfato.

I laghi di Vico, Salto e Turano sono invece quelli che presentano i valori più bassi di trasparenza. Tra questi il lago di Vico presenta elevati valori di ioni fosfato in colonna d'acqua, mentre gli stessi diminuiscono nel campionamento effettuato in zona litorale (Tab. 20). Sull'insieme di dati ottenuti dall'analisi dei parametri ambientali è stato prodotto un ordinamento dei siti di campionamento attraverso la PCA di seguito riportata (Fig. 29). Si evidenzia che il primo asse spiega il 61,6% della varianza; il secondo il 18,7% per un totale del 80,3%. Un comportamento anomalo, nel quadro dei risultati della PCA, è evidente per i siti del Turano e di Scanno, probabilmente riconducibile nel caso del primo lago alla sua natura artificiale e per il secondo alle sue piccole dimensioni, sia per quanto riguarda la superficie ($0,93 \text{ km}^2$) che per la profondità massima (32 m). Come si osserva in figura 29 si delinea una disposizione prevalente lungo l'asse di variabilità 1 determinato dalle concentrazioni di nutrienti, in particolare ammonio e nitrato verso i valori negativi e, per il lago di

Bracciano, i fosfati verso i valori positivi dell'asse. In generale l'analisi evidenzia come gli indicatori trofici (nutrienti, COD, ecc.) sono gli elementi determinano l'aggregazione e la ridistribuzione.

Sono inoltre riportati i coefficienti di correlazione, tra le prime tre componenti ottenute dalla PCA e i parametri chimici e fisico-chimici (Tab. 21).

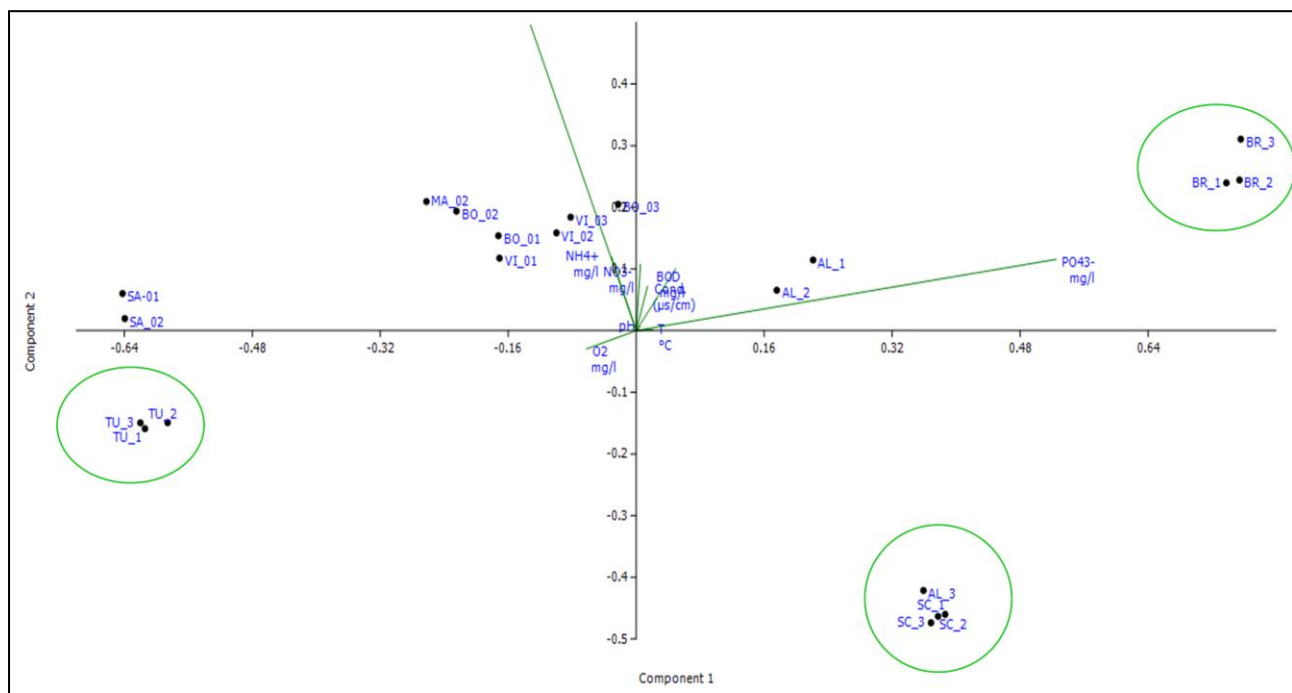


Fig 29. Analisi delle Componenti principali sulle variabili chimiche e chimico-fisiche per ciascuna stazione di campionamento

Tabella 21. Correlazione tra le componenti principali ed i parametri ambientali

	PC1	PC2	PC3
Temperatura	0,038	0,002	0,036
Conducibilità	0,025	0,136	0,042
pH	0,010	0,012	0,007
Ossigeno disciolto	- 0,113	- 0,054	- 0,082
COD	- 0,240	0,902	0,002
BOD	0,089	0,183	0,881
NO₃⁻	0,009	0,196	0,354
NH₄⁺	0,056	0,218	-0,354
PO₄³⁻	0,956	0,210	0,084

4.1.2 Caratteristiche morfometriche ed uso del suolo

In tabella 22 sono riportati i principali dati morfometrici. Gli otto ecosistemi lacustri oggetto di studio si distinguono innanzitutto per le differenze dovute alla loro origine che si riflettono in particolare sulla dominanza di substrato geologico, tipicamente siliceo per i 5 laghi di origine vulcanica e calcareo per i restanti tre laghi, il quale determina un'influenza sulle caratteristiche dei laghi stessi. Anche la profondità massima fa registrare il suo valore più elevato per il lago vulcanico di Albano e a seguire per quelli di Bracciano e Bolsena. Questi ultimi sono inoltre tra i laghi aventi superficie e volume maggiore rispetto agli altri, il lago di Bolsena infatti rappresenta il quinto lago d'Italia per dimensione e quello di Bracciano l'ottavo. Diversamente i laghi di Martignano e Albano, pur essendo di origine vulcanica, presentano una superficie ridotta rispetto agli altri; per il lago di Albano questa è compensata però da una profondità maggiore che determina rispetto a Martignano un volume d'acqua maggiore. Il lago di Vico infine presenta una superficie più ampia rispetto a Martignano e Albano, ma diversamente da quest'ultimo la sua profondità massima non è elevata e il suo volume d'acqua quindi è minore. Si osservano dalla tabella 22 le piccole dimensioni per superficie e volume del lago di Scanno, il quale si differenzia però dagli altri ecosistemi per l'altitudine e la quota media. Infine si ricorda che i laghi del Salto e Turano sono caratterizzati da una sbarramento di origine antropica, quindi possono presentare alcune caratteristiche differenti dagli altri ecosistemi lacustri che sono direttamente legate all'uso della risorsa idrica, come ad esempio la loro altitudine alla massima regolazione (540.5 m s.l.m. per il Salto e 540 m s.l.m. per il Turano).

Tab. 22 Caratteristiche morfometriche e idrochimiche degli ecosistemi lacustri

Laghi	Origine	Quota media	Superficie	Altitudine media	Quota max bacino imbrifero	Profondita' Max	Volume
		(m s.l.m.)	(km ²)	(m s.l.m.)	(m s.l.m.)	(m)	(m ³ 10 ⁶)
Albano	Vulcanica	293	6.02	293	556	170	464.25
Bracciano	Vulcanica	164	57.47	164	612	160	4950
Bolsena	Vulcanica	305	114.53	305	690	146	8922
Martignano	Vulcanica	207	2.49	207	377	54	71.2
Vico	Vulcanica	507	12.09	507	965	49.5	268
Scanno	Da frana	922	0.93	922	2208	32.3	19.1972
Turano	Sbarramento	536	5.58	536	2015	68	163
Salto	Sbarramento	535	10	535	2486	87.4	268.55

In tabella 23 sono riportate le percentuali di copertura e uso del territorio. I laghi di Bracciano, Bolsena e Vico hanno un grado di urbanizzazione maggiore rispetto agli altri dovuto alla presenza,

così come evidenziato dal secondo livello del CLC2006, di zone residenziali a tessuto discontinuo e rado. Si sottolinea però che per fini turistici, durante il periodo estivo, i laghi di Bracciano, Bolsena ed Albano hanno un alto grado di urbanizzazione proprio lungo la costa adibita a spiagge pubbliche, mentre rispetto alla presenza di zone industriali e commerciali, nel buffer di 300 m dalla linea di costa, si registra una piccola presenza di queste strutture solo nel lago di Bracciano.

Per quanto riguarda i territori agricoli, nel lago di Vico si osserva un'elevata percentuale di presenza di colture permanenti, interamente dovuto ai noccioleti, mentre minore è la percentuale di colture permanenti nel lago di Bolsena, in questo caso ascrivibile alla presenza di oliveti. I laghi di Bracciano, Bolsena ed in particolare Martignano hanno una elevata percentuale di territori agricoli caratterizzati da seminativi dovuta esclusivamente alla presenza di colture intensive. Infine le zone agricole eterogenee possono essere descritte dalle seguenti tipologie di dettaglio: aree prevalentemente occupate da colture agrarie con presenza di spazi naturali, come ad esempio nel lago del Turano ed in misura minore in Albano, Martignano e Bracciano, colture temporanee associate a colture permanenti oppure sistemi colturali e particellari complessi, come rappresentato nel lago di Bolsena e in parte anche di Bracciano.

Rispetto alla copertura di territori boscati e ambienti seminaturali sono da evidenziare le elevate percentuali di zone boscate dei laghi del Salto, Albano Turano e Scanno, quest'ultimo contraddistinto anche da una buona percentuale di zone caratterizzate da vegetazione arbustiva e/o erbacea.

Tab. 23. Percentuali di copertura e uso del territorio nel buffer di 300 m dalla linea di costa dei laghi esaminati – CLC2006

Laghi	Colture permanenti	Seminativi	Zone agricole eterogenee	Zone boscate	Zone caratt. da vegetazione arbustiva e/o erbacea	Zone industriali, commerciali e reti comunicazione	Zone urbanizzate	Zone umide
Albano	0,00	0,00	43,08	46,56	9,64	0,00	0,72	0,00
Bracciano	0,89	19,77	41,96	19,37	2,74	2,90	9,41	2,96
Bolsena	15,25	21,10	45,69	8,98	0,00	0,00	8,98	0,00
Martignano	0,00	57,49	25,02	17,49	0,00	0,00	0,00	0,00
Vico	51,50	0,03	6,96	25,52	0,00	0,00	8,35	5,63
Scanno	0,00	0,00	7,84	65,85	25,96	0,00	0,00	0,00
Turano	0,00	2,57	55,48	38,40	3,55	0,00	0,00	0,00
Salto	0,00	0,00	5,26	88,47	5,01	0,00	1,25	0,00

I dati relativi all'uso del suolo e ad alcune caratteristiche morfometriche (profondità max, superficie e altitudine) sono stati classificati attraverso la Cluster analysis calcolata sulla distanza euclidea e utilizzando come algoritmo il metodo di Ward (Fig. 30). Sono distinguibili nella cluster tre

principali raggruppamenti, il gruppo cui appartengono i laghi di Bracciano, Bolsena e Vico, aventi in comune l'elevato grado di urbanizzazione, quello che raggruppa i laghi Salto, Albano e Scanno determinato principalmente dall'elevata presenza di zone boscate nel buffer di 300 m esaminato ed infine il gruppo tra i laghi Turano e Martignano, che come si evince anche dalla PCA di seguito riportata (Fig. 31), si distribuiscono separatamente dagli altri ecosistemi lacustri, essi hanno in comune un elevato grado di uso agricolo del territorio, anche se il primo è caratterizzato da zone agricole eterogenee, il secondo da seminativi. Il primo asse della PCA spiega una varianza del 50,5%, il secondo del 20%. Le prime due componenti spiegano quindi il 70,5% circa della varianza totale. Nella PCA si osserva come i dati morfometrici utilizzati per l'ordinamento hanno un peso minore rispetto all'influenza sugli ecosistemi lacustri della copertura ed uso del territorio circostante. Dalle analisi effettuate infatti sembra essere determinante la distribuzione dell'uso del suolo tale da avere una forza aggregativa maggiore rispetto alle caratteristiche morfometriche. Questo rafforza la necessità di un approccio, seppur semplificato per il monitoraggio, ma interdisciplinare nella sua impostazione, che consenta di valutare ex ante le direttrici principali e come in questo caso le pressioni.

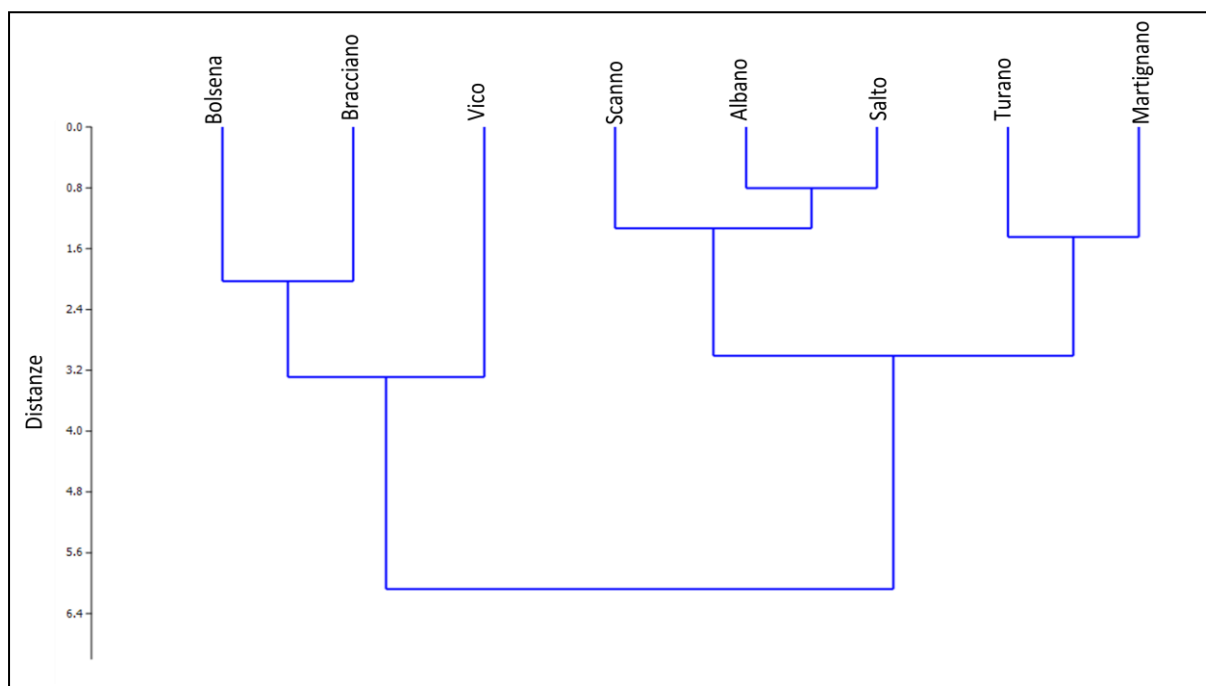


Fig. 30. Ordinamento degli ecosistemi lacustri secondo la Cluster Analysis effettuata con dati morfometrici e di uso del suolo

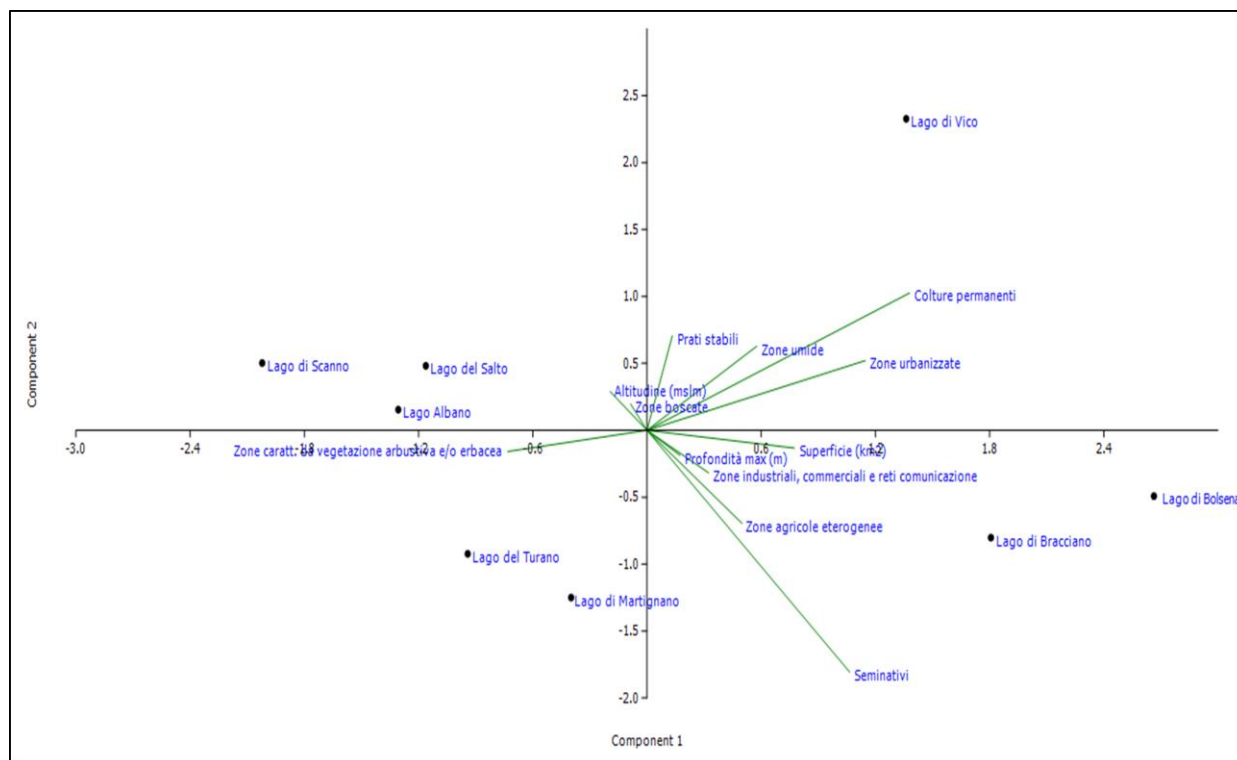


Fig. 31. Ordinamento degli ecosistemi lacustri secondo la PCA effettuata con dati morfometrici e di uso del suolo

4.1.3 Valutazione dello stato trofico

Si riportano di seguito i risultati dell'applicazione dell'Indice di Stato Trofico relativo agli ecosistemi oggetto di studio (Tab. 24), la classificazione degli stessi secondo quanto riportato dall'OECD (Tab. 25) per quanto riguarda i valori di trasparenza e fosforo totale e la classificazione secondo il descrittore LTLecco (Tab. 26). Considerando le concentrazioni di fosforo totale la maggior parte degli ambienti si colloca in una condizione di mesotrofia ad eccezione dei laghi del Turano e di Scanno che risultano eutrofi. Per quest'ultimo però, tale condizione non viene confermata dai valori di trasparenza, per i quali il lago risulta in condizione di mesotrofia. Al contrario, per i laghi di Salto e Vico, la trasparenza delle acque rimanda ad una condizione di stato eutrofo e non conferma lo stato indicato dai valori di fosforo totale.

Si evidenzia che i valori riportati provengono da campagne puntuali e possono avere un valore unicamente indicativo. Solo i risultati di un monitoraggio continuo effettuato dalle Autorità competenti possono infatti definire lo stato trofico di un ecosistema lacustre sulla base dei descrittori riportati nel DM 260/2010. Tuttavia è utile avere tali informazioni per meglio caratterizzare nel complesso i sistemi lacustri studiati con il fine di sperimentare metodologie di campionamento e analisi trasferibili.

Tab. 24 Calcolo del TSI relativo a trasparenza (DS) e fosforo totale (TP) per ciascun lago

Laghi	DS (m)	TSI(SD)	TP (mg/l)	TSI(TP)
Albano	5	36,78	20,2	47,51
Bolsena	11,8	24,39	17,6	45,52
Bracciano	13,4	22,55	14,5	42,73
Martignano	5	36,78	11,3	39,13
Salto	4,2	39,29	18,6	46,32
Scanno	5,3	35,94	50,1	60,61
Turano	3,8	40,74	38,2	56,70
Vico	2,5	46,78	21,1	48,14

Tab. 25 Classificazione dei laghi secondo i valori OECD per trasparenza (DS) e fosforo totale (TP)

Laghi	DS (m)		TP (mg/l)	
Albano	5	M	20,2	M
Bolsena	11,8	O	17,6	M
Bracciano	13,4	U	14,5	M
Martignano	5	M	11,3	M
Salto	2,1	E	18,6	M
Scanno	5,3	M	50,1	E
Turano	1,6	E	38,2	E
Vico	2,5	E	21,2	M

Tab. 26 Punteggi di fosforo totale, trasparenza e ossigeno disciolto secondo lo schema del DM 260/2010 per la classificazione dei laghi secondo il descrittore LTLeCo

Laghi	TP	DS	DO	TOT	Classificazione
Albano	3	3	4	10	sufficiente
Bolsena	3	5	4	12	buono
Bracciano	4	5	4	13	buono
Martignano	4	3	4	11	sufficiente
Salto	3	3	4	10	sufficiente
Scanno	3	3	4	10	sufficiente
Turano	3	3	4	10	sufficiente
Vico	3	3	4	10	sufficiente

4.2 Le Comunità Diatomiche

Negli otto ecosistemi lacustri oggetto di questo studio sono state campionate in totale 22 stazioni. In alcune di queste i campionamenti sono stati effettuati su diverse tipologie di substrati. La tabella seguente (Tab. 27) sintetizza le stazioni di campionamento ed i numeri dei campioni ad esse associate; sono inoltre riportati i codici identificativi dei campioni in esame. Tali codici sono costituiti dal nome del lago, il numero della stazione e la sigla identificativa del substrato di campionamento (ct: ciottoli, mc: macrofite, sb: substrato artificiale):

Tabella 27. Numero dei campioni per ciascuna stazione di campionamento

LAGHI	N. STAZIONI	N. CAMPIONI	CODICE CAMPIONI
Albano	3	9	AL_1 ct; AL_1 mc; AL_1 sb; AL_2 ct; AL_2 mc; AL_2 sb; AL_3 ct; AL_3 mc; AL_3 sb;
Bracciano	3	6	BR_1 ct; BR_1 mc; BR_2 ct; BR_2 mc; BR_3 ct; BR_3 mc;
Bolsena	3	4	BO_1 ct; BO_2 ct; BO_3ct; BO_3 sb;
Martignano	2	2	MA_1 mc; MA_2 ct
Salto	2	3	SA_1 ct; SA_1 sb; SA_2 ct;
Scanno	3	5	SC_1 ct; SC_1 mc; SC_2 ct; SC_2 mc; SC_3 ct;
Turano	3	5	TU_1 ct; TU_2 ct; TU_2 sb; TU_3 ct; TU_sb
Vico	3	9	VC_1 ct; VC_1 mc; VC_1 sb; VC_2 ct; VC_2 mc; VC_2 sb; VC_3 ct; VC_3 mc; VC_3 sb;

4.2.1 I° Risultato per l'Implementazione della 2000/60/CE

Protocollo di campionamento e analisi delle diatomee bentoniche dei laghi e degli invasi

In mancanza di una metodologia di analisi standard le comunità diatomiche negli ambienti lacustri sono state campionate seguendo quanto indicato nelle metodiche ufficiali già applicate in altre ambienti apportando le modifiche appropriate allo scopo. Le informazioni acquisite durante il periodo di studio hanno permesso di ampliare le conoscenze su questi organismi e di trasferirle in

una metodica ufficiale, il “*Protocollo di campionamento e analisi delle diatomee bentoniche dei laghi e degli invasi*”, riportato di seguito. Tale risultato, ottenuto anche in collaborazione con altri tecnici e ricercatori, è strettamente connesso all’implementazione della Direttiva Europea 2000/60/CE. Il protocollo è stato infatti sviluppato in linea con le richieste della Direttiva ed è oggetto di prossima pubblicazione da parte di ISPRA (Istituto per la Protezione e Ricerca Ambientale) per il suo uso ufficiale nel monitoraggio delle acque lacustri.

PROTOCOLLO DI CAMPIONAMENTO E ANALISI DELLE DIATOMEES BENTONICHE DEI LAGHI E DEGLI INVASI
--

3050. Protocollo di campionamento ed analisi delle diatomee bentoniche dei laghi e degli invasi.

Fabio Buzzi (ARPA Lombardia), Laura Mancini (ISS), Claudia Vendetti (MATTM), Camilla Puccinelli (ISS), Stefania Marcheggiani (ISS), Aldo Marchetto (CNR-ISE).

Introduzione

Le diatomee sono una componente importante degli ecosistemi acquatici e costituiscono uno strumento per il monitoraggio della qualità dell’acqua nei casi in cui l’obiettivo principale è sia la misura dello stato qualitativo generale sia la misura di specifici impatti (e.g. eutrofizzazione, acidificazione). L’utilizzo di questa comunità biologica per il monitoraggio dei corpi idrici è richiesta dall’Allegato V della Direttiva 2000/60/CE.

L’impiego delle diatomee come indicatori di qualità dei corsi d’acqua è ampiamente accettato in Europa e negli USA, mentre per i laghi è meno utilizzata. Metodi specifici per la valutazione della qualità dei laghi a partire dalla comunità di diatomee, o dall’insieme delle macrofite e delle diatomee sono stati sviluppati per esempio in Gran Bretagna, Germania e Francia.

La metodologia si basa sull’osservazione che tutte le specie di diatomee presentano limiti di tolleranza e valori ottimali rispetto alle condizioni dell’ambiente acquatico, quali la concentrazione di nutrienti, l’inquinamento organico e il livello di acidità. Le acque maggiormente inquinate tendono ad ospitare un maggior numero di specie con preferenze per elevate concentrazioni di inquinanti. Al contrario, alcune specie sono intolleranti ad elevati livelli di uno o più inquinanti, mentre altre ancora possono essere presenti in ambienti con stato qualitativo ampiamente variabile.

Le diatomee bentoniche vengono suddivise a seconda del substrato che colonizzano in:

- epilitiche (su substrati duri naturali o artificiali quali ciottoli, sassi o pilastri);
- epifitiche (su macrofite, muschi, altre alghe);
- epipeliche (su detrito più fine quale limo o argilla);
- epipsammiche (su sabbia);
- epizoiche (su animali, ad esempio copepodi).

Scopo e campo di applicazione

Questo protocollo stabilisce un metodo per il campionamento, la determinazione ed il conteggio delle diatomee bentoniche come strumento per la valutazione della qualità dei laghi e degli invasi mediante metodi e indici che utilizzano l’abbondanza relativa dei taxa. Obiettivo del metodo è la raccolta di campioni standard delle diatomee bentoniche in linea con le richieste della Direttiva 2000/60/CE. Questo protocollo è stato sviluppato tenendo conto del lavoro svolto per il protocollo di campionamento e analisi delle diatomee bentoniche dei corsi d’acqua e all’ interno delle attività europee di implementazione della Direttiva 2000/60/CE (Italia, 2008; Italia 2009, Italia, 2011, JRC 2012).

In laboratorio

Conservazione del campione

Aggiungere etanolo (C₂H₅OH) al 70% con un rapporto 3:1 per conservare i campioni. In alternativa si può usare la soluzione di Lugol.

Resina

H₂O₂

HCl

Si consiglia di ridurre al minimo l'acqua nella quale verrà posto il film di diatomee campionato (si consiglia l'utilizzo di un contenitore da 50-100 mL).

Trattamento del campione e pulizia dei frustuli

setaccio (per l'eliminazione del materiale vegetale grossolano);

cappa chimica

pinzette

sistema bagnomaria o lampada UV

beakers e/o provette resistenti alle alte temperature e alle sostanze ossidanti e acide (pyrex);

pipette in vetro per l'aggiunta di agenti ossidanti;

centrifuga e tubi da centrifuga (opzionale); tali tubi devono essere resistenti all'attacco di agenti ossidanti o acidi utilizzati per la pulizia delle diatomee;

reagenti: vedi Allegato B

Preparazione dei vetrini permanenti

provette

vetrini portaoggetto;

vetrini coprioggetto (preferibilmente circolari, di 11-15 mm di diametro)

resina per il montaggio con indice di rifrazione > 1,6 (ad es. Naphrax, Hyrax)

Identificazione e conteggio

microscopio ottico, con carrello mobile e obiettivo ad alto ingrandimento per immersione (100 x) in contrasto di fase o contrasto interferenziale (Nomarski). Il microscopio deve avere dispositivi per le misure (e.g. oculare graduato) con risoluzione di almeno 1 µm. Il reticolo dell'oculare deve essere tarato mediante vetrino con micrometro.

guide di identificazione e iconografie adatte all'habitat considerato (alcune indicazioni in bibliografia)

olio ad immersione e dispenser

carta per la pulizia delle lenti

fotocamera collegata al microscopio e software per l'effettuazione di misure

dispositivi per registrare i dati durante il conteggio, ovvero un foglio di lavoro cartaceo e/o elettronico composto da righe e colonne dove annotare la lista dei taxa e le abbondanze. Può essere utile un contatore a tasti tipo contaleucociti per contare i taxa più abbondanti o un software collegato al microscopio

sistema di archiviazione immagini: attrezzature per la fotomicroscopia o videocattura utili per la documentazione delle specie di difficile identificazione e la misura delle dimensioni delle valve. A questo scopo può essere comunque utile annotare le coordinate mediante l'utilizzo della scala di Venier.

Procedura di campionamento

Periodo di campionamento

Dato che le comunità di diatomee, più o meno ricche in specie, sono presenti in ogni periodo dell'anno, i campionamenti si possono effettuare in tutte le stagioni, ma esistono dei periodi più adatti a seconda della idroecoregione.

Va comunque sempre evitato il campionamento nei momenti di marcato aumento di livello del lago; si consiglia di attendere almeno 3 settimane per consentire la completa ricolonizzazione dei substrati.

La maggiore diversità di specie si riscontra nei mesi di luglio, agosto e settembre, periodi con alta intensità luminosa e temperatura mite.

I periodi indicati possono essere modulati in fase di pianificazione complessiva del monitoraggio su un corpo idrico in relazione al tipo di monitoraggio e qualora si vogliano perseguire specifici obiettivi.

Scelta della stazione

Il sito di campionamento (stazione) è la porzione di corpo idrico in cui viene effettuata la raccolta del campione biologico. Esso deve essere rappresentativo, in termini di caratteristiche ambientali e di pressioni, del corpo idrico e non deve risentire di alterazioni molto localizzate.

Deve essere selezionato un tratto di corpo idrico che presenti habitat e substrati di campionamento idonei, evitando le aree fortemente ombreggiate.

In ogni lago devono essere scelti tre siti approssimativamente equidistanti. Per i laghi della categoria AL-3 è necessario prevedere almeno 9 siti; per bacini particolarmente complessi può essere opportuno utilizzare un numero più elevato di siti rispetto a quelli previsti.

Nel caso di presenza di scarichi puntuali che possono esercitare una pressione significativa nella zona litorale, e quindi provocare una variazione dello stato di qualità di una ampia porzione del corpo idrico, è necessario posizionare un numero di stazioni tali da determinare l'area influenzata da tale apporto.

Laddove è stata effettuata la valutazione della comunità macrofita del lago i siti dovranno essere posizionati in prossimità dei transetti campionati per le macrofite e nelle aree prive di vegetazione acquatica.

Quando possibile, i siti devono inoltre essere scelti in aree prive di ombreggiatura in prossimità degli hab-plots utilizzati per il rilievo dei parametri idromorfologici per il Lake Habitat Survey

Scelta del substrato

Le diatomee possono crescere sulla maggior parte delle superfici sommerse; tuttavia, la composizione della comunità varia in funzione del substrato prescelto per il campionamento. L'ideale sarebbe utilizzare un solo tipo di substrato per tutte le stazioni considerate in una campagna di monitoraggio.

All'avvio di un programma di monitoraggio è pertanto importante definire il tipo di substrato che si intende campionare.

Per la scelta del substrato si deve comunque dare la preferenza ai substrati duri naturali movibili, ossia ai ciottoli (dimensioni da 64 mm a 256 mm) ed ai massi (diametro > 256 mm). I ciottoli sono preferibili perché le loro dimensioni consentono da un lato un agevole prelievo e dall'altro sono abbastanza stabili da permettere l'insediamento di una comunità di diatomee rappresentativa.

In mancanza di tale tipologia di substrato si può scegliere fra i seguenti, disposti secondo l'ordine di preferenza (Fig. 1):

superfici movibili dure naturali con alghe filamentose;

vegetazione acquatica: macrofite emergenti o sommerse, dando la preferenza agli steli di *Phragmites*;

superfici artificiali in situ: manufatti, piloni, e simili;

substrati artificiali posti in situ, per almeno 20 giorni.

In riferimento alla scelta dei microhabitat nella stazione, occorre tenere presente che:

devono essere evitate zone con elevato grado di ombreggiamento

i campioni dovrebbero essere raccolti ad una profondità di circa 30 cm

In generale devono essere campionati substrati stabilmente colonizzati e sempre sommersi. Un periodo di almeno tre-quattro settimane può essere ritenuto sufficiente per assicurare che le comunità di diatomee siano in equilibrio con l'ambiente acquatico.

Per evitare la contaminazione del campione di un sito con quello di un altro si devono adottare i seguenti accorgimenti:

sciacquare accuratamente il materiale utilizzato) con l'acqua del lago all'inizio ed al termine di ogni operazione di campionamento

utilizzare uno spazzolino nuovo per ogni campionamento;

utilizzare acqua distillata nella vaschetta ove risciacquare lo spazzolino o la lama, al fine di evitare la contaminazione del campione;

pulire accuratamente gli stivali per non diffondere specie invasive.

Campionamento

Il gruppo di lavoro che esegue il campionamento deve essere composto da un numero minimo di due persone, anche in relazione ai possibili rischi connessi con l'attività di campo.

Vengono di seguito riportate le tipologie di substrato campionabili, in ordine decrescente di preferenza (Fig. 1).

Campionamento di superfici movibili dure naturali senza alghe filamentose

1. Raccogliere, a profondità di almeno 30 cm, almeno 3 ciottoli in vari punti della stazione. Se i ciottoli non fossero disponibili, raccogliere 3 piccoli massi o 10 ciottoli di minori dimensioni; al termine della raccolta, la superficie totale campionata deve essere di almeno 100 cm².

2. Sciacquare delicatamente i ciottoli con l'acqua del lago, al fine di eliminare eventuale materiale inorganico depositato su di essi.

3. Grattare con uno spazzolino o con la lama la superficie superiore e/o laterale (se esposta alla luce) dei ciottoli e risciacquare lo spazzolino o la lama in una vaschetta in cui sia stata posta una minima quantità di acqua.

4. Trasferire il campione in un contenitore sterile con tappo a vite; in alternativa è possibile sciacquare lo spazzolino o la lama direttamente nel contenitore.



Fig. 1- Sequenza delle operazioni in caso di campionamento di ciottoli.



Fig. 2 - Se il ciottolo è coperto da alghe filamentose, queste vanno rimosse prima di campionare le diatomee

Campionamento di superfici movibili dure naturali con alghe filamentose

Se più del 75% dei substrati fosse coperto da alghe filamentose, tali substrati vanno campionati dopo aver rimosso i filamenti (Fig. 2), e quindi procedendo dal punto 3 del paragrafo precedente.

Superfici artificiali in situ (manufatti)

1. Grattare la superficie colonizzata con una lama affilata inserita all'estremità di un manico come supporto. In alternativa utilizzare campionatori idonei (Fig. 3), costituiti da un manico e un telaio metallico (apertura di circa 8 cm) su cui è fissato un retino con maglie di 50 µm. Alla fine del retino è inserita una bottiglia svitabile per la raccolta ed il recupero delle diatomee campionate.

2. Campionare un'area di almeno 100 cm².

Rimuovere il film che è rimasto adeso alla lama direttamente nel contenitore per campioni.



Fig. 3 - Esempio di campionatore per superfici artificiali verticali.

Vegetazione acquatica - macrofite emergenti

I campioni dovrebbero essere raccolti dalle macrofite emergenti solo se vengono campionate parti che rimangono permanentemente sommerse e che non sono contaminate dai sedimenti di fondo. Procedere nel seguente modo:

1. tagliare con una forbice o una lama affilata 5-6 steli (parte sommersa);
2. mettere gli steli in un contenitore;
3. in laboratorio staccare le diatomee agitando il contenitore o grattando delicatamente gli steli.

Le operazioni possono essere svolte anche in campo, avendo l'accortezza di utilizzare una minima quantità di acqua.

Se il film di diatomee fosse particolarmente delicato, procedere nel seguente modo:

1. tagliare gli steli fino al livello dell'acqua;
2. posizionare sopra di essi un contenitore rovesciato;
3. tagliare gli steli alla base;
4. rivoltare il contenitore;
5. procedere come sopra al punto 3.

Vegetazione acquatica – macrofite e macroalghe sommerse

1. raccogliere 5 piante intere;
2. metterle in un sacchetto di plastica per il trasferimento in laboratorio;
3. in laboratorio mettere le macrofite in un beaker capiente, aggiungere una piccola quantità di acqua distillata e scuotere, per favorire il distacco delle diatomee;
4. rimuovere le macrofite;
5. lasciare sedimentare ed eliminare il surnatante.

Substrati artificiali

Porre in situ i substrati artificiali, composti da piastrelle impilate, ciottoli, tegole ed altro materiale con porosità tale da consentire la colonizzazione da parte della comunità diatomica, per una superficie campionabile di 100 cm².

I substrati più indicati sono i ciottoli raccolti nella zona della stazione di monitoraggio, opportunamente lavati e posizionati in sacchetti a rete con maglia di almeno 2 cm. In alternativa sono comunque utilizzabili piastrelle, mattoncini o tegole.

Substrati con superfici eterogenee (ad esempio piastrelle ruvide, corda in polipropilene sfilacciato) sono preferite rispetto a substrati con superfici lisce (ad esempio lastre di vetro).

In ogni caso la scelta del materiale va effettuata in base alla tipologia di corpo idrico selezionato.

Per il posizionamento del substrato artificiale si deve tener conto della tipologia del fondale e della zona eufotica.

I substrati devono essere posizionati per un periodo pari a tre e/o quattro settimane, in modo da permetterne la colonizzazione da parte delle diatomee. In casi particolari, quali basse temperature dell'acqua od oligotrofia dell'ambiente da esaminare, i substrati devono essere esposti per tempi più lunghi.

I substrati esposti (ciottoli, mattoncini o tegole) vengono poi campionati seguendo la procedura utilizzata per i substrati duri.

Ogni substrato deve essere segnalato da boe.

Tutte le informazioni utili relative al campionamento devono essere annotate su un'apposita scheda.

Procedure Analitiche

Operazioni preliminari

In laboratorio si procede alle seguenti operazioni.

Eliminazione dei residui di grandi dimensioni o materiale vegetale grossolano (anche con l'ausilio di un setaccio da cucina).

Analisi preliminare del campione al microscopio: annotare qualsiasi particolare insolito (es. numero elevato di frustuli vuoti).

Preparazione del campione o, in alternativa, stoccaggio in un luogo freddo e buio (frigorifero) fino a 24 ore prima della preparazione o aggiunta di conservante (ad es. Etanolo in rapporto 3:1).

Conservazione del campione

L'aggiunta di liquido conservante ha lo scopo di interrompere il processo di divisione cellulare e la decomposizione della sostanza organica.

Non è necessario aggiungere conservante se il campione viene preparato entro 24 ore dalla raccolta e se si prendono accorgimenti per ridurre al minimo il processo di divisione cellulare (e.g. conservazione in luogo freddo e buio).

Si osservi che:

per la conservazione a lungo termine dei campioni si raccomanda l'uso di etanolo o, in subordine, della soluzione di Lugol;

i campioni possono essere anche congelati.

Si consiglia di ridurre al minimo l'acqua nella quale verrà posto il film di diatomee campionato (si consiglia l'utilizzo di un contenitore da 50-100 mL), al fine di avere un campione già concentrato in partenza e di non dover procedere alla decantazione o centrifugazione dello stesso per concentrarlo.

Preparazione del campione – Metodi per la pulizia dei frustuli

Esistono vari metodi di laboratorio, basati sull'ossidazione della sostanza organica contenuta nel campione, che permettono di ottenere la pulizia dei frustuli.

I metodi presentati nell'Allegato B sono quelli maggiormente usati perché non richiedono l'uso di sostanze tossiche.

Nella fase di pulizia delle diatomee occorre prestare particolare attenzione a non contaminare i campioni fra loro. Si dovrà pertanto utilizzare, per ogni campione, materiale distinto e separato. In particolare per ogni campione dovrà essere utilizzato un beaker, una provetta di centrifugazione, una pipetta Pasteur, una bacchetta di vetro, che devono essere opportunamente siglati.

Preparazione da campione non conservato

Omogeneizzare il campione

Prelevare una piccola quantità del campione (5-10 mL).

Mettere in un beaker.

Procedere con uno dei metodi proposti nell'allegato B.

Preparazione da campione conservato

Omogeneizzare il campione

Prelevare una piccola quantità di campione (5-10 mL).

Centrifugare a 1500 giri/min. per 3-5 minuti ed eliminare il surnatante.

Procedere con uno dei metodi proposti nell'allegato B.

Preparazione dei vetrini permanenti

Se i vetrini non sono perfettamente puliti, pulire i vetrini coprioggetti e portaoggetti con sapone detergente o con alcool etilico.

Agitare la provetta contenente il preparato ossidato al fine di sospendere omogeneamente i frustuli.

Preparare una diluizione del campione, in modo da ottenere una sospensione che ad occhio nudo appaia lievemente lattescente o quasi limpida.

Identificare il vetrino mediante una scritta indicante almeno il nome del lago, la località e la data di prelievo.

Porre i vetrini coprioggetti su di una superficie piana (può essere comodo posizionarli direttamente sul vetrino portaoggetti corrispondente).

Prelevare con una pipetta Pasteur una piccola quantità della sospensione diluita ed omogenizzata e porla su un vetrino coprioggetti, facendo attenzione a non fare uscire la goccia dal bordo dello stesso (Fig. 6); usare sempre pipette nuove per ogni campione.

Lasciare asciugare la goccia a temperatura ambiente e in un luogo al riparo dalla polvere, oppure sulla piastra riscaldante a bassa temperatura. L'essiccamento veloce in stufa potrebbe determinare la formazione di agglomerati di diatomee e va quindi evitato.

Posizionare sul vetrino portaoggetti, in corrispondenza del punto su cui andrà messo il coprioggetto, una goccia di resina ad alto potere di rifrazione (e.g. Naphrax; Hyrax); se si tratta di Naphrax, contenente toluene come solvente, si raccomanda di lavorare sotto una cappa di aspirazione.

Con una pinzetta prendere il coprioggetto e capovolgerlo sulla goccia, in modo che la superficie ricoperta dalle diatomee sia a contatto con la resina.

Porre il vetrino così preparato su una piastra riscaldante a circa 90-100°C, sotto cappa chimica.

Lasciare scaldare fino a che il solvente della resina non evapori completamente: nell'evaporazione produrrà delle bolle, esercitare una leggera pressione con la pinzetta per migliorare l'adesione.

Lasciare raffreddare completamente il vetrino.

Pulire il contorno del coprioggetto dalla resina in eccesso.

Per un'agevole lettura del vetrino, controllare che la concentrazione di valve o frustuli non sia troppo elevata: un'eccessiva sovrapposizione delle valve non permetterebbe la conta e l'identificazione.

Si consiglia di preparare, per ogni campione più di un vetrino coprioggetti (almeno due), con quantità differenti di sospensione, al fine di ottenere concentrazioni diverse. In alternativa, verificare di aver ottenuto la giusta concentrazione di valve (i preparati dovrebbero avere indicativamente da 10 a 15 valve per campo ad un ingrandimento 1000x); nel caso di campione troppo denso o troppo rado, ripetere la procedura. È preferibile, inoltre, una volta trovata la concentrazione ideale, preparare ulteriori repliche dei vetrini.

Si consiglia l'utilizzo di vetrini coprioggetti di forma rotonda (diametro 11-15 mm), che permettono una distribuzione più omogenea delle valve rispetto a quelli di forma rettangolare.

Identificazione e conteggio

Criteri tassonomici per l'analisi

Per l'utilizzo delle diatomee per la valutazione della qualità delle acque lacustri è necessaria l'identificazione al livello di specie e sottospecie. Considerando l'attuale fase di revisione continua della sistematica delle diatomee, è opportuno verificare con cautela la nomenclatura utilizzata rispetto alla lista di specie (con relativi sinonimi) contenuta nella definizione dell'indice di qualità

Unità per il conteggio

Il conteggio delle diatomee lacustri va effettuato in ogni caso a 1000x in contrasto di fase. Per il conteggio delle diatomee lacustri si userà in ogni caso il numero di valve.

Nel caso di diatomee di piccole dimensioni, o particolarmente resistenti, come le specie dei generi *Achnanthes* sensu latu, *Cyclotella* sensu latu, *Navicula* sensu latu e *Pinnularia*, verificare con un'attenta messa a fuoco se si tratti di una sola valva o di un frustulo intero, che conterà per due valve.

Nel caso di frustoli frammentati, se si tratta di specie relativamente isodiametriche, conteggiare i frammenti di dimensioni maggiori a mezzo frustulo. Nel caso di specie molto allungate (ad es. *Asterionella* sp., *Diatoma tenuis*, *Fragilaria* sp., *Synedra* sp.), conteggiare soltanto i frammenti contenenti il tratto terminale della valva, che conterranno come mezza valva. Lo stesso criterio andrà utilizzato per gli esemplari che debordano dal campo del microscopio

Conteggio

Ai fini del presente protocollo si consiglia di effettuare il conteggio di 400-450 valve.

1. Identificare e contare le valve presenti in un campo, iniziando da un campo prossimo al centro del vetrino
2. Spostarsi su un altro campo in senso orizzontale o verticale (Fig. 7), evitando le zone di bordo. Si può procedere a zig-zag, o lungo determinate direzioni orizzontali o verticali od oblique. Quando viene utilizzato lo spostamento verticale od orizzontale, è importante che il campo visibile in ogni spostamento non si sovrapponga con quello visibile prima dello spostamento, al fine di evitare che nessuna diatomea venga contata più di una volta.
3. Ripetere la procedura fino al raggiungimento del numero di unità da contare (400).

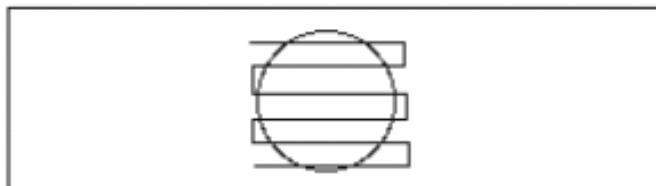


Fig. 7 - Esempio di procedura per lo spostamento lungo il vetrino portaoggetti durante il conteggio.

Come considerare le diatomee rotte

Per eliminare il rischio di comprendere frammenti separati di valve o frustuli rotti, occorre definire una procedura prima dell'inizio del conteggio. Possibili approcci sono:

comprendere un individuo rotto solo se è presente in un frammento di circa $\frac{3}{4}$;

comprendere individui solo se almeno un polo e l'area centrale sono visibili;

escludere tutti gli individui rotti.

Si consiglia di comprendere gli individui solo se presente più della metà della valva (almeno circa $\frac{3}{4}$) e nel caso di specie molto allungate (*Asterionella* sp., *Diatoma tenuis*, *Fragilaria* sp., *Synedra* sp.), conteggiare soltanto i frammenti contenenti il tratto terminale della valva, che conterranno come mezza valva.

Lo stesso criterio si utilizzerà anche per le valve comprese solo parzialmente in una definita area di conta.

Come considerare le diatomee non identificabili

Una valva può risultare non identificabile per varie ragioni:

è disposta in vista connettivale;

è presente materiale sovrapposto che impedisce una chiara visione. Se numerose valve sono coperte da altro materiale, occorre preparare un vetrino partendo da una sospensione più diluita o variando i tempi di sedimentazione al fine di separare le diatomee dal materiale estraneo;

l'analista non è in grado di riconoscerla.

Alcuni taxa sono identificabili in vista connettivale, sia perché ad esempio la vista connettivale è caratteristica (es. *Rhoicosphenia* abbreviata), sia perché è possibile attribuire la vista connettivale ad un taxon particolare con un certo livello di sicurezza, sulla base delle viste valvari rinvenute nello stesso vetrino. Comunque ciò non è sempre possibile e, se ci sono dubbi, l'analista dovrebbe annotare le viste connettivali al livello più basso al quale possono essere assegnate (e.g. *Gomphonema* sp. non identificato, pennata connettivale non identificata)

Un elevato numero di unità non identificabili può essere dovuto alla cattiva preparazione del vetrino o alla scarsa capacità di identificazione dell'analista. In generale, per i metodi che prevedono l'identificazione tassonomica al livello di specie, si raccomanda che non più del 12% delle unità contate sia composto da individui non identificati fino al livello specifico.

Per indici basati sui generi o su un misto di generi e specie, non più del 5 % dovrebbe essere composto da individui che non siano stati identificati almeno fino al livello di genere.

ALLEGATO B - METODI PER LA PREPARAZIONE DEI FRUSTULI (si riporta solo il metodo 1)

Metodo 1: perossido di idrogeno a caldo

Reagenti

soluzione di perossido di idrogeno (H₂O₂) al 30% (100 volumi);

acido cloridrico diluito (HCl) 1M.

Metodo

Omogeneizzare il campione scuotendolo e trasferire da 3 a 10 mL di sospensione in un beaker o provetta resistente a calore e acidi-basi. Aggiungere circa 9 parti di perossido di idrogeno ad una parte di campione e riporre a bagnomaria a circa 90 ± 5°C, fino a che tutta la sostanza organica non si sia ossidata (generalmente tutta la notte).

Attenzione il perossido di idrogeno a temperature maggiore di 30° può esplodere. In estate le bottiglie di reagente vanno tenute in frigorifero, e il bagnomaria va usato in un luogo dove l'esplosione di una provetta non possa danneggiare il personale, tipicamente sotto cappa con i vetri chiusi.

Nei campioni di diatomee epifitiche il materiale vegetale grossolano può essere rimosso dopo 30 minuti. Deve essere usata cautela mentre si versa il perossido di idrogeno freddo concentrato nel materiale ricco di sostanza organica, così come durante il processo di riscaldamento. Nei primi momenti dell'ossidazione si formerà una schiuma densa: è necessario evitare di farla tracimare, continuando a mescolare il campione con una bacchetta di vetro per alcuni minuti.

Togliere il beaker o la provetta dalla piastra. Aggiungere alcune gocce di acido cloridrico al fine di rimuovere il perossido di idrogeno in eccesso ed i carbonati e lavare le pareti del beaker con acqua distillata o demineralizzata. Lasciare raffreddare sotto cappa.

Lasciare sedimentare per tutta la notte e il giorno successivo eliminare il surnatante in eccesso, risospendere il contenuto con acqua distillata o demineralizzata. Il processo di lavaggio dovrebbe essere ripetuto almeno 3 volte, o almeno fino a che siano state rimosse tutte le tracce di perossido di idrogeno.

In caso di urgenza si può procedere alla centrifugazione, che è sconsigliata per la fragilità dei frustoli di alcune specie lacustri.

Una volta che tutte le tracce di perossido di idrogeno sono state rimosse, mescolare il contenuto di diatomee in una piccola quantità di acqua distillata o demineralizzata e trasferire in una fialetta pulita di piccola capacità. Aggiungere alcune gocce di etanolo, per prevenire la crescita fungina. Il campione così preparato può essere conservato per un tempo illimitato.

In generale l'uso della centrifuga consente di velocizzare le operazioni di pulizia dei campioni (sia dal conservante, sia dai vari reagenti impiegati nei processi di ossidazione). Questa metodica, se effettuata con tempi e velocità non adeguate, potrebbe portare alla rottura dei frustoli delle specie di dimensioni maggiori. In generale se si utilizza la centrifuga è probabile ottenere un campione nel quale sarà più elevata la presenza di valve e non di frustoli interi, mentre con la decantazione naturale, più dolce, la presenza di frustoli interi è maggiore.

La sedimentazione naturale consente di conservare meglio i frustoli, soprattutto se di grandi dimensioni: se si sceglie di utilizzare questo sistema, dopo ogni lavaggio si deve lasciare decantare il campione per almeno 8 ore.

4.2.2 Struttura e composizione delle comunità diatomiche

In questo lavoro sono state identificate un totale di 188 tra specie e varietà diatomiche nei laghi oggetto di studio (Tab. 28). L'ecosistema lacustre che presenta il maggior numero di specie è quello di Vico (106), seguito da Bracciano (80), Albano (79), Turano (75), Bolsena (69), Scanno (69), Salto (65) ed infine quello con il minor numero Martignano (22). In ciascun campione sono stati contati e identificati a livello di specie in media 400 organismi, per un valore complessivo di 17380 individui.

Le liste delle specie e le loro abbondanze divise per ciascun corpo idrico sono riportate in Appendice 1. Le 188 specie totali ritrovate appartengono principalmente ai generi *Fragilaria*, *Cyclotella*, *Amphora*, *Nitzschia*, *Staurosira*, *Gomphonema*, *Navicula*, *Epithemia*.

Tab. 28. Elenco delle specie identificate nei laghi oggetto di studio

<i>Achnantes joursacense</i> Heribaud	<i>Fragilaria capucina</i> Desmazieres var. <i>capitellata</i> (Grunow) Lange-Bertalot	<i>Nitzschia intermedia</i> Hantzsch ex Cleve Grunow
<i>Achnantes laevis</i> v <i>laevis</i> Oestrup	<i>Fragilaria capucina</i> var. <i>vaucheriae</i> (Kützing) Lange-Bertalot	<i>Nitzschia lacuum</i> Lange-Bertalot
<i>Achnantes lanceolata</i> v <i>frequentissima</i> Lange-Bertalot	<i>Fragilaria delicatissima</i> (W.Smith) Lange-Bertalot	<i>Nitzschia linearis</i> (Agardh) W. Smith
<i>Achnantes oestrupii</i> v <i>oestrupii</i> (Cleve-Euler) Hustedt	<i>Fragilaria famelica</i> (Kützing) Lange-Bertalot	<i>Nitzschia palea</i> (Kützing) W. Smith
<i>Achnanthes clevei</i> v <i>clevei</i> Grunow	<i>Fragilaria fasciculata</i> (Agardh) Lange-Bertalot	<i>Nitzschia recta</i> Hantzsch
<i>Achnanthes lanceolata</i> (Brébisson) Grunow	<i>Fragilaria gracilis</i> Oestrup	<i>Nitzschia tenuis</i> W. Smith
<i>Achnanthes lanceolata</i> ssp <i>rostrata</i> (Oestrup) L-B	<i>Fragilaria leptostauron</i> (Ehr) Hustedt	<i>Nitzschia umbonata</i> (Ehrenberg) Lange-Bertalot
<i>Achnanthidium biasolettianum</i> (Grunow) Lange-Bertalot	<i>Fragilaria leptostauron</i> (Ehr) Hustedt v <i>dubia</i> (Grunow) Hustedt	<i>Pinnularia borealis</i> Ehrenberg
<i>Achnanthidium gracillimum</i> (Meister) Lange-Bertalot	<i>Fragilaria perminuta</i> (Grunow) Lange-Bertalot	<i>Pinnularia viridis</i> (Nitzsch) Ehrenberg
<i>Achnanthidium minutissimum</i> (Kützing) Czarniecki	<i>Fragilaria radians</i> (Kützing) Williams & Round	<i>Placoneis clementis</i> (Grunow) Cox
<i>Actinocyclus normanii</i> (Gregory ex Greville) Hustedt	<i>Fragilaria rumpens</i> (Kützing) G.W.F. Carlson	<i>Placoneis gastrum</i> (Ehr.) Mereschowsky
<i>Amphora aequalis</i> Krammer	<i>Fragilaria tenera</i> (W. Smith) Lange-Bertalot	<i>Placoneis placentula</i> (Ehrenberg) Heinzrling
<i>Amphora eximia</i> J.R. Carter	<i>Frustulia vulgaris</i> (Thwaites) De Toni	<i>Placoneis symmetrica</i> (Hustedt) Lange-Bertalot
<i>Amphora inariensis</i> Krammer	<i>Gomphonema acuminatum</i> Ehrenberg	<i>Reimeira sinuta</i> (Gregory) Kociolek Stoermer
<i>Amphora lange-bertalotii</i> Levkov & Metzeltin	<i>Gomphonema angustum</i> Agardh	<i>Rhoicosphenia abbreviata</i> (Agardh) Lange-Bertalot
<i>Amphora libyca</i> Ehrenberg	<i>Gomphonema dichotomum</i> Kützing	<i>Rhopalodia gibba</i> (Ehrenberg) Müller
<i>Amphora oligotraphenta</i> Lange-Bertalot	<i>Gomphonema italicum</i> Kützing	<i>Sellaphora bacillum</i> (Ehrenberg) Mann
<i>Amphora ovalis</i> (Kützing) Kützing	<i>Gomphonema minutum</i> (Agardh) Agardh	<i>Sellaphora mutatoide</i> Lange-Bertalot & Metzeltin
<i>Amphora pediculus</i> (Kützing) Grunow	<i>Gomphonema occultum</i> Reichardt & Lange-Bertalot	<i>Sellaphora pupula</i> (Kützing) Mereschowsky
<i>Aneumastus minor</i> (Hustedt) Lange-Bertalot	<i>Gomphonema olivaceolacuum</i> Lange-Bertalot & Reichardt	<i>Stauroneis smithii</i> Grunow
<i>Aneumastus stroesei</i> (Ostrup) Mann	<i>Gomphonema olivaceum</i> (Hornemann) Brébisson	<i>Staurosira brevistriata</i> Grunow
<i>Aneumastus tusculus</i> (Ehrenberg) D.G. Mann & Stickley	<i>Gomphonema parvulum</i> Kützing	<i>Staurosira construens</i> Ehr f. <i>subsalina</i> (Hust) Bukhtiyarova
<i>Asterionella formosa</i> Hassall	<i>Gomphonema pseudoboehemicum</i> Lange-Bertalot & Reichardt	<i>Staurosira construens</i> (Ehrenberg)
<i>Caloneis bacillum</i> (Grunow) Cleve	<i>Gomphonema pumilum</i> (Gr) Reich Lange-Bertalot	<i>Staurosira venter</i> (Ehrenberg) Cleve Moeller
<i>Caloneis silicula</i> (Ehrenberg) Cleve	<i>Gomphonema subclavatum</i> Grunow	<i>Staurosira mutabilis</i> (Ehrenberg)
<i>Caloneis molaris</i> (Grunow) Krammer	<i>Gomphonema supertergestinum</i> E. Reichardt	<i>Stephanodiscus medius</i> Hakansson
<i>Cocconeis pediculus</i> Ehrenberg	<i>Gomphonema tergestinum</i> Fricke	<i>Stephanodiscus neoastreae</i> (NADED 1268)
<i>Cocconeis placentula</i> Ehrenberg	<i>Gomphonema truncatum</i> Ehrenberg	<i>Surirella angusta</i> Kützing
<i>Cocconeis placentula</i> var <i>euglypta</i> (Ehrenberg) Grunow	<i>Gomphonema vibrio</i> Ehrenberg	<i>Surirella brebissonii</i> Krammer Lange-Bertalot
<i>Cocconeis placentula</i> var <i>lineata</i> (Ehrenberg) Van Heurck	<i>Gyrosigma acuminatum</i> (Kützing) Rabenhorst	<i>Surirella elegans</i> Ehrenberg
<i>Cocconeis pseudolineata</i> (Geitler) Lange-Bertalot	<i>Gyrosigma attenuatum</i> (Kützing) Rabenhorst	<i>Surirella linearis</i> W M Smith
<i>Craticula halophila</i> (Grunow ex Van Heurck) Mann	<i>Hantzschia abundans</i> Lange-Bertalot	<i>Ulnaria acus</i> (Kützing) M. Aboal
<i>Cyclotella atomus</i> Hustedt	<i>Hantzschia amphioxys</i> (Ehrenberg) Grunow	<i>Ulnaria biceps</i> (Kützing) Compère
<i>Cyclotella bodanica</i> Grunow var. <i>bodanica</i> Gr	<i>Luticula mutica</i> (Kützing) Mann	<i>Ulnaria ulna</i> (Nitzsch) (Nitzsch) Compère
<i>Cyclotella bodanica</i> Grunow var. <i>lemanica</i>	<i>Luticula ventricosa</i> (Kützing) Mann	
<i>Cyclotella costei</i> Houk	<i>Mastoglobia elliptica</i> (C. Agardh) Cleve	
<i>Cyclotella distinguenda</i> var. <i>distinguenda</i> Hustedt	<i>Mastoglobia smithii</i> (Thwaites) var <i>smithii</i>	
<i>Cyclotella krammeri</i> Hakansson	<i>Mastoglobia baltica</i> Grunow	
<i>Cyclotella ocellata</i> Pantocsek	<i>Mayamaea permissa</i> (Hustedt) Bruder & Medlin	
<i>Cyclotella schumannii</i> (Grunow) Hakansson	<i>Meridion circulare</i> (Greville) Agardh	
<i>Cymatopleura elliptica</i> (Brébisson) W. Smith	<i>Navicula atomus</i> (Kützing) Grunow	
<i>Cymatopleura solea</i> (Brébisson) W. Smith	<i>Navicula antonii</i> Lange-Bertalot	
<i>Cymatopleura solea</i> (Brébisson) W. Smith var. <i>apiculata</i> (W. Smith) Ralfs	<i>Navicula capitatoradiata</i> Germain	

<i>Cymbella affinis</i> Kützing	<i>Navicula cari</i> Ehrenberg	
<i>Cymbella aspera</i> (Ehrenberg) Peragallo	<i>Navicula cincta</i> (Ehrenberg) Ralfs	
<i>Cymbella cistula</i> (Ehrenberg) O.Kirchner	<i>Navicula cocconeiformis</i> Gregory	
<i>Cymbella compacta</i> Ostrup	<i>Navicula cryptocephala</i> Kützing	
<i>Cymbella cymbiformis</i> Agardh	<i>Navicula cryptoteneilloides</i> Lange-Bertalot	
<i>Cymbella excisa</i> Kützing	<i>Navicula cryptotenella</i> Lange-Bertalot	
<i>Cymbella excisa</i> Kützing var. <i>excisa</i>	<i>Navicula difficillima</i> Hustedt	
<i>Cymbella helvetica</i> Kützing	<i>Navicula jaernefeltii</i> Hustedt	
<i>Cymbella lanceolata</i> (Ehrenberg) Kirchner	<i>Navicula menisculus</i> Schumann	
<i>Cymbella lange-bertalotii</i> Krammer	<i>Navicula modica</i> Hustedt	
<i>Cymbella neocistula</i> Krammer	<i>Navicula phyllepta</i> Kützing	
<i>Cymbopleura amphicephala</i> Krammer	<i>Navicula radiosa</i> Kützing	
<i>Cymbopleura cuspidata</i> (Kützing) Krammer	<i>Navicula recens</i> (Lange-Bertalot) Lange-Bertalot	
<i>Diatoma</i> spp	<i>Navicula reichardtiana</i> Lange-Bertalot	
<i>Diatoma vulgare</i> Bory	<i>Navicula reinhardtii</i> Grunow	
<i>Diploneis elliptica</i> (Kützing) Cleve	<i>Navicula rhynchocephala</i> Kützing	
<i>Diploneis maulerii</i> (Brun) Cleve	<i>Navicula scutelloides</i> W. Smith	
<i>Encyonema caespitosum</i> Kützing	<i>Navicula striolata</i> (Grunow) Lange-Bertalot	
<i>Encyonema minutum</i> (Hilse) Mann	<i>Navicula tripunctata</i> (Müller) Bory	
<i>Encyonema prostratum</i> (Berkeley) Kützing	<i>Navicula trivialis</i> Lange-Bertalot	
<i>Encyonema silesiacum</i> (Bleisch) Mann	<i>Navicula veneta</i> Kützing	
<i>Encyonema ventricosum</i> (Agardh) Grunow	<i>Navicula viridula</i> (Kützing) Ehrenberg	
<i>Encyonopsis microcephala</i> (Grunow) Krammer	<i>Neidium dubium</i> (Ehrenberg) Cleve	
<i>Encyonopsis minuta</i> Krammer & E.Reichardt	<i>Nitzschia alpina</i> Hustedt	
<i>Encyonopsis subminuta</i> Krammer & E.Reichardt	<i>Nitzschia amphibia</i> Grunow	
<i>Eolimna minima</i> (Grunow) Lange-Bertalot	<i>Nitzschia angustatula</i> Lange-Bertalot	
<i>Eolimna subminuscula</i> (Manguin) Moser, L-B Metzeltin	<i>Nitzschia capitellata</i> Hustedt	
<i>Epithemia adnata</i> (Kützing) Brébisson	<i>Nitzschia communis</i> Rabenhorst	
<i>Epithemia frickei</i> Krammer	<i>Nitzschia dissipata</i> (Kützing) Grunow	
<i>Epithemia goeppertiana</i> Hilse	<i>Nitzschia fonticola</i> (Grunow) Grunow	
<i>Epithemia sores</i> Kützing	<i>Nitzschia frustulum</i> (Kützing) Grunow	
<i>Fallacia subhamulata</i> (Grunow) Mann	<i>Nitzschia gracilis</i> Hantzsch	
<i>Fragilaria capucina</i> Desmazières	<i>Nitzschia hantzschiana</i> Rabenhorst	
<i>Fragilaria capucina</i> Desmazières var. <i>austriaca</i> (Grunow) Lange-Bertalot	<i>Nitzschia inconspicua</i> Grunow	

Indice di Evenness

In figura 32 sono riportati i risultati dell'applicazione dell'indice di Evenness su tutti i campioni, differenziando per ciascun ecosistema lacustre, quelli raccolti su substrato ciottoloso, su macrofite acquatiche e substrati artificiali. L'indice è stato utilizzato per studiare la struttura della comunità in considerazione della distribuzione degli individui nell'ambito delle varie specie che compongono ciascuna di queste comunità. In generale i valori dell'indice variano tra lo 0.6 e lo 0.9.

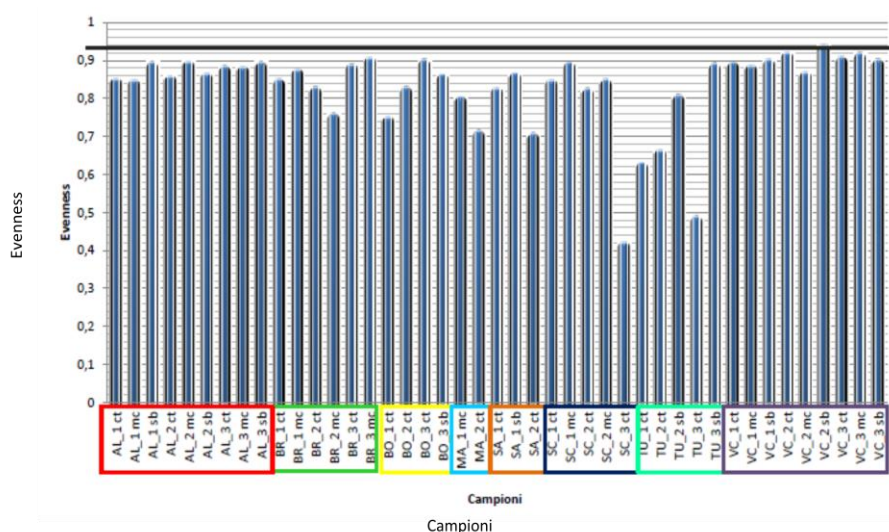


Fig. 32. Risultati dell'applicazione dell'indice di Evenness sui campioni in esame

Di seguito sono riportate le considerazioni, distinte per ecosistema lacustre, sulla struttura e composizione delle comunità diatomiche.

Lago di Albano

Nei nove campioni esaminati la specie che presenta la maggior abbondanza in tutte le stazioni è la *Cyclotella ocellata*, seguita dalla *Nitzschia inconspicua* in particolare nei campioni AL_2 ct e AL_2 sb. Rispetto alle 79 specie totali trovate in questo ecosistema lacustre le altre specie maggiormente diffuse e abbondanti sono state *Amphora inariensis*, *Amphora pediculus*, *Cocconeis placentula* var. *lineata*, *Cyclotella bodanica* var. *bodanica*, *Epithemia adnata*, *Epithemia sorex*, *Navicula cryptotenella*, *Navicula tripunctata*, *Nitzschia dissipata*, *Nitzschia fonticola*, *Nitzschia palea*, *Staurosira brevistriata*, *Staurosira construens*, *Staurosira venter*, *Staurosira mutabilis* abbondante specialmente nella prima stazione ed infine *Stephanodiscus medius*.

L'indice di Evenness nelle tre stazioni campionate non presenta grandi differenze, esso infatti varia tra lo 0.84 e lo 0.89. In generale gli elevati valori indicano una buona distribuzione degli individui nelle comunità. Nello specifico delle diversità osservate tra i diversi substrati di campionamento, la stazione AL_1 presenta lo stesso valore di indice, 0.84, per i campioni raccolti su substrato ciottoloso e macrofitico mentre per quello su substrato artificiale il valore è di 0.89. Al contrario nella stazione AL_2 è il campione individuato sul substrato macrofitico a presentare un valore di indice più elevato, 0.89, rispetto agli altri due che hanno valore intorno allo 0.85. Infine, la stazione AL_3, è quella che presenta la minore variabilità dell'indice rispetto ai tre substrati di campionamento, con valori prossimi allo 0.88.

Lago di Bracciano

Nei sei campioni esaminati nel lago di Bracciano la specie più diffusa e abbondante è la *Fragilaria perminuta*, la quale conta 133 individui nel solo campione BR_2 mc. Delle 80 specie totali individuate nel lago la seconda più abbondante è la *Epithemia sorex*, seguita da *Amphora inariensis*, *Amphora pediculus*, *Cocconeis placentula* var. *lineata*, *Cyclotella ocellata*, *Cymbella excisa* ed *helvetica*, *Fragilaria delicatissima*, *Fragilaria famelica* ed infine *Gomphonema olivaceolacuum*.

L'indice di Evenness nelle tre stazioni campionate varia tra lo 0.75 e lo 0.90. Il valore più basso è stato osservato nella stazione BR_2 mc, dovuto alla maggiore abbondanza di individui di una specie, la *Fragilaria perminuta*, come sopra descritto. Il valore più elevato, 0.9, si riscontra invece nella stazione BR_3 su substrato macrofito ma lo scostamento del valore rispetto all'altro campione

di substrato ciottoloso è minima, essendo quest'ultimo di 0.88. Anche nella stazione BR_1 le differenze tra valori non sono elevate, 0.85 per quello ciottoloso e 0.87 per quello macrofitico.

Lago di Bolsena

Dei quattro campioni relativi al lago di Bolsena la specie più abbondante e diffusa è la *Cyclotella ocellata* che registra nel solo campione BO_1 ct 118 individui. Delle 69 specie totali individuate in tutte le stazioni la seconda più abbondante e diffusa è la *Nitzschia dissipata*, seguita da *Amphora pediculus*, *Gomphonema olivaceolacuum* e *olivaceum*, *Rhoicosphenia abbreviata*. Alcune specie sono risultate particolarmente abbondanti solo in alcuni campioni come la *Fragilaria capucina* e *famelica* in BO_2 ct, *Nitzschia frustulum* in BO_3 ct e *Pinnularia borealis* in BO_1 ct.

I valori dell'indice di Evenness variano tra lo 0.74 del campione raccolto da substrato ciottoloso nella stazione BO_1 e lo 0.89 in quello raccolto sempre da substrato ciottoloso ma nella stazione BO_3. Il valore più basso di 0.74, come sopra descritto, è imputabile al maggior numero di individui della specie *Cyclotella ocellata* registrato nel campione BO_1 ct ed, in minor misura, anche a quello della *Pinnularia borealis*.

Lago di Martignano

Nel lago di Martignano sono state riscontrate solamente 22 specie totali. Di queste però la *Fragilaria tenera*, il *Gomphonema olivaceolacuum* e l'*Achnantheidium minutissimum* contano nella sola stazione MA_2 ct rispettivamente 120, 110 e 100 individui. Anche il *Gomphonema tergestinum*, con 50 individui, è ben rappresentato nel campione MA_2 ct.

I valori dell'indice di Evenness variano tra lo 0.80 del campione MA_1 mc e lo 0.71 del campione MA_2 ct. In questo caso le differenze tra substrati di campionamento sono leggermente più ampie ed il valore più basso di 0.71 è dovuto all'elevato numero di individui riscontrato per le tre specie sopra riportate.

Lago del Salto

Nei tre campioni del Lago del Salto le specie che sono risultate più abbondanti e diffuse sono sicuramente *Achnantheidium minutissimum* e la *Cyclotella atomus* quest'ultima rappresentata da ben 163 individui nel campione SA_2 ct. Tra le 65 specie totali identificate in questo corpo idrico altre specie particolarmente diffuse e abbondanti sono *Cyclotella bodanica*, *Cymbella affinis* e *Encyonema ventricosum*.

L'indice di Evenness nelle due stazioni campionate varia tra lo 0.70 del campione SA_2 ct e lo 0.86 di SA_1 sb. L'elevato numero di individui della sola specie *Cyclotella atomus* registrato nel campione SA_2 ct ne determina il valore più basso di 0.70.

Lago di Scanno

Nel lago di Scanno sono state individuate 69 specie totali. Di queste è ben evidente la diffusione e specialmente l'abbondanza del *Gomphonema tergestinum* che nel solo campione SC_3 ct si presenta con 295 individui. Sono inoltre ben rappresentate anche le seguenti specie: *Encyonopsis subminuta* in particolare nella stazione 1, *Achnantheidium minutissimum*, *Amphora inariensis*, *Amphora pediculus*, *Fragilaria capuccina* var *vaucheriae*, *Mayamaea permitis* ed infine *Nitzschia dissipata*.

Il campione SC_3 ct, con i suoi 295 individui di *Gomphonema tergestinum*, è in effetti quello che registra il più basso valore di indice di Evenness come atteso. E' da sottolineare che la stazione SC_3 si trova molto vicino all'immissione dell'affluente del lago e questo ha probabilmente determinato un discostamento così evidente della struttura della comunità rispetto agli altri campioni, i quali presentano il valore di 0.89 per SC_1 mc e 0.85 per SC_1 ct e 0.84 per SC_2 mc e 0.82 per SC_2 ct.

Lago del Turano

Dei cinque campioni relativi al lago del Turano la specie più abbondante e diffusa è la *Cyclotella ocellata* che registra nel solo campione TU_3 ct 238 individui e in quello TU_1 ct 195. Delle 75 specie totali individuate in tutte le stazioni la seconda più abbondante e diffusa è la *Achnantheidium minutissimum* seguita dalla *Cyclotella bodanica* var *bodanica*. Alcune specie sono risultate particolarmente abbondanti solo in alcuni campioni come la *Cymbella affinis* in TU_2 ct, la *Encyonema silesiacum* in TU_3 ct, la *Navicula reichardtiana* e la *Nitzschia capitellata* in TU_3 sb. Anche nel lago del Turano il campione che presenta il valore più basso di Evenness è TU_3 ct che conta un numero molto elevato di individui della specie *Cyclotella ocellata*. In questa stazione la differenza tra tipologie di substrato è evidente, il campione TU_3 sb presenta infatti un valore di indice pari a 0.88. Si sottolinea che nelle tre settimane utili alla colonizzazione delle diatomee sul substrato artificiale il livello del lago è variato molto. La stessa differenza di valori si osserva anche nella stazione TU_2, con un valore di Evenness per il substrato ciottoloso pari a 0.66 e di 0.88 per quello su substrato artificiale.

Lago di Vico

Il lago di Vico, con le 106 specie individuate, è sicuramente il lago che registra la più ampia diversità in specie. Nei nove campioni presi in esame la specie meglio rappresentata per diffusione e abbondanza è la *Cyclotella costei*, seguita dalla *Cyclotella ocellata*, *krammeri* e *atomus*. Sono inoltre ben rappresentate anche le seguenti specie: *Amphora inariensis*, *Amphora pediculus*, *Aneumastos minor*, *Cocconeis placentula* var *lineata*, *Epithemia sorex*, *Fragilaria rumpens*, *Navicula cryptotenella*, *Nitzschia inconspicua*, *Placoneis gastrum* e *Staurosira brevistriata*.

I valori dell'indice di Evenness sono tutti molto elevati, fino ad un valore di 0.93 nel campione VC_2 sb. Le differenze tra substrati di campionamento all'interno delle tre stazioni sono minime. La più ampia è quella tra VC_2 sb e VC_2 mc, con un valore pari a 0.86.

4.2.3 II° Risultato per l'implementazione della 2000/60/CE

L'Indice EPI-L

Il secondo importante risultato del presente lavoro strettamente connesso all'implementazione della Direttiva Europea 2000/60/CE è stato quello di aver contribuito allo sviluppo dell'*Indice per la valutazione della qualità delle acque lacustri italiane a partire dalle diatomee epifitiche ed epilitiche (EPI-L)*. Il metodo, riportato di seguito e già pubblicato dal CNR-ISE, sarà inserito nella prossima revisione del DM 260/2010 per il suo utilizzo come metodo ufficiale nella valutazione di qualità degli ecosistemi lacustri attraverso le diatomee bentoniche e sarà oggetto di prossima intercalibrazione a livello europeo.

INDICE PER VALUTAZIONE DELLA QUALITÀ DELLE ACQUE LACUSTRI ITALIANE A PARTIRE DALLE DIATOME EPIFITICHE ED EPILITICHE (EPI-L)
--

Aldo Marchetto^{1*}, Chiara Agostinelli², Renate Alber³, Andrea Beghi², Stefania Balzamo⁴, Stefania Bracchi⁵, Fabio Buzzi², Elisa Carena², Susanna Cavalieri⁶, Federica Cimoli⁶, Silvia Costara⁷, Isa Crescentini⁵, Valentina Della Bella⁵, Margherita Di Brizio⁵, Marco Fioravanti², Pierluigi Fogliati⁸, Riccardo Formenti², Matteo Galbiati², Filippo Galimberti², Arianna Macor¹⁰, Laura Mancini⁹, Stefania Marcheggiani⁹, Giovanna Marchi⁶, Simona Musazzi¹, Arianna Nicola⁸, Rosalba Padula⁵, Sabrina Pozzi⁷, Camilla Puccinelli⁹, Egiziana Rinaldi⁵, Chiara Rustighi⁶, Paola Testa⁷, Berta Thaler³, Claudia Vendetti⁹, Raffaella Zorza¹⁰

1 CNR Istituto per lo Studio degli Ecosistemi, Verbania Pallanza. 2 ARPA Lombardia. 3 APPA Bolzano. 4 ISPRA Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale. 5 ARPA Umbria. 6 ARPA Toscana. 7 APPA Trento. 8 ARPA Piemonte. 9 ISS Istituto Superiore di Sanità. 10 ARPA FVG

* Autore per la corrispondenza (a.marchetto@ise.cnr.it)

Introduzione

Le diatomee possono indicare la qualità delle acque lacustri, ed in particolare la loro trofia (ad es. Bennion et al. 2012, Torrisi & Dell’Uomo 2006). Tra gli studi che hanno trovato una relazione tra la trofia e la composizione in specie delle comunità bentoniche lacustri (ad es. Bennion 1994, Bennion et al. 2012), alcuni hanno interessato anche dei laghi italiani (ad es. Wunsam & Schmidt, 1995). “Macrofite e fitobentos” è uno degli “elementi biologici” che devono essere utilizzati, secondo l’allegato 5 della Direttiva europea 2000/60/EC (Direttiva quadro sulle acque), per la valutazione della qualità ecologica dei corpi idrici. La componente fitobentonica deve essere considerata unitamente alle macrofite nella definizione di un indice di qualità.

Nel corso del processo di intercalibrazione tra i diversi paesi europei dei metodi per la valutazione della qualità ecologica dei corpi idrici, è divenuta opinione comune che la componente fitobentonica può essere rappresentata adeguatamente dalla comunità di diatomee epifitiche o epilittiche, che presenta una diversità specifica molto elevata.

In bibliografia si può trovare un numero elevato di metodi per valutare la qualità ecologica dei corsi d’acqua a partire dalle comunità biologiche, e quasi tutti questi indici possono essere calcolati utilizzando il software Omnidia. Tuttavia, al momento soltanto sei metodi sono stati predisposti in modo specifico per i corpi idrici lacustri, e sono in uso in Belgio (VMM 2009), Germania (Schaumburg et al. 2004, 2007), Ungheria, Irlanda, Polonia e nel Regno Unito (Bennion et al. 2012). Tuttavia, alcuni dei metodi predisposti per i corsi d’acqua sono stati utilizzati con successo anche in ambito lacustre, talora con piccole modifiche.

Prima di proporre un nuovo indice per la valutazione della qualità ecologica delle acque lacustri, abbiamo svolto una campagna di campionamento delle diatomee con metodi coordinati e abbiamo valutato la possibilità di utilizzare i metodi esistenti per i laghi italiani. Tuttavia, questo esercizio non ha dato i risultati sperati, in quanto un certo numero di indici è risultato relativamente ben correlato alla pressione trofica, descritta per semplicità dalla concentrazione di fosforo, ma le relazioni non erano sufficientemente precise da permettere una suddivisione ragionevole dei laghi in classi di qualità. Pertanto abbiamo deciso di predisporre un nuovo indice nazionale, che viene descritto in questo rapporto.

Dati utilizzati

Per permettere la definizione e calibrazione di un indice diatomico per le acque lacustri, nel corso del 2012 il Ministero dell’Ambiente ha richiesto alle Agenzie regionali e provinciali per la protezione dell’ambiente la raccolta e l’analisi di campioni di diatomee epifitiche o epilittiche. Per la calibrazione di questo metodo sono stati utilizzati i dati pervenuti entro il 30 giugno 2013, raccolti nei mesi estivi del 2012 dalle Agenzie per la protezione dell’ambiente delle regioni Friuli Venezia-Giulia, Lombardia, Piemonte, Toscana, Umbria, e delle province di Trento e di Bolzano e integrati con altri dati ottenuti dall’Istituto per lo Studio degli Ecosistemi del CNR e dall’Istituto Superiore di Sanità.

In totale sono stati campionati 80 laghi, per un totale di 119 campioni, utilizzando un metodo di campionamento standardizzato (UNI 2005), dando la preferenza per la raccolta su ciottoli. Alcuni campioni sono stati prelevati su fusti di *Phragmites* o su macrofite sommerse (*Najas marina*, *Chara rudis*) e, solo nel lago di Vico, su substrati artificiali appositamente immersi per confronto. Venti laghi sono stati campionati due o tre volte, 9 di essi da due enti diversi, permettendo quindi anche un confronto sulla ripetibilità e riproducibilità dei valori ottenuti. La lista dei laghi campionati è riportata in appendice A.

Formulazione dell’indice

La maggior parte degli indici diatomici presenti in letteratura usa il metodo delle medie ponderate, descritto per la prima volta da Zelinka & Marvan (1961). Alcuni indici, invece, si basano sulla presenza di specie indicatrici (VMM 2009) o su una combinazione dei due approcci (Schaumburg et al. 2004). L’utilizzo delle specie indicatrici richiede una conoscenza approfondita della distribuzione delle diverse specie sul territorio nazionale. Questo non è il caso per le acque lacustri italiane e pertanto abbiamo optato per l’uso della formula delle medie ponderate. I pesi trofici (p) e i valori indicatori (v) delle

singole specie sono stati ricavati dall'insieme dei dati raccolti durante questo esercizio, limitatamente alle specie che rappresentavano almeno l'1% del conteggio in 3 o più laghi e che raggiungevano una percentuale minima del 3% in almeno un lago, e sono riportati in tabella 6. Il peso trofico di ciascuna specie è stato ottenuto come media ponderata della concentrazione media annua di fosforo totale epilimnetico utilizzando come pesi le abbondanze percentuali di quella specie in tutti i 119 campioni esaminati. Il valore indicatore a sua volta è stato ottenuto come media ponderata dei quadrati delle differenze tra la concentrazione media annua di fosforo totale epilimnetico e il peso trofico sopra definito, utilizzando gli stessi pesi. Per evitare che alcune specie assumessero valori indicatori eccessivi, tutti i valori superiori a 30 sono stati sostituiti con un valore indicatore di 30. L'indice può essere quindi calcolato per ogni lago, a condizione che almeno il 70% delle valve contate appartenga ad una delle specie riportate in tabella A, a partire dalle abbondanze relative percentuali (a_i) delle n specie presenti con la formula seguente:

$$EPI - L = 4 - 2 \frac{\sum_{i=1}^n a_i P_i V_i}{\sum_{i=1}^n a_i V_i}$$

Nell'uso della tabella A si raccomanda di prestare attenzione alla nomenclatura usata, in quanto diverse specie sono state riassegnate recentemente a generi diversi. Per comodità del lettore è stata riportata anche la nomenclatura usata da Krammer e Lange-Bertalot (1997-99) nel volume 2 della Süßwasserflora von Mitteleuropa.

Tabella A. Pesi trofici (p) e valori indicatori (v) delle per le diatomee bentiche lacustri

Codice	Nome	Sinonimo	p	v
ACAF	Achnantheidium affine	Achnanthes minutissima var affine	1,01	28,4
ACLI	Achnantheidium lineare	Achnanthes linearis	0,79	30,0
ADHE	Achnantheidium helveticum	Achnanthes helvetica	0,45	30,0
ADMI	Achnantheidium minutissimum	Achnanthes minutissima	1,09	4,6
ADPY	Achnantheidium pyrenaicum	Achnanthes biasoletiana	1,24	12,6
ADSA	Achnantheidium saprophilum	Achnanthes minutissima var. saprophila	1,27	9,9
ADSB	Achnantheidium straubianum	Achnanthes minutissima (forme ellittiche)	1,22	22,0
ADSU	Achnantheidium subatomus	Achnanthes subatomus	1,14	30,0
AINA	Amphora inariensis		1,49	11,6
APED	Amphora pediculus		1,35	9,0
ANIV	Aulacoseira nivalis	A. distans var. nivalis	0,80	30,0
AUGR	Aulacoseira granulata		1,48	20,4
BMIC	Brachysira microcephala	Inclusa nella seguente	0,68	12,3
BVIT	Brachysira vitrea	Anomoeoneis vitrea	0,69	30,0
CAEX	Cymbella excisa		1,34	8,4
CAFF	Cymbella affinis		1,51	6,4
CATO	Cyclotella atomus		1,48	10,4
CBAM	Cymboppleura amphicephala	Cymbella amphicephala	1,42	11,3
CLEM	Cyclotella lemanensis	Cyclotella bodanica var. lemanica	1,59	19,1
CCOS	Cyclotella costei	Cyclotella cyclopuncta e C. distinguenda var. unipunctata	1,14	7,3
CCIS	Cymbella cistula		1,30	10,9
CCMS	Cyclotella comensis		0,67	30,0
CHEL	Cymbella helvetica		1,44	20,6
CKUT	Cyclotella kuetzingiana	C. krammeri	1,34	30,0
CMLF	Craticula molestiformis	Navicula molestiformis	0,50	30,0
COCE	Cyclotella ocellata		1,44	6,8
COPL	Cocconeis pseudolineata	C. placentula var. pseudolineata	1,31	24,9
CPLA	Cocconeis placentula		1,55	10,4
CPLI	Cocconeis placentula var lineata		1,28	30,0
HRAD	Handmannia radiosa	Cyclotella radiosa	1,24	4,0
DDEL	Delicata delicatula	Cymbella delicatula	0,62	30,0
DMES	Diatoma mesodon		0,60	30,0
DSTE	Discotella stelligera	Cyclotella stelligera	1,42	30,0
DSTO	Discotella stelligeroides	Cyclotella stelligeroides	0,52	18,0
DTEN	Denticula tenuis		0,99	5,1
EADN	Epithemia adnata		1,31	30,0
ECAE	Encyonema caespitosum	Cymbella caespitosa	1,68	17,8
ECES	Encyonema cesatii	Cymbella cesatii	0,58	17,1

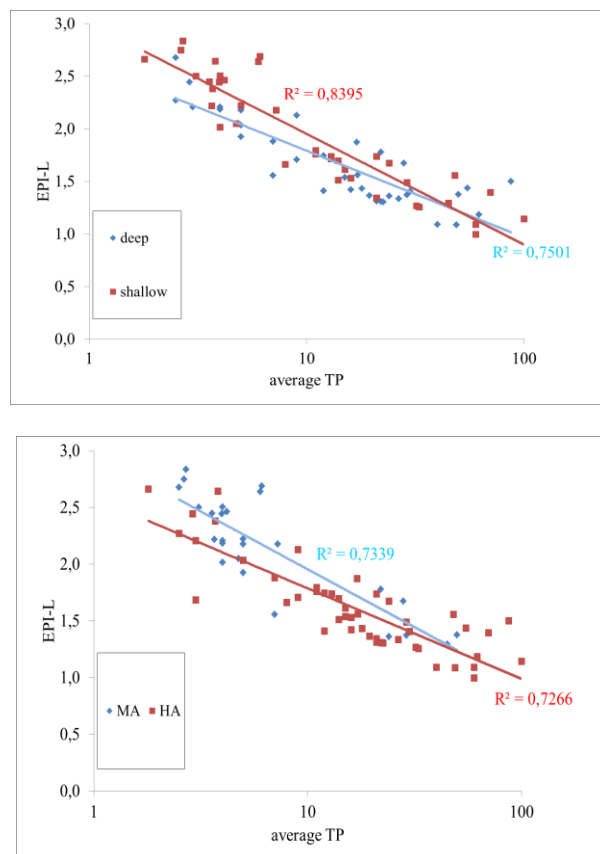
Codice	Nome	Sinonimo	p	v
ECPM	Encyonopsis minuta	Cymbella minuta	0,84	11,6
EEXI	Eunotia exigua		0,69	26,3
EMIC	Eunotia microcephala		1,46	7,4
ENCM	Encyonopsis microcephala	Cymbella microcephala	0,78	10,1
ENLB	Encyonema langebertalotii	inclusa in Cymbella cistula (?)	0,98	6,4
ENMI	Encyonema minutum	Cymbella minuta	0,94	5,7
ENPA	Encyonema paucistriatum	Cymbella paucistriata	0,79	20,0
ENVE	Encyonema ventricosum	Cymbella ventricosa	1,61	6,9
EOMI	Eolimna minima	Navicula minima	1,36	12,0
ESLE	Encyonema silesiacum	Cymbella silesiaca	0,92	5,6
ESOR	Epithemia sorex		1,35	30,0
ESUM	Encyonopsis subminuta	inclusa in Cymbella microcephala	0,87	6,5
EUFL	Eucocconeis flexella	Achnanthes flexella	0,48	30,0
FCAP	Fragilaria capucina		1,21	8,5
FCRO	Fragilaria crotonensis		1,50	15,3
FCVA	Fragilaria capucina var. vaucheriae		1,36	14,6
FGRA	Fragilaria gracilis	F. capucina var. gracilis	1,27	3,3
FNAN	Fragilaria nanana		0,84	7,2
FPEN	Fragilaria perminuta	F. capucina var. perminuta	1,28	17,4
FRUM	Fragilaria rumpens	F. capucina var. rumpens	1,27	16,1
FTEN	Fragilaria tenera		0,85	8,7
GMIN	Gomphonema minutum		1,15	12,4
GOLI	Gomphonema olivaceum		1,32	30,0
GOLL	Gomphonema olivaceolacuum	incluso nel precedente	1,28	30,0
GPAP	Gomphonema parvulum		1,42	5,0
GPUM	Gomphonema pumilum	G. angustum	1,56	10,2
GTER	Gomphonema tergestinum	G. semiapertum var. tergestinum	1,27	30,0
GTRU	Gomphonema truncatum		1,21	9,2
KCLE	Karayevia clevei	Achnanthes clevei	1,35	30,0
MPMI	Mayamaea permitis	Navicula atomus var. permitis	1,48	30,0
MSMI	Mastogloia smithii		1,54	19,1
MVAR	Melosira varians		0,80	6,2
NAMP	Nitzschia amphibia		1,52	8,7
NANT	Navicula antonii	inclusa in N. menisculus	1,28	14,7
NCPL	Nitzschia capitellata		1,44	10,0
NCPR	Navicula capitoradiata		1,39	6,0
NCTE	Navicula cryptotenella		1,26	7,7
NDIS	Nitzschia dissipata		1,47	8,2
NFON	Nitzschia fonticola		1,49	10,5
NIFR	Nitzschia frustulum		1,64	11,7
NILA	Nitzschia lacuum		1,71	8,7
NSTS	Nitzschia soralensis	N. inconspicua	1,46	18,9
NMEN	Navicula menisculus		1,39	23,7

Codice	Nome	Sinonimo	p	v
NMIC	Nitzschia microcephala		1,52	18,1
NPAL	Nitzschia palea		1,32	7,1
NREC	Nitzschia recta		1,25	7,4
NSOC	Nitzschia sociabilis		1,53	12,5
NTAB	Nitzschia tabellaria	N. sinuata var. tabellaria	1,32	11,1
NTEN	Navicula tenelloides		1,39	30,0
NTPT	Navicula tripunctata		1,68	15,2
NVEN	Navicula veneta		1,74	30,0
PLVU	Planothidium lacus-vulcani	Achnanthes lacus-vulcani	0,66	7,5
PMNF	Pinnularia microstauron var nonfasciata	inclusa in Pinnularia microstauron	0,94	7,1
PMRG	Psammothidium marginulatum	Achnanthes marginulata	0,60	30,0
PMTC	Psammothidium curtissimum	Achnanthes curtissima	0,88	4,6
PRST	Planothidium rostratum	Achnanthes lanceolata var. rostrata	1,24	30,0
PSCT	Psammothidium scoticum	Achnanthes scotica	0,83	5,5
PTLA	Planothidium lanceolatum	Achnanthes lanceolata	1,41	16,5
RABB	Rhoicosphenia abbreviata		1,33	30,0
RGIB	Rhopalodia gibba		1,51	18,5
RSIN	Reimeria sinuata	Cymbella sinuata	1,15	14,4
SBRV	Staurosira brevistriata	Fragilaria brevistriata	1,24	6,6
SBND	Staurosira binodis	Fragilaria construens var. binodis	0,86	9,1
SCON	Staurosira construens	Fragilaria construens	0,98	7,0
PSSE	Pseudotaurosira elliptica	Fragilaria elliptica	0,81	2,5
SLIN	Surirella linearis		0,76	11,1
SSMU	Staurosira mutabilis	Fragilaria pinnata	1,06	4,7
SSVE	Staurosira venter	Fragilaria construens fo. Venter	1,23	7,6
TFLO	Tabellaria flocculosa		0,99	7,2
UUAC	Ulnaria ulna var acus	Fragilaria ulna var. acus	1,24	7,8
UULN	Ulnaria ulna	Fragilaria ulna	1,34	16,3

Relazione con la pressione trofica

Il valore di EPI-L è stato calcolato per 75 degli 80 laghi utilizzati per la calibrazione dell'indice. Infatti, in 8 casi meno del 70% delle diatomee rinvenute nei campioni apparteneva alle specie riportate in tabella 6. La relazione tra la concentrazione media annua di fosforo totale, usata come indicatore di pressione trofica, e il valore di EPI-L, calcolato per 75 laghi, è evidenziata nella figura 6. Nel caso vi fossero più campioni per lago, è stato usato un valore medio. Nella figura 6 sono stati distinti i laghi con profondità media superiore ("deep") ed inferiore ("shallow") a 15 m, così come i laghi con alcalinità inferiore ("MA") e superiore ("HA") a 1 meq L⁻¹.

La figura 6 permette di vedere come non vi siano differenze sostanziali nella risposta delle diverse tipologie lacustri. In particolare, la relazione tra la pressione trofica, qui riassunta dalla concentrazione media annua di fosforo totale ("average TP"), e il valore medio per lago dell'indice diatomo presenta una buona correlazione ($R^2=0,76$) e vi è una buona separazione nei valori dell'indice tra i laghi con bassa (EPI-L >1,9) e alta (EPI-L <1,9) concentrazione di fosforo. E' evidente un punto anomalo, con valore di EPI-L pari a soli 1,7 nonostante un valore di fosforo totale di 3 µg L⁻¹: si tratta del Lago di Morasco, in Piemonte, un bacino artificiale che sarà oggetto di valutazione più approfondita.



Relazione tra la concentrazione media annua di fosforo totale e i valori di EPI-L

Riproducibilità dell'indice

Come si è detto in precedenza, 21 laghi sono stati campionati più volte, e tra questi 9 sono stati analizzati sia dall'Istituto per lo Studio degli Ecosistemi che dall'ARPA o dall'Istituto Superiore di Sanità. Sulla base di questi dati, riportati in tabella B, si può valutare che le differenze tra i valori di EPI-L analizzati su campioni diversi può essere elevata anche all'interno dello stesso lago, e quindi si ritiene necessario effettuare un certo numero di campioni per lago, come disposto dal protocollo per l'analisi delle diatomee lacustri attualmente in preparazione. Nella tabella 7 non viene considerato il Lago Lungo, in quanto uno dei campioni era raccolto su legno morto. Le differenze tra i valori dei campioni epilittici e perifittici sono generalmente modeste, così come le differenze tra campioni analizzati in laboratori diversi, ma i dati non sono sufficienti per una valutazione statistica degli errori.

Scelta dei valori di riferimento

Alla data di stesura di questo rapporto, nella banca dati delle informazioni fornite dalle Regioni e dalle Province Autonome all'Istituto Superiore per la Ricerca Ambientale (ISPRA) e denominata "Sistema Informativo Nazionale per la Tutela delle Acque Italiane" (SINTAI), un solo lago è stato dichiarato come "sito di riferimento": il Lago Palù in Lombardia.

Per questo indice, quindi, sono stati scelti, secondo il giudizio esperto degli autori, basandosi sulla conoscenza dell'assenza di fonti significative di inquinamento e sulle basse concentrazioni di fosforo totale, altri laghi come siti di riferimento: i laghi profondi Fusine Inferiore (Friuli), Tenno (TN), Molveno (TN) e Mergozzo (VB), e i laghi poco profondi Fusine Superiore (Friuli), Palù (Lombardia) e Campo, Paione Inferiore, Paione Medio, Capezzone, Pojala, Matogno, Boden Inferiore e Superiore (Piemonte), di Latte e di San Pancrazio (BZ). Il valore di riferimento calcolato come mediana dei valori medi ottenuti per i siti considerati come siti di riferimento risulta di 2,27 per i laghi profondi e 2,46 per i laghi poco

profondi. I valori di riferimento proposti non sono ancora intercalibrati e potranno subire modifiche durante il processo di intercalibrazione.

Tab. B – Valori di EPI-L calcolati sui campioni raccolti da enti diversi nello stesso lago, sia su campioni perfitici (P) che epilitici (E) che substrati artificiali (S).

	ARPA (E)	ARPA (P)	ISE (E)	ISE (P)	ISS (E)	ISS (P)	ISS (S)
Avigliana Grande	1,54		1,27	1,43			
Avigliana Piccolo	1,52		1,37	1,30			
Bolsena			1,33		1,32 1,32 1,26		
Candia	1,45		1,60	1,54			
Cavazzo	2,59	2,29					
Maggiore	1,56		1,55				
Martignano			1,36		1,67	1,58	
Mergozzo	2,30	2,11					
Mezzola	1,65 1,91						
Palù	2,11 2,34						
Piediluco		1,21 1,30					
Pusiano	1,87		1,65				
Ragogna	1,61	1,87					
Ripasottile			1,02 1,16				
Scanno			1,44	1,25			
Sirio	1,43		1,47	1,39			
Trasimeno	0,95 1,04						
Turano					1,12 1,28	1,15	
Vico			1,30		1,23 1,29	1,31 1,35 1,29	1,32 1,32 1,37
Viverone	1,50		1,37	1,35			

Scelta dei limiti di classe

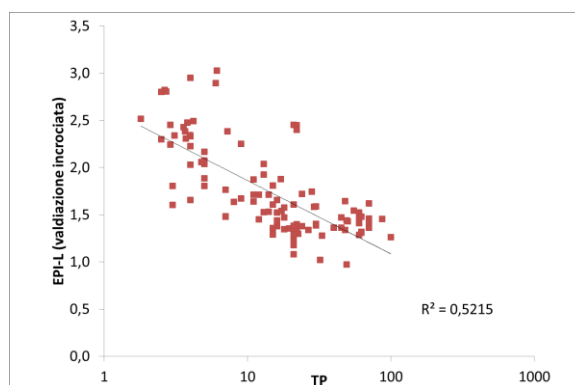
Secondo la Direttiva Quadro sulle Acque, i corpi idrici devono essere suddivisi in 5 classi di qualità: ottima, buona, sufficiente (moderate), cattiva e pessima. I valori della classe sufficiente devono rappresentare il livello in cui si può rilevare una differenza significativa con le comunità biologiche di riferimento. Per individuare i limiti di classe, abbiamo utilizzato, separatamente per i laghi profondi e meno profondi, una classificazione vincolata (regression tree), usando come unica variabile esplicativa l'indice EPI-L. La classificazione vincolata (Breiman et al. 1984) viene effettuata secondo la seguente procedura: per ogni possibile valore dell'indice, si dividono i laghi in due gruppi, quelli che hanno un valore di indice inferiore a quello scelto e quelli che hanno un valore di indice superiore. Per tutte queste possibili divisioni, viene calcolata la somma dei quadrati delle distanze euclidee tra i siti di ogni gruppo e la media del gruppo, e viene scelta come suddivisione principale quella che minimizza tale somma. La stessa procedura viene poi riutilizzata per definire le divisioni secondarie.

La divisione principale dell'albero così ottenuto è stata utilizzata per definire il limite tra le classi di qualità buona e sufficiente, che è risultata pari a 1,37 per i laghi profondi e 1,52 per i laghi meno profondi. I limiti successivi tra le classi di minore qualità sono stati ottenuti in modo proporzionale, sulla base dell'EQR normalizzato descritto nel capitolo 9. I limiti di classe risultanti sono riportati in tabella C. Tab. C – Limiti di classe e quozienti di qualità ecologica (EQR) relativi. I valori di EQRLim (vedi paragrafo 5.9) sono in grassetto.

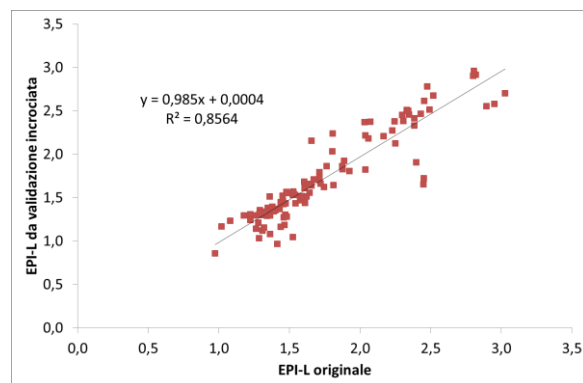
Laghi	Profondi		Poco profondi	
	Valore	EQR	Valore	EQR
Valore di riferimento	2,27		2,46	
Limite ottima/buona	1,82	0,80	1,99	0,81
Limite buona/sufficiente	1,37	0,60	1,52	0,62
Limite sufficiente/scadente	0,92	0,41	1,05	0,43
Limite scadente/pessima	0,47	0,24	0,58	0,24

Validazione incrociata

Il valore di correlazione tra le concentrazioni di fosforo totale e il valore di EPI-L sovrastima la bontà dell'indice, dal momento che gli stessi laghi sono stati utilizzati anche per calcolare i pesi indicatori e i valori trofici delle specie. Per calcolare una stima accurata della bontà dell'indice, si è quindi utilizzata una tecnica statistica di re-sampling, nota con il nome di jackkniving. In pratica l'indice EPI-L è stato ricalibrato 75 volte, escludendo ogni volta dal dataset di calibrazione i dati provenienti da un lago. Ognuna di queste calibrazioni è stata usata poi per calcolare il valore dell'indice per il lago non usato nella calibrazione. In questo modo si ha una stima più corretta della bontà dell'indice. Nella figura seguente si vede la correlazione tra i valori dell'indice e la concentrazione media annua di fosforo totale, usata come indicatore di pressione trofica. Il coefficiente di correlazione è ovviamente minore rispetto alla figura 6, ma la distinzione tra i laghi a trofia più bassa e più elevata è ancora ben evidente. Inoltre la figura successiva mostra come la distinzione tra laghi con valori di EPI-L maggiore e minore di 1,45-1,55 (limite tra le classi di qualità "buona" e "sufficiente") sia piuttosto robusta, in quanto quasi tutti i punti si trovano nel primo e terzo quadrante della figura, mentre i nel secondo e quarto quadrante si trovano solo pochi punti, con valori di EPI-L molto vicini al limite tra le classi di qualità "buona" e "sufficiente".



Relazione tra la concentrazione media annua di fosforo totale e i valori di EPI-L ottenuti per validazione incrociata



Confronto tra i valori di EPI-L ottenuti secondo la procedura di calcolo standard e per validazione incrociata

Calcolo del quoziente di qualità ecologica e normalizzazione per la formazione di un indice composito tra macrofite e diatomee

Il quoziente di qualità ecologica (EQR) viene calcolato dividendo il valore di EPI-L misurato per il valore di riferimento (rif) secondo la seguente formula: I valori maggiori di EQR maggiori di 1 devono essere riportati ad 1. Per poter combinare l'indice diatomico con quello delle macrofite, è necessario normalizzare l'EQR nella stessa scala, in modo che il limite tra la classe buona e la classe sufficiente si collochi

al valore di 0,6. Per fare questo, è sufficiente una relazione lineare, tenendo conto del valore del quoziente di qualità ecologica al limite di classe tra le classi buona e sufficiente (EQR_{lim}) riportato in grassetto in tabella C. La formula di calcolo è la seguente:

$$EQR = \frac{EPI - L}{rif}$$

Il valore di EQR normalizzato può essere mediato con il valore ottenuto dall'indice macrofitico, per ottenere un indice comune. In questo caso i limiti di classe saranno i seguenti:

Tab. D – Limiti di classe per l'indice composito diatomee-macrofite

$$EQR_{norm} = 1 - \frac{(1 - EQR) * 0,40}{1 - EQR_{lim}}$$

Qualora uno dei due indici non sia calcolabile, la media verrà a coincidere con il valore di EQR normalizzato dell'altro indice.

Valore di riferimento	1
Limite ottima/buona	0,8
Limite buona/sufficiente (lim)	0,6
Limite sufficiente/cattiva	0,4
Limite cattiva/pessima	0,2

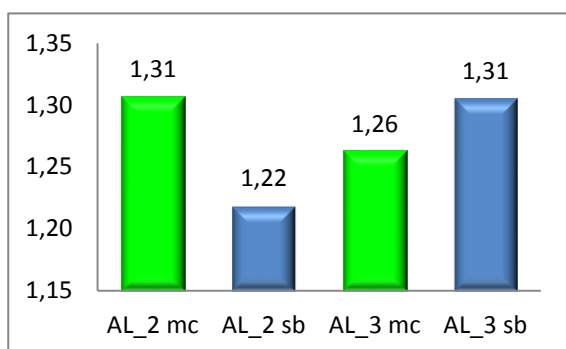
Prospettive

L'indice qui descritto potrebbe essere migliorato, quando saranno disponibili altri dati di monitoraggio, aumentando il numero di specie incluse nella lista dei pesi trofici ed eventualmente differenziando le condizioni di riferimento per ciascun tipo lacustre.

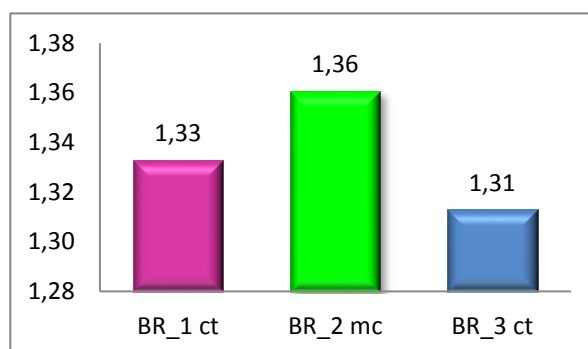
4.2.4 Prima applicazione dell'Indice EPI-L

L'Indice EPI-L è stato calcolato per tutti i 43 campioni oggetto di questo studio, prendendo in considerazione le comunità campionate su ciottoli, macrofite acquatiche e substrati artificiali anche all'interno dello stesso sito. Di questi solo 30 hanno superato la soglia di presenza di almeno il 70% delle specie riportate nella tabella A dell'indice. In fig. 33 sono riportati i risultati dell'EPI-L suddivisi per ecosistema lacustre e substrati di campionamento.

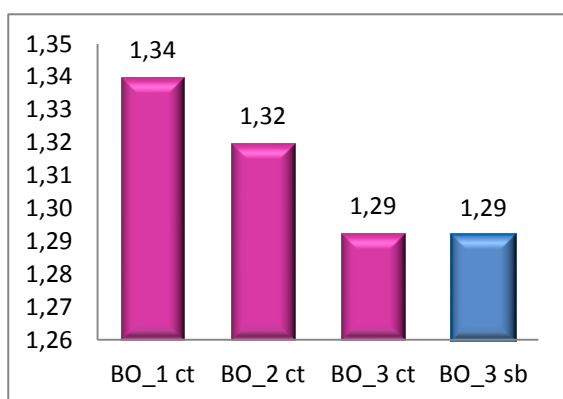
Lago di Albano



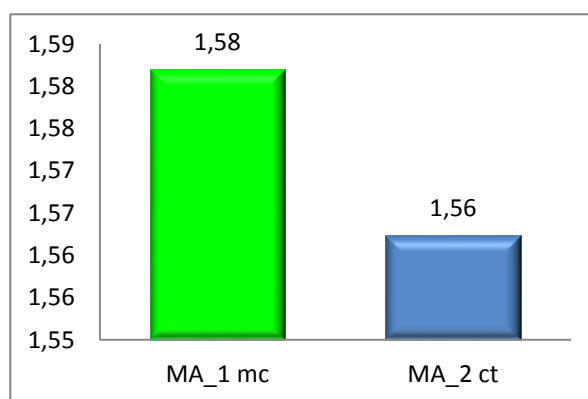
Lago di Bracciano



Lago di Bolsena



Lago di Martignano



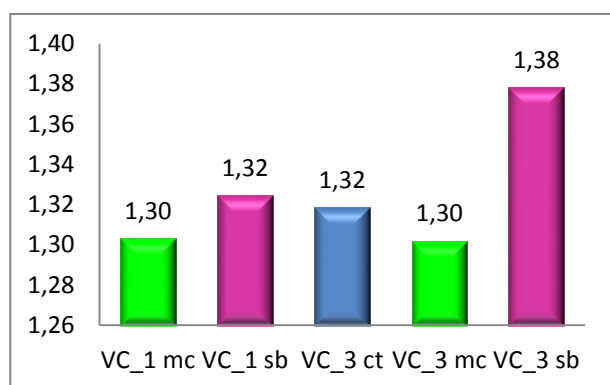
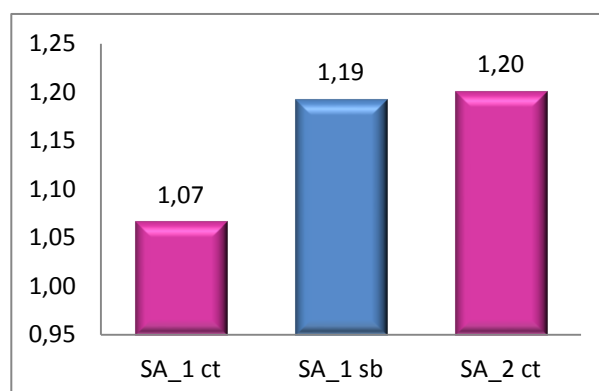
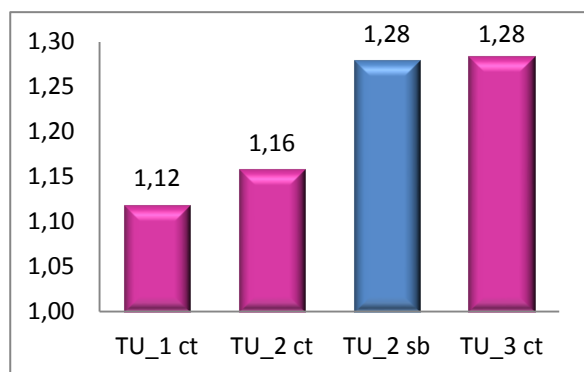
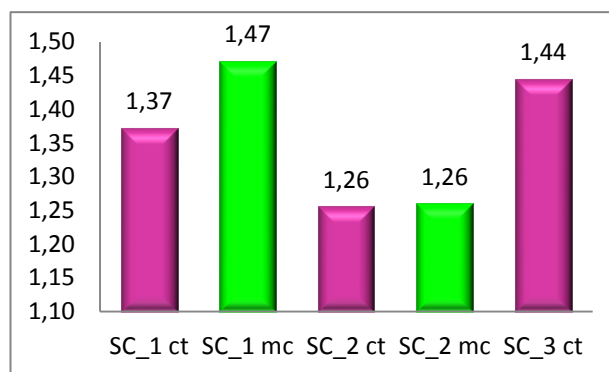
Lago di Vico**Lago del Salto****Lago del Turano****Lago di Scanno**

Fig. 33. Valori dell'Indice EPI-L divisi per ciascun campione negli ecosistemi studiati

I valori ottenuti dal calcolo EPI-L sono stati utilizzati per definire la classe di qualità dei corpi idrici. Questa si ottiene come Rapporto di Qualità Ecologica, ossia come rapporto tra valore osservato dell'indice e valore di riferimento (2.27 per laghi più profondi di 15 m e 2.46 per laghi meno profondi di 15 m). La tabella C riportata nel metodo definisce il limite di classe tra qualità buona e sufficiente pari ad un valore di EQR di 0.60. Gli ecosistemi lacustri oggetto dello studio risultano con un EQR inferiore a tale valore quindi in qualità sufficiente, tranne i campioni relativi al lago di Martignano che risulta in qualità buona. Il valore più elevato dell'Indice EPI-L, 1,58 (EQR= 0.69) è stato infatti registrato nel campione di Martignano MA_1 mc. I valori più bassi invece sono stati riscontrati per i laghi del Salto e Turano, rispettivamente 1,7 per il campione SA_1 ct e 1,12 per il campione TU_1 ct. Si evidenzia che il valore dell'indice calcolato sui diversi substrati di campionamento (ciottoli, macrofite acquatiche e substrati artificiali) è confrontabile tra loro, il discostamento infatti è presente ma molto lieve e non influisce sulla relativa classe di qualità in nessun ecosistema oggetto di studio. Dalla prima applicazione del metodo è emersa una riflessione tecnica dei ricercatori coinvolti che ha portato, in una seconda fase, ad effettuare una prima

procedura di intercalibrazione europea per validare i limiti di classe da utilizzare nella classificazione dello stato ecologico. A seguito dell'applicazione di questa procedura sono stati proposti nuovi valori. Il limite di classe buono/sufficiente per i laghi più profondi di 15 m, ad esempio, è pari a 1.14 con EQR di 0.5 mentre quello per laghi meno profondi di 15 m è pari a 1.23 con EQR di 0.5. Con questi nuovi valori lo stato di qualità per tutti gli ecosistemi studiati risulterebbe in una classe buona e non più sufficiente.

4.3 Analisi statistica dei dati

I dati ottenuti dall'analisi delle comunità studiate sono stati classificati attraverso la Cluster analysis calcolata sulla distanza euclidea e utilizzando come algoritmo il metodo di Ward (Fig. 34). Sulla base della presenza e dell'abbondanza delle specie nei campioni sono distinguibili nella cluster quattro principali raggruppamenti, in particolare il gruppo cui appartengono le stazioni di AL, BR e VC sono quelle caratterizzate dalla minore distanza.

I dati ottenuti sono stati ordinati attraverso l'Analisi delle Componenti Principali (Fig 35). Il primo asse della PCA spiega una varianza del 17.4%, il secondo del 9.8%. Le prime due componenti spiegano quindi il 27% circa della varianza totale. In particolare la prima componente principale descrive la presenza delle specie più diffuse e la loro abbondanza in ciascun campione.

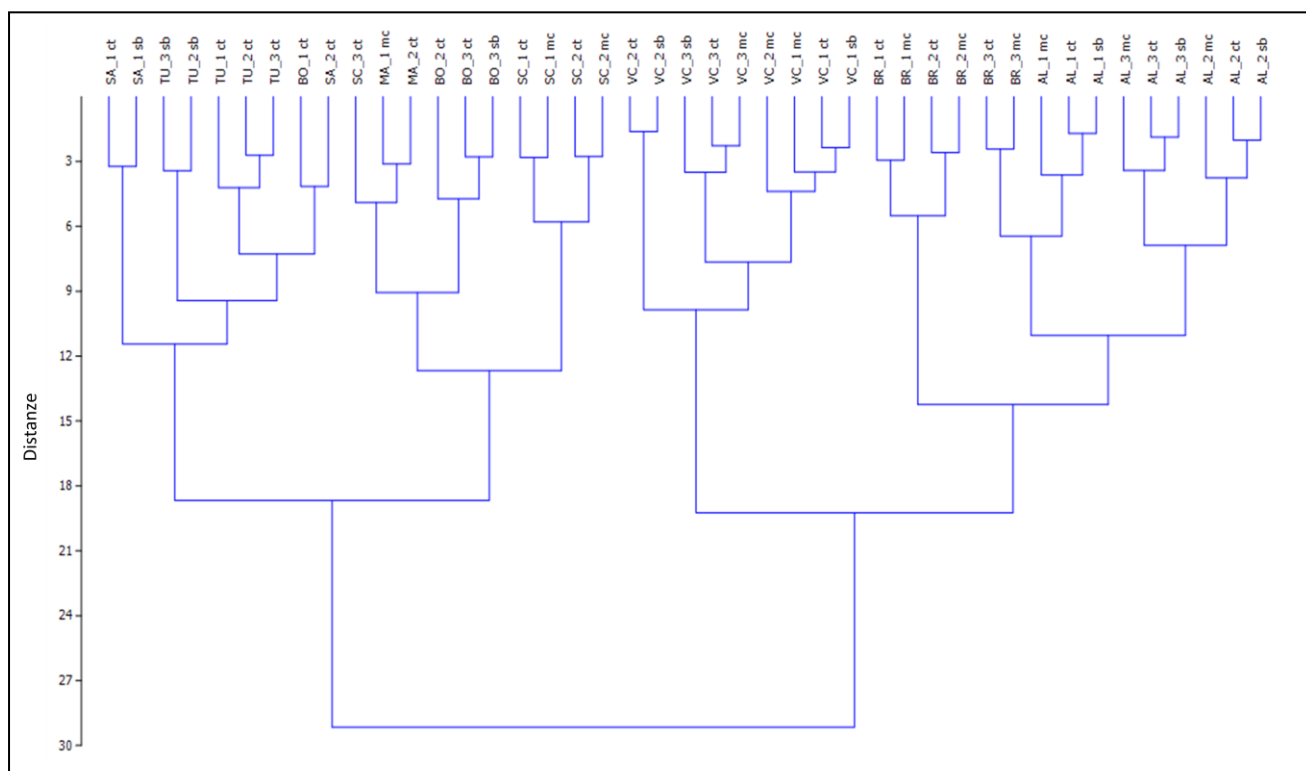


Fig. 34. Ordinamento delle comunità diatomiche secondo la Cluster Analysis

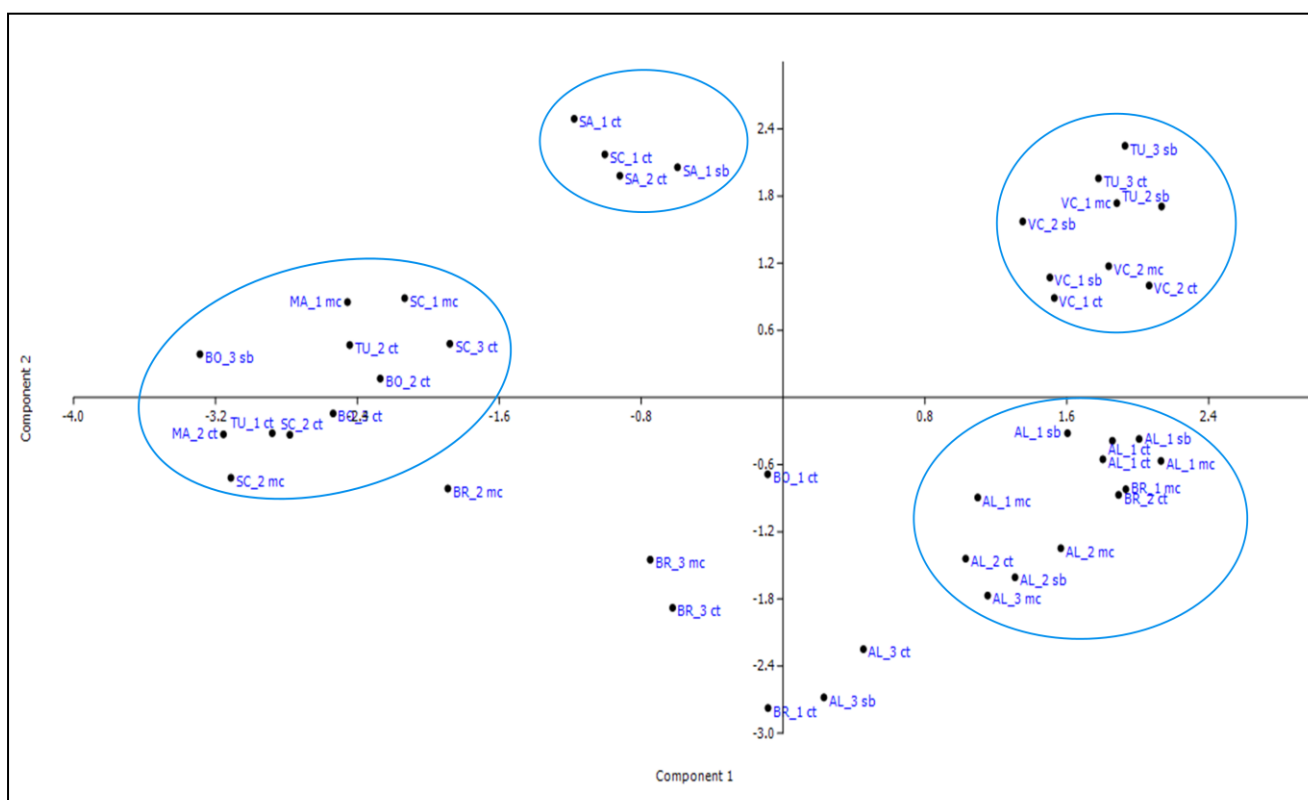


Fig. 35. Ordinamento delle comunità diatomiche secondo la PCA

In generale il fattore determinante l'aggregazione sembra essere la tipologia di substrato geologico. D'altronde tutta l'impalcatura della DQA si incentra sull'individuazione della tipologia dei corpi idrici sulla base di fattori abiotici e tra questi il substrato (calcareo o siliceo) ha un ruolo chiave.

L'Analisi Canonica delle Corrispondenze è stata utilizzata per esaminare le relazioni tra la distribuzione spaziale delle specie diatomiche e gradienti ambientali e non. I dati ambientali considerati per questa analisi sono temperatura, pH, conducibilità, ossigeno disciolto, COD, BOD₅, fosfati, nitrati e ammonio; mentre i dati biotici sono relativi alle abbondanze delle specie calcolate per ciascun campione. I risultati sono mostrati nella figura seguente (Fig. 36). La varianza spiegata dal primo asse è al 21,96%, quella del secondo asse al 16,43%; quindi la varianza totale dei primi due assi è pari al 38,39%. I campioni di Vico, Albano, Bolsena e Bracciano formano una nuvola molto densa di punti nella parte negativa del primo asse, al contrario dei campioni del Salto, Turano e Scanno i quali si disperdono nella parte positiva del primo asse. Nutrienti, conducibilità, COD e BOD₅ sembrano essere i parametri che maggiormente influenzano la distribuzione spaziale delle specie diatomiche relativamente al primo asse.

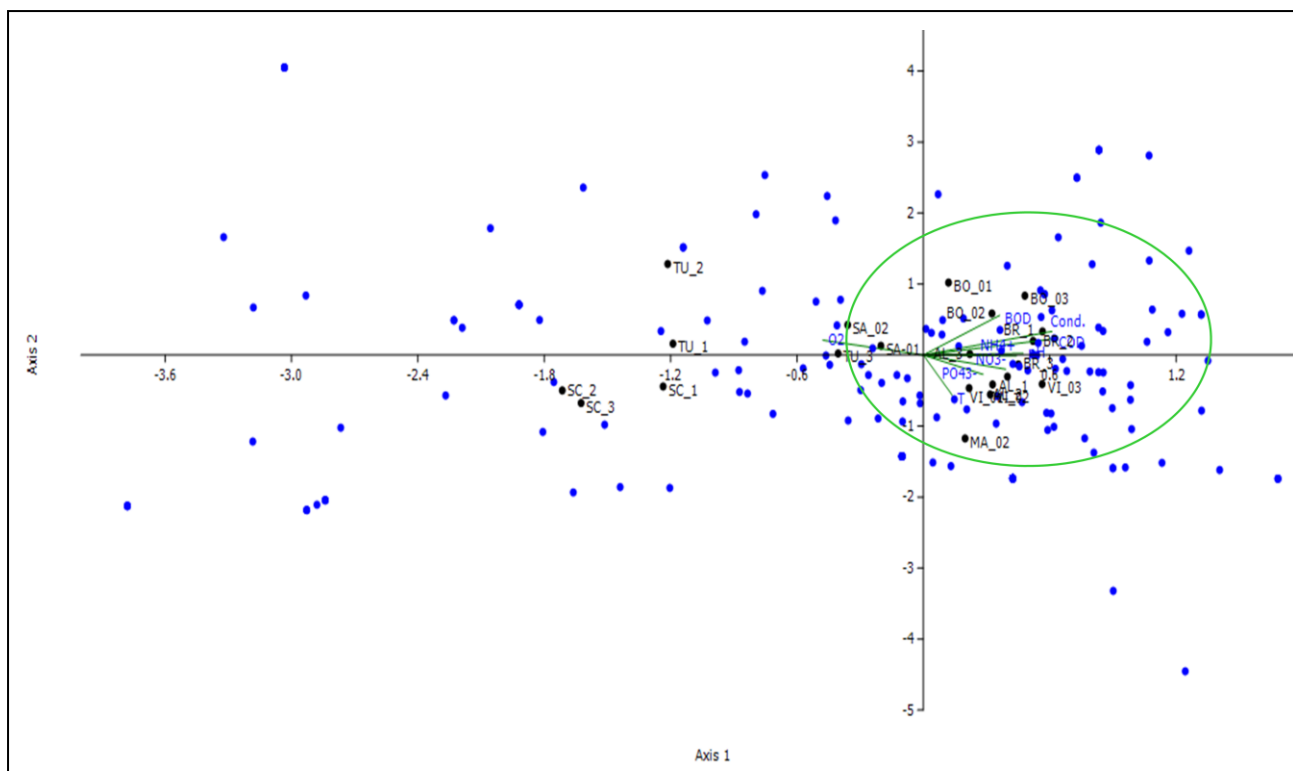


Fig. 36. Relazione tra specie diatomiche e gradienti ambientali e non secondo la CCA

In sintesi la distribuzione delle comunità nei siti e i risultati delle analisi chimico-fisiche e chimiche volgono verso gli indicatori di trofia quali BOD₅, COD e nutrienti come elemento aggregante e determinante nella composizione.

5. Conclusioni

Gli obiettivi proposti nello scopo di questo lavoro sperimentale sono stati ampiamenti conseguiti. Dai risultati ottenuti possono essere riassunte le considerazioni di seguito riportate.

Il primo obiettivo della tesi è stato quello di “*approfondire le conoscenze floristiche ed ecologiche delle comunità diatomiche che colonizzano gli ambienti lacustri*”.

Negli otto ecosistemi lacustri oggetto di studio sono state identificate in totale 188 tra specie e varietà diatomiche e riconosciute 17380 valve di diatomee. Sono stati indicati i principali generi più ricorrenti nell'area mediterranea (*Fragilaria*, *Cyclotella*, *Amphora*, *Nitzschia*, *Staurosira*, *Gomphonema*, *Navicula*, *Epithemia*). In generale le comunità diatomiche lacustri appaiono ben diversificate e riescono a caratterizzare l'ambiente studiato. Per ciascun lago sono state prodotte le liste floristiche ed esaminate le abbondanze delle specie più diffuse. Le comunità sono composte di specie tipiche di acqua dolce le cui conoscenze sull'ecologia si riferiscono principalmente a studi svolti sulle comunità dei corsi d'acqua. Diversamente da questi ultimi, negli ecosistemi lacustri tra le specie più abbondanti sono spesso state riscontrate quelle appartenenti all'ordine delle Centrales, in particolare alla famiglia delle *Cyclotella*, che sono generalmente più diffuse proprio in ambienti a carattere lenticò e sono tipiche di comunità planctoniche. Sono state trovate inoltre comunità caratterizzate da una buona presenza di *Fragilaria*. Questi taxa risentono delle condizioni favorevoli di luce tipiche delle basse acque della zona litorale ma in alcuni casi, come nelle comunità epipeliche dominate da piccole *Fragilaria* (sensu lato), possono non essere buoni indicatori di qualità in quanto molto tolleranti alle concentrazioni di nutrienti (Bennion *et al.*, 2011). La scarsità di studi ha fatto sì che un sostanziale contributo sia stato anche apportato alla stesura della lista delle diatomee lacustri italiane, atto propedeutico all'elaborazione del metodo per la valutazione dello stato ecologico.

In questo progetto di ricerca si è partiti dall'assunto che la composizione in specie delle diatomee provenienti da un singolo substrato e ottenuta tramite le procedure di pulizia, identificazione e conteggio delle valve presenti su questo, possa essere una valida approssimazione dell'intera composizione di fitobenthos presente nella zona litorale di un lago. Quest'ultima è di norma rappresentata da ambienti diversi in relazione alle caratteristiche naturali geologiche, morfometriche e idrologiche di ciascun ecosistema lacustre. Le diatomee che colonizzano questi ambienti possono competere per le risorse con altri organismi autotrofi ed allo stesso tempo

possono essere influenzate dalle caratteristiche fisico-chimiche del substrato colonizzato. Tutto ciò può influire sulla composizione in specie delle comunità diatomiche rispetto a ciascun ambiente presente nella zona litorale.

Questa affermazione introduce il secondo obiettivo della ricerca, ossia quello di “*analizzare le comunità diatomiche rispetto alla composizione tassonomica e alle abbondanze delle specie anche in relazione alle diverse tipologie di substrato di campionamento all’interno dello stesso sito (substrati duri naturali, vegetazione acquatica, substrati artificiali posti in situ) e in relazione ai parametri ambientali*”.

In letteratura le diatomee lacustri sono state studiate rispetto all’impatto del tipo di ambiente sulla composizione in specie con risultati a volte in contrasto tra loro. In alcuni casi sono emerse significative differenze nella valutazione dello stato trofico su campioni provenienti da substrati inerti come ciottoli o substrati artificiali e macrofite acquatiche (Cattaneo *et al.*, 1979; Wetzel, 1983; Burkholder, 1996; Michelutti *et al.*, 2003; Poulickova *et al.*, 2004) ma anche all’interno della stessa vegetazione acquatica si è osservato come alcune specie mostrano preferenze per diverse tipi di macrofite evidenziando in tal senso che queste non sono una tipologia di ambiente neutrale per la colonizzazione delle specie (Gough and Gough, 1981). In altri studi invece l’influenza del substrato non ha rilevato differenze nella composizione della comunità e ha portato ad indicazioni di stato trofico molto simili tra loro (Cattaneo and Kalff, 1978; Eminson and Moss, 1988; Hofmann, 1994; Danilov and Ekelund, 2000; Lim *et al.*, 2001).

In questo lavoro le comunità sono state analizzate rispetto a tre diverse tipologie di substrato. I risultati ottenuti ci indicano che le differenze presenti all’interno delle comunità di diatomee colonizzanti substrati duri naturali, vegetazione acquatica e substrati artificiali posti in situ sono presenti ma lievi, tali da non indicare una variazione di stato trofico all’interno dello stesso sito. Le comunità sono strutturate per composizione e abbondanza in modo simile e si raggruppano insieme per ecosistemi lacustri tranne nei due campioni di Scanno e Salto giustificati da un errata scelta di posizionamento della stazione di campionamento nel primo caso e dalle caratteristiche di artificialità nel secondo. Le somiglianze tra la composizione delle specie è quindi alta tra campioni provenienti dallo stesso lago ed ancor più dallo stesso sito di campionamento. Piuttosto sono le caratteristiche morfometriche dei corpi idrici a caratterizzare differentemente gli ecosistemi lacustri studiati. Le comunità diatomiche infatti differiscono innanzitutto per il tipo di substrato geologico, tipicamente siliceo per gli ecosistemi di origine vulcanica e calcareo per i restanti, distinguendone le comunità ad essi associate. Ma ancor di più le diatomee appaiono influenzate dalle pressioni che incidono sui corpi idrici, come nel caso del lago di Martignano, seppur quello risultato con il minor

numero di specie, la comunità delle diatomee è caratterizzata da abbondante presenza di taxa tipici di ambienti oligotrofi e questo risultato è perfettamente in linea con una situazione di impatto urbano nullo rispetto ad altri ecosistemi lacustri.

Quindi i fattori determinanti per la struttura e composizione delle comunità diatomiche risultano essere la tipologia di substrato geologico ed i nutrienti.

Le conoscenze e le informazioni acquisite durante la prima fase della ricerca sono state trasferite in procedure applicative e metodologie standardizzate che hanno fatto parte integrante delle attività di questo studio e sono rientrate nel quadro più ampio di implementazione della Direttiva Quadro Acque 2000/60/CE così come prefissato negli ultimi due obiettivi della ricerca.

Il terzo obiettivo dello studio era infatti quello di contribuire allo “*sviluppo di metodologie standardizzate per la raccolta ed il trattamento e analisi dei campioni conformi alle procedure richieste in ambito comunitario*”. E’ stato quindi prodotto, in collaborazione con altri tecnici e ricercatori, il “*protocollo di campionamento e analisi delle diatomee bentoniche dei laghi e degli invasi*” che verrà utilizzato ufficialmente per il monitoraggio di questi corpi idrici per questo elemento biologico. Nel protocollo sono riportate le indicazioni utili ad una corretta raccolta dei campioni, al loro trattamento ed alla identificazione degli stessi, tali da poter avere risultati confrontabili per la sua ampia applicazione nei sistemi di monitoraggio ai sensi della Direttiva 2000/60/CE. Inoltre sono riportate, tra le altre, le informazioni rispetto alla tipologia di substrato da selezionare nel sito di monitoraggio.

Alla luce di quanto emerso anche da questo studio è consigliato e prioritario in un programma di monitoraggio definire il tipo di substrato che si intende campionare dando sempre la preferenza alla scelta di substrati duri naturali movibili, ossia i ciottoli o in mancanza di questi a superfici movibili dure naturali con alghe filamentose, alla vegetazione acquatica (macrofite emergenti o sommerse, dando la preferenza agli steli di *Phragmites*) ed infine alle superfici artificiali presenti in situ (piloni, manufatti e simili) o posti in situ allo scopo (substrati artificiali tenuti per almeno 20 giorni). Negli ecosistemi lacustri non è previsto il campionamento delle diatomee epipeliche, ossia delle diatomee che vivono libere sul limo di fondo o sulla sabbia, in quanto in questi ambienti si depositano concentrazioni maggiori di nutrienti e la composizione tassonomica della comunità potrebbe non essere rappresentativa delle condizioni chimiche e fisiche dell’acqua sovrastante (Hansson, 1992; Scheffer, 1998; Siver, 1999; Bennion *et al*, 2001). Le diatomee campionate negli ecosistemi lacustri sono quindi solamente quelle epilitiche ed epifitiche con priorità differenti come sopra evidenziato.

E’ inteso quindi che non vi sono sostanziali evidenze scientifiche sull’uso dei substrati, questo fa sì che si apra la strada alla scelta, da parte dell’operatore, nella tipologia di substrati più idonea da

utilizzare nel campionamento in considerazione anche delle caratteristiche fisiche che caratterizzano l'ambiente in esame.

Ed infine l'ultimo obiettivo di questo lavoro di ricerca era quello di poter dare un concreto *“supporto per l'implementazione della Direttiva Quadro Acque per lo sviluppo di un metodo da utilizzare nella valutazione di qualità degli ecosistemi lacustri”*.

E' stato prodotto *“l'Indice per la valutazione della qualità delle acque lacustri italiane a partire dalle diatomee epifitiche ed epilitiche il metodo (EPI-L)”*, frutto della collaborazione tra ricercatori di diversi Istituti Scientifici e di Agenzie per la Protezione del Territorio. I dati utili alla sua formulazione sono stati raccolti durante la campagna di campionamento svolta nel 2012-2013 e comprendono quelli provenienti da questo lavoro di ricerca per l'area mediterranea. L'Indice, che è oggetto di prossima introduzione nel DM 260/2010, permette di classificare gli ecosistemi lacustri per questa componente biologica. Una prima applicazione dell'EPI-L associata ai campioni utilizzati in questo studio è stata prodotta anche per verificare l'effettiva corrispondenza tra il campionamento diatomico effettuato sui diversi tipi di substrati e i risultati ottenuti dal calcolo dello stesso. Come previsto nella descrizione del metodo, il calcolo può essere effettuato solo per i campioni che superano la soglia del 70 % di presenza delle specie riportate in tabella A dell'indice e che costituiscono la lista delle specie italiane fino ad ora rinvenute sul territorio e per le quali è stato possibile calcolarne il peso trofico ed il valore indicatore. Per questo motivo l'EPI-L è stato calcolato per 30 dei 43 campioni totali facenti parte di questo studio. I risultati consentono innanzitutto di confermare quanto riportato nel protocollo di campionamento: le differenze tra campioni raccolti nello stesso sito su differenti tipologie di substrati, anche se presenti, non inficiano sulla classe di qualità del corpo idrico. Gli ecosistemi studiati sono risultati in qualità *“sufficiente”*, tranne i campioni relativi al lago di Martignano che sono risultati in qualità *“buona”*, mentre i valori più bassi dell'EPI-L sono stati ottenuti per i laghi del Salto e Turano. Questo conferma in linea generale il trend dei risultati ottenuti anche dalle analisi effettuate rispetto all'uso del territorio circostante. In particolare si evidenzia che Martignano è il lago che risulta ad impatto urbano nullo mentre i laghi del Salto e Turano, seppur caratterizzati da un impatto urbano minore, sono quelli creati da sbarramenti antropici e quindi con caratteristiche legate alla loro artificialità ed utilizzo della risorsa idrica. Meno netta è la caratterizzazione per i laghi aventi grandi dimensioni come Bolsena e Bracciano, per i quali la qualità risulta al pari degli altri ecosistemi lacustri anche se questi, insieme al lago di Vico, risultano quelli maggiormente impattati a livello urbano e per quest'ultimo anche a livello agricolo. Un ruolo chiave è giocato quindi dalle dimensioni del corpo idrico in esame che consente una maggiore capacità di assorbire gli eventuali impatti e pressioni.

Questo perchè in un ecosistema lacustre di grande estensione la quantità di energia e la possibilità di metabolizzarla aumenta anche grazie al rimescolamento naturale e agli apporti delle acque.

I lavori che si stanno sviluppando in ambito europeo per l'intercalibrazione dei limiti di classe dei sistemi di classificazione dei vari Stati Membri, permetterebbero di porre limiti diversi rispetto a quelli iniziali. A seguito di queste possibili modifiche lo stato di qualità per tutti gli ecosistemi studiati potrebbe risultare in una classe buona e non più sufficiente, questo ovviamente solo al termine del confronto metodologico e di dati rispetto alle diverse tipologie di corpi idrici con gli altri paesi europei.

Nel quadro complessivo di valutazione di qualità di un ecosistema lacustre, i risultati ottenuti nell'ambito di questo lavoro avvalorano la necessità di considerare, durante gli studi di caratterizzazione di un ambiente, tutte le informazioni provenienti da procedure di monitoraggio sviluppate *ad hoc*, che prendono in considerazione le caratteristiche biologiche, chimiche e chimico-fisiche e idromorfologiche del sistema in esame e le relative pressioni che incidono sul corpo idrico.

L'esperienza risultante da questo studio sottolinea l'importanza di quanto gli esercizi interdisciplinari tra la ricerca di base e applicata possano contribuire con peso determinante ad una più ampia conoscenza dei sistemi studiati ed alla messa a punto di quelle procedure che ne consentono la valutazione di qualità lasciando ampio spazio al dibattito scientifico e alla capacità applicativa operata ai fini del monitoraggio.

Bibliografia

APAT, 2007 Metodi biologici per le acque. Parte I. Disponibile sul sito: <http://www.isprambiente.gov.it/it/pubblicazioni/manuali-e-linee-guida/metodi-biologici-per-le-acque-parte-i>. Ultimo accesso 17/02/2014.

APHA, AWWA, WPCF, 1998. Standard methods for the examination of water and waste-water, 20th ed., American Public Health Association, Washington D.C.

Barlow M. & Clarke T., 2002 Blue Gold: The Fight to Stop the Corporate Theft of the World's Water. Human Ecology Review, vol.11, 1.

Basset A., 2010. Aquatic science and the water framework directive: a still open challenge towards ecogovernance of aquatic ecosystems. *Aquatic Conservation. Marine and Freshwater Ecosystems* 20: 245–249. (www.interscience.wiley.com). DOI: 10.1002/aqc.1117

Bennion H., 1994. A diatom-phosphorus transfer function for shallow, eutrophic ponds in southeast England. *Hydrobiologia* 275/276: 391–110.

Bennion H., Fluin J. and Simpson G.L., 2004. Assessing eutrophication and reference conditions for Scottish freshwater lochs using subfossil diatoms. *Journal of Applied Ecology* 41: 124-138.

Bennion H., Carvalho L., Sayer C., Simpson G. & Wischniewski J., 2011. Identifying from recent sediment records the effects of nutrients and climate on diatom dynamics in Loch Leven. *Freshwater Biology* 57: 1979-2190.

Bennion H., A. Burgess, S. Juggins, M. Kelly, G. Reddihough & M. Yallop, 2012. *Assessment of ecological status in UK Lakes using diatoms*. Science Report SC070034/TR3, Environment Agency, Bristol.

Boldi P. et al., 1974. Studio geologico del substrato della copertura vulcanica laziale nella zona dei laghi di Bolsena, Vico e Bracciano. *Memorie della Società Geologica Italiana*, 13, fasc. 4, 505-606.

- Bourelly, P., 1981. Les algues d'eau douce. II. Les algues jaunes et brunes. Soc. Nouv. Ed. Boubée, Paris.
- Bray, J.R., Curtis J.T., 1957. An ordination of the upland forest communities of southern Wisconsin. *Ecological Monography* 27:325–349.
- Brownlee, C., Taylor A.R., 2002. Algal calcification and silification. *ENCYCLOPEDIA OF LIFE SCIENCES 2002* Macmillan Publishers Ltd, Nature Publishing Group / www.els.net
- Burkholder J.M., 1996. Interactions of benthic algae with their substrate. In *Algal Ecology – Freshwater Benthic Ecosystems* (eds R.J. Stevenson, M.L. Bothwell and R.L. Lowe.) 253-297. San Diego: Academic Press.
- Buzas M.A., Gibson T.G., 1969. Species diversity: benthonic foraminifera in western North Atlantic. *Science*, 163: 72–75.
- Carollo A., Barbanti L., Gerletti M., Chiaudani M., Ferrari I., Nocentini A.M., Bonomini G., Ruggi D., Tonolli L., 1974. Indagini limnologiche sui laghi di Bolsena, Bracciano, Vico e Trasimeno. *Quaderni IRSA*, 17.
- Carstensen, J., 2010. Censored data regression: Statistical methods for analyzing Secchi transparency in shallow systems. *Limnology and Oceanography Methods* 8: 376–385.
- Cattaneo A., 1978. The microdistribution of epiphytes on the leaves of natural and artificial macrophytes. *British Phycological Journal* 13:183–188.
- CEN EN 13946. Water quality. Guidance standard for the routine sampling and pretreatment of benthic diatoms from rivers. Brussels: European Committee for standardization; 2003.
- CEN EN 14407. Water quality. Guidance standard for the identification, and enumeration of benthic diatom samples from rivers, and their interpretation. Brussels: European Committee for standardization; 2004.
- Clarke, K. R., & R. M. Warwick. 1994. Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation. Natural Environment Research Council, UK, 144 pp.

Commissione Europea, 2000. Direttiva 2000/60/CE del Parlamento europeo e del Consiglio del 23 ottobre 2000 che istituisce un quadro per l'azione comunitaria in materia di acque. Gazzetta Ufficiale delle Comunità Europee L 327 del 22.12.2000.

Commissione Europea, 2001. Strategia di Implementazione Comune per la Direttiva Quadro sulle Acque. Comunità Europea, ISBN 92-894-2040-5.

Commissione Europea, 2005. Decisione della Commissione del 17 agosto 2005 relativa all'istituzione di un registro di siti destinati a formare la rete di intercalibrazione conformemente alla direttiva 2000/60/CE del Parlamento europeo e del Consiglio. Gazzetta Ufficiale dell'Unione Europea L 243 del 19.09.2005.

Commissione Europea, 2008. WISE, Intercalibrazione: una scala comune per le acque europee; DG Ambiente, 7.

Commissione Europea, 2013. Decisione della Commissione del 20 settembre 2013 che istituisce a norma della direttiva 2000/60/CE del Parlamento europeo e del Consiglio, i valori delle classificazioni dei sistemi di monitoraggio degli Stati membri risultanti dall'esercizio di intercalibrazione e che abroga la decisione 2008/915/CE. Gazzetta ufficiale dell'Unione europea L 266 dell'8 ottobre 2013.

CEMAGREF 1982. Étude des méthodes biologiques d'appréciation quantitative de la qualité des eaux. Rapport Q. E. Lyon- A. F. Bassin Rhône- Méditerranée Corse. Lyon: CEMAGREF

Cox, E.J., 1991. What is the basis for using diatoms as monitors of river quality? In Use of Algae for Monitoring Rivers (Whitton, B.A., Rott, E. & Friedrich, G., editors): 33–40. UniversitaätInnsbruck.

Cundari A., Ventriglia U., 1963. Apparat vulcanici Cimino, Vico, Sabatino e Cerite. Direzione della magnetizzazione. *Boll. Vulc.*, 25: 367-371.

Danilov R.A. and Ekelund N.G.A., 2000. The use of epiphyton and epilithon data as a base for calculating ecological indices in monitoring of eutrophication in lakes in central Sweden. *Science of the Total Environment* 248: 63-70.

Davis, J.C., 1986, Statistics and Data Analysis. In Geology John Wiley & Sons, S.F Ferson, F.J, Rohls & R.K Koehn 1985, Measuring shape variation of twodimensional outlines. *Systematic Zoology*, 34: 59-68.

Dell'Uomo A., 2004. L'Indice Diatomico di Eutrofizzazione/Polluzione (EPI-D) nel monitoraggio delle acque correnti. Linee Guida. APAT, CTN AIM. 101 pp.

Della Bella V., Puccinelli C., Marcheggiani S., Mancini L., 2007. Benthic diatom communities and their relationship to water chemistry in wetlands of central Italy. *Annales de Limnologie International Journal of Limnology* 43 (2):95-105.

De Rita, D., Fabbri, M., Mazzini, I., Paccara, P., Sposato, A., & Trigari, A. (2002). Volcaniclastic sedimentation in coastal environments: the interplay between volcanism and Quaternary sea level changes (central Italy). *Quaternary International*, 95, 141-154.

De Rita D., 1992. Aspetti geologici del comprensorio vicano in L'ambiente della Tuscia Laziale. Università degli Studi della Tuscia di Viterbo, 227-232.

De Rita D., 1992. Aspetti geologici del comprensorio vicano in L'ambiente della Tuscia Laziale. Università degli Studi della Tuscia di Viterbo, 67-72.

Descy J.P. & M. Coste, 1991. A test of methods for assessing water quality based on diatoms. *Verh.Int. Verein. Limnol.* 24: 2112–2116.

Eiseltova' M., 1994. Restoration of lake ecosystems – a holistic approach. IWRB Publ. 32, Oxford.

Eminson, D. & Moss, B., 1980. The composition and ecology of periphyton communities in freshwaters. 1. The influence of host type and external environment on community composition. *British Phycological Journal* 15: 429 – 446.

Environment Agency Science Report No. SC030103, Environment Agency, Bristol: 171 pp.

Fjedingstad E., 1965 – Taxonomy and saprobic valency of benthic phytomicro-organisms. *Int. Rev. Ges. Hydrobiol.*, 50: 475-604.

Gelosi E. et al., 1985. Physio-chemical and biological characteristics of Lake Vico Central Italy. Preliminary results. International Symposium Environmental Biogeochemic, 42.

- Gough S.B. and Gough L.P. 1981. Comment on 'primary production of algae growing on natural and artificial aquatic plants: A study of interactions between epiphytes and their substrate'. *Limnology and Oceanography*, 26, 987-988.
- Grimes, J.A., Clair, L.L. & Rushforth, S.R., 1980. A comparison of epiphytic diatom assemblages on living and dead stems of the common grass *Phragmites australis*. *Great Basin Naturalist* 40: 223–228.
- Hammer, Ø., Harper, D.A.T., Ryan, P.D. 2001. PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis. *Palaeontologia Electronica* 4(1): 9pp. http://palaeo-electronica.org/2001_1/past/issue1_01.htm
- Hansson L.-A. 1992 Factors regulating periphytic algal biomass. *Limnology and Oceanography*, 37, 322-328.
- Harper, D.A.T. (ed) 1999. Numerical Palaeobiology, John Wiley & Sons.
- Herbst, D.B., Blinn D.W., 1998. Experimental mesocosm studies of salinity effects on the benthic algal community of a saline lake. *Journal of Phycology*. 34:772-778.
- Hering D., Borja A., Carstensen J., Carvalho L., Elliott, M. Feld, C.K. Heiskanen, A.-S. Johnson, R.K. Moe, J. Pont, D. Lyche, Solheim A. & van de Bund W., 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.
- Hoagland D. & Peterson CH. G., 1990. Effects of light and wave disturbance on vertical zonation of attached microalgae in a large reservoir. *Journal of Phycology* 26: 450–457.
- Hofmann, G., 1994. Aufwuchs-Diatomeen in Seen und ihre Eignung als Indikatoren der Trophie. *Bibliotheca Diatomologica* 30: 1–241.
- Hoen J., Hülsmann S., Los F.J.H., Makler-Pick V., Petzoldt T., Prokopkin I.G., Rinke K., Schep S.A., Tominaga K., Van Dam A.A., Van Nes E.H., Wells S.A. & Janse J.H., 2010. Challenges and opportunities for integrating lake ecosystem modelling approaches. *Aquatic Ecology* 44: 633-667.
- Houk V., Klee R. & Tanaka H., 2010. Atlas of freshwater centric diatoms III. *Cyclotella*, *Tertiarius*, *Discostella*. *Fottea* 10 Supplement.

Hustedt F., 1956 – Kieselalgen (Diatomeen). Kosmos-Verlag Franckh, Stuttgart, 70 pp.

Hutchinson, G.E. 1957. A treatise on limnology. Vol.I: Geography, Physics and Chemistry. John Wiley and Sons, Inc., New York: 1015 pp.

IRSA. 1994. - Metodi Analitici per le Acque. Istituto Poligrafico e Zecca dello Stato, CNR, Rome.

ISPRA. 2006. Progetto Corinne Land Cover. <http://www.sinanet.isprambiente.it/it>

Italia, 2006. Decreto legislativo 3 aprile 2006 n. 152. Norme in materia ambientale. Gazzetta Ufficiale – Supplemento Ordinario n. 88 del 14.04.2006.

Decreto Ministeriale 16 giugno 2008, n. 131. Regolamento recante i criteri tecnici per la caratterizzazione dei corpi idrici (tipizzazione, individuazione dei corpi idrici, analisi delle pressioni) per la modifica delle norme tecniche del decreto legislativo 3 Aprile 2006, n. 152 recante: Norme in materia ambientale, predisposto ai sensi dell'articolo 75, comma 3, del decreto legislativo medesimo. Gazzetta Ufficiale Supplemento Ordinario serie generale n. 187, 11 agosto 2008.

Decreto Ministeriale 14 aprile 2009, n. 56. Regolamento recante “Criteri tecnici per il monitoraggio dei corpi idrici e l'identificazione delle condizioni di riferimento per la modifica delle norme tecniche del decreto legislativo 3 Aprile 2006, n. 152 recante: Norme in materia ambientale, predisposto ai sensi dell'articolo 75, comma 3, del decreto legislativo medesimo”. Gazzetta Ufficiale Supplemento Ordinario serie generale n. 83, 30 maggio 2009.

Decreto Ministeriale 8 novembre 2010, n. 260. Regolamento recante i criteri tecnici per la classificazione dello stato dei corpi idrici superficiali, per la modifica delle norme tecniche del decreto legislativo 3 aprile 2006 n. 152 recante: Norme in materia ambientale, predisposto ai sensi dell'articolo 75, comma 3, del medesimo decreto legislativo. Gazzetta Ufficiale Supplemento Ordinario n. 30 del 7 febbraio 2011.

Jeffrey, S.W., Hallegraeff G.M., 1990. Phytoplankton ecology of Australasian waters. In: Clayton M.N., King R.J. (eds), Biology of Marine Plants. Longman, Australia. 310-348.

Jeppesen E., Kronvang B., Meerhoff M., Søndergaard M., Hansen K.M., Andersen H.E., Lauridsen T.L., Beklioglu M., Özen A. & Olesen J.E., 2009. Climate change effects on runoff,

catchment phosphorus loading and lake ecological state, and potential adaptations. *Journal of Environmental Quality* 38: 1931-1940.

Kelly M., Bennion H., Burgess A., Ellis J., Juggins S., Guthrie R., Jamieson J., Adriaenssens V. & Yallop M. 2009. Uncertainty in ecological status assessments of lakes and rivers using diatoms. *Hydrobiologia* 633(1): 5-15.

Kelly, M., Bennett C., Coste M., Delmas F., Denys L., Ector L., Fauville C., Ferreol M., Golub M., Kahlert M., Lucey J., Ni Chathain B., Pardo I., Pfister P., Picinska-Faltynowicz J., Schranz C., Schaumburg J., Tison J., van Dam H., Vilbaste S., 2006. Central/Baltic GIG Phytobenthos Intercalibration Exercise - final report. Bowburn Consultancy Durham.

Kelly M.G., Cazaubon A., Coring E., Dell'Uomo A., Ector L., Goldsmith B., Guasch H., Hurlimann J., Jarlman A., Kawecka B., Kwadrans J., Laugaste R., Lindstrom E.A., Leitaio M., Marvan P., Padisák J., Pipp E., Prygiel J., Rott E., Sabater S., van Dam H., Vizinet J., 1998. Recommendations for the routine sampling of diatoms for water quality assessments in Europe. *Journal of Applied Phycology* 10: 215-224.

Kelly, M.G. & Whitton B.A., 1995. The Trophic Diatom Index: a new index for monitoring eutrophication in rivers. *Journal of Applied Phycology* 7:433-444.

King L., G. Clarke, H. Bennion, M.G. Kelly & M.L. Yallop, 2006. Recommendations for sampling littoral diatoms in lakes for ecological status assessments. *Journal of Applied Phycology* 18: 15-25.

King L., Clarke G., Bennion H., Kelly M., Yallop M., 2005. Sampling littoral diatoms in lakes for ecological status assessments: a literature review. Environment Agency.

King L., Jones R. I. and Barker P., 2002a. Spatial variation in epilithic algal communities around an oligotrophic and a mesotrophic lake in the English Lake District, *Verhandlungen, Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie* 28: 455-461.

King L., Jones R. I. and Barker P., 2002b. Seasonal variation in the epilithic algal communities from four lakes of different trophic state, *Archiv für Hydrobiologie* 154: 177-198.

King L., 2000. Periphytic algae as indicators of lake trophic state, and their response to nutrient enrichment, Unpublished PhD thesis, University of Lancaster.

King L., Barker P. and Jones R.I., 2000. Epilithic algal communities and their relationship to environmental variables in lakes of the English lake district. *Freshwater Biology* 45: 425-442.

Kitner, M. & Poulicková, A. 2003. Littoral diatoms as indicators for the eutrophication of shallow lakes. *Hydrobiologia* 506(509): 519–524.

Kolbe R.W., 1927 – Zur Ökologie, Morphologie und Sistematik der Brackwasser-Diatomeen. Die Kieselalgen des Sperenberger Salzgebiets. In: Kolkwitz R. (ed.), *Pflanzenforschung*, 7: 1-146.

Kolkwitz, R. and Marsson, M. 1908. Okologic der pflanzlichen Saprobien. *Ber. Dt. Bot. Ges.*, 26: 505-519.

Krammer, K. & Lange-Bertalot, H., 1986. Bacillariophyceae. 1. Teil. In *Süßwasserflora von Mitteleuropa* 2/1 (Ettl, H., Gerloff, J., Heynig, H. & Mollenhauer, D., editors), 876 pp. G. Fischer Verlag, Stuttgart.

Krammer, K. & Lange-Bertalot, H., 1988. Bacillariophyceae. 2. Teil. In *Süßwasserflora von Mitteleuropa* 2/2 (Ettl, H., Gerloff, J., Heynig, H. & Mollenhauer, D., editors), 596 pp. G. Fischer Verlag, Stuttgart.

Krammer, K. & Lange-Bertalot, H., 1991a. Bacillariophyceae. 3. Teil. In *Süßwasserflora von Mitteleuropa* 2/3, (Ettl, H., Gerloff, J., Heynig, H. & Mollenhauer, D., editors), 576 pp. G. Fischer Verlag, Stuttgart.

Krammer, K. & Lange-Bertalot, H., 1991b. Bacillariophyceae. 4. Teil. In *Süßwasserflora von Mitteleuropa* 2/4, (Ettl, H., Gerloff, J., Heynig, H. & Mollenhauer, D., editors), 437 pp. G. Fischer Verlag, Stuttgart.

Kwandrans J., Eloranta P., Kavecka B., Wojtan K., 1999. Use of benthic diatom communities to evaluate water quality in rivers of southern Poland. In: Prygiel J., Whitton B.A. & Bukowska J. (eds). *Use of Algae for Monitoring Rivers III*: 154-165.

Lange-Bertalot, H., 1979. Pollution tolerance of diatoms as a criterion for water quality estimation. *Nova Hedwigia*, 64: 285–304.

Lange-Bertalot, H. (ed.), 2000. Diatoms of Europe: diatoms of the European Inland Waters and Comparable Habitats edited by Horst Volume 1: Krammer, Kurt: The Genus *Pinnularia* Ruggell Gantner Verlag.

Lange-Bertalot, H. (ed.), 2001. Diatoms of Europe: diatoms of the European Inland Waters and Comparable Habitats edited by Horst Volume 2: Lange Bertalot, Horst: *Navicula sensu stricto*, 10 Genera Separated from *Navicula sensu stricto*, *Frustulia*. Ruggell Gantner Verlag.

Lange-Bertalot H. (ed.), 2002. Diatoms of Europe: diatoms of the European Inland Waters and Comparable Habitats. Volume 3: Krammer, Kurt: *Cymbella* Ruggell: Gantner Verlag.

Lange-Bertalot H. (ed.), 2003. Diatoms of Europe: diatoms of the European Inland Waters and Comparable Habitats Elsewhere Volume 4: Krammer, Kurt: *Cymbopleura*, *Delicata*, *Navicymbula*, *Gomphocymbellopsis*, *Afrocymbella*, Supplements to *Cymbelloid* taxa Ruggell Gantner Verlag.

Leclercq L. & Maquet B., 1987 - Deux nouveaux indices chimique et diatomique de qualité d'eau courante. Application au Samson et à ses affluents. Institut royal des sciences naturelles de Belgique, document de travail 38:1-13.

Liebmann H., 1962 – Handbuch der Frishwasser- und Abwasserbiologie. G. Fisher Verlag, Jena, 588 pp.

Lim D.S.S., Kwan C. and Douglas M.S.V. 2001 Periphytic diatom assemblages from Bathurst Island, Nunavut, Canadian High Arctic: an examination of community relationships and habitat preferences. *Journal of Phycology*, 37, 379-392.

Mann D.G., 1990. Description of *Seminavis* genera. In Round, F.E., Crawford R.M. & Mann D.G. The diatoms: biology and morphology of the genera. University Press, Cambridge. 572-573.

Marchetti R. “*Ecologia applicata*”, Città Studi Edizioni S.r.l., 1993.

Marchetto A, Agostinelli C, Alber R, Beghi A, Balsamo S, Bracchi S, Buzzi F, Carena E, Cavalieri S, Cimoli F, Costaraoss S, Crescentini I, Della Bella V, Di Brizio M, Fioravanti M, Fogliati P, Formenti R, Galbiati M, Galimberti F, Macor A, Mancini L, Marcheggiani S, Marchi G, Musazzi S, Nicola A, Padula R, Pozzi S, Puccinelli C, Rinaldi E, Rustighi C, TestaP, Thaler

B, Vendetti C, Zorza R. 2013. Indice per valutazione della qualità delle acque lacustri italiane a partire dalle diatomee epifitiche ed epilittiche (EPI-L). Report CNR-ISE 02.13: 75-92

Margaritora F. G., Bazzanti M., Ferrara O., Mastrantuono L., Seminara M., Vagaggini D., 2002; Stato attuale delle ricerche bio-ecologiche sui laghi vulcanici dell'Italia centrale. Proc. Int. Conf. Residence Time in Lakes: Science, Management, Education. Bolsena (VT), 29 settembre-3 ottobre 2002:138-147.

Mastrantuono L., Mancinelli T. 2003. Meio-macroenthic invertebrates associated with submerged plants in a Chara-lake (Lake Martignano, Italy): benthic structure and environmental quality. Atti Ass. Ital. Oceanol. Limnol., 16: 187-201.

Mastrantuono L., Mancinelli T. 2005. Littoral zoobenthos associated with aquatic plants and bioassessment of ecological status in Lake Bracciano (Central Italy). *J. Limnol.*, 64: 43-53

Michelutti N., Holtham A.J., Douglas M.S.V. and Smol J.P. 2003 Periphytic diatom assemblages from ultra- oligotrophic and UV transparent lakes and ponds on Victoria Island and comparisons with other diatom surveys in the Canadian Arctic. *Journal of Phycology*, 39, 465-480.

Mooij W.M., Trolle D., Jeppesen E., Arhonditsis G., Belolipetsky P.V., Chitamwebwa D.B.R., Degermendzhov A.G., DeAngelis D.L., De Senerpont Domis L.N., Downing A.S., Elliott A., Fragoso C.R., Gaedke U., Genova S.N., Gulati R.D., Håkanson L., Hamilton D.P., Hipsey M.R., Muller U., 1994. Seasonal development of epiphytic algae on *Phragmites australis* in a eutrophic lake. *Archiv für Hydrobiologie* 129: 273–292.

Nakamura M. & Rast W., 2011. Processo di Sviluppo di Piattaforme ILBM - Evoluzione delle Linee Guida attraverso il miglioramento partecipatorio. ILEC

Nõges T., 2009 Relationships between lake morphometry, geographic location and water quality parameters of European lakes. *Hydrobiologia* 633: 33–43.

OECD. 1982. Eutrophication of waters. Monitoring, assessment and control. OECD, Paris: 155 pp.

- Tartari G., Buraschi E., Monguzzi C., Marchetto A., Copetti D., Salerno F., et al. (2004). Progetto LIMNO: qualità delle acque lacustri italiane. Vol. 1: sintesi dei risultati. Quaderni Istituto Ricerca sulle Acque, 120, 334.
- Tonolli, V. 1964. Introduzione alla limnologia. Edizioni Ist.Ital.Idrobiol., Pallanza: 399 pp.
- Patrick R. & Strawbridge D., 1963. Variation in the structure of natural diatom communities. *American Naturalist* 97: 51–57.
- Pouličková A., M. Duchoslav & M. Dokulil, 2004. Littoral diatom assemblages as bioindicators of lake trophic status: A case study from perialpine lakes in Austria. *European Journal of Phycology* 39: 143-152.
- Poulsen N.C., Spector H., Spurck T.P., Schultz T.F., Wetherbee R., 1999. Diatom motility is the result of an actin-myosin system. *Cell Motility and the Cytoskeleton* 44: 23-33.
- Prygiel J., Coste M., 1999. Progress in the use of diatoms for monitoring rivers in France. In: Prygiel, J., Whitton B.A., Bukowska J. (eds) *Use of Algae for Monitoring Rivers III*, pp. 165-179.
- Puccinelli, C., 2007. Diatomee e macroinvertebrati delle zone umide e delle acque di transizione. Tesi di Laurea, Università degli Studi La Sapienza di Roma.
- Rott, E., Pipp E., 1999. Progress in the use of benthic algae for monitoring rivers in Austria. In: Prygiel J., Whitton B.A., Bukowska J. (eds) *Use of Algae for Monitoring Rivers III*, pp. 110-112.
- Rott E. (ed.), 1999. Indikationslisten für Aufwuchsalgen in Österreichischen fließgewässern. Teil 2: Trophieindikation sowie geochemische Präferenz; taxonomische und toxikologische Anmerkungen, WWK, Bundesministerium für Land-und Forstwirtschaft, Wien.
- Rott, E., 1991. Methodological aspects and perspectives in the use of periphyton for monitoring and protecting rivers. In: Whitton, B.A., Rott E., Friedrich G. (eds), *Use of algae for monitoring rivers* :9-16.
- Round, F.E., Crawford R.M. & Mann D.G., 1990. The diatoms: biology and morphology of the genera. Cambridge University Pre.

Round F.E., 1991. Use of diatoms for monitoring rivers. In: Use of algae for monitoring rivers (Whitton, B.A., Rott, E. & Friedrich, G., editors): 25–32. Universitaät Innsbruck.

Ruttner, Fr. 1953. Fundamentals of Limnology. University of Toronto Press: 242 pp.

Sabater, S., 2000. Diatom communities as indicators of environmental stress in the Guadiamar River, S-W Spain, following a major mine tailings spill. *Journal of Applied Phycology* 12:113-24.

Scanu G., Barile C., Vendetti C., “Il contesto nazionale di implementazione della WFD, il quadro normativo di riferimento e il progetto INHABIT”. Notiziario dei metodi analitici – Istituto Ricerca Sulle Acque CNR. 2013 *In press*

Schaumburg J., C. Schranz G. Hofmann D. Stelzer S. Schneider & U. Schmedtje, 2004. Macrophytes and phytobenthos as indicators of ecological status in German lakes: a contribution to the implementation of the Water Framework Directive. *Limnologica* 34: 302-331.

Schaumburg J., C. Schranz, D. Stelzer & G. Hofmann, 2007. Action Instructions for the ecological Evaluation of Lakes for Implementation of the EU Water Framework. Directive: Makrophytes and Phytobenthos. Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (Länder Working Group) LAWA, 69 pp.

Schönfelder I., Gelbrecht J., Schönfelder J. & Steinberg Ch.E.W., 2002. Relationships between littoral diatoms and their chemical environment in northeastern German lakes and rivers. *Journal of Phycology* 38: 66–82.

Scheffer M. 1998 Ecology of Shallow Lakes. London: Chapman and Hall.

Siver P.A. 1999 Development of palaeolimnological inference models for pH, total phosphorous and specific conductivity based on planktonic diatoms. *Journal of Palaeolimnology*, 21, 45-59

Sládeček V., 1973 – System of water quality from the biological point of view. *Arch. Hydrobiol., Ergebn. Limnol.*, 7: 1-218.

Sládeček V., 1986 – Diatoms as indicators of organic pollution. *Acta Hydrochimica et Hydrobiologica*, 14: 555-566.

Stauber, J.L., Jeffrffrey S.W., 1988. Photosynthetic pigments in fifty-one species of marine diatoms. *Journal Of Phicology* 24:158-172.

Stella E., *Fondamenti di Limnologia*. Guida allo studio delle acque continentali, Roma 1984.

Tartari G., Buraschi E., Monguzzi C., Marchetto A., Copetti D., Salerno F., et al. (2004). Progetto LIMNO: qualità delle acque lacustri italiane. Vol. 1: sintesi dei risultati. Quaderni Istituto Ricerca sulle Acque, 120, 334.

Tilman D., Kiesling R., Sterner R., Kilham S.S. & Johnson F.A., 1996. Green, blue-green and diatom algae: Taxonomic differences in competitive ability for phosphorus, silicon and nitrogen. *Archiv für Hydrobiologie* 106: 473–485.

Tonolli V., 1964. Introduzione allo studio della limnologia, CNR Istituto Italiano di Idrobiologia, Verbania Pallanza.

Torrisi M. & A Dell’Uomo, 2006. Biological monitoring of some Apennine rivers (Central Italy) using the Diatom-based Eutrophication/Pollution Index (EPI-D) compared to other European diatom indexes. *Diatom Research*, Vol. 592, pp. 159-174.

Trolle D., Hamilton D.P., Pilditch C., Duggan I.C. & Jeppesen E., 2011. Predicting the effects of climate change on trophic status of three New Zealand lakes – implications for lake restoration. *Environmental Modelling & Software* 26: 354-370.

UNI, 2005. *Qualità dell'acqua – Norma guida per il campionamento di routine ed il pretrattamentodi diatomee bentoniche da fiumi*. UNI EN 13946:2005.

Van Dam H., Mertens A. & Sinkeldam J., 1994. A coded checklist and ecological indicator values of freshwater diatoms from the Netherlands. *Netherlands Journal of Aquatic Ecology* 28: 117–133.

Van de Bund W. Water Framework Directive intercalibration technical report. Part 1: Rivers. Draft. Joint Research Community, Scientific and Technical Reports. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg 2008.

Vendetti C., Mastrantuono L., 2005. “The invertebrate community associated with plant substrate in Lake Bracciano (Central Italy): short-term modifications occurred after recent

environmental changes” (1998-2003). SEFS4 (Fourth Symposium for European Freshwater Sciences), Krakow, p.153.

Vollenweider R. A., 1982. Eutrophication of waters: Monitoring, assessment and control: Organisation for Economic Co-operation and Development.

Wetherbee R., Lind J.L., Burke J., Quatrano R.S., 1998. The first kiss: establishment and control of initial adhesion by raphid diatoms. *Journal of Phycology* 34:9-15.

Wetzel R.G. 1983 Attached algal-substrata interactions: fact or myth, and when and how? In *Periphyton of Freshwater Ecosystems* (ed. Wetzel R.G.) Dr. W. Junk Publishers, The Hague.

Whitton B.A., Rott E. & Friedrich G., (eds) 1991. Use of algae for monitoring rivers. Inst. Botany, Universitaät Innsbruck.

Zelinka, M. & Marvan, P., 1961. Zur Präzisierung der biologischen Klassifikation des Reinheit fliessender Gewässer. *Archiv für Hydrobiologie* 57: 389–407.

Ringraziamenti

Al termine di questo lavoro vorrei ringraziare innanzitutto la Dott.ssa Laura Mancini, tutor della mia tesi di dottorato, per aver reso possibile la sua realizzazione e per avermi sempre seguito e consigliato in tutti questi anni di studio.

Ringrazio tutto lo staff del Reparto di Qualità Ambientale e Ittiocoltura dell'Istituto Superiore di Sanità, in particolare Camilla Puccinelli, Stefania Marcheggiani e Filippo Chiudioni per l'aiuto tecnico e didattico dimostrato sempre in tutte le occasioni.

Il Dott. Aldo Marchetto del CNR-ISE, per tutte le competenze tecniche in materia di ecosistemi acquatici sempre condivise specialmente durante il lavoro di stesura dell'indice EPI-L.

Il Dott. Alfredo Di Domenicantonio e Dott. Paolo Traversa per le elaborazioni sull'uso del suolo.

Un ulteriore ringraziamento a tutte le persone che mi hanno sempre sostenuto nella riuscita di questo progetto:

le colleghe del Ministero dell'Ambiente, Gabriela, Chiara e Camilla e tutta la mia famiglia, i miei genitori, Paola, Adele e Michele, al quale dedico questa tesi di dottorato, per la stima e la fiducia che ripone sempre nei miei progetti e per la vivacità con la quale mi aiuta a realizzarli.

APPENDICE 1

Liste floristiche

Abbondanza delle specie ritrovate nel Lago di Albano per ciascuna stazione

	AL_1 ct	AL_1 mc	AL_1 sb	AL_2 ct	AL_2 mc	AL_2 sb	AL_3 ct	AL_3 mc	AL_3 sb
<i>Achnantes laevis</i> v <i>laevis</i> Oestrup				2		3			
<i>Achnanthes clevei</i> v <i>clevei</i> Grunow	2	4		8	6	5	2	4	3
<i>Achnanthes lanceolata</i> (Brébisson) Grunow		6						7	3
<i>Achnanthidium minutissimum</i> (Kützing) Czarnecki				2	3	4	2		
<i>Actinocyclus normanii</i> (Gregory ex Greville) Hustedt				2					
<i>Amphora inariensis</i> Krammer	17	6	22	15	29	29	30	51	25
<i>Amphora libyca</i> Ehrenberg				2	2				
<i>Amphora ovalis</i> (Kützing) Kützing	3		9				2	6	3
<i>Amphora pediculus</i> (Kützing) Grunow	19	2	33	16	19	16	15	9	12
<i>Aneumastus minor</i> (Hustedt) Lange-Bertalot	9		9	8	9	6	4	11	8
<i>Aneumastus stroesei</i> (Ostrup) Mann					2				
<i>Asterionella formosa</i> Hassall							2		
<i>Cocconeis pediculus</i> Ehrenberg					2			6	2
<i>Cocconeis placentula</i> Ehrenberg	6	11	7	2	5		2		
<i>Cocconeis placentula</i> var <i>euglypta</i> (Ehrenberg) Grunow				2		6		5	
<i>Cocconeis placentula</i> var <i>lineata</i> (Ehrenberg) Van Heurck	6	36	15	6	12	4	6	6	4
<i>Cocconeis pseudolineata</i> (Geitler) Lange-Bertalot								3	
<i>Cyclotella atomus</i> Hustedt				8	25	6		10	3
<i>Cyclotella bodanica</i> Grunow var. <i>bodanica</i> Gr	24	46	19		3		5		
<i>Cyclotella costei</i> Houk				5	7	8		2	
<i>Cyclotella krammeri</i> Håkansson	12	17	7	4	2	2	2		
<i>Cyclotella ocellata</i> Pantocsek	78	63	67	35	54	31	21	45	32
<i>Cymatopleura solea</i> (Brébisson) W Smith					1				
<i>Cymatopleura solea</i> (Brébisson) WSmith var. <i>apiculata</i> (WSmith) Ralfs	0								
<i>Cymbella cymbiformis</i> Agardh					2	3			
<i>Cymbella helvetica</i> Kützing			2						
<i>Encyonema minutum</i> (Hilse) Mann	2	2							
<i>Encyonopsis minuta</i> Krammer & E.Reichardt	3	7		7	6	3	2	2	4
<i>Encyonopsis subminuta</i> Krammer & E.Reichardt	3		2	6	6	3			
<i>Eolimna minima</i> (Grunow) Lange-Bertalot	2	2			5	5			
<i>Eolimna subminuscula</i> (Manguin) Moser, L-B Metzeltin	9		6	6	4		2	5	6
<i>Epithemia adnata</i> (Kützing) Brébisson	16	16	19	16	16	21	8	6	9
<i>Epithemia frickei</i> Krammer	6		9		2			5	
<i>Epithemia sorex</i> Kützing	15	20	18	27	17	24	12	8	13
<i>Fragilaria capucina</i> Desmazières					2			3	
<i>Fragilaria capuccina</i> var. <i>vaucheriae</i> (Kützing) Lange-Bertalot							5		3
<i>Fragilaria delicatissima</i> (W.Smith) Lange-Bertalot		2					2		
<i>Fragilaria perminuta</i> (Grunow) Lange-Bertalot	2			4	14	7	2	2	6
<i>Gomphonema olivaceolacuum</i> Lange-Bertalot & Reichardt	2		6	4	6	5	16	9	21
<i>Gomphonema olivaceum</i> (Hornemann) Brébisson		2		2			69	37	55
<i>Gomphonema parvulum</i> Kützing				16	4	6			
<i>Gomphonema pumilum</i> (Gr) Reich Lange-Bertalot		2			2				
<i>Gomphonema tergestinum</i> Fricke	2						18	6	12
<i>Navicula cari</i> Ehrenberg	7	6	6		8		10	4	3
<i>Navicula cincta</i> (Ehrenberg) Ralfs	2	2			12	4	7	3	9
<i>Navicula cocconeiformis</i> Gregory	2			5		2			
<i>Navicula cryptotenella</i> Lange-Bertalot	15	4	2	17	10	17	9	21	16
<i>Navicula menisculus</i> Schumann	4		3	5	3			3	8
<i>Navicula phyllepta</i> Kützing				2		2	7	2	5
<i>Navicula radiosa</i> Kützing		2	2	2					
<i>Navicula recens</i> (Lange-Bertalot) Lange-Bertalot							8		5
<i>Navicula reichardtiana</i> Lange-Bertalot						3			
<i>Navicula scutelloides</i> W. Smith	4	2	5		4	2	6		2
<i>Navicula tripunctata</i> (Müller) Bory	2			34		25		4	8
<i>Navicula trivialis</i> Lange-Bertalot		2							
<i>Navicula viridula</i> (Kützing) Ehrenberg		4		7			11	2	8
<i>Neidium dubium</i> (Ehrenberg) Cleve		4	1	2	2			11	4
<i>Nitzschia amphibia</i> Grunow		2		9		15		3	
<i>Nitzschia dissipata</i> (Kützing) Grunow	6	8	7	3		2	27	15	21
<i>Nitzschia fonticola</i> (Grunow) Grunow		6	2	11	14	54	19	12	15
<i>Nitzschia frustulum</i> (Kützing) Grunow								4	
<i>Nitzschia inconspicua</i> Grunow	10		18	70	10	42	23	23	31
<i>Nitzschia intermedia</i> Hantzsch ex Cleve Grunow		8							

<i>Nitzschia linearis</i> (Agardh) W. Smith		4		6		3	9	2	5
<i>Nitzschia palea</i> (Kützinger) W. Smith	2	8		23	10	28		5	1
<i>Nitzschia recta</i> Hantzsch							7		9
<i>Nitzschia tenuis</i> W. Smith					1				
<i>Placoneis clementis</i> (Grunow) Cox	2		6	4	4	5	12	2	7
<i>Placoneis gastrum</i> (Ehr.) Mereschkowsky	5	2	10	2		5	13	6	5
<i>Placoneis placentula</i> (Ehrenberg) Heinzrling				2	8		6		2
<i>Rhoicosphenia abbreviata</i> (Agardh) Lange-Bertalot	14	14	11	2	6		7	12	6
<i>Rhopalodia gibba</i> (Ehrenberg) Müller		2	5		3			8	2
<i>Sellaphora pupula</i> (Kützinger) Mereschkowsky		2	3		1				
<i>Staurosira brevistriata</i> Grunow	17	20	23	2	16	3	4	4	7
<i>Staurosira construens</i> (Ehrenberg)	16	2	19	3					
<i>Staurosira venter</i> (Ehrenberg) Cleve Moeller	25	12	21	2	11	4		6	
<i>Staurosira mutabilis</i> (Ehrenberg)	48	18	18		6				
<i>Stephanodiscus medius</i> Haakanesson	10	25	9	5	11	2		3	
<i>Ulnaria acus</i> (Kützinger) M. Aboal		2					2		

Abbondanza delle specie ritrovate nel Lago di Bracciano per ciascuna stazione

	BR_1 ct	BR_1 mc	BR_2 ct	BR_2 mc	BR_3 ct	BR_3 mc
<i>Achnanthes clevei</i> v <i>clevei</i> Grunow	10	3	2		12	4
<i>Achnanthes lanceolata</i> (Brébisson) Grunow	3				4	2
<i>Achnanthidium minutissimum</i> (Kützing) Czarnecki	7	6	1			4
<i>Amphora inariensis</i> Krammer	12	6	2		34	26
<i>Amphora lange-bertalotii</i> Levkov & Metzeltin						
<i>Amphora libyca</i> Ehrenberg	3	2		4	6	7
<i>Amphora ovalis</i> (Kützing) Kützing		5				3
<i>Amphora pediculus</i> (Kützing) Grunow	13	14			24	13
<i>Aneumastus minor</i> (Hustedt) Lange-Bertalot	2					3
<i>Aneumastus stroesei</i> (Ostrup) Mann	4	7				
<i>Caloneis bacillum</i> (Grunow) Cleve	2	0				
<i>Cocconeis pediculus</i> Ehrenberg	2	2	11	4		
<i>Cocconeis placentula</i> Ehrenberg			22	25	3	5
<i>Cocconeis placentula</i> var <i>euglypta</i> (Ehrenberg) Grunow	1	3				
<i>Cocconeis placentula</i> var <i>lineata</i> (Ehrenberg) Van Heurck	9	11	15	41	10	9
<i>Cyclotella atomus</i> Hustedt	8	6	2	2	7	
<i>Cyclotella bodanica</i> Grunow var. <i>bodanica</i> Gr				6	4	7
<i>Cyclotella bodanica</i> Grunow var. <i>lemanica</i>	2					
<i>Cyclotella krammeri</i> Håkansson		5				
<i>Cyclotella ocellata</i> Pantocsek	39	20	26	18	31	23
<i>Cymbella cymbiformis</i> Agardh	1				2	2
<i>Cymbella excisa</i> Kützing	9	20	8	4	7	21
<i>Cymbella helvetica</i> Kützing	4	13	13	4	2	5
<i>Cymbella lanceolata</i> (Ehrenberg) Kirchner	1					
<i>Cymbella lange-bertalotii</i> Krammer		2				
<i>Cymboplectra cuspidata</i> (Kützing) Krammer		2				
<i>Diploneis elliptica</i> (Kützing) Cleve				2		
<i>Encyonema caespitosum</i> Kützing		2	2			
<i>Encyonema minutum</i> (Hilse) Mann						2
<i>Encyonopsis microcephala</i> (Grunow) Krammer		7			3	
<i>Encyonopsis subminuta</i> Krammer & E.Reichardt	6	6				23
<i>Eolimna minima</i> (Grunow) Lange-Bertalot		12				2
<i>Epithemia adnata</i> (Kützing) Brébisson	5	13	15		15	12
<i>Epithemia sorex</i> Kützing	12	23	49	65	12	15
<i>Fragilaria capucina</i> Desmazières	9	9	7			
<i>Fragilaria capucina</i> var. <i>vaucheriae</i> (Kützing) Lange-Bertalot	9					
<i>Fragilaria delicatissima</i> (W.Smith) Lange-Bertalot	25	27	21	8	7	11
<i>Fragilaria famelica</i> (Kützing) Lange-Bertalot	31		79	44		
<i>Fragilaria leptostauron</i> (Ehr) Hustedt					6	
<i>Fragilaria leptostauron</i> (Ehr) Hustedt v <i>dubia</i> (Grunow) Hustedt						6
<i>Fragilaria perminuta</i> (Grunow) Lange-Bertalot	75	63	49	133	34	25
<i>Gomphonema angustum</i> Agardh		5				
<i>Gomphonema italicum</i> Kützing	6	11				
<i>Gomphonema olivaceolacuum</i> Lange-Bertalot & Reichardt	20	15		20	5	5
<i>Gomphonema olivaceum</i> (Hornemann) Brébisson	3			13	2	3
<i>Mastogloia elliptica</i> (C. Agardh) Cleve	2	10	5		6	10
<i>Mastogloia baltica</i> Grunow	3	3	2	2	1	
<i>Navicula cari</i> Ehrenberg	2	8	4	7	3	
<i>Navicula cincta</i> (Ehrenberg) Ralfs	7	10	3	3		
<i>Navicula cocconeiformis</i> Gregory	4				10	11
<i>Navicula cryptotenella</i> Lange-Bertalot	5	4	12	2		10
<i>Navicula phyllepta</i> Kützing	10	7	12		10	8
<i>Navicula radiosa</i> Kützing					1	
<i>Navicula reinhardtii</i> Grunow					2	3
<i>Navicula scutelloides</i> W. Smith						3
<i>Navicula striolata</i> (Grunow) Lange-Bertalot	11	22	9	13		
<i>Navicula tripunctata</i> (Müller) Bory					4	3
<i>Navicula trivialis</i> Lange-Bertalot					4	2
<i>Navicula viridula</i> (Kützing) Ehrenberg	0	2				3
<i>Neidium dubium</i> (Ehrenberg) Cleve		2				
<i>Nitzschia capitellata</i> Hustedt					3	2
<i>Nitzschia dissipata</i> (Kützing) Grunow	10	2	7			4
<i>Nitzschia fonticola</i> (Grunow) Grunow	13	5	2		4	5
<i>Nitzschia inconspicua</i> Grunow		1	2		5	7
<i>Nitzschia intermedia</i> Hantzsch ex Cleve Grunow	6					
<i>Nitzschia palea</i> (Kützing) W.Smith	7	1				
<i>Placoneis clementis</i> (Grunow) Cox	0	3				5

<i>Placoneis gastrum</i> (Ehr.) Mereschowsky		1			7	7
<i>Placoneis placentula</i> (Ehrenberg) Heinzrling		3	2		1	
<i>Rhoicosphenia abbreviata</i> (Agardh) Lange-Bertalot	0	2	7	9		2
<i>Rhopalodia gibba</i> (Ehrenberg) Müller		10	11	2	7	2
<i>Sellaphora bacillum</i> (Ehrenberg) Mann					2	
<i>Sellaphora mutatooides</i> Lange-Bertalot & Metzeltin		2				
<i>Sellaphora pupula</i> (Kützing) Mereschowsky		1			2	
<i>Staurosira brevistriata</i> Grunow		5			26	23
<i>Staurosira construens</i> (Ehrenberg)		2	2		8	3
<i>Staurosira venter</i> (Ehrenberg) Cleve Moeller					25	30
<i>Staurosira mutabilis</i> (Ehrenberg)					31	38
<i>Ulnaria acus</i> (Kützing) M.Aboal		1	3		2	5
<i>Ulnaria ulna</i> (Nitzsch) (Nitzsch) Compère	5	1			11	6

Abbondanza delle specie ritrovate nel Lago di Bolsena per ciascuna stazione

	BO_1 ct	BO_2 ct	BO_3 ct	BO_3 sb
<i>Achnanthes clevei v clevei</i> Grunow				4
<i>Achnanthidium minutissimum</i> (Kützing) Czarnecki	8		15	15
<i>Amphora eximia</i> J.R.Carter			3	4
<i>Amphora inariensis</i> Krammer		2	13	18
<i>Amphora lange-bertalotii</i> Levkov & Metzeltin	9			
<i>Amphora libyca</i> Ehrenberg	6			6
<i>Amphora ovalis</i> (Kützing) Kützing		4	3	16
<i>Amphora pediculus</i> (Kützing) Grunow	0	18	24	23
<i>Aneumastus stroesei</i> (Ostrup) Mann	8			
<i>Cocconeis pediculus</i> Ehrenberg			9	3
<i>Cocconeis placentula</i> Ehrenberg		2	8	13
<i>Cocconeis placentula var lineata</i> (Ehrenberg) Van Heurck				6
<i>Cocconeis pseudolineata</i> (Geitler) Lange-Bertalot				9
<i>Cyclotella costei</i> Houk				5
<i>Cyclotella ocellata</i> Pantocsek	118	67	23	25
<i>Cymatopleura elliptica</i> (Brébisson) W Smith			2	
<i>Cymatopleura solea</i> (Brébisson) W Smith		2		
<i>Cymbella affinis</i> Kützing	18			
<i>Cymbella aspera</i> (Ehrenberg) Peragallo			9	
<i>Cymbella compacta</i> Ostrup	9	2	2	
<i>Cymbella excisa</i> Kützing		10	2	2
<i>Cymbella helvetica</i> Kützing	7	10	8	7
<i>Cymbella neocistula</i> Krammer		3		
<i>Encyonema caespitosum</i> Kützing	0	1		7
<i>Encyonema minutum</i> (Hilse) Mann	49			
<i>Encyonema prostratum</i> (Berkeley) Kützing			7	10
<i>Encyonopsis subminuta</i> Krammer & E.Reichardt			8	
<i>Epithemia adnata</i> (Kützing) Brébisson	12			2
<i>Epithemia goeppertiana</i> Hilse	13			2
<i>Epithemia sorex</i> Kützing	12			
<i>Fallacia subhamulata</i> (Grunow) Mann			2	
<i>Fragilaria capucina</i> Desmazières		38	15	3
<i>Fragilaria capuccina var. vaucheriae</i> (Kützing) Lange-Bertalot	7		15	17
<i>Fragilaria famelica</i> (Kützing) Lange-Bertalot		34		
<i>Fragilaria perminuta</i> (Grunow) Lange-Bertalot			10	6
<i>Fragilaria rumpens</i> (Kützing) G.W.F.Carlson	4	3		
<i>Gomphonema minutum</i> (Agardh) Agardh			3	3
<i>Gomphonema olivaceolacuum</i> Lange-Bertalot & Reichardt		32	18	7
<i>Gomphonema olivaceum</i> (Hornemann) Brébisson		48	40	6
<i>Gomphonema tergestinum</i> Fricke	5	5	2	
<i>Gomphonema vibrio</i> Ehrenberg		3		
<i>Gyrosigma attenuatum</i> (Kützing) Rabenhorst			3	5
<i>Navicula antonii</i> Lange-Bertalot		18	9	4
<i>Navicula capitatoradiata</i> Germain				4
<i>Navicula cari</i> Ehrenberg		9	2	2
<i>Navicula cryptotenella</i> Lange-Bertalot		7	10	10
<i>Navicula menisculus</i> Schumann	0			
<i>Navicula phyllepta</i> Kützing				1
<i>Navicula reichardtiana</i> Lange-Bertalot	0			
<i>Navicula reinhardtii</i> Grunow	1			
<i>Navicula striolata</i> (Grunow) Lange-Bertalot	1	2		
<i>Navicula viridula</i> (Kützing) Ehrenberg	0		6	
<i>Neidium dubium</i> (Ehrenberg) Cleve	7			
<i>Nitzschia dissipata</i> (Kützing) Grunow	13	54	36	42
<i>Nitzschia fonticola</i> (Grunow) Grunow		20		
<i>Nitzschia frustulum</i> (Kützing) Grunow			34	3
<i>Nitzschia gracilis</i> Hantzsch			12	5
<i>Nitzschia inconspicua</i> Grunow		2	31	12
<i>Nitzschia palea</i> (Kützing) W.Smith		4		5
<i>Nitzschia recta</i> Hantzsch	7	2	2	5
<i>Pinnularia borealis</i> Ehrenberg	39			
<i>Placoneis clementis</i> (Grunow) Cox				3
<i>Placoneis gastrum</i> (Ehr.) Mereschkowsky		14	3	2
<i>Placoneis placentula</i> (Ehrenberg) Heinzrling	6			
<i>Rhoicosphenia abbreviata</i> (Agardh) Lange-Bertalot	9	21	22	82
<i>Staurosira brevistriata</i> Grunow		2		3

<i>Staurosira construens</i> (Ehrenberg)	3	6	
<i>Staurosira venter</i> (Ehrenberg) Cleve Moeller			9
<i>Ulnaria ulna</i> (Nitzsch) (Nitzsch) Compère		4	9

Abbondanza delle specie ritrovate nel Lago di Martignano per ciascuna stazione

	MA_1 mc	MA_2 ct
<i>Achnanthyidium minutissimum</i> (Kützing) Czarnecki	38	100
<i>Cocconeis placentula</i> Ehrenberg		0
<i>Cocconeis pseudolineata</i> (Geitler) Lange-Bertalot	2	
<i>Craticula halophila</i> (Grunow ex Van Heurck) Mann	5	
<i>Cyclotella atomus</i> Hustedt		3
<i>Cymbopleura amphicephala</i> Krammer		24
<i>Encyonema caespitosum</i> Kützing	1	3
<i>Encyonema minutum</i> (Hilse) Mann	1	
<i>Encyonopsis microcephala</i> (Grunow) Krammer	29	
<i>Fragilaria capuccina</i> var. <i>vaucheriae</i> (Kützing) Lange-Bertalot	3	
<i>Fragilaria perminuta</i> (Grunow) Lange-Bertalot	0	
<i>Fragilaria rumpens</i> (Kützing) G.W.F. Carlson	25	
<i>Fragilaria tenera</i> (W Smith) Lange-Bertalot		120
<i>Gomphonema minutum</i> (Agardh) Agardh		0
<i>Gomphonema olivaceolacuum</i> Lange-Bertalot & Reichardt	15	110
<i>Gomphonema olivaceum</i> (Hornemann) Brébisson	14	17
<i>Gomphonema parvulum</i> Kützing	3	
<i>Gomphonema tergestinum</i> Fricke		50
<i>Navicula cryptotenella</i> Lange-Bertalot	10	
<i>Navicula menisculus</i> Schumann	2	
<i>Nitzschia palea</i> (Kützing) W. Smith	2	6
<i>Nitzschia recta</i> Hantzsch	18	

Abbondanza delle specie ritrovate nel Lago del Salto per ciascuna stazione

	SA_1 ct	SA_1 sb	SA_2 ct
<i>Achnanthes clevei</i> v <i>clevei</i> Grunow		2	
<i>Achnanthes lanceolata</i> (Brébisson) Grunow		6	
<i>Achnanthidium minutissimum</i> (Kützing) Czarnecki	55	66	41
<i>Actinocyclus normanii</i> (Gregory ex Greville) Hustedt			0
<i>Amphora inariensis</i> Krammer		6	
<i>Amphora libyca</i> Ehrenberg		3	
<i>Amphora ovalis</i> (Kützing) Kützing		5	
<i>Caloneis silicula</i> (Ehrenberg) Cleve		4	
<i>Craticula halophila</i> (Grunow ex Van Heurck) Mann	3		
<i>Cyclotella atomus</i> Hustedt	21	22	163
<i>Cyclotella bodanica</i> Grunow var. <i>bodanica</i> Gr	37	27	22
<i>Cyclotella costei</i> Houk	20	48	
<i>Cyclotella ocellata</i> Pantocsek			7
<i>Cymatopleura solea</i> (Brébisson) W Smith		2	
<i>Cymbella affinis</i> Kützing	41		11
<i>Cymbella excisa</i> Kützing	22	8	
<i>Cymbella excisa</i> Kützing var. <i>excisa</i>			3
<i>Cymbella helvetica</i> Kützing	3	7	
<i>Encyonema caespitosum</i> Kützing	0	8	5
<i>Encyonema minutum</i> (Hilse) Mann			24
<i>Encyonema ventricosum</i> (Agardh) Grunow	47	12	
<i>Encyonopsis minuta</i> Krammer & E.Reichardt			0
<i>Eolimna subminuscula</i> (Manguin) Moser, L-B Metzeltin		17	
<i>Fragilaria capucina</i> Desmazières	5	2	25
<i>Fragilaria capuccina</i> var. <i>vaucheriae</i> (Kützing) Lange-Bertalot		2	
<i>Fragilaria perminuta</i> (Grunow) Lange-Bertalot		4	
<i>Gomphonema acuminatum</i> Ehrenberg		2	
<i>Gomphonema minutum</i> (Agardh) Agardh			5
<i>Gomphonema occultum</i> Reichardt & Lange-Bertalot	8	2	
<i>Gomphonema olivaceum</i> (Hornemann) Brébisson			1
<i>Gomphonema parvulum</i> Kützing		2	
<i>Gomphonema subclavatum</i> Grunow		2	
<i>Gomphonema tergestinum</i> Fricke		6	6
<i>Gomphonema truncatum</i> Ehrenberg		4	
<i>Gyrosigma acuminatum</i> (Kützing) Rabenhorst	1	2	
<i>Luticula mutica</i> (Kützing) Mann			4
<i>Luticula ventricosa</i> (Kützing) Mann			3
<i>Navicula antonii</i> Lange-Bertalot	0		
<i>Navicula capitatoradiata</i> Germain	3	12	
<i>Navicula cari</i> Ehrenberg	5		
<i>Navicula cryptotenella</i> Lange-Bertalot		4	
<i>Navicula radiosa</i> Kützing	2	5	
<i>Navicula reichardtiana</i> Lange-Bertalot			7
<i>Navicula tripunctata</i> (Müller) Bory		3	2
<i>Navicula veneta</i> Kützing	15	12	
<i>Nitzschia alpina</i> Hustedt	29	4	
<i>Nitzschia amphibia</i> Grunow		2	
<i>Nitzschia angustatula</i> Lange-Bertalot			0
<i>Nitzschia capitellata</i> Hustedt			17
<i>Nitzschia communis</i> Rabenhorst	16	12	
<i>Nitzschia dissipata</i> (Kützing) Grunow	58	28	31
<i>Nitzschia fonticola</i> (Grunow) Grunow			3
<i>Nitzschia frustulum</i> (Kützing) Grunow		2	2
<i>Nitzschia inconspicua</i> Grunow		11	
<i>Nitzschia intermedia</i> Hantzsch ex Cleve Grunow			
<i>Nitzschia lacuum</i> Lange-Bertalot		12	2
<i>Nitzschia palea</i> (Kützing) W.Smith		12	
<i>Nitzschia recta</i> Hantzsch		8	11
<i>Nitzschia umbonata</i> (Ehrenberg) Lange-Bertalot	2	12	
<i>Rhopalodia gibba</i> (Ehrenberg) Müller	4	3	
<i>Stephanodiscus neoastraea</i> (NADED 1268)			22
<i>Surirella angusta</i> Kützing	7	2	3
<i>Surirella brebissonii</i> Krammer Lange-Bertalot			2
<i>Ulnaria acus</i> (Kützing) M.Aboal	3	12	
<i>Ulnaria ulna</i> (Nitzsch) (Nitzsch) Compère			3

Abbondanza delle specie ritrovate nel Lago di Scanno per ciascuna stazione

	SC_1 ct	SC_1 mc	SC_2 ct	SC_2 mc	SC_3 ct
<i>Achnanthes lanceolata</i> (Brébisson) Grunow			2		
<i>Achnanthidium minutissimum</i> (Kützing) Czarnecki	39	23	9	10	2
<i>Amphora inariensis</i> Krammer	18	16	46	23	2
<i>Amphora libyca</i> Ehrenberg				1	2
<i>Amphora ovalis</i> (Kützing) Kützing		6	11	6	
<i>Amphora pediculus</i> (Kützing) Grunow	47	28	50	19	
<i>Asterionella formosa</i> Hassall	25	22		24	
<i>Cocconeis pediculus</i> Ehrenberg	1	5		7	2
<i>Cocconeis placentula</i> Ehrenberg	15	11			
<i>Cocconeis placentula</i> var. <i>lineata</i> (Ehrenberg) Van Heurck			2	23	
<i>Cyclotella bodanica</i> Grunow var. <i>bodanica</i> Gr		9	4		
<i>Cyclotella bodanica</i> Grunow var. <i>lemanica</i>	3		6	5	
<i>Cyclotella costei</i> Houk	4	4	1		
<i>Cyclotella distinguenda</i> var. <i>distinguenda</i> Hustedt					2
<i>Cyclotella ocellata</i> Pantocsek					2
<i>Cyclotella schumannii</i> (Grunow) Hakansson			1		
<i>Cymbella affinis</i> Kützing			1	9	
<i>Cymbella cistula</i> (Ehrenberg) O.Kirchner	1		4	10	
<i>Cymbella excisa</i> Kützing	5	10			1
<i>Diatoma</i> spp	1			2	
<i>Diatoma vulgare</i> Bory			4		2
<i>Diploneis elliptica</i> (Kützing) Cleve	3	2			
<i>Encyonema caespitosum</i> Kützing	8	5	1	14	4
<i>Encyonema prostratum</i> (Berkeley) Kützing			9	2	
<i>Encyonema silesiacum</i> (Bleisch) Mann			3	10	3
<i>Encyonopsis microcephala</i> (Grunow) Krammer			4	7	
<i>Encyonopsis minuta</i> Krammer & E.Reichardt	11	14			
<i>Encyonopsis subminuta</i> Krammer & E.Reichardt	42	69			2
<i>Eolimna minima</i> (Grunow) Lange-Bertalot	7	10	23	12	
<i>Eolimna subminuscula</i> (Manguin) Moser, L-B Metzeltin	5	8	22	7	
<i>Epithemia adnata</i> (Kützing) Brébisson	3	7	6	5	
<i>Epithemia sorex</i> Kützing			6		
<i>Fragilaria capucina</i> Desmazières		16			
<i>Fragilaria capucina</i> Desmazières var. <i>capitellata</i> (Grunow) Lange-Bertalot	8			6	
<i>Fragilaria capucina</i> var. <i>vaucheriae</i> (Kützing) Lange-Bertalot	45	38	48	89	28
<i>Fragilaria rumpens</i> (Kützing) G.W.F. Carlson	8	8	1		4
<i>Gomphonema italicum</i> Kützing			3	1	
<i>Gomphonema minutum</i> (Agardh) Agardh			4		
<i>Gomphonema supertergestinum</i> E. Reichardt	5				36
<i>Gomphonema tergestinum</i> Fricke	43		21	3	295
<i>Gomphonema vibrio</i> Ehrenberg					8
<i>Gyrosigma attenuatum</i> (Kützing) Rabenhorst			2		
<i>Mayamaea perinitis</i> (Hustedt) Bruder & Medlin	14	10	19	14	
<i>Navicula atomus</i> (Kützing) Grunow					1
<i>Navicula antonii</i> Lange-Bertalot			7		
<i>Navicula capitatoradiata</i> Germain	7	3	8	21	
<i>Navicula cari</i> Ehrenberg		4			
<i>Navicula cryptotenella</i> Lange-Bertalot		20	3	9	
<i>Navicula menisculus</i> Schumann		4		7	
<i>Navicula tripunctata</i> (Müller) Bory	5		8	3	
<i>Nitzschia capitellata</i> Hustedt			1		
<i>Nitzschia dissipata</i> (Kützing) Grunow			37	23	3
<i>Nitzschia fonticola</i> (Grunow) Grunow	6			1	2
<i>Nitzschia frustulum</i> (Kützing) Grunow					2
<i>Nitzschia linearis</i> (Agardh) W. Smith	3	4		3	
<i>Nitzschia palea</i> (Kützing) W. Smith	6		3	2	3
<i>Placoneis clementis</i> (Grunow) Cox		4	2	5	
<i>Placoneis gastrum</i> (Ehr.) Mereschkowsky		4	2	3	1
<i>Placoneis placentula</i> (Ehrenberg) Heinzrling					
<i>Placoneis symmetrica</i> (Hustedt) Lange-Bertalot					9
<i>Reimeira sinuta</i> (Gregory) Kociolek Stoermer			1		
<i>Sellaphora pupula</i> (Kützing) Mereschkowsky				3	2
<i>Staurosira brevistriata</i> Grunow	9	12	3	9	2
<i>Staurosira construens</i> (Ehrenberg)	1	8	4	2	
<i>Staurosira venter</i> (Ehrenberg) Cleve Moeller	2		8	1	
<i>Staurosira mutabilis</i> (Ehrenberg)	2	12		4	

<i>Surirella angusta</i> Kützing		1		
<i>Ulnaria acus</i> (Kützing) M.Aboal	2		2	2
<i>Ulnaria ulna</i> (Nitzsch) (Nitzsch) Compère				1

Abbondanza delle specie ritrovate nel Lago del Turano per ciascuna stazione

	TU_1 ct	TU_2 ct	TU_2 sb	TU_3 ct	TU_3 sb
<i>Achnanthes lanceolata</i> (Brébisson) Grunow					11
<i>Achnantheidium biasolettianum</i> (Grunow) Lange-Bertalot				4	29
<i>Achnantheidium gracillimum</i> (Meister)Lange-Bertalot			7		
<i>Achnantheidium minutissimum</i> (Kützing) Czarnecki	13	38	66	54	24
<i>Actinocyclus normanii</i> (Gregory ex Greville) Hustedt		2			
<i>Amphora pediculus</i> (Kützing) Grunow			2		
<i>Caloneis silicula</i> (Ehrenberg) Cleve					2
<i>Cocconeis pediculus</i> Ehrenberg			2		
<i>Cocconeis placentula</i> Ehrenberg	1				
<i>Craticula halophila</i> (Grunow ex Van Heurck) Mann		18			
<i>Cyclotella atomus</i> Hustedt			4		
<i>Cyclotella bodanica</i> Grunow var. <i>bodanica</i> Gr	33	23	11	33	12
<i>Cyclotella costei</i> Houk			12		10
<i>Cyclotella ocellata</i> Pantocsek	195	145	84	238	48
<i>Cymatopleura solea</i> (Brébisson) W Smith			2		6
<i>Cymatopleura solea</i> (Brebisson) WSmith var. <i>apiculata</i> (WSmith) Ralfs	6				
<i>Cymbella affinis</i> Kützing		85		12	
<i>Cymbella excisa</i> Kützing	1		3		
<i>Cymbella helvetica</i> Kützing	17	7	2		
<i>Cymbella lanceolata</i> (Ehrenberg) Kirchner		2			
<i>Encyonema caespitosum</i> Kützing	7		3		
<i>Encyonema prostratum</i> (Berkeley) Kützing		0			
<i>Encyonema silesiacum</i> (Bleisch) Mann			3	34	18
<i>Encyonema ventricosum</i> (Agardh) Grunow	27	19			
<i>Encyonopsis microcephala</i> (Grunow) Krammer	3				
<i>Encyonopsis subminuta</i> Krammer & E.Reichardt			5		8
<i>Eolimna minima</i> (Grunow) Lange-Bertalot			6		4
<i>Epithemia adnata</i> (Kützing) Brébisson		3	2		2
<i>Epithemia sorex</i> Kützing			5		
<i>Fragilaria capucina</i> Desmazières		0	6		
<i>Fragilaria capucina</i> Desmazieres var. <i>austriaca</i> (Grunow) Lange-Bertalot	1	0	7		7
<i>Fragilaria capuccina</i> var. <i>vaucheriae</i> (Kützing) Lange-Bertalot	8		3		
<i>Fragilaria gracilis</i> Oestrup				0	
<i>Fragilaria perminuta</i> (Grunow) Lange-Bertalot		0			
<i>Fragilaria radians</i> (Kützing) Williams & Round				5	7
<i>Fragilaria tenera</i> (W Smith) Lange-Bertalot			9		
<i>Gomphonema acuminatum</i> Ehrenberg		2	1		
<i>Gomphonema dichotomum</i> Kützing		3			
<i>Gomphonema olivaceum</i> (Hornemann) Brébisson		11			
<i>Gomphonema parvulum</i> Kützing		3		3	14
<i>Gomphonema pumilum</i> (Gr) Reich Lange-Bertalot	4		1		
<i>Gomphonema tergestinum</i> Fricke			1		
<i>Gomphonema truncatum</i> Ehrenberg	0	1	2	0	
<i>Gomphonema vibrio</i> Ehrenberg				0	
<i>Hantzschia abundans</i> Lange-Bertalot	10			6	3
<i>Luticula mutica</i> (Kützing) Mann	5				
<i>Mayamaea permitis</i> (Hustedt) Bruder & Medlin			6		3
<i>Navicula antonii</i> Lange-Bertalot			5		7
<i>Navicula capitatoradiata</i> Germain	6	8	20		21
<i>Navicula cryptocephala</i> Kützing	3		2		
<i>Navicula cryptotenella</i> Lange-Bertalot	4		4		6
<i>Navicula reichardtiana</i> Lange-Bertalot		2	10	3	49
<i>Navicula tripunctata</i> (Müller) Bory			3		4
<i>Navicula trivialis</i> Lange-Bertalot					9
<i>Nitzschia angustatula</i> Lange-Bertalot			2		
<i>Nitzschia capitellata</i> Hustedt				0	34
<i>Nitzschia dissipata</i> (Kützing) Grunow	8	18	7	3	5
<i>Nitzschia fonticola</i> (Grunow) Grunow			20		11
<i>Nitzschia frustulum</i> (Kützing) Grunow			3		
<i>Nitzschia hantzschiana</i> Rabenhorst	6				
<i>Nitzschia intermedia</i> Hantzsch ex Cleve Grunow			3		
<i>Nitzschia linearis</i> (Agardh) W Smith	2				
<i>Nitzschia palea</i> (Kützing) W.Smith	5		12		
<i>Nitzschia recta</i> Hantzsch	3		2		
<i>Nitzschia tenuis</i> W.Smith				2	6
<i>Rhoicosphenia abbreviata</i> (Agardh) Lange-Bertalot			6		

<i>Rhopalodia gibba</i> (Ehrenberg) Müller	5		24	0	16
<i>Sellaphora pupula</i> (Kützing) Mereschkowsky					4
<i>Staurosira brevistriata</i> Grunow			3		
<i>Staurosira construens</i> (Ehrenberg)			2		
<i>Surirella angusta</i> Kützing				0	
<i>Surirella brebissonii</i> Krammer Lange-Bertalot		1			
<i>Ulnaria acus</i> (Kützing) M.Aboal	5		13		
<i>Ulnaria biceps</i> (Kützing) Compère		12			
<i>Ulnaria ulna</i> (Nitzsch) (Nitzsch) Compère			5		3

Abbondanza delle specie ritrovate nel Lago di Vico per ciascuna stazione

	VC_1 ct	VC_1 mc	VC_1 sb	VC_2 ct	VC_2 mc	VC_2 sb	VC_3 ct	VC_3 mc	VC_3 sb
<i>Achnantes joursacense</i> Heribaud		2							
<i>Achnantes laevis</i> v <i>laevis</i> Oestrup		6							
<i>Achnantes lanceolata</i> v <i>frequentissima</i> Lange-Bertalot	5	8	3	1	11	3			4
<i>Achnantes oestrupii</i> v <i>oestrupii</i> (Cleve-Euler) Hustedt		2							
<i>Achnanthes clevei</i> v <i>clevei</i> Grunow	4	6	9		6		15	14	12
<i>Achnanthes lanceolata</i> ssp <i>rostrata</i> (Oestrup) L-B					3		6	3	9
<i>Achnanthidium gracillimum</i> (Meister)Lange-Bertalot		2		2					3
<i>Achnanthidium minutissimum</i> (Kützing) Czarnecki	3	14	5	2	2	4	3	8	11
<i>Amphora aequalis</i> Krammer	3		2						
<i>Amphora inariensis</i> Krammer	23	9	18	17	13	19	32	20	29
<i>Amphora libyca</i> Ehrenberg	3	16	6	6	7	7	6	12	7
<i>Amphora oligotraphenta</i> Lange-Bertalot	2								
<i>Amphora ovalis</i> (Kützing) Kützing	6	4		4	2		3	2	2
<i>Amphora pediculus</i> (Kützing) Grunow	17	11	9	14	1	21	5	9	20
<i>Aneumastus minor</i> (Hustedt) Lange-Bertalot	3	2	3	23	3	15	5	15	6
<i>Aneumastus stroesei</i> (Ostrup) Mann				4	4	2	5	4	3
<i>Aneumastus tusculus</i> (Ehrenberg) D.G. Mann & Stickle				3		6			
<i>Caloneis molaris</i> (Grunow) Krammer				3					
<i>Cocconeis pediculus</i> Ehrenberg	2	2			3				
<i>Cocconeis placentula</i> Ehrenberg	7	6	6		10			5	
<i>Cocconeis placentula</i> var <i>euglypta</i> (Ehrenberg) Grunow	2								
<i>Cocconeis placentula</i> var <i>lineata</i> (Ehrenberg) Van Heurck	6	10	7	6	13	8	15	9	8
<i>Cocconeis pseudolineata</i> (Geitler) Lange-Bertalot							3		
<i>Cyclotella atomus</i> Hustedt	21	14	28	8	11	21	15	5	4
<i>Cyclotella bodanica</i> Grunow var. <i>lemanica</i>	4		7		8			4	2
<i>Cyclotella costei</i> Houk	37	34	43	31	76	36	23	31	40
<i>Cyclotella krammeri</i> Håkansson	5	8	12	8	11	13	7	7	12
<i>Cyclotella ocellata</i> Pantocsek	41	56	41	10	28	13	11	4	10
<i>Cyclotella schumannii</i> (Grunow) Hakansson	5	2	8		14			4	
<i>Cymbella cymbiformis</i> Agardh							4	4	9
<i>Cymbella excisa</i> Kützing	1						13	15	29
<i>Cymbella helvetica</i> Kützing	2	4			2		15	27	8
<i>Cymbopleura amphicephala</i> Krammer				9	2	3			
<i>Diploneis elliptica</i> (Kützing) Cleve	3			2	2	5			2
<i>Diploneis maulerii</i> (Brun) Cleve		2							
<i>Encyonema minutum</i> (Hilse) Mann		2		2					
<i>Encyonema silesiacum</i> (Bleisch) Mann				4		6			3
<i>Encyonopsis microcephala</i> (Grunow) Krammer		3	4						
<i>Eolimna minima</i> (Grunow) Lange-Bertalot	5		6						
<i>Epithemia adnata</i> (Kützing) Brébisson	4	3	4		3		15	9	3
<i>Epithemia frickei</i> Krammer				2			10		
<i>Epithemia sores</i> Kützing	14	16	8	9	20	12	34	15	19
<i>Fragilaria capuccina</i> var. <i>vaucheriae</i> (Kützing) Lange-Bertalot		6	3		4		3	2	5
<i>Fragilaria fasciculata</i> (Agardh) Lange-Bertalot		2					6		
<i>Fragilaria gracilis</i> Oestrup	2								
<i>Fragilaria leptostauron</i> (Ehr) Hustedt	2		2						
<i>Fragilaria leptostauron</i> (Ehr) Hustedt v dubia (Grunow) Husted					2				
<i>Fragilaria rumpens</i> (Kützing) G.W.F.Carlson	4	16	22		15		19	14	29
<i>Frustulia vulgaris</i> (Thwaites) De Toni				2					
<i>Gomphonema italicum</i> Kützing					2			3	10
<i>Gomphonema olivaceolacuum</i> Lange-Bertalot & Reichardt				4		6	4	4	10
<i>Gomphonema olivaceum</i> (Hornemann) Brébisson			2	6	2	7		2	9
<i>Gomphonema pseudoboheicum</i> Lange-Bertalot & Reichardt				5		3			
<i>Gomphonema pumilum</i> (Gr) Reich Lange-Bertalot									2
<i>Gomphonema supertergestinum</i> E. Reichardt				15		11			
<i>Gomphonema tergestinum</i> Fricke				5		7			3
<i>Hantzschia amphioxys</i> (Ehrenberg) Grunow	2		2						
<i>Mastoglobia elliptica</i> (C. Agardh) Cleve					2		5	11	4

<i>Mastoglobia smithii</i> (Thwaites) var <i>smithii</i>				7		8			
<i>Mastogloia baltica</i> Grunow	3			8	5	12	3	9	6
<i>Mayamaea perinitis</i> (Hustedt) Bruder & Medlin	26	17	11		5				
<i>Meridion circulare</i> (Greville) Agardh				2					
<i>Navicula atomus</i> (Kützinger) Grunow		5	6	3	10	5			3
<i>Navicula antonii</i> Lange-Bertalot	3		3	8		12			4
<i>Navicula cari</i> Ehrenberg	3	6	4	9		6	2		
<i>Navicula cocconeiformis</i> Gregory	4		6	2	5		12	6	8
<i>Navicula cryptoteneilloides</i> Lange-Bertalot	3		3						
<i>Navicula cryptotenella</i> Lange-Bertalot	14	9	9	18	8	11	5	8	2
<i>Navicula difficillima</i> Hustedt	4								
<i>Navicula jaernefeltii</i> Hustedt	3			2				3	
<i>Navicula menisculus</i> Schumann				5		5			
<i>Navicula modica</i> Hustedt	6								
<i>Navicula recens</i> (Lange-Bertalot) Lange-Bertalot	2	4	2						
<i>Navicula reinhardtii</i> Grunow				2		3			
<i>Navicula rhynchocephala</i> Kützinger		2		3		2			
<i>Navicula scutelloides</i> W. Smith	8	4	4		10				
<i>Navicula striolata</i> (Grunow) Lange-Bertalot				7		4	3	7	4
<i>Navicula tripunctata</i> (Müller) Bory				3		4			
<i>Navicula trivialis</i> Lange-Bertalot				6		7		4	2
<i>Navicula viridula</i> (Kützinger) Ehrenberg	2			11		5			
<i>Neidium dubium</i> (Ehrenberg) Cleve	2								
<i>Nitzschia dissipata</i> (Kützinger) Grunow	3			2	2			3	
<i>Nitzschia fonticola</i> (Grunow) Grunow	6	2	3	12	4	4	2	3	
<i>Nitzschia frustulum</i> (Kützinger) Grunow		1		22		16		3	
<i>Nitzschia hantzschiana</i> Rabenhorst				2					
<i>Nitzschia inconspicua</i> Grunow	7	4	5	18	3	19	6	7	
<i>Nitzschia palea</i> (Kützinger) W. Smith			4	2		6			
<i>Nitzschia umbonata</i> (Ehrenberg) Lange-Bertalot				8	1	3			
<i>Pinnularia viridis</i> (Nitzsch) Ehrenberg	2								
<i>Placoneis clementis</i> (Grunow) Cox	7	4	7	10	7	13	3	3	
<i>Placoneis gastrum</i> (Ehr.) Mereschkowsky	6	16	8	11	11	11	2	4	
<i>Reimeira sinuta</i> (Gregory) Kociolek Stoermer				2					
<i>Rhoicosphenia abbreviata</i> (Agardh) Lange-Bertalot					3				
<i>Rhopalodia gibba</i> (Ehrenberg) Müller	7	8		1	8		12	19	
<i>Sellaphora mutatoidea</i> Lange-Bertalot & Metzeltin				2					
<i>Sellaphora pupula</i> (Kützinger) Mereschkowsky	4	2	2	2	2	2			
<i>Stauroneis smithii</i> Grunow				1	2				
<i>Staurosira brevistriata</i> Grunow	9	30	21	9	15	13	44	42	40
<i>Staurosira construens</i> (Ehrenberg)	8	10	5		6			5	2
<i>Staurosira venter</i> (Ehrenberg) Cleve Moeller	7	5	9		4		9		10
<i>Staurosira mutabilis</i> (Ehrenberg)	7	10	13						
<i>Stephanodiscus medius</i> Haakansson	2	1					2		
<i>Surirella elegans</i> Ehrenberg	2								
<i>Surirella linearis</i> W M Smith								5	
<i>Ulnaria acus</i> (Kützinger) M.Aboal			6				9	7	14
<i>Ulnaria ulna</i> (Nitzsch) (Nitzsch) Compère							6	3	7