



Consiglio Nazionale delle Ricerche

Istituto per lo Studio degli Ecosistemi

Verbania Pallanza

R E P O R T

CNR-ISE, 03.08

PROGETTO C51
PROBLEMI E PROSPETTIVE PER L'UTILIZZO DELLE
BIOCENOSI LACUSTRI COME INDICATORI DI QUALITA'
ECOLOGICA AI SENSI DELLA DIRETTIVA COMUNITARIA
2000/60/CE
RAPPORTO FINALE SULL'ATTIVITA' SVOLTA
(ANNI 2006-2007)

G. Morabito, A. Boggero, G. Galanti, G. Giussani, A. Oggioni & P. Volta

2008

Convenzione tra CNR Istituto per lo Studio degli Ecosistemi e Regione Piemonte Bando
Ricerca Scientifica Applicata 2004 delibera CIPE n° 17/2003

Sommario

| | |
|--|----|
| Introduzione | 4 |
| Fitoplancton..... | 6 |
| <i>Metodi</i> | 6 |
| Scelta delle stazioni e del periodo di campionamento | 6 |
| Metodologia di campagna | 7 |
| Metodologia di laboratorio | 9 |
| <i>L'eterogeneità spaziale e temporale del fitoplancton</i> | 11 |
| Variabilità orizzontale | 11 |
| Variabilità verticale..... | 13 |
| <i>Scelta delle frequenze di campionamento ed effetti sulla valutazione di stato ecologico</i> | 17 |
| <i>Metriche</i> | 20 |
| Macrofite..... | 22 |
| <i>Metodi</i> | 22 |
| <i>Risultati del campionamento</i> | 26 |
| <i>Applicazione dei risultati ottenuti</i> | 29 |
| Macrobentos lacustre | 30 |
| <i>Metodi</i> | 31 |
| Scelta delle stazioni e del periodo di campionamento | 31 |
| Prelievo e preparazione del campione..... | 32 |
| Analisi granulometrica | 35 |
| Analisi fisico-chimiche..... | 36 |
| Calcolo dell'abbondanza | 38 |
| <i>Risultati</i> | 38 |
| Indice biologico (BQIL) | 43 |
| Ittiofauna | 45 |
| <i>Tipizzazione, condizioni di riferimento, specie chiave e specie tipo-specifiche</i> | 45 |
| <i>Metodologia di campionamento e monitoraggio: elettropesca, reti multi maglia branchiali, sistemi idroacustici</i> | 48 |
| <i>Strumentazione ed Attrezzatura</i> | 48 |
| <i>Periodo di campionamento</i> | 52 |
| <i>Scelta dei siti di campionamento</i> | 53 |
| <i>Campionamento</i> | 55 |
| <i>Procedure Analitiche</i> | 57 |
| <i>Operazioni post-campionamento</i> | 57 |
| <i>Sistemi idroacustici</i> | 58 |
| <i>Applicazione di sistemi idroacustici al monitoraggio del Lago di Viverone</i> | 60 |
| <i>Risultati</i> | 61 |
| <i>Lake Fish Index: Indice di stato ecologico dell'ittiofauna lacustre</i> | 64 |
| <i>Definizione delle singole metriche</i> | 65 |
| <i>Dati richiesti per l'applicazione del Lake Fish Index (LFI)</i> | 67 |
| Conclusioni | 68 |
| Bibliografia | 70 |
| Tassonomia..... | 70 |
| Ricostruzione della comunità ittica tipo-specifica..... | 70 |

| | |
|---|-----------|
| Generale..... | 71 |
| Allegato 1 - Schede di sintesi dei siti per la comunità macrofitica..... | 75 |
| Allegato 2 - Monitoraggio integrativo | 95 |
| <i>Monitoraggio nei Laghi con superficie maggiore di 50 km² o dove esiste una intensa pesca professionale con reti</i> | <i>95</i> |
| <i>Metodo Semplificato con reti multimaglia</i> | <i>95</i> |
| Allegato 3 - Statistica di pesca per pescatori con reti | 97 |
| Allegato 4 - Registro di Cattura..... | 98 |
| Allegato 5 - Scheda di campagna | 99 |

Introduzione

Nel 2000 l'Unione Europea ha varato la Direttiva 2000/60/CE, nota come Direttiva Quadro per le Acque, che definisce i principi generali e gli obiettivi per l'azione comunitaria in materia di acque. Il quadro concettuale su cui si basa la normativa, considera l'acqua come un patrimonio da tutelare e trasmettere alle generazioni future in condizioni che siano migliori rispetto alle attuali. Tra gli elementi innovativi della Direttiva Quadro vi sono gli obiettivi di qualità per i corpi idrici e una nuova concezione di monitoraggio e controllo. In particolare, la Direttiva Quadro 2000/60/CE presenta elementi fortemente innovativi per quanto riguarda il giudizio di qualità dei corpi idrici, assegnando ai parametri biologici un ruolo prioritario nella definizione dello stato ecologico delle acque.

Contrariamente a quanto avveniva nell'applicazione di norme precedenti, in questo caso gli elementi di qualità idromorfologici e chimico-fisici influenzano la classificazione solo attraverso i loro effetti sulle comunità biotiche.

Allo stato attuale delle conoscenze sugli ecosistemi acquatici, la definizione della qualità di un corpo idrico è basata, nella maggioranza dei casi, sull'esame delle sue caratteristiche chimico-fisiche, che permettono di valutare, con un buon livello d'affidabilità, il grado di disturbo cui un sistema acquatico è soggetto.

Tuttavia, per una corretta applicazione della normativa, è indispensabile associare la presenza di certe specie ad un certo spettro di condizioni qualitative ambientali. Questo processo presuppone il possesso di conoscenze affidabili sulla autoecologia degli organismi coinvolti, in modo da riuscire ad individuare le specie sensibili e quelle meno sensibili alle diverse tipologie di disturbo antropico. Questa conoscenza rappresenta la premessa indispensabile per l'individuazione di specie indicatrici e la costruzione d'indici di qualità biotica.

Tuttavia, quando si tratta di esprimere un giudizio di qualità ecologica basato sulla composizione specifica di una comunità, l'applicazione della Direttiva 2000/60/CE diviene particolarmente problematica, poiché molto spesso ci si trova a dover descrivere dei sistemi altamente imprevedibili, come quelli costituiti dalle biocenosi lacustri. E' noto, infatti, che le variazioni stagionali delle comunità biotiche possono essere marcate e diventa quindi difficile riconoscere una modesta deviazione dalle condizioni di riferimento se non si possiede già un accurato quadro generale della dinamica delle successioni in un certo ambiente. Data poi la variabilità spaziale e temporale elevata di molti organismi lacustri, legata sia a cicli vitali complessi, che a variazioni dei parametri ambientali, la programmazione del campionamento diventa un fattore critico per ottenere dati che permettano di valutare correttamente la qualità di un corpo d'acqua sulla base della composizione specifica delle comunità.

Se a questo aggiungiamo che le informazioni attualmente disponibili sulle preferenze ecologiche di molti organismi lacustri sono relativamente scarse e, in alcuni casi, contraddittorie, e che la composizione originaria delle comunità è stata spesso alterata dall'introduzione di specie alloctone, appare chiaro che l'utilizzo delle biocenosi vegetali ed animali lacustri come indicatori di qualità

richiede l'acquisizione sia di conoscenze pregresse sulla storia evolutiva degli ambienti da classificare sia di informazioni che abbiano un dettaglio spaziale e temporale adeguato a minimizzare l'incidenza delle variazioni stagionali ed a garantire la possibilità di individuare i cambiamenti intervenuti a seguito di impatti antropici.

Da quanto esposto in precedenza, appare evidente che i principali aspetti critici per la valutazione dello stato ecologico dei laghi secondo la Direttiva 2000/60/CE riguardano non solo l'utilizzo di metodiche adeguate di campionamento ed analisi per i diversi Elementi di Qualità Biologica, ma anche la scelta corretta di tempo e luogo per prelevare un campione che sia significativamente rappresentativo rispetto alle associazioni biotiche che caratterizzano il corpo d'acqua.

Dunque, allo scopo di fornire agli enti gestori gli strumenti per condurre un'azione di monitoraggio efficace degli ambienti lacustri sulla base della Direttiva 2000/60/CE, le indagini condotte nel quadro del presente progetto sono finalizzate ad indicare, per ognuno degli Elementi di Qualità previsti dalla Direttiva (fitoplancton, macrofite, ittiofauna e macroinvertebrati):

1. le idonee metodiche di campionamento da impiegare;
2. la frequenza temporale con cui eseguire i prelievi;
3. il dettaglio analitico necessario;
4. gli eventuali scostamenti tra il campionamento effettuato secondo le indicazioni della 2000/60/CE ed un prelievo che sia il più rappresentativo possibile della dinamica stagionale delle biocenosi lacustri;
5. gli elementi utili alla costruzione di indici quantitativi di qualità ecologica o all'utilizzo di indici già esistenti.

A fronte di un coinvolgimento del CNR-ISE in progetti di intercalibrazione attualmente in corso in ambito comunitario, le prescrizioni fornite terranno in debita considerazione anche le indicazioni provenienti da analoghi studi condotti in altri Stati Membri.

I dati ed i risultati presentati di seguito si riferiscono all'attività svolta sul Lago di Viverone, scelto come caso di studio per la messa a punto delle metodologie di indagine: questo ambiente mostra, infatti, le caratteristiche proprie di diverse tipologie di bacini lacustri, quali le dimensioni relativamente ridotte, unite però ad una profondità notevole e l'alternanza di aree dove la batimetria degrada rapidamente dalla costa verso il pelago, raggiungendo profondità medie elevate con altre dove il fondale si mantiene a profondità mediamente più modeste anche ad una significativa distanza dalla costa.

Per l'analisi dei dati ottenuti sarà comunque possibile effettuare, limitatamente ad alcuni descrittori biologici, dei confronti con il Lago di Candia, collocato all'interno dello stesso anfiteatro morenico e per il quale è disponibile una serie storica ventennale di dati chimici e biotici.

Fitoplancton

L'attività di campagna avente per oggetto il fitoplancton si è svolta durante il primo anno di indagini ed è stata focalizzata sull'analisi della variabilità spaziale e temporale della biocenosi fitoplanctonica pelagica. Infatti, a nostro avviso, il principale punto critico nell'applicazione della Direttiva, relativamente a questo Elemento di Qualità, riguarda la scelta dello strato d'acqua da campionare e la periodicità con cui effettuare i prelievi. In considerazione della variabilità spazio-temporale elevata cui il fitoplancton può andare incontro, è cruciale che il campionamento sia rappresentativo della dinamica stagionale degli organismi, a rischio di commettere errori non trascurabili nella valutazione della qualità ecologica.

Metodi

Scelta delle stazioni e del periodo di campionamento

Il criterio generale solitamente seguito nelle indagini limnologiche è quello di raccogliere i campioni in un'unica stazione, localizzata in posizione centrale e/o in corrispondenza del punto di massima profondità. Tale scelta è giustificata dalla considerazione che un punto di campionamento con queste caratteristiche sia rappresentativo delle condizioni generali medie del lago. Questo è vero nella maggioranza dei casi, sebbene anche in un bacino lacustre di modeste dimensioni sia possibile riscontrare una certa variabilità spaziale, in relazione a fenomeni che interessano prevalentemente la fascia litorale rispetto alla zona pelagica o viceversa.

Quindi, nel programmare la strategia di campionamento nel corso della presente ricerca, si è stabilito di misurare l'abbondanza del fitoplancton in 8 Stazioni diverse, distribuite sulla superficie del bacino di Viverone secondo quanto riportato in figura 1, allo scopo di valutare quanto la Stazione di campionamento posizionata al centro del lago e corrispondente al punto di massima profondità fosse rappresentativa della abbondanza e della distribuzione generale degli organismi algali durante il ciclo annuale.



Per quanto riguarda la scelta del periodo di campionamento è stato deciso di adottare una frequenza mensile, che rappresenta il compromesso migliore verso l'acquisizione di dati che descrivano in modo adeguato la variabilità stagionale a fronte di uno sforzo di campionamento sostenibile. Inoltre, avendo effettuato i prelievi con una frequenza superiore rispetto a quella

Fig. 1. Posizione delle stazioni di campionamento scelte per il fitoplancton. prevista per il fitoplancton dalla Direttiva, sarà possibile confrontare la rappresentatività dei dati ottenuti attraverso frequenze di prelievo differenti e dare dei suggerimenti rispetto a quanto prescritto dalla 2000/60/CE.

Metodologia di campagna

Le uscite sul campo sono state effettuate mensilmente, a partire dal mese di febbraio 2006.

La prima uscita è servita per compiere un sopralluogo sul lago ed acquisire gli elementi utili per la programmazione dell'attività di campagna.

A partire dal mese di marzo hanno avuto inizio, con le modalità riportate in tabella 1, le misure dei parametri legati alla distribuzione del fitoplancton e la raccolta dei campioni per le analisi di laboratorio.

Tab. 1. Variabili misurate e schema di campionamento nel corso del 2006 sul Lago di Viverone, relativamente alle indagini sul fitoplancton.

| Parametro | Frequenza | Stazione | Metodi di misura <i>in situ</i> o campionamento |
|--|------------------------------|---------------|--|
| Trasparenza | Mensile | 5-Centro lago | Disco di Secchi |
| Temperatura | Mensile | Tutte | Thermistor (Sonda BBE FluoroProbe) |
| Radiazione luminosa subacquea (PAR) | Mensile | 5-Centro lago | Radiometro |
| Trasmittanza | Mensile | Tutte | LED a 710 nm (Sonda BBE FluoroProbe) |
| Clorofille <i>a</i> , <i>b</i> , <i>c</i> e pigmenti accessori | Mensile | Tutte | Fluorimetro sommergibile (Sonda BBE FluoroProbe) |
| Fitoplancton | Mensile | 5-Centro lago | Bottiglia a strappo (integrato 0-10 m) |
| Clorofilla <i>a</i> | Mensile | 5-Centro lago | Bottiglia a strappo (integrato 0-10 m) |
| Chimica di base | Mescolamento/Stratificazione | 5-Centro lago | Bottiglia di Niskins (colonna: 0, 5, 10, 20, 30, 40, 50) |

A causa di inconvenienti tecnici o di condizioni meteorologiche avverse non è stato possibile effettuare i profili verticali di clorofilla e pigmenti in alcune stazioni nei mesi di aprile e maggio, così come il campionamento nel mese di luglio.

Per le variabili seguenti, è opportuno aggiungere altri dettagli sui metodi, la strumentazione utilizzata o il significato della misura.

Radiazione luminosa subacquea

Si intende la frazione dello spettro luminoso visibile compresa fra 400 e 700 nm. La sua attenuazione nella colonna d'acqua viene misurata fino a raggiungere il valore corrispondente al 1% di quello misurato al pelo dell'acqua: questa profondità definisce il limite inferiore dello strato produttivo o **zona eufotica** e rappresenta la porzione della colonna d'acqua in cui si concentra la quasi totalità del fitoplancton.

Trasmittanza

Può dare delle indicazioni sulla quantità delle particelle sospese nella colonna d'acqua. In questo caso viene usata per compensare eventuali errori nella misura della clorofilla, dovuti alla presenza di particolato che assorbe la luce di eccitazione e/o di emissione.

Clorofille *a*, *b*, *c* e pigmenti accessori

Si misura la concentrazione dei pigmenti lungo la verticale con l'utilizzo di una sonda fluorimetrica (FluoroProbe, BBE-Moldaenke), che, sfruttando le proprietà fluorescenti delle clorofille *a*, *b*, *c* e delle ficobiline, permette di distinguere il contributo alla clorofilla totale di quattro classi algali diverse, ovvero cianobatteri (verdi e rossi), diatomee/crisoficee, cloroficee, criptoficee. Ogni classe possiede uno o più di questi pigmenti ed alcuni di essi sono condivisi tra le classi, ma la separazione è possibile poiché combinazioni pigmentarie diverse conferiscono ad ogni classe un'impronta di fluorescenza specifica. L'utilizzo di questo strumento ha permesso di ottenere, in tempi rapidi, informazioni utili sulla distribuzione orizzontale e verticale dei principali gruppi fitoplanctonici.

Clorofilla *a*

A scopo di confronto con i dati misurati da ARPA Piemonte è stato raccolto, nel punto di massima profondità, anche un campione integrato nello strato 0-10 m, sul quale stimare la concentrazione di clorofilla in laboratorio con metodo spettrofotometrico.

Fitoplancton

La Direttiva 2000/60/CE prescrive che la valutazione della qualità di un lago venga fatta utilizzando la composizione specifica del fitoplancton. Per questo motivo è stato prelevato, nel punto di massima profondità un campione integrato sul quale effettuare il riconoscimento delle specie presenti ed il conteggio degli organismi per le stime di densità e biovolume. A scopo di confronto con i dati ottenuti da ARPA Piemonte, si è deciso di integrare il

campione sullo strato 0-10 m. Poiché è ragionevole supporre che la composizione qualitativa in specie delle associazioni algali sia mediamente costante in termini di distribuzione orizzontale, il prelievo per il fitoplancton è stato effettuato solo nella stazione di centro lago.

Al momento manca un metodo di riferimento per il corretto prelievo di campioni di fitoplancton da acque superficiali: alcune indicazioni utili per eseguire questa operazione si possono trovare in Paris (1997). E' comunque opportuno ricordare che un metodo ufficiale nazionale è stato proposto al Ministero Ambiente e Tutela del Territorio e del Mare da un Gruppo di Lavoro di cui gli Autori della presente relazione fanno parte.

Parametri chimici

Per avere una indicazione generale sulle condizioni trofiche del Lago di Viverone, eventualmente utile per interpretare i dati sulla composizione del fitoplancton, sono stati prelevati, lungo la colonna e nella stazione di massima profondità, alcuni campioni per le analisi idrochimiche di base (pH, conducibilità, alcalinità, azoto nitrico, ammoniacale e totale, fosforo reattivo e totale, silicati reattivi). I prelievi sono stati effettuati in condizioni di mescolamento e di massima stratificazione termica allo scopo di definire le condizioni del lago nei due periodi stagionali maggiormente diversi tra loro. La presentazione e l'interpretazione di questi dati non sono strettamente attinenti agli argomenti affrontati in questa relazione e non forniscono indicazioni aggiuntive rispetto a quelle esposte nei paragrafi successivi e, dunque, non saranno trattate.

Metodologia di laboratorio

Fitoplancton

Per il conteggio degli organismi algali è stato impiegato il metodo del microscopio invertito o di Utermoehl. Trattandosi di una metodica in uso da decenni nei laboratori di limnologia, non verranno descritti i dettagli in questa sede. La letteratura scientifica offre diverse indicazioni su come preparare correttamente un campione per il conteggio delle alghe, sul modo di eseguire il conteggio stesso e sulla precisione del dato che è possibile ottenere. A titolo di riferimento citiamo il classico Lund, Kipling e Le Cren (1958) ed il manuale UNESCO edito da Sournia (1978). In anni più recenti l'attenzione è stata rivolta alla corretta stima dei biovolumi algali ed ai problemi legati alla precisione del conteggio: importanti, in questo senso, sono i lavori di Hobro e Willen (1977), Rott (1981), Hillebrand *et al.* (1999), Rott *et al.* (2007).

Per l'identificazione delle specie algali sono stati utilizzati i volumi della collana *Süßwasserflora von Mitteleuropa* istituita da A. Pascher, completa ed in continuo aggiornamento, ma di utilizzo complesso. Una valida alternativa per un primo approccio alla tassonomia del fitoplancton può essere il volume di John *et al.* (2003).

Clorofilla a

Anche per quanto riguarda la determinazione spettrofotometrica della clorofilla a, si riportano due riferimenti bibliografici relativi a metodi nazionali

normati, cui è possibile fare riferimento per i dettagli tecnici. La procedura ivi descritta è sostanzialmente identica a quella utilizzata nel corso della presente attività di ricerca. I metodi citati sono riportati sui Manuali UNICHIM n. 168 e sul Manuale APAT/IRSA 2003/vol.3.

Parametri chimici

Le analisi idrochimiche sono state effettuate presso il CNR – ISE, seguendo le metodiche riportate in Tartari & Mosello (1997) e APAT & CNR-IRSA (2003) (vedi Tabella 4).

Indici di qualità

Per valutare l'effetto della differente frequenza di campionamento sulla stima della qualità ecologica a partire dalla composizione specifica, sono state calcolate le medie del biovolume algale su campioni di mesi e periodi stagionali differenti. A questi dati è stato poi applicato l'indice di qualità PTI_{ot} , proposto a MATTM ed APAT quale indice nazionale (Buzzi *et al.*, 2007). Il PTI_{ot} è formulato secondo il criterio del *niche centroid* (Ter Braak, 1987): si calcola la media pesata della specie **k** rispetto al gradiente di concentrazione di TP per i dati disponibili. Questi valori corrispondono al valore centrale della nicchia di una specie per una certa variabile ambientale e si suppone rappresentino, in questo caso, la concentrazione ottimale ambientale per TP per ogni specie **k**: sono indicati con TP_{opt} . Prima del calcolo di TP_{opt} , le concentrazioni di TP sono state trasformate in LOG 10 e riscalate da 1 a 5. Il valore di TP_{opt} si ottiene da:

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

Dove:

Y_{ik} = frazione del biovolume della specie **k** nel sito **i**

Y_{+k} = biovolume totale della specie **k** nei **n** laghi considerati

TP_i = concentrazione totale di fosforo nel sito **i**

Successivamente si calcola la tolleranza, come deviazione standard pesata di una specie. Può essere vista come una misura dell'ampiezza di nicchia e si calcola come:

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

Sulla base del rapporto tra tolleranza (t_k) e TP_{opt} otteniamo un valore indicatore (v_i) per ogni specie. Questi valori indicatori danno una misura di quanto la specie è affidabile come indicatore. Per semplicità, essi sono stati riscalati tra 1 e 4 come segue: se il valore del suddetto rapporto è maggiore di 0.8 $v_i=1$, se è compreso tra 0.8 e 0.6 $v_i=2$, se è compreso tra 0.4 e 0.6 $v_i=3$,

se è inferiore a 0.4 $v_i=4$. Una specie con $v_i=1$ sarà quindi un indicatore meno affidabile di una specie con $v_i=4$.

Infine, il valore indicatore viene usato per il calcolo dell'indice PTI_{ot} per il lago, come segue:

$$PTI_{ot} = \frac{\sum a_k^{TP_{opt}} v_i}{\sum a_i v_i}$$

Dove:

a_k = abbondanza (o biovolume) della specie **k**

TP_{opt} = optimum della specie **k** rispetto a TP

v_i = valore indicatore della specie **k** (da 1 a 4)

L'indice PTI_{ot} è stato sottoposto ad intercalibrazione nel GIG Alpino (ECOSTAT- IC) e sono stati ricavati i valori di EQR corrispondenti ai limiti tra le classi di qualità per i laghi di tipo AL-3 ed AL-4 (Tab. 2).

Tab. 2. Valori di riferimento e limiti di classe del PTI_{ot} per i laghi L-AL3 ed L-AL4

| | | | | | |
|-------|-------|-------|-------|-------|-------|
| L-AL3 | ref | H/G | G/M | M/P | P/B |
| | 3,62 | 3,43 | 3,166 | 2,9 | 2,64 |
| EQR | | 0,947 | 0,874 | 0,801 | 0,729 |
| L-AL4 | ref | H/G | G/M | M/P | P/B |
| | 3,538 | 3,371 | 3,006 | 2,64 | 2,275 |
| EQR | | 0,952 | 0,849 | 0,746 | 0,643 |

L'eterogeneità spaziale e temporale del fitoplancton

Variabilità orizzontale

In un lago la distribuzione spaziale del fitoplancton può presentare un grado più o meno elevato di eterogeneità, a causa dei movimenti delle masse d'acqua e delle correnti, che trasportano gli organismi, oppure in relazione a condizioni chimiche locali differenti, come un maggiore apporto di nutrienti in corrispondenza di aree litorali, che può favorire una maggiore crescita di fitoplancton rispetto alla zona pelagica. L'esistenza di questi fenomeni potrebbe, in alcuni casi, condizionare l'efficacia di un campionamento, qualora siano trascurate aree del bacino lacustre dove la concentrazione del fitoplancton è significativamente più elevata o più bassa rispetto al sito di prelievo che si considera rappresentativo dell'ambiente in questione. La figura 2 riporta la distribuzione orizzontale della clorofilla totale alle singole date di campionamento del 2006.

Come si può osservare, è evidente una certa eterogeneità spaziale, con le stazioni pelagiche che mostrano, nella maggior parte delle misure effettuate, una concentrazione tendenzialmente più elevata rispetto a quelle litorali. Per

valutare quanto fossero significative le differenze osservate, i dati raccolti mensilmente nelle 8 stazioni di prelievo sono stati analizzati statisticamente. Un primo confronto, effettuato comparando graficamente le mediane, i percentili 25 e 75 ed i valori massimi e minimi delle distribuzioni delle singole stazioni ha dato il risultato riportato in figura 3, dalla quale non appaiono, in media, scostamenti significativi tra le stazioni, nonostante differenze alquanto rilevanti nei valori massimi.

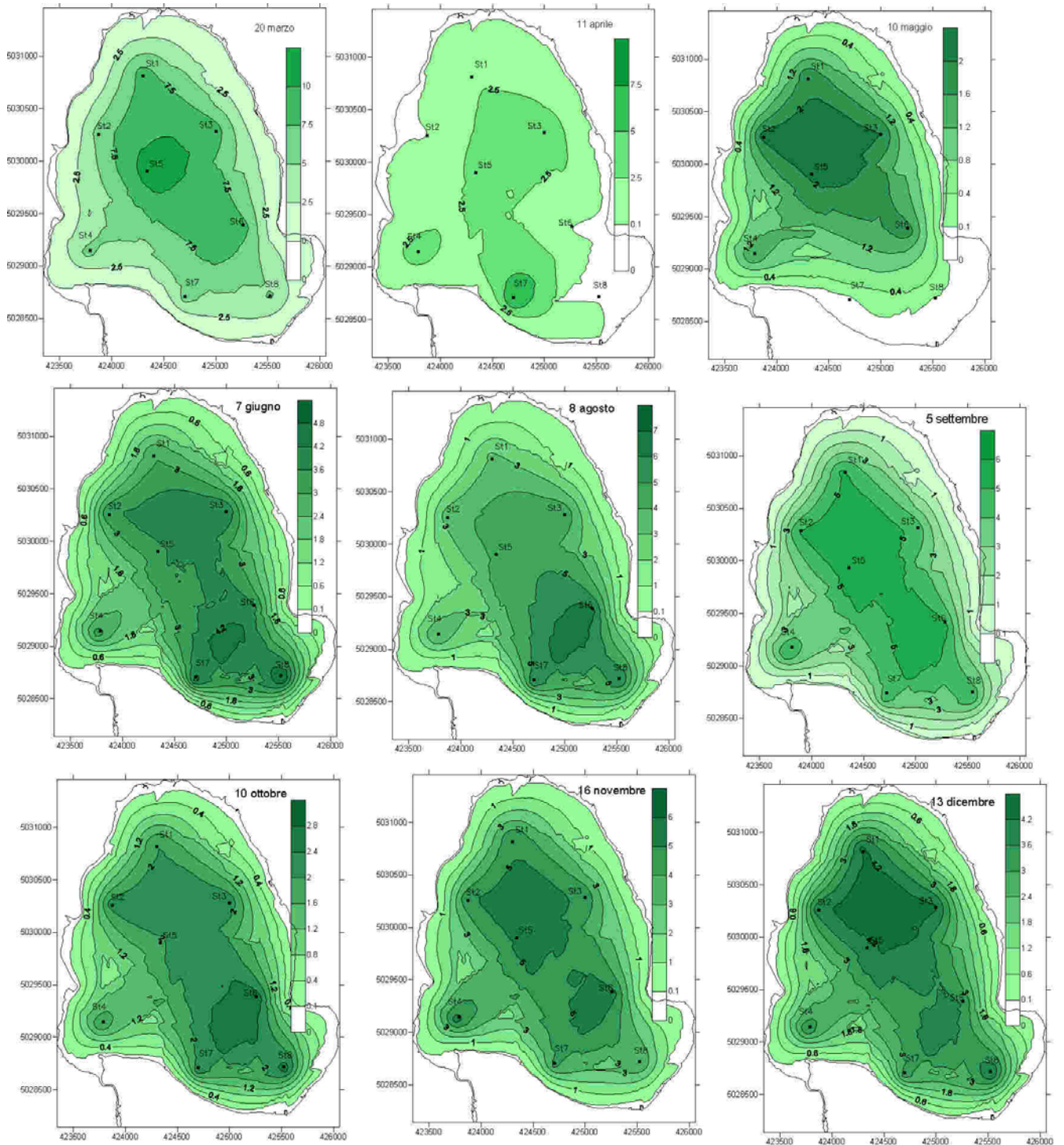


Fig. 2. Distribuzione orizzontale della clorofilla totale sul Lago di Viverone nel corso del 2006.

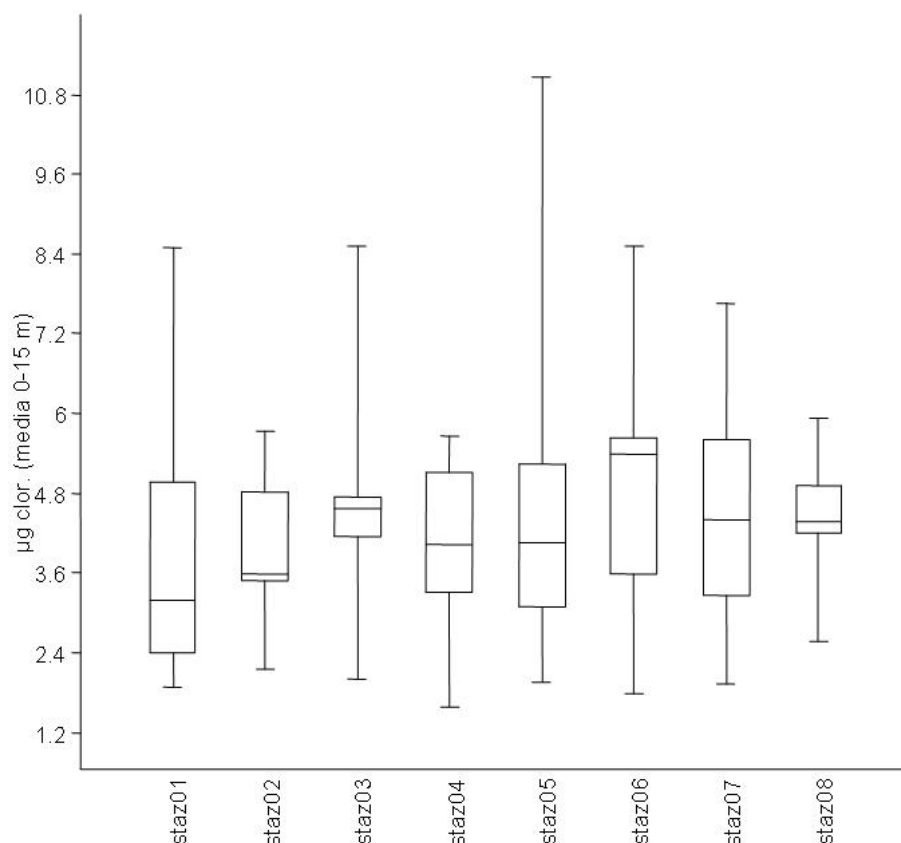


Fig. 3. Clorofilla totale (media 0-15 m) nelle 8 stazioni di campionamento. Le barre rappresentano i valori massimi e minimi delle distribuzioni, i rettangoli delimitano i percentili 25 e 75 e la linea trasversale è la mediana.

Un secondo confronto, condotto attraverso l'analisi della varianza sulle 8 stazioni, ha confermato l'assenza di differenze significative tra le medie annue di questo indicatore.

I risultati ottenuti, quindi, sembrano indicare che, nel nostro caso, la scelta di una singola stazione di campionamento, per esempio quella corrispondente al punto di massima profondità, permetterebbe di ottenere dati rappresentativi della situazione media dell'intero lago. Questa situazione è, probabilmente, generalizzabile alla maggior parte degli ambienti lacustri di dimensioni uguali o inferiori a quelle del Lago di Viverone, in cui, peraltro, rientra la maggioranza dei laghi italiani. Andrebbe verificato con studi opportuni se la variabilità spaziale è trascurabile anche nei grandi laghi profondi subalpini.

Variabilità verticale

Oltre che lungo la dimensione orizzontale, gli organismi del fitoplancton presentano anche una consistente variabilità nella distribuzione verticale, in relazione a gradienti di temperatura, nutrienti o radiazione luminosa, cui gli organismi algali si adattano, regolando la loro posizione lungo la colonna d'acqua.

A titolo esemplificativo si riportano di seguito le rappresentazioni grafiche di dati relativi alla distribuzione spaziale del fitoplancton nel Lago di Viverone in tre diversi momenti stagionali nel corso del 2006.

Il confronto delle tre situazioni mette in evidenza l'elevata variabilità spaziale nella distribuzione del fitoplancton, che può quindi rappresentare un fattore critico quando si programma una strategia di campionamento. Infatti, come emerge chiaramente dai dati presentati in figura 4, che presenta la situazione al 20 marzo 2006, la distribuzione della clorofilla non è omogenea: in particolare, le concentrazioni più elevate sono state riscontrate negli strati superiori della colonna d'acqua, sebbene sia evidente una certa omogeneità in tutto lo strato 0-10 m.

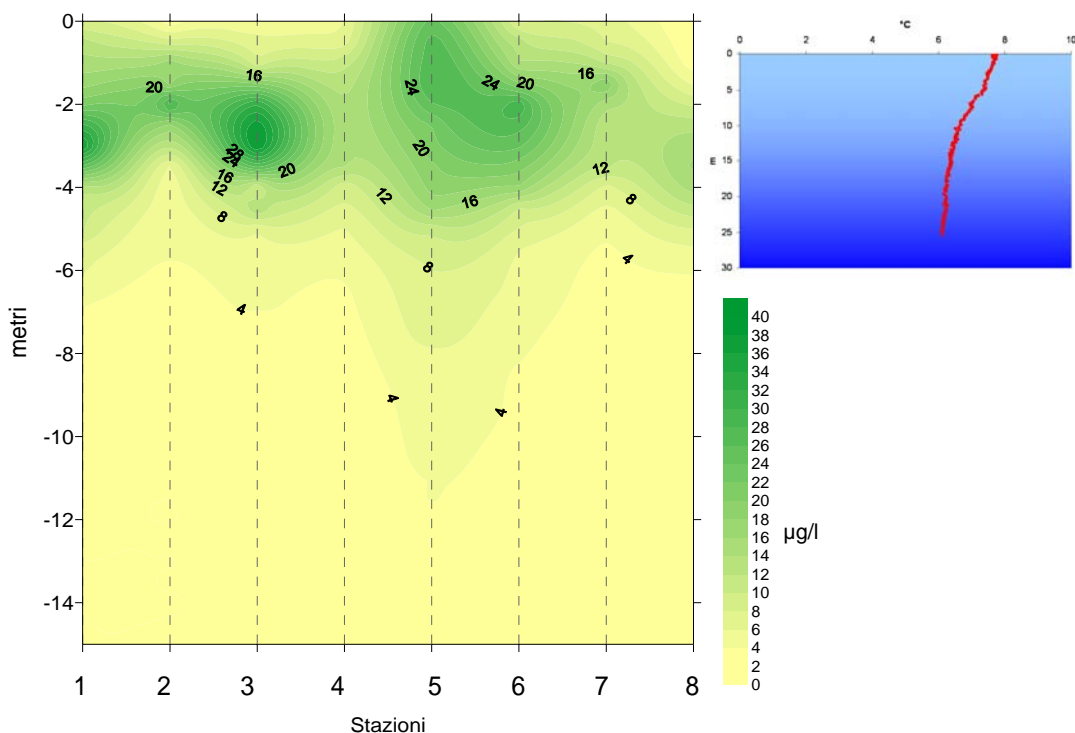


Fig. 4. Distribuzione spaziale della clorofilla totale il 20 marzo 2006 nello strato 0-15 m. Nel diagramma in alto a destra il profilo della temperatura nella stazione di massima profondità.

Decisamente diversa la situazione osservata in estate: in data 20 agosto 2006 (Fig. 5) il fitoplancton è concentrato a circa 8 metri di profondità, dove si colloca lo strato d'acqua coi gradienti più elevati di temperatura e densità.

Il terzo esempio (Fig. 6) si riferisce ad una situazione autunnale. In questo caso si osserva una discesa del fitoplancton verso uno strato d'acqua più profondo, in coincidenza con lo sprofondamento del termoclinio, fenomeno tipico dei mesi autunnali.

Allo scopo di presentare una visione complessiva della variabilità nella distribuzione verticale del fitoplancton, è stata analizzata la distribuzione della clorofilla totale nello strato 0-25 m, misurata nella stazione di massima profondità. L'andamento annuale di questo parametro è riportato in figura 7, dove è molto chiaro come lo strato di massima concentrazione algale sia strettamente dipendente dalla posizione del metalimnio, cioè dello strato

d'acqua a massima densità termica, che costituisce una barriera fisica in grado di trattenere le alghe in sedimentazione dagli strati superiori.

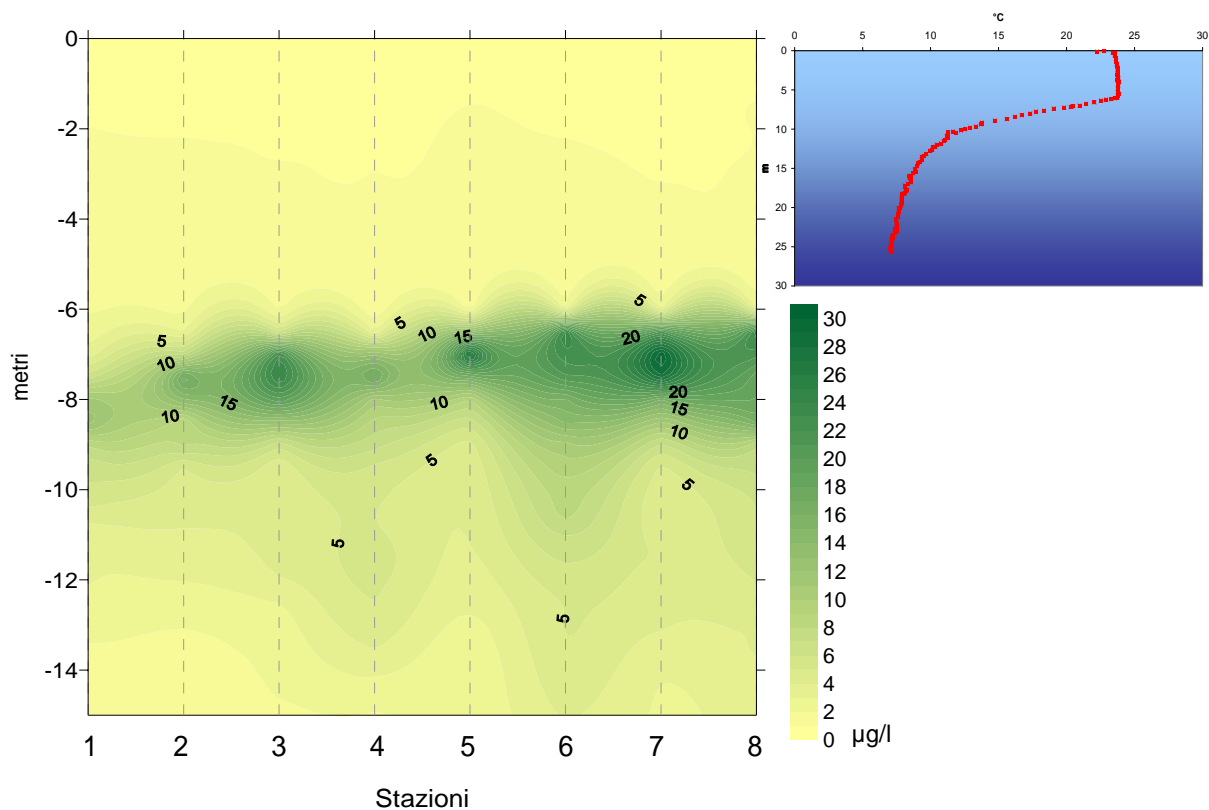


Fig. 5. Distribuzione spaziale della clorofilla totale l'8 agosto 2006 nello strato 0-15 m. Nel diagramma in alto a destra il profilo della temperatura nella stazione di massima profondità.

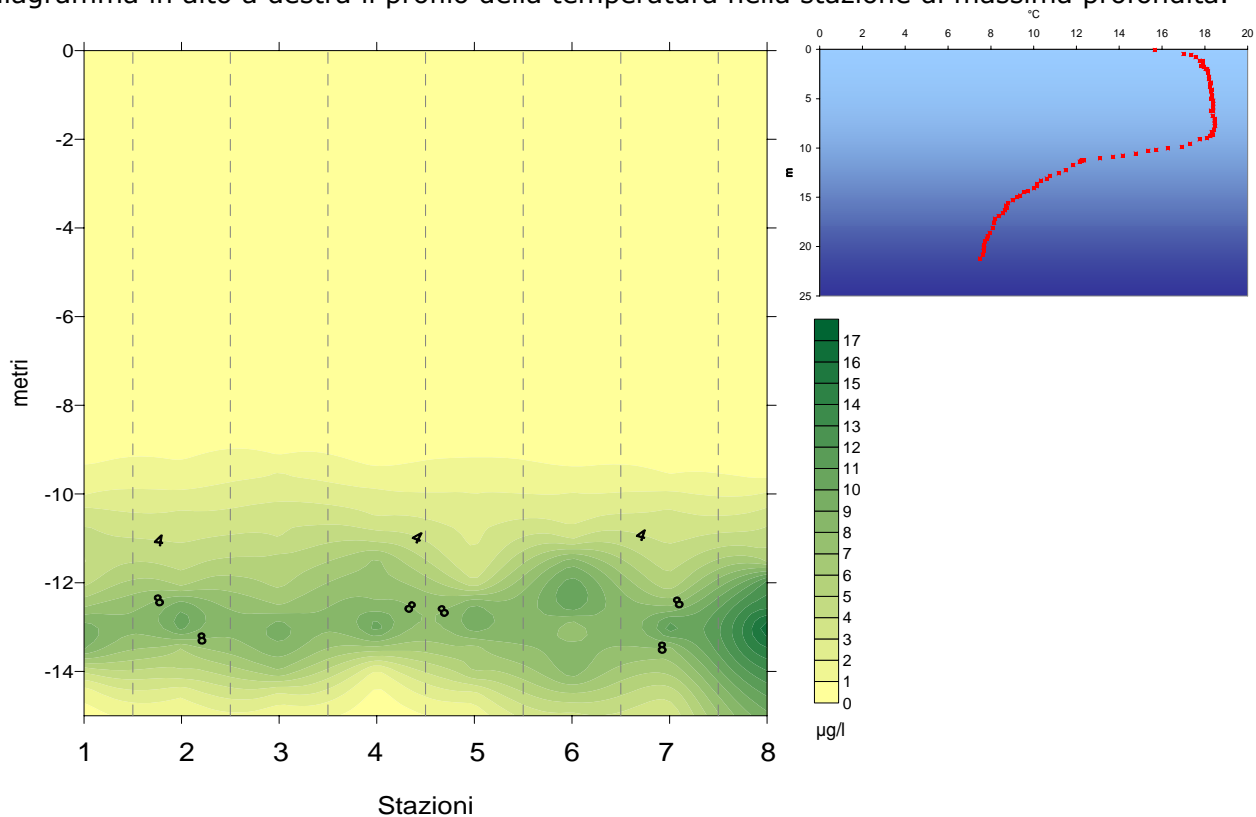


Fig. 6. Distribuzione spaziale della clorofilla totale il 10 ottobre 2006 nello strato 0-15 m. Nel diagramma in alto a destra il profilo della temperatura nella stazione di massima profondità.

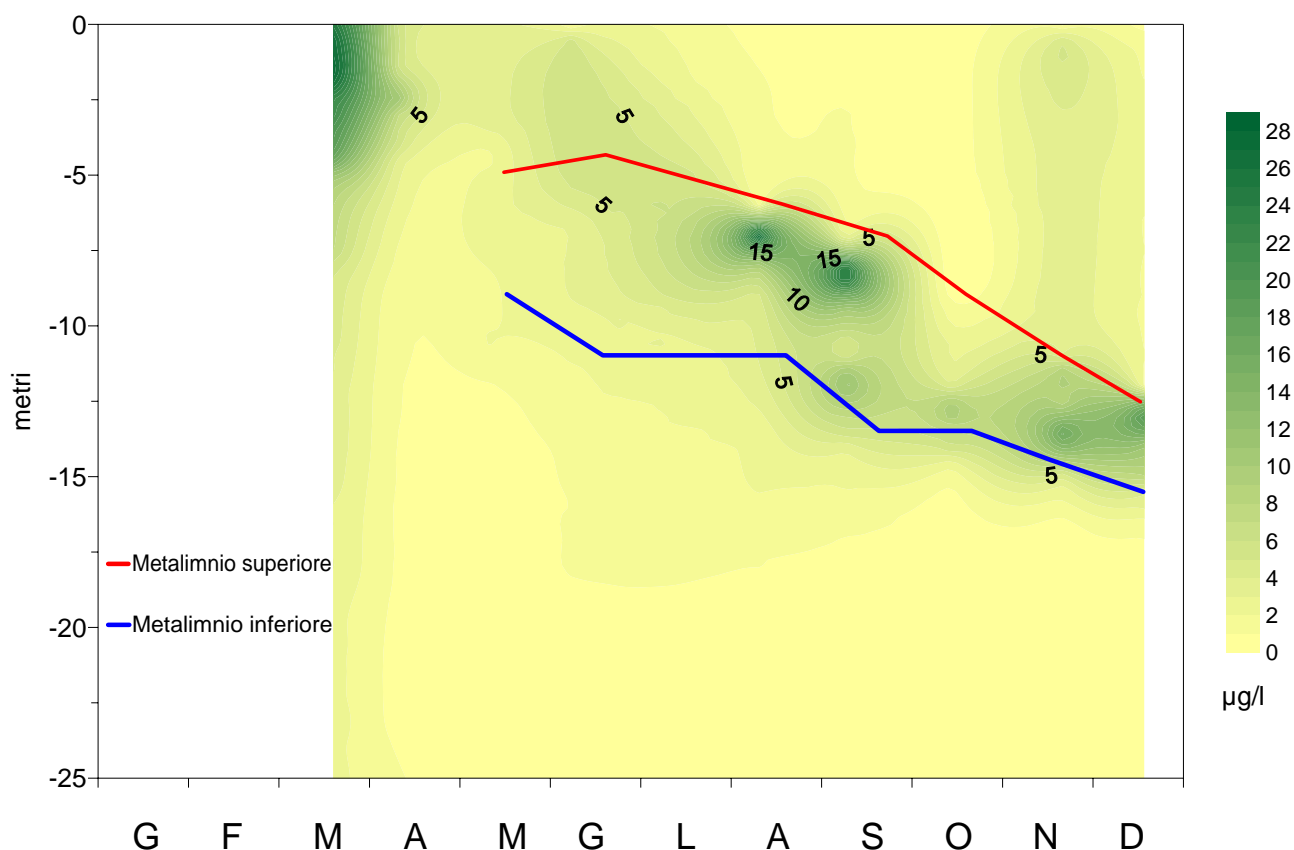


Fig. 7. Evoluzione temporale della concentrazione di clorofilla nello strato 0-25 m. Le linee rossa e blu rappresentano i confini del metalimnion.

Anche la profondità di penetrazione della radiazione luminosa in un lago può rappresentare un limite allo sviluppo del fitoplancton ed influenza lo spessore dello strato d'acqua che le alghe possono colonizzare. In linea di massima, la maggiore concentrazione algale si trova all'interno della zona eufotica, ovvero lo strato d'acqua nel quale la radiazione incidente si attenua fino ad un valore corrispondente all' 1% di quello misurato in superficie.

Per quanto riguarda la distribuzione del fitoplancton in relazione alla radiazione luminosa, nel caso in esame abbiamo osservato che la zona eufotica si estende, nell'arco delle stagioni, tra i 10 ed i 16 metri di profondità (Fig. 8).

Quindi, effettuando un campionamento che includa la zona eufotica si è certi di comprendere anche il metalimnion, che, come abbiamo visto, racchiude la massima concentrazione algale. Questo è vero nella maggior parte degli ambienti lacustri, poiché la profondità della zona eufotica e la formazione del termoclinio sono entrambi dipendenti dalla quantità di radiazione luminosa che penetra nella colonna d'acqua.

Gli esempi descritti dimostrano, comunque, che la possibilità di acquisire dati fisici adeguati rappresenta un aspetto fondamentale per poter programmare adeguatamente un campionamento di fitoplancton e scegliere lo strato d'acqua più rappresentativo.

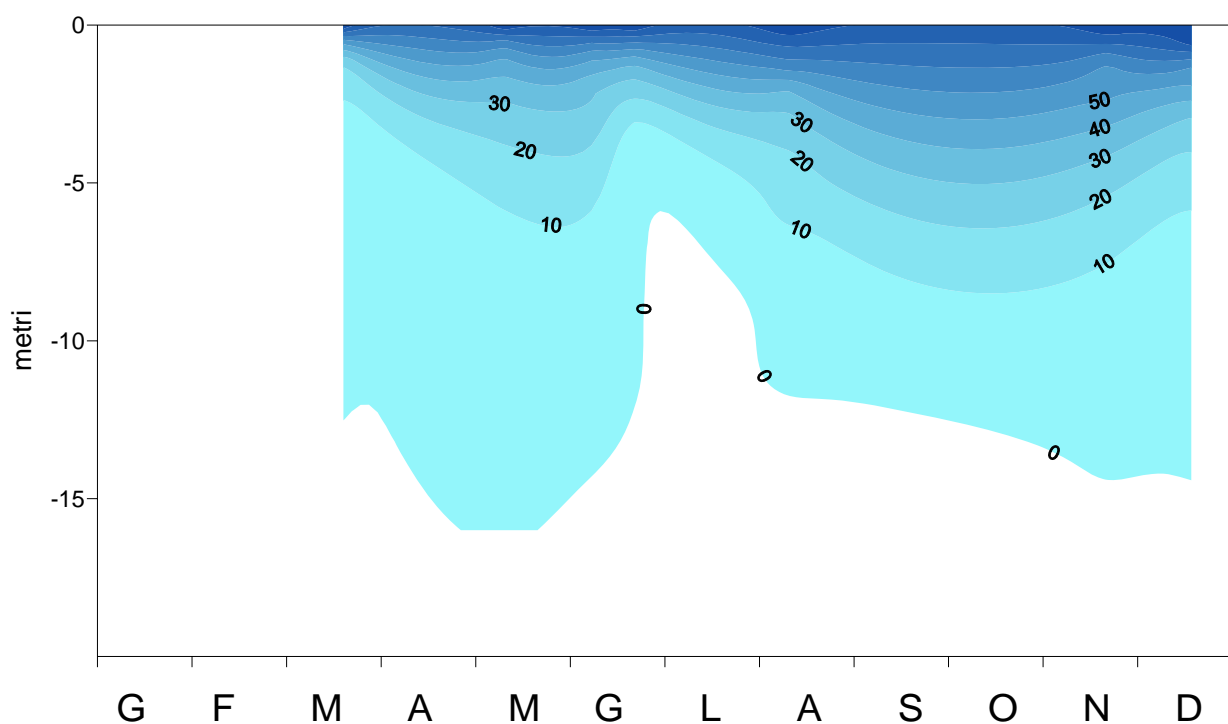


Fig. 8. Variazione temporale della profondità della zona eufotica espressa in % della radiazione luminosa misurata al pelo dell'acqua.

Scelta delle frequenze di campionamento ed effetti sulla valutazione di stato ecologico

La Direttiva 2000/60/CE impone la messa a punto di 3 programmi di monitoraggio con caratteristiche e finalità differenti: il monitoraggio di sorveglianza, eseguito negli ambienti di cui si vuole tenere sotto controllo lo stato ecologico, anche se non vi sono rischi di compromissione, il monitoraggio operativo, destinato a quei laghi che sono a rischio di peggioramento della loro qualità a seguito di pressioni antropiche ed il monitoraggio di indagine, da effettuarsi per individuare cause specifiche di peggioramento della qualità ecologica. Per i monitoraggi di sorveglianza ed operativo sono state fornite indicazioni sulla frequenza di campionamento per i diversi elementi di qualità, ma relativamente alla sola scala pluriennale: ogni sei anni per il monitoraggio di sorveglianza ed ogni tre per quello operativo. Non sono specificate le frequenze con cui le varie comunità devono essere analizzate su scala annuale, lasciando liberi gli Stati Membri di fare le scelte che ritengono più opportune. Per il fitoplancton, il problema principale è coniugare un campionamento che sia rappresentativo della variabilità stagionale delle comunità algali, con uno sforzo di raccolta ed analisi dei campioni che non sia troppo oneroso in termini di tempo dedicato e costi sostenuti. E' probabile, infatti, che una frequenza elevata di campionamento (per es. mensile) sia eccessiva per dare un giudizio di qualità che potrebbe essere ottenuto con un numero inferiore di campioni, ma, al tempo stesso, adottando una frequenza di prelievo troppo ridotta si

rischia di escludere dall'analisi eventi importanti della successione stagionale e di dare un giudizio di qualità errato. La disponibilità di serie storiche sufficientemente lunghe di dati sul fitoplancton permette di valutare quali sono i momenti stagionali più importanti di cambiamento della comunità algale e se vi sono degli schemi ripetibili di anno in anno della composizione in specie. Il CNR-ISE dispone di due serie storiche che si prestano bene ad una analisi di questo tipo, provenienti dal Lago Maggiore (1981-2006) e dal Lago di Candia (1986-2006). In entrambi i laghi i campioni raccolti sono stati analizzati con il metodo della *cluster analysis*, che ha permesso di ottenere gruppi di campioni caratterizzati da una composizione in specie omogenea. La suddivisione di questi gruppi su base stagionale fornisce un quadro dei periodi dell'anno in cui la comunità si mantiene stabile e di quelli in cui cambia. Nel caso del lago Maggiore, l'analisi di una serie limitata di anni ha messo in evidenza l'esistenza di uno schema di successione fitoplanctonica basato su sei gruppi stagionali (Morabito *et al.*, 2002), ovvero il gruppo Inverno (da Gennaio a metà Marzo), il gruppo Inizio Primavera (metà Marzo - metà Maggio), il gruppo Tarda Primavera (metà Maggio - Giugno), il gruppo Inizio Estate (Luglio), il gruppo Tarda Estate (Agosto - Settembre) ed il gruppo Autunno (Ottobre - Dicembre). Ognuno di questi gruppi si presentava con modalità simili da un anno al successivo e con una composizione di specie stagionalmente ben diversificata, ma ripetibile negli anni. Per il Lago di Candia sono stati, invece, analizzati gli anni dal 1986 al 1998. Per ogni anno della serie i campioni sono stati ordinati con la *cluster analysis* ed i gruppi ottenuti sono stati ripartiti su base stagionale. In seguito è stata calcolata la frequenza percentuale con la quale un campione raccolto in un determinato periodo dell'anno andava a collocarsi in un certo gruppo stagionale (Fig. 9).

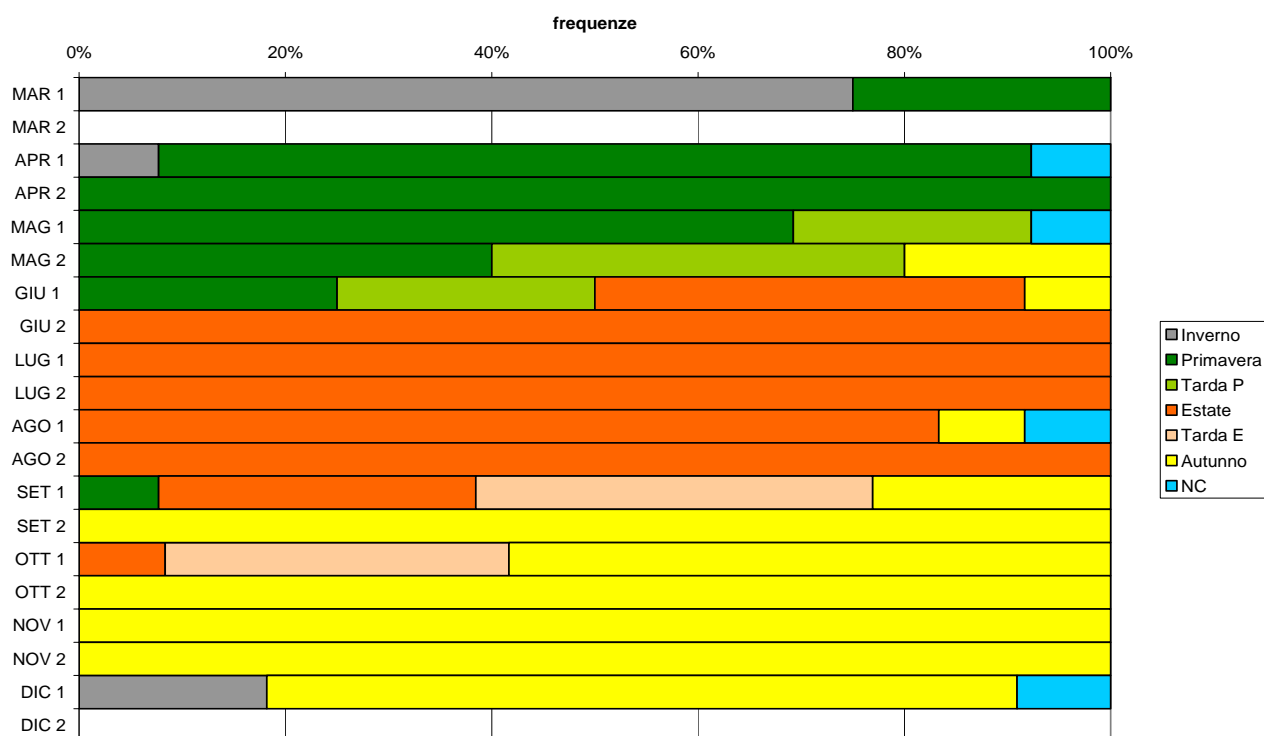


Fig. 9. Probabilità di appartenenza ad un gruppo stagionale di un campione raccolto nella prima (es. Mar 1) o nella seconda (es. Mar 2) metà di ogni mese (dati Lago di Candia '86-'98).

Sulla base di questo schema è possibile individuare almeno quattro periodi stagionali nei quali prelevare un campione rappresentativo di ogni fase della successione algale:

1. Gennaio – 15 Marzo, rappresentativo delle comunità invernali;
2. Aprile - 15 Maggio, rappresentativo delle comunità primaverili;
3. Luglio – Agosto, rappresentativo delle comunità estive;
4. 15 Ottobre – Novembre, rappresentativo delle comunità autunnali.

In aggiunta a questi prelievi è opportuno prelevare altri 2 campioni, rispettivamente nel periodo 15 Maggio – 15 Giugno e nel mese di Settembre, come rappresentativi delle fasi di transizione dalla comunità primaverile a quella estiva e da quella estiva a quella autunnale.

E' sorprendente notare la somiglianza tra le fasi stagionali individuate nel Lago Maggiore e nel Lago di Candia, nonostante i due ambienti abbiano caratteristiche assolutamente differenti. A seguito di queste osservazioni, sembra logico indicare in sei campionamenti l'anno, da effettuarsi nei periodi sopra individuati, il numero minimo di prelievi da compiere per caratterizzare un lago sulla base delle comunità fitoplanctoniche.

Per valutare l'effetto di frequenze di campionamento diverse sulla classificazione di qualità ecologica, è stato calcolato l'Indice PTI_{ot} sui campioni raccolti, nel corso del 2006, sui laghi Viverone e Candia (Figg. 10 e 11).

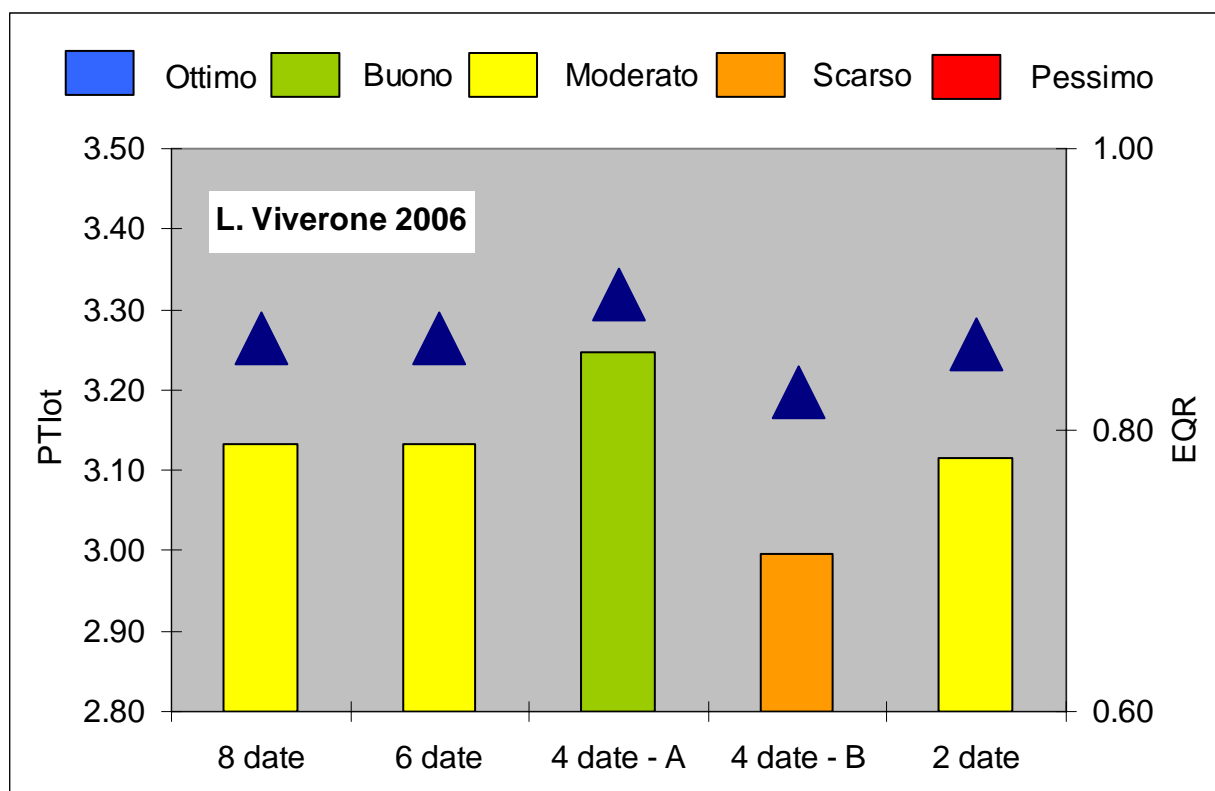


Fig. 10. Lago di Viverone 2006. Variabilità dell'Indice PTI_{ot} (barre) e dei rispettivi valori di EQR (triangoli) in relazione al numero di date di campionamento.

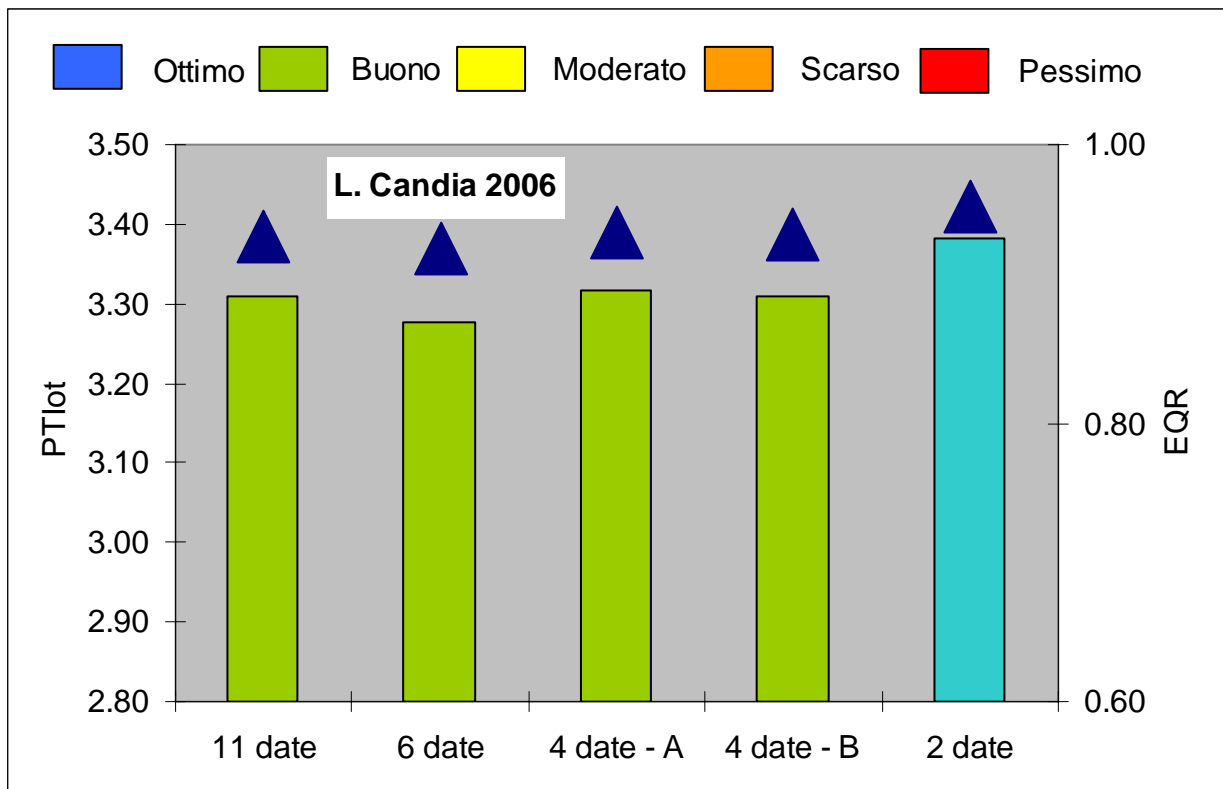


Fig. 11. Lago di Candia 2006. Variabilità dell'Indice PTI_{ot} (barre) e dei rispettivi valori di EQR (triangoli) in relazione al numero di date di campionamento.

Nei due esempi considerati il numero massimo di date indicato (8 per il Viverone e 11 per il Candia) corrisponde a tutte quelle disponibili su cui calcolare il valore annuo dell'Indice PTI_{ot} , 6 date sono quelle scelte col criterio esposto in precedenza, 4 date (A e B) sono date scelte su base stagionale, ma in mesi differenti (per esempio Aprile o Maggio per la primavera), 2 date corrispondono ad un campione prelevato alla circolazione mediato con uno prelevato in periodo di stratificazione.

Soprattutto nel caso del Viverone è interessante osservare come la scelta della frequenza di campionamento abbia un effetto significativo nel giudizio di qualità del lago. In entrambi i casi si può comunque dire che prelevando sei campioni per anno nei periodi sopra indicati si ottiene un giudizio di qualità uguale a quello che si otterrebbe campionando con una frequenza più elevata e ciò sembra confermare la validità di questa strategia di campionamento.

Metriche

Per concludere, alcune considerazioni sulle metriche da utilizzare per classificare un lago sulla base del fitoplancton. La Direttiva 2000/60/CE parla di composizione ed abbondanza, dove composizione si riferisce, evidentemente, alla composizione in specie, mentre non è chiaro cosa si intende per abbondanza. In ecologia del fitoplancton il termine abbondanza fa riferimento alla densità degli organismi in un dato volume d'acqua, tuttavia questo parametro non è, di solito, utilizzato come indicatore di qualità ecologica, preferendo, nella scelta di un indicatore sintetico di presenza algale, l'uso della

concentrazione di clorofilla *a* o della biomassa (o biovolume algale). Le relazioni tra fitoplancton e stato trofico sono, storicamente, legate ai rapporti tra clorofilla, biovolume e concentrazione di fosforo e questi indicatori sono disponibili in tutti gli Stati che partecipano al processo di intercalibrazione previsto dalla 2000/60/CE. Quindi le metriche al momento considerate per il fitoplancton sono tre: concentrazione di clorofilla (mg m^{-3} o $\mu\text{g l}^{-1}$), biomassa (mg m^{-3} o mg l^{-1}) o biovolume algale totale ($\text{mm}^3 \text{m}^{-3}$ o $\text{cm}^3 \text{m}^{-3}$) e composizione tassonomica, con il riconoscimento degli organismi a livello di specie. La presente relazione ha descritto problemi legati al campionamento, che sono comuni alla misura di tutte e tre le metriche considerate. Le metodologie analitiche specifiche sono descritte brevemente nel paragrafo *Metodologie di laboratorio* e si rimanda ai documenti tecnici ivi citati per una descrizione più dettagliata.

Macrofite

Nel contesto generale della definizione di indici biologici per stabilire lo stato di qualità ambientale degli ecosistemi lacustri, in ottemperanza di quanto previsto dalla Direttiva Europea 2000/60 recepita dal Decreto L.gs. 152/2006, questo studio individua e sperimenta sul Lago di Viverone la metodologia di indagine che si ritiene idonea a fornire le informazioni basilari che sono necessarie per la formulazione di un indice di qualità basato sulla struttura della comunità delle macrofite acquatiche. Più precisamente vengono definiti il procedimento e la metodologia da seguire per raccogliere le informazioni relative a parametri, quali l'abbondanza delle specie che compongono la comunità lacustre e la loro distribuzione in relazione alla profondità dell'acqua, che in ambito europeo vengono proposti come variabili dell'indice.

Metodi

La metodica utilizzata in questo studio è quella da noi proposta ed accettata dall'Agenzia per l'Ambiente ed il Territorio come protocollo standard di campionamento della flora macrofitica nei laghi (Manuale APAT, 2007) con lo scopo uniformare le informazioni riguardanti le macrofite acquatiche galleggianti e sommerse.

Per macrofite acquatiche si intendono tutte quelle specie vegetali che sono visibili ad occhio nudo e svolgono completamente o parte del loro ciclo vitale in ambiente acquatico. La decisione di limitare la nostra attenzione alle specie galleggianti e sommerse escludendo le elofite si allinea con i criteri che sono ad oggi utilizzati in ambito europeo per la definizione dell'indice. A queste 2 categorie appartengono fanerogame (es. *Myriophyllum*, *Nimphaea*, *Lemna*), muschi (es. *Fontinalis*), felci (es. *Salvinia*) e macroalghe sessili (es. *Chara*).

L'indagine in campo ha coinvolto una *equipe* di 3 ricercatori che hanno operato sul lago per 6 giornate lavorative con imbarcazione, attrezzatura e strumentazione proprie del CNR-ISE. L'indagine, che è stata completata prima dell'inizio delle operazioni di sfalcio pianificate dalla Provincia di Biella e dal CNR-ISE, si è svolta in due fasi della durata di 3 giorni ciascuna: una prima fase perlustrativa ed una seconda fase descrittiva.

Fase perlustrativa

Lo scopo in questa fase è stato quello di individuare le porzioni di litorale lacustre omogenee sotto l'aspetto della composizione della fitocenosi in termini di specie presenti (in seguito definite "siti"). L'ispezione è stata eseguita nei giorni 12, 13 e 14 giugno operando con un'imbarcazione leggera che ha consentito di muoversi agevolmente anche in acque poco profonde, dove la vegetazione galleggiante era più abbondante. In acque più profonde si è fatto uso di un batiscopio e di una telecamera subacquea con trasmissione dell'immagine via cavo (Fig. 12). Quando è stato necessario, il riconoscimento delle specie presenti è stato effettuato campionando la vegetazione con un rastrello a denti opposti e ravvicinati oppure con una draga di Ponar

modificata per evitare la raccolta di sedimento (Fig. 13). Il rastrello, montato su manico allungabile, è stato usato anche per individuare l'eventuale presenza a riva di specie sommerse sotto la copertura di piante galleggianti.



Fig. 12. Batiscopio (a) e kit telecamera subacquea (b).



Fig. 13. Rastrello (a) e draga di Ponar modificata (b).

La perlustrazione è stata effettuata abbinando due criteri. In primo luogo sono state eseguite osservazioni lungo 100 tragitti il più possibile lineari, perpendicolari alla linea di costa (definiti "corridoi") e distanziati di circa 150 m, che iniziano da riva e terminano al largo nel punto in cui scompare la vegetazione (Fig. 14). In secondo luogo è stata ispezionata la fascia litorale da riva fino alla profondità di circa 1,5 m senza soluzione di continuità sull'intero perimetro lacustre.

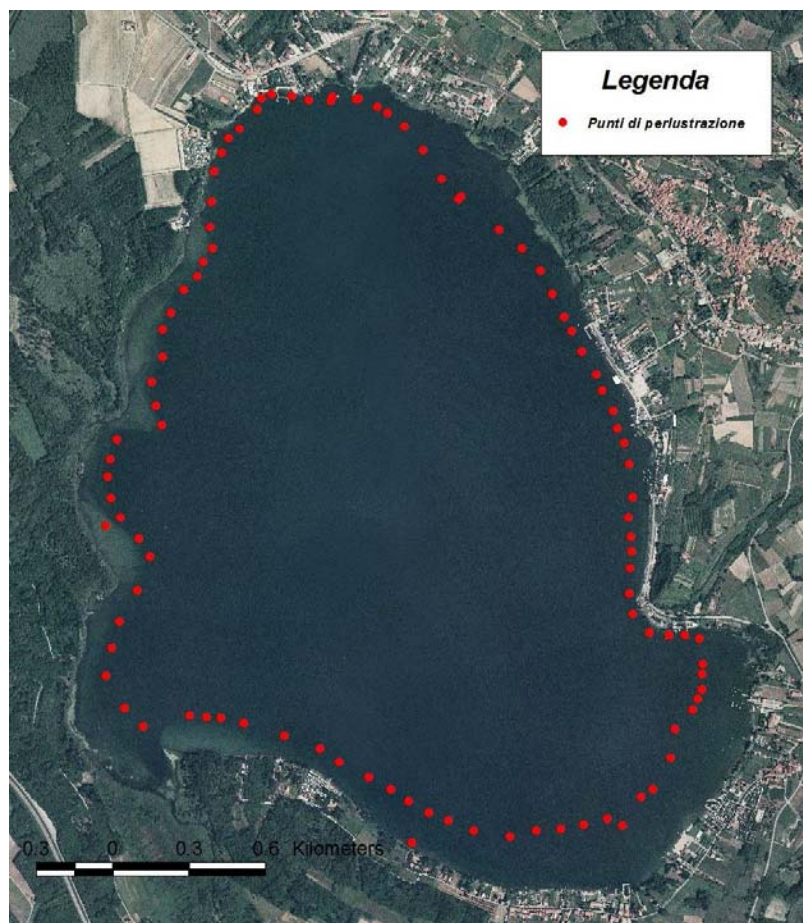


Fig. 14. I punti rappresentano il termine dei 100 corridoi percorsi nella fase di perlustrazione.

La zona litorale, il cui perimetro misura 13,2 km, è stata quindi suddivisa in 20 siti di ampiezza compresa tra 46 e 2700 m (Fig. 15). Sono state anche riscontrate 2 zone prive di vegetazione nella porzione nord del lago, attigue alla zona 9 e alla zona 10, con una estensione complessiva di 600 m che corrisponde al 5% dell'intero perimetro. Nella figura 15 il limite esterno dei siti è stato tracciato unendo i punti terminali dei corridoi e dei transetti come saranno definiti più avanti; ai fini dell'indagine non è richiesto ed è stato disegnato per meglio rappresentare graficamente i siti.

Onde evitare una eccessiva frammentazione del campionamento lungo il perimetro lacustre, la presenza puntiforme di una specie in un sito caratterizzato da altre specie dominanti, non determina la definizione di un sito a se stante. Per presenza puntiforme si intende il ritrovamento di una specie in un solo punto del sito. Si veda ad esempio la presenza di *Potamogeton lucens* (Pl) nel sito numero 17 dominato da *Myriophyllum spicatum* e *Ceratophyllum demersum*.

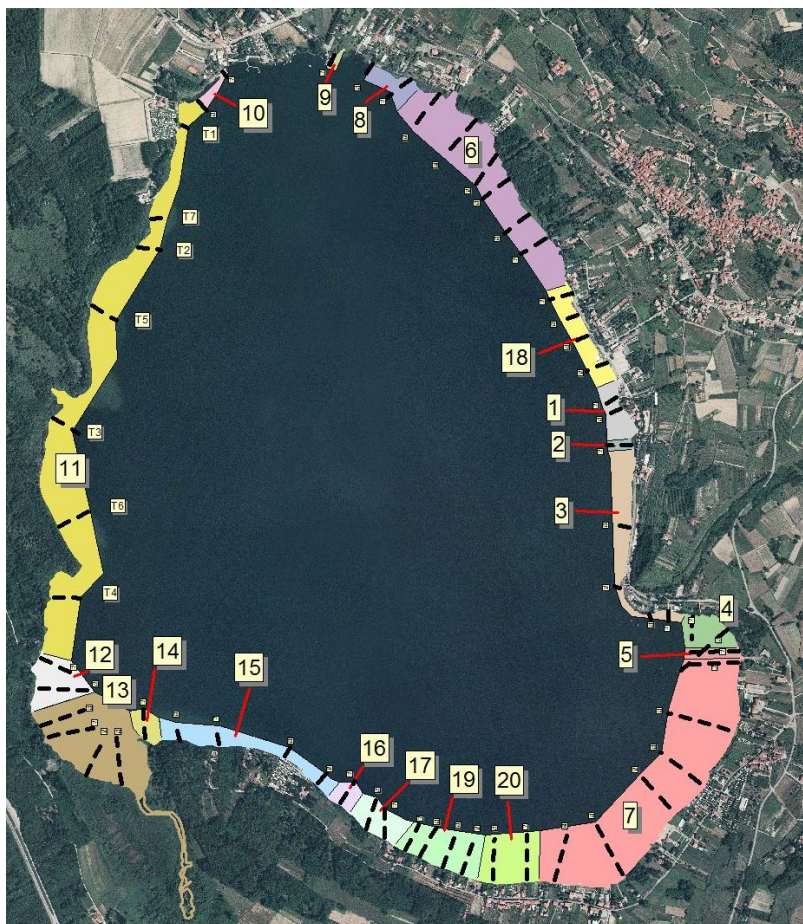


Fig. 15. Rappresentazione dei 20 siti distribuiti sul perimetro lacustre.

Fase descrittiva

In questa fase, all'interno di ciascun sito, è stata analizzata nel dettaglio la comunità macrofita valutando l'abbondanza delle specie presenti e la massima profondità di crescita, lungo transetti perpendicolari alla linea di costa. Il numero di transetti in ogni sito è stato fissato con il seguente criterio:

- 1 transetto fino ad una estensione fino a 5 m;
- 2 transetti fino ad una estensione compresa tra 50 e 200 m;
- 4 transetti fino ad una estensione compresa tra 200 e 1000m;
- 6 transetti per un'estensione superiore a 1000m.

Su ciascun transetto, partendo dalla riva e procedendo verso il largo, è stato effettuato il rilievo delle specie presenti ancorando la barca in punti aventi profondità comprese tra 0,5 e 1 m, tra 1 e 2 m, tra 2 e 3 m e così via di metro in metro fino alla profondità in cui scompariva la vegetazione. In ogni punto sono stati effettuati 4 campionamenti o quattro osservazioni con l'attrezzatura impiegata nella fase precedente: uno verso prua ed uno verso poppa da entrambi i lati della barca (Fig. 16). Per ciascun punto è stata anche misurata la profondità del lago e sono state rilevate le coordinate geografiche (UTM32-WGS84) usando un palmare interfacciato con una unità GPS. L'ispezione del transetto si concludeva quando veniva registrata l'assenza di vegetazione in due punti successivi.

Il mantenimento della perpendicolarità del transetto rispetto alla linea di costa non è una condizione vincolante, purché il campionamento venga fatto regolarmente a profondità comprese tra 0,5 e 1 m, tra 1 e 2 m, tra 2 e 3 m e così via di metro in metro.

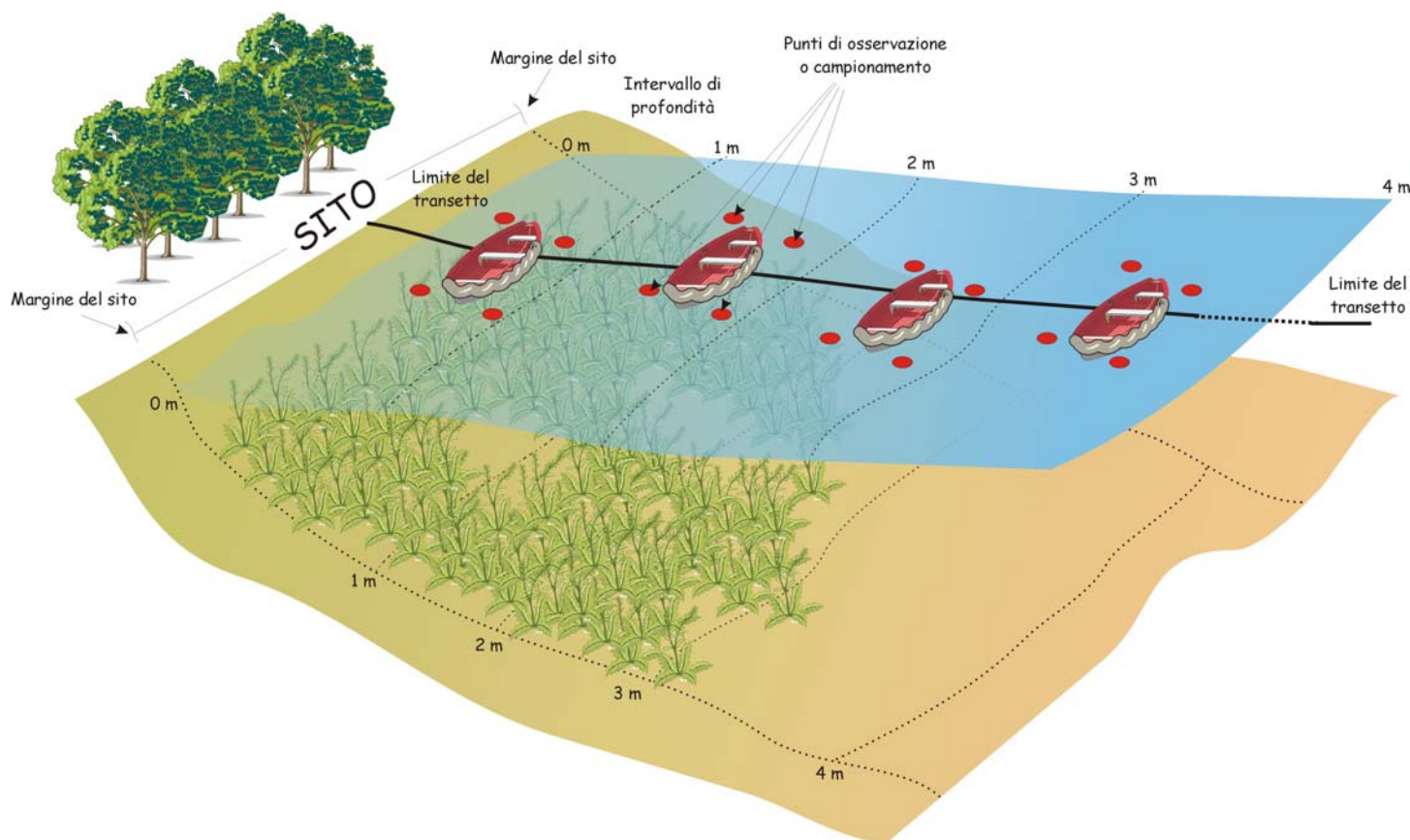


Fig. 16. Schema della metodologia di campionamento.

Risultati del campionamento

Il campionamento ha permesso di individuare le 9 specie di macrofite riportate in tabella 3. *Nymphaea alba*, *Nuphar luteum*, *Nelumbo nucifera* e *Trapa natans* sono specie radicate a foglie galleggianti, mentre *Myriophyllum spicatum*, *Ceratophyllum demersum*, *Potamogeton lucens*, *Potamogeton crispus* e *Najas marina* sono macrofite radicate sommerse. Per la loro identificazione è stata utilizzata la *Flora di Italia* (Pignatti, 1982).

L'abbondanza nel punto sul transetto è stata definita in base al criterio indicato nella tabella 4 e quindi riportata nella scheda di sintesi del sito (Allegato 1).

Tab. 3. Lista delle specie trovate con relativo codice di identificazione.

| Specie | Codice |
|-------------------------------|---------------|
| <i>Ceratophyllum demersum</i> | Cd |
| <i>Myriophyllum spicatum</i> | Ms |
| <i>Najas marina</i> | Nm |
| <i>Nelumbo nucifera</i> | Ne |
| <i>Nuphar luteum</i> | Nu |
| <i>Nymphaea alba</i> | Ny |
| <i>Potamogeton crispus</i> | Pc |
| <i>Potamogeton lucens</i> | Pl |
| <i>Trapa natans</i> | Tn |

Tab. 4. Criterio per la determinazione dell'abbondanza.

| Abbondanza della specie | Descrizione |
|--------------------------------|--|
| 0 | Assente in tutti e 4 i campioni raccolti |
| 1 | Presente in 1 solo campione su 4 |
| 2 | Presente in 2 campioni su 4 |
| 3 | Presente in 3 campioni su 4 |
| 4 | Presente in 4 campioni su 4 |

E' stata quindi calcolata l'abbondanza media di ciascuna specie sul transetto e poi l'abbondanza media all'interno del sito. Nel calcolare quest'ultimo parametro per una determinata specie, sono stati mediati anche valori di abbondanza uguali a 0 quando nello stesso punto sul transetto è presente una qualsiasi altra specie. Esempio: nel sito 6, l'abbondanza media di *Myriophyllum spicatum* sul transetto numero 4 è calcolata comprendendo gli zeri relativi alle profondità di 5-6 m e 6-7 m poiché sullo stesso transetto è presente *Ceratophyllum demersum* fino alla profondità di 6,5 m.

Infine è stata calcolata l'abbondanza riferita all'intero lago come media ponderata su tutto il tratto di costa occupato dalle macrofite.

$$A_L = \frac{\sum_{i=1}^n (A_i \cdot E_i)}{\sum_{i=1}^n E_i}$$

dove A_L è la abbondanza di una specie n nell'intero lago; A_i è l'abbondanza della stessa specie n nel sito i -esimo e E_i è l'estensione in metri del sito i -esimo. A titolo d'esempio, l'abbondanza di *Myriophyllum spicatum* (Ms) nell'intero lago è stata calcolata nel seguente modo:

$$A_L(Ms) = \frac{(2,3 \cdot 1192) + (2,7 \cdot 632) + \dots + (3,8 \cdot 60) + (3,2 \cdot 241)}{11020} = 2,20$$

La tabella 5 raccoglie i valori dell'abbondanza di ogni specie per sito e per intero lago, è inoltre indicata la massima profondità di crescita di ciascuna specie.

Myriophyllum spicatum e *Ceratophyllum demersum* (Cd) sono risultate le specie ubiquitarie nel Lago di Viverone, seppur con abbondanza diversa compaiono in tutti i siti. Queste due specie sono di conseguenza anche le più abbondanti rispettivamente con valori di 2,20 e 2,05. *Potamogeton crispus* (Pc) e *Najas marina* (Nm) invece possono essere considerate rare sono state ritrovate infatti solo nel sito 20 ad una profondità di 0,5 m. Il Fior di Loto (*Nelumbo nucifera* - Nu) presenta una condizione intermedia è infatti presente in maniera abbondante nel sito numero 10 e in proporzione ha una abbondanza maggiore in tutto il lago (0,04) rispetto alle due specie precedenti.

Tab. 5. Valori di abbondanza media nel sito, abbondanza media ponderata e massima profondità di crescita per ciascuna specie per l'intero lago.

| Sito | Estensione del sito (m) | Ms | Cd | Nu | Tn | Pl | Nm | Pc | Ne | Ny |
|------------------------------------|-------------------------|------|------|------|------|------|------|-------|------|------|
| 06 | 1192 | 2.3 | 2.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| 18 | 632 | 2.7 | 2.5 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| 01 | 262 | 3.2 | 1.5 | 1.5 | 0.3 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| 02 | 46 | 2.5 | 2.5 | 0.0 | 0.2 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| 03 | 852 | 2.7 | 1.3 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| 04 | 269 | 1.0 | 3.9 | 0.0 | 0.2 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| 05 | 51 | 0.7 | 4.0 | 0.7 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| 07 | 1696 | 2.0 | 3.2 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| 20 | 234 | 1.7 | 3.3 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.5 | 0.2 | 0.0 | 0.0 |
| 19 | 338 | 3.2 | 2.3 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| 17 | 220 | 2.7 | 1.5 | 0.0 | 0.0 | 0.3 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| 16 | 102 | 2.6 | 1.4 | 0.0 | 0.0 | 0.8 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| 15 | 726 | 2.9 | 0.6 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| 14 | 80 | 1.8 | 0.5 | 0.0 | 0.0 | 0.8 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| 13 | 881 | 1.5 | 2.4 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| 12 | 254 | 1.0 | 3.6 | 0.8 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| 11 | 2709 | 2.0 | 1.6 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| 10 | 174 | 1.4 | 1.1 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 2.7 | 0.0 |
| 09 | 60 | 3.8 | 1.0 | 0.0 | 1.3 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 1.0 |
| 08 | 241 | 3.2 | 1.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 1.3 |
| Estensione totale (m) | 11020 | | | | | | | | | |
| Massima profondità di crescita (m) | | 6.5 | 7.5 | 2.5 | 2.5 | 0.5 | 0.5 | 0.5 | 2.5 | 1.5 |
| Abbondanza media ponderata | | 2.20 | 2.05 | 0.06 | 0.02 | 0.02 | 0.01 | 0.004 | 0.04 | 0.03 |

Applicazione dei risultati ottenuti

Tra le metriche proposte dalla Direttiva CE/2000/60, l'abbondanza delle specie macrofite riveste un ruolo di primo piano in quanto dal peso relativo di ciascuna specie all'interno della comunità dipenderà la qualità ecologica dell'ecosistema lacustre. Questo parametro rientra nella costruzione di un indice macrofitico che permetterà di collocare gli ambienti lacustri nelle classi di qualità buona, sufficiente, scarsa o cattiva indicate dalla direttiva. L'indice definirà lo scostamento dalle condizioni considerate di riferimento.

Shaumburg propone un indice per i laghi tedeschi che è in accordo con le indicazioni della WFD per lo sviluppo di un sistema di classificazione (Shaumburg *et al.*, 2004; Stelzer *et al.*, 2005). Egli suddivide tutte le specie macrofite ritrovate nei laghi alpini e subalpini in 3 gruppi secondo l'abbondanza delle specie nei laghi esaminati: nel *gruppo A* inserisce tutte le specie esclusive o molto abbondanti nei laghi di riferimento; nel *gruppo C* le specie abbondanti nei laghi diversi da quelli di riferimento; nel *gruppo B* le specie presenti in entrambe le tipologie di lago. Stabilito questo criterio, per il calcolo dell'indice di stato ecologico viene applicata la seguente formula:

$$RI = \frac{\sum_{i=1}^{n_A} Q_{Ai} + \sum_{i=1}^{n_C} Q_{Ci}}{\sum_{i=1}^{n_g} Q_{gi}} * 100$$

dove Q_{Ai} è l'abbondanza delle specie di *gruppo A*; Q_{Ci} è l'abbondanza delle specie di *gruppo C* e Q_{gi} è la quantità delle specie di tutti i gruppi (*A*, *B* e *C*).

L'applicabilità di questo indice nei laghi italiani sarà valutata quando si disporrà delle informazioni sulle comunità macrofite di tutti i laghi italiani compresi quelli di riferimento. Queste informazioni andranno raccolte secondo la metodologia illustrata in questa relazione e già recepita in ambito ministeriale.

La problematica della definizione dell'indice macrofitico e della sua intercalibrazione in ambito europeo è l'oggetto di un apposito tavolo di lavoro istituito dalla Comunità Europea al quale il CNR-ISE partecipa con un proprio rappresentate.

Macrobentos lacustre

I macroinvertebrati bentonici sono organismi che vivono i fondali di laghi e corsi d'acqua, siano essi sedimenti, detriti, macrofite, alghe filamentose, ecc. per almeno una parte del loro ciclo vitale. In particolare i macro-invertebrati sono costituiti da quegli organismi trattenuti da retini a maglie comprese fra 200-500 μm , sebbene i primi stadi di sviluppo di alcuni di essi siano più piccoli di queste dimensioni.

Alghe e macroinvertebrati sono i due gruppi che principalmente sono stati e sono attualmente raccomandati per stimare la qualità dell'acqua. I macroinvertebrati sono però, senz'ombra di dubbio, quelli più comunemente utilizzati perché offrono svariati vantaggi, quali: 1) la loro ubiquità che fa sì che essi siano influenzati da cambiamenti ambientali in diversi tipi di ambienti acquatici e in diversi habitat all'interno di questi ambienti, 2) il vasto numero di specie coinvolte che offre un ampio spettro di risposte a stress ambientali, 3) la loro natura sedentaria che permette un'analisi spaziale degli inquinanti o degli effetti di disturbo, infine 4) lunghi cicli vitali (rispetto a quelli di altri gruppi) che permettono di chiarire i cambiamenti temporali dovuti alle perturbazioni. I macroinvertebrati costituiscono quindi dei controllori in continuo dell'acqua in cui vivono, consentendo analisi a lungo termine.

Nonostante tutto quanto detto sopra, i macroinvertebrati lacustri sono stati spesso trascurati in passato in quanto la progettazione di un loro studio risultava sempre difficoltosa sia in termini di campionamento, dovuto alla distribuzione a mosaico degli individui, sia in termini di lavorazione successiva dei campioni, nota per essere dispendiosa, noiosa e lunga. Inoltre, variazioni stagionali di abbondanza e distribuzione, specialmente a carico degli insetti, creano problemi di campionamento in periodi e/o in habitat specifici, o danno problemi nel confrontare campioni prelevati in stagioni diverse. Ulteriori difficoltà si possono incontrare nell'identificazione tassonomica di alcuni gruppi (in particolare Chironomidi e Oligocheti) che allungano ancor più un lavoro di per sé gravoso. Attualmente molto è stato fatto e si sta ancora facendo per limitare almeno quest'ultimo punto sviluppando chiavi dicotomiche adeguate e limitate alla fauna italiana.

Un programma di campionamento della fauna a macroinvertebrati per la stima della qualità delle acque può essere messo a punto utilizzando diversi sistemi di campionamento. Le metodologie, qui presentate, sono state approntate basandosi su metodologie già in uso e su esperienza diretta del ricercatore.

I macroinvertebrati sono sempre presenti durante l'arco dell'anno, spesso con densità elevate, ed essendo poco mobili forniscono una visione integrata delle condizioni ambientali del punto di campionamento. Bisognerà quindi tenere conto anche delle caratteristiche fisico-chimiche dei sedimenti. Il campionamento deve essere compatibile con quanto richiesto dalla Direttiva 2000/60/CE. In particolare:

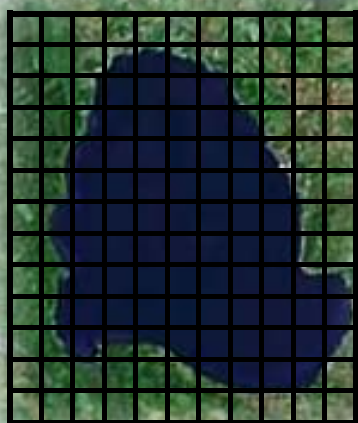
- dovrà essere compatibile con tutti i tipi di corpi idrici [laghi] considerati (allegato II comma 1.1.2),

- dovrà prevedere il campionamento nei laghi che formano la rete di riferimento per ciascun tipo di corpo idrico (allegato II comma 1.3),
- dovrà consentire la stima della composizione e dell'abbondanza dei macroinvertebrati (allegato V, comma 1.1.2),
- dovrà prevedere un campionamento che consenta di stimare lo stato ecologico elevato, buono e sufficiente nei diversi laghi (allegato V, comma 1.2.2),
- dovrà essere effettuabile con le frequenze di monitoraggio previste dalla Direttiva (art. 8, allegato V, comma 1.3) .

Metodi

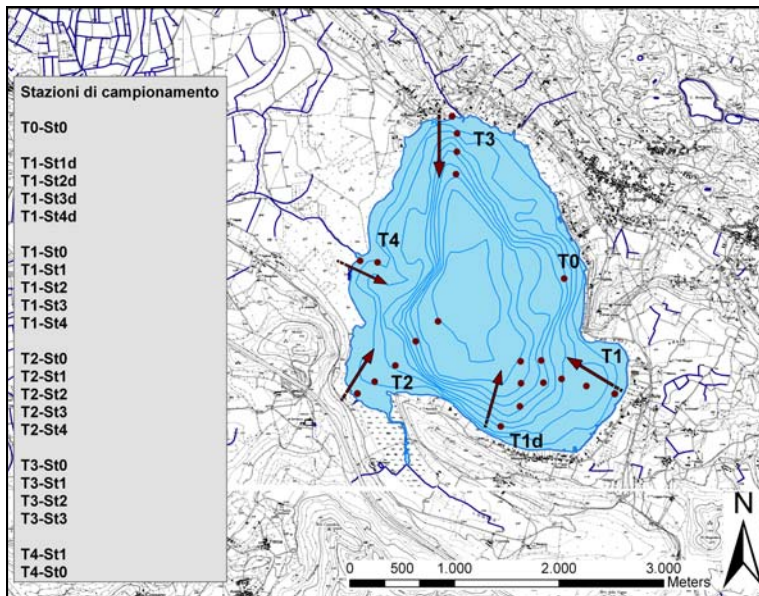
Scelta delle stazioni e del periodo di campionamento

La qualità dell'acqua può essere soggetta a forti variazioni spaziali, dalla costa in profondità, dovute alla stratificazione cui sono soggetti i laghi, per questi motivi i laghi vanno campionati lungo transetti (linee immaginarie tracciate lungo la superficie del lago perpendicolari alla linea di costa), in cui la distanza fra i diversi punti di campionamento non deve essere elevata. Come si è visto, il numero dei transetti è strettamente correlato all'estensione del lago, alla possibile diversificazione degli habitat e, nei laghi più estesi, deve tener conto della morfologia e dell'estensione della linea di costa. I transetti inoltre, devono essere posizionati in ciascuno dei diversi sottobacini presenti in un grande lago, specie se questi sono sottoposti a pressioni antropiche diversificate, quindi può risultare che la distanza tra i diversi transetti sia maggiore di 2-3 km. La scelta della posizione del transetto deve tenere conto della variabilità spaziale degli habitat, del substrato di fondo, degli eventuali impatti antropici e della presenza/assenza di tributari o scarichi. Nei piccoli laghi, dove si può prevedere di posizionare un unico transetto, questo deve coprire l'habitat maggiormente rappresentato. E' inoltre meglio scegliere transetti a pendenza dolce piuttosto che transetti a pendenza ripida, perché più colonizzati.



Per la scelta delle stazioni di campionamento il Lago di Viverone è stato suddiviso con una griglia, composta da una serie di quadrati di 200 m di lato (Fig. 17). Per cercare di stabilire la tipologia di sedimento presente sono stati individuati diversi settori di campionamento: in corrispondenza dei due immissari, dell'emissario, della zona antropizzata e delle due aree più naturali, vegetate. Sono stati, così, individuati cinque transetti (T0 - T1 - T2 - T3 - T4) (Fig. 18) e diverse profondità, comprendenti stazioni lungo il litorale, il sublitorale e la zona profonda, campionati in Aprile 2006.

Fig. 17. Schema della griglia applicata per la scelta delle stazioni di campionamento



- T0 area antropizzata
- T1 area in corrispondenza dell'immissario (R. Roppolo)
- T1d area naturale con pendenza accentuata
- T2 area naturale con pendenza poco accentuata
- T3 area in corrispondenza dell'immissario (R. Piverone)
- T4 area in corrispondenza dell'emissario (R. Fola).

Fig. 18. Rappresentazione grafica dei punti di campionamento per l'analisi granulometrica.

In tutti i punti di campionamento sono state rilevate le coordinate geografiche per mezzo di un Global Positioning System (GPS Trimble ProXT) e una volta arrivati in laboratorio, le informazioni raccolte sono state riportate nel programma di georeferenziazione Arc View 9.1, in modo da garantire la riproducibilità del campionamento, ossia per ritrovare i punti esatti nei successivi campionamenti.

Nel caso si decida di effettuare uno studio sulla tessitura del substrato, è importante sottolineare che il campionamento e le analisi destinate a questo scopo vanno eseguite *a priori* rispetto al campionamento ed alle analisi relative alla fauna bentonica.

Il periodo di campionamento è un altro punto critico nello studio della fauna a macroinvertebrati. Esiste infatti una notevole variabilità stagionale legata ai cicli biologici dei singoli gruppi che vi appartengono. Generalmente quindi un programma di campionamento è svolto stagionalmente (4 volte l'anno) o dovrebbe prevedere almeno due campionamenti annuali: i) durante il periodo di piena circolazione del lago, al termine del periodo invernale (Febbraio-Marzo per i laghi situati nel Nord-Italia), prima che avvenga lo sfarfallamento di molti insetti (passaggio da pupa a fase adulta alata); ii) al termine del periodo estivo (Ottobre-Novembre per i laghi situati nel Nord-Italia), ossia al termine del periodo di stress da ipossia e/o anossia (de-ossigenazione estiva) e da siccità. E' quindi necessario avere a disposizione il maggior numero di informazioni possibili relativamente al lago oggetto di studio.

Nel nostro caso si è scelta la seconda opzione con campionamento svolto 2 volte l'anno. I campioni prelevati sono stati raccolti in repliche e i dati forniti in grafico sono relativi alla media delle diverse repliche.

Prelievo e preparazione del campione

Uno dei principali problemi che sorge, usando le comunità a macroinvertebrati come indicatori di qualità, sono le differenze naturali intrinseche alla struttura

di comunità causate da fattori diversi dalla qualità dell'acqua, primo fra tutti la natura del substrato. Non tutti gli strumenti di campionamento sono infatti idonei per essere utilizzati sulle diverse tipologie di sedimenti e alle diverse profondità riscontrate in un lago (e.g. retini immancati e reti a slitta). Nel caso in cui sia richiesto non solo un elenco di specie, ma anche il calcolo della densità e della biomassa di queste, il numero di campionatori utilizzabili in campo si riduce a quelli quantitativi: quali carotatori, draghe e benne. In tabella 6 sono indicati alcuni degli strumenti più comunemente utilizzati e i loro limiti di campionamento per tipologia di substrato (ISO 9391, 1993; ISO/TC 147/SC5). Tutti sono adottabili in caso di sedimenti molli, in quanto la presenza di sassi o radici complica la chiusura dello strumento. Il carotatore Jenkin è generalmente utilizzato in zone di riva ad alta densità di vegetazione e viene calato e pressato a mano in quei punti dove la vegetazione si fa meno densa. Ha un diametro interno di 5-6 cm ed è in grado di raccogliere 15-20 cm di sedimento fine. Le diverse draghe presentate sono invece strumenti pesanti (20-40 Kg) e quindi meno maneggevoli, e vengono calate anche a grandi profondità da un'imbarcazione, a mano o tramite argano. La loro chiusura è indotta da un messaggero o da un automatismo meccanico che scatta una volta che lo strumento tocca il fondo. La draga di Ekmann ha una superficie di cattura che si aggira intorno ai 220-230 cm², la draga di Ponar copre una superficie di 400-500 cm², mentre la draga di Petersen circa 400-600 cm². La scelta sull'utilizzo di una delle diverse draghe si basa quindi principalmente sulla compattezza del substrato. Draghe più pesanti, quali quella di Petersen saranno quindi più idonee su substrati duri, caratterizzati da sassi e ghiaia, mentre draghe più leggere, quali la Ponar, sono generalmente ritenute idonee per fondali con sedimento molle (fango) e ghiaia fine. La draga di Ekmann invece è poco idonea in presenza di substrati sabbiosi o ricchi di detrito organico grossolano dove può non riuscire a penetrare nel sedimento e non chiudere.

Tab. 6. Elenco dei campionatori quantitativi idonei per differenti tipi di substrato. *: utilizzabile su un certo tipo di substrato; F: può fallire per vari motivi quali imperfetta chiusura, etc.; --: non idoneo.

| | | Substrato e dimensioni delle particelle (mm) | | | | | |
|---------------------------|-------------------|--|-------------------|-------------------------------------|------------------------|----------------------------|------------|
| Campionatori quantitativi | | Fango <0,1 | Ghiaia fine 0,5÷4 | Ghiaia fine piccoli ciottoli 0,5÷32 | Piccoli ciottoli 16÷32 | Ciottoli grossolani 64÷128 | Sassi >128 |
| | | Carotatore Jenkin | * | * | * | -- | -- |
| | Draga di Ponar | * | * | * | -- | -- | -- |
| | Draga di Ekmann | * | *F | -- | -- | -- | -- |
| | Draga di Petersen | * | * | * | * | -- | -- |

Infine, poiché l'area di cattura del campionatore è nota, tutte queste strumentazioni permettono una stima della densità degli organismi catturati valutata in ind m².

Per maggiori e più dettagliate informazioni relative alla strumentazione di campagna si rimanda a Edmonson & Winberg (1971), Flannagan (1970), Brower *et al.* (1998) e ai siti internet:

- <http://www.biosbcc.net/ocean/marinesci/01intro/tosamp.htm>
- <http://www.geneq.com/catalog/en/spgpd.html>

Sulla base di quanto affermato nel caso del Lago di Viverone, caratterizzato dalla presenza di sedimento a sabbia finissima e fango e da marcata profondità della cuvetta lacustre (50 m), si è scelto di lavorare utilizzando una draga di Ponar.

Un secondo problema da affrontare nello studio dei macroinvertebrati è il numero di repliche da considerare per ottenere un campione rappresentativo. Più repliche raccolte nella stessa stazione di campionamento (ossia medesimo transetto e stessa profondità) costituiscono il campione di quella stazione. Il numero di repliche da raccogliere è una decisione complessa che tiene conto della dimensione del campionatore. E' importante sottolineare che sia nei campioni qualitativi che in quelli quantitativi il numero di specie o di taxa raccolto aumenta con il numero di individui catturato, con il numero di repliche e/o con le dimensioni del campionatore (McIntyre *et al.*, 1984).

La scelta del campionatore implica quindi che, vista la stretta correlazione fra numero di specie e area del campionatore, maggiore è la dimensione del campionatore e minore potrà essere il numero di repliche da raccogliere per ottenere un elenco di specie rappresentativo dell'area di studio, e viceversa. Un carotatore quindi, ha il difetto di avere un diametro interno molto piccolo tale da dover prevedere molte repliche (generalmente 6) ed un successivo lavoro di smistamento della fauna più lungo. Servendosi invece di una draga di maggiori dimensioni si possono fissare un numero di repliche inferiori (almeno 2), ottimizzando sia il campionamento, reso più facile dalla maggior maneggiabilità della draga e dal prelievo di un numero inferiore di repliche, che il tempo dedicato allo smistamento, prendendo quantitativi di sedimento minori.

A questo punto però non si sono ancora stabiliti con precisione il numero di transetti ed il numero di repliche. La U.S.-E.P.A. (United States - Environmental Protection Agency), basandosi su studi condotti ad alto livello scientifico, fornisce delle linee guida che permettono di valutare sulla base dell'area del corpo lacustre quanti transetti sono necessari, e quante repliche per ogni stazione.

Si ricorda che quanto proposto ha carattere puramente indicativo, sta poi all'operatore, che lavora direttamente sul corpo d'acqua e che quindi ne conosce le problematiche, prendere l'ultima decisione.

In una fase successiva, i sedimenti raccolti vengono sciacquati in campo, utilizzando un retino a bocca quadrata (apertura maglie 250 µm) per liberare il campione dal detrito più fine, riposti in sacchetti o in barattoli dotati di bocca larga a volumetria diversa a seconda delle dimensioni dei campioni (da 400 ml

a 2 litri), fissati in formalina al 20% e successivamente conservati in frigorifero a 4°C al buio.

Tab. 7. Indicazione orientativa del numero di transetti, stazioni e campioni replicati da prevedere in rapporto alla superficie del lago supposta circolare.

| Area km ² | numero transetti | numero stazioni | numero campioni |
|-------------------------|---------------------|--------------------|--------------------|
| ≤ 0,6 | 1 | 3 | 9 |
| 0,7 - 2,9 | 2 | 6 | 18 |
| 3,0 - 6,5 | 3 | 9 | 27 |
| ≥ 6,6 | 4 | 12 | 36 |

Anche la scelta dell'apertura della maglia di tale retino dipende dallo scopo della ricerca (ISO 9391, 1993; ISO/TC 147/SC5). Nel nostro caso si è preferita un'apertura di 250 µm per essere sicuri di ottenere un buon dettaglio sulla fauna a macroinvertebrati. Tale apertura infatti permette anche la cattura degli organismi di più piccole dimensioni, siano essi i primi stadi di sviluppo larvale degli insetti o altri piccoli organismi, che possono risultare interessanti nella valutazione della qualità delle acque.

In laboratorio i campioni vengono nuovamente sciacquati in ambiente aerato e si effettua la separazione degli organismi dal detrito (*sorting*) utilizzando vasche bianche per avere un maggior contrasto oppure capsule Petri ed un microscopio stereoscopico. Gli organismi, separati nei principali gruppi, vengono successivamente conservati in alcool etilico all'80%, identificati fino al livello massimo consentito dalla letteratura (vedi par. Bibliografia - *Tassonomia*) e conteggiati.

Analisi granulometrica

Il campionamento per lo studio dei macroinvertebrati può essere abbinato a campionamenti per lo studio della granulometria. Diverse tipologie di substrato, infatti forniscono differenti tipi di habitat per l'insediamento dei macroinvertebrati. Per quanto riguarda le indagini sui macroinvertebrati, è stato effettuato un primo sopralluogo durante il periodo primaverile (Aprile 2006) allo scopo di prelevare campioni di sedimento per l'analisi granulometrica, utile per stabilire la tipologia del sedimento a diverse profondità e lungo la costa, per conoscere la sua composizione come contenuto in acqua (utile per stabilire il grado di compattezza del sedimento in esame), sostanza organica e carbonati, per poter successivamente decidere dove posizionare i transetti e in che numero (Fig. 18). Il procedimento utilizzato per l'analisi di sostanza organica e carbonati è quello della perdita in peso per calcinazione, LOI (Loss On Ignition 500°C).

Le analisi granulometriche sono state eseguite sui primi 15 cm di sedimento adattando le metodiche previste dal D.M. 11/05/1992 (G.U. 1992). Il prelievo dei campioni per la granulometria è stato effettuato con la stessa draga utilizzata per la raccolta dei campioni per lo studio dei macroinvertebrati. In seguito i sedimenti raccolti sono stati conservati in frigorifero a 4°C al buio. La granulometria consiste nella determinazione della ripartizione delle particelle singole, in base al loro diametro, all'interno di un'area nota. Nell'analisi

granulometrica il campione viene suddiviso in classi discrete secondo un certo intervallo di taglie, determinando così la dimensione dei granuli che compongono il sedimento e le percentuali in peso relative a ciascuna frazione granulometrica. Per la classificazione granulometrica è stata adottata la suddivisione proposta da Udden & Wentworth (Wentworth, 1922) (Tab. 8).

Per motivi pratici e necessitando di un'informazione puramente indicativa sulla tipologia del substrato, è stata scelta la setacciatura a secco; infatti si trattava di verificare l'omogeneità o eterogeneità del sedimento della conca lacustre, per poter di conseguenza scegliere il posizionamento dei transetti per lo studio della fauna bentonica. Dopo la setacciatura il materiale si dispone in frazioni di dimensioni uguali in ogni setaccio, quindi viene raccolto, pesato ed infine suddiviso in frazioni fini (silt e argille) e grossolane (sabbia e ghiaia).

Tab. 8. Scala granulometrica secondo Udden e Wentworth (U.S. Standard).

| Dimensione in mm | Denominazione | |
|-------------------------|---------------------------|---------------|
| >256 | masso | GHIAIA |
| da 128 a 64 | ciottolo grossolano | |
| da 256 a 128 | ciottolo molto grossolano | |
| da 64 a 32 | ciottolo medio grossolano | |
| da 32 a 16 | ciottolo medio | |
| da 16 a 8 | ciottolo medio-fine | |
| da 8 a 4 | ciottolo fine | |
| da 4 a 2 | granulo | SABBIA |
| da 2 a 1 | sabbia molto grossolana | |
| da 1 a 500 | sabbia grossolana | |
| da 500 a 250 | sabbia media | |
| da 250 a 125 | sabbia fine | |
| da 125 a 0,0625 | sabbia finissima | FANGO |
| da 0,0625 a 0,0312 | silt medio | |
| da 0,0312 a 0,0157 | silt fine | |
| da 0,0157 a 0,0357 | silt finissimo | |
| < 0,0357 | argilla | |

Analisi fisico-chimiche

Il campionamento dei macroinvertebrati deve essere necessariamente abbinato ad un campionamento per le analisi chimiche con campioni prelevati su colonna d'acqua e quindi in centro lago, o per un maggior dettaglio, nelle stesse stazioni previste per lo studio della fauna bentonica, poiché la chimica delle acque influisce significativamente sull'abbondanza e la distribuzione delle specie. Oltre ai campioni per lo studio dei sedimenti e della fauna a macroinvertebrati sono stati anche raccolti campioni d'acqua per studiare l'idrochimica lacustre. I campioni sono stati prelevati nelle stesse date, parallelamente alle stazioni di prelievo della fauna bentonica, ad 1 metro dal punto di massima profondità della stazione, per evitare che eventuali impurità invalidassero l'analisi. Oltre a questi campioni ne sono stati prelevati altri in

centro lago, su colonna (Fig. 20) a profondità di 0, 5, 10, 20, 30 e 40 m, nel periodo di circolazione (Aprile) e durante la massima stratificazione del lago (Agosto). I campioni sono stati prelevati tramite bottiglia di Ruttner. Per tutte le profondità si è misurata *in loco* la trasparenza delle acque tramite disco di Secchi e la temperatura.

Tab. 9. Elenco delle variabili considerate nelle analisi chimiche, rispettivi metodi analitici e bibliografia di riferimento.

| Variabile | Tipo di analisi |
|--|---|
| pH | Potenziometria |
| Conducibilità | Conduttimetria |
| Alcalinità | Potenziometria |
| NH ₄ , TN e TP | Spettrofotometria |
| RSi | Spettrofotometria |
| O ₂ | Titolazione colorimetrica |
| SO ₄ , NO ₃ , Cl | Cromatografia liquida |
| Ca, Mg, Na, K | Cromatografia liquida |
| Metalli pesanti | Spettrometria ottica ad emissione al plasma |

Molti fattori chimici influenzano un ambiente, fra questi i principali sono (Tab. 9): pH, conducibilità, alcalinità, ossigeno disciolto (mg l^{-1} e % di saturazione), ammonio, fosforo totale e azoto totale. Nel campionamento autunnale sono stati anche analizzati i principali metalli pesanti (Al, As, B, Ba, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Li, Mn, Ni, Pb, Pt, Se, St, Tl, V, Zn), in quanto data la scarsità di fauna trovata si è pensato ad un inquinamento da metalli tossici. Per i campioni su colonna sono state effettuate ulteriori analisi relative ai principali anioni (cloruri, nitrati e solfati) e cationi (calcio, magnesio, sodio, potassio). Le variabili considerate e le analisi sono riportate in tabella 9. Si sono evitate le analisi chimiche che richiedevano un'attrezzatura sofisticata o lunghi periodi di tempo, mentre sono state considerate procedure basate su semplici titolazioni e metodi spettrofotometrici. Le analisi sono state effettuate seguendo le metodiche riportate in Tartari & Mosello (1997) e APAT & CNR-IRSA (2003). Nel caso siano disponibili kit o strumenti elettronici automatizzati per misurare alcuni dei parametri idrochimici previsti (temperatura, pH, conducibilità, fosforo totale e ossigeno disciolto) si può farne uso, in particolare nel caso di campioni prelevati nelle stesse stazioni previste per lo studio della fauna bentonica, accorciando i tempi di analisi, fermo restando che le altre analisi condotte su colonna debbano invece essere realizzate in modo più preciso seguendo le metodiche ufficiali proposte.

Le procedure applicate per il controllo della qualità analitica sono state essenzialmente due: il calcolo del bilancio ionico ed il confronto tra conducibilità misurata e calcolata, entrambi basati sulle concentrazioni dei cationi e degli anioni.

Calcolo dell'abbondanza

La normativa attualmente in vigore richiede che per la fauna a macroinvertebrati vengano fornita composizione ed abbondanza. A tal fine, per ogni campione si è proceduto a stilare l'elenco delle specie presenti comprensivo dell'indicazione del numero di individui. Da tale elenco si risale alla composizione in specie per periodo di campionamento, per transetto e per stazione. Per passare dal numero di individui raccolti per campione al valore di abbondanza richiesta, solitamente espressa come ind m⁻², si è applicata la seguente formula:

$$N / A = D / 10000$$

dove:

N = numero di individui presenti in un campione (somma delle dragate raccolte nello stesso punto)

A = superficie utile della draga utilizzata espressa in cm². Nel caso vengano raccolte più dragate l'area raddoppia, triplica, ecc

D = densità degli individui (ind m⁻²)

10000 cm² = fattore di conversione per riportare al m²

Risultati

I campioni sono stati suddivisi in classi granulometriche secondo la scala di Udden & Wentworth (Wentworth, 1922) e le loro frequenze cumulate percentuali sono state riportate in figura 19. La componente più grossolana è costituita da sabbia (125-63 µm), mentre la componente più fine (silt) è caratterizzata da limo ed argilla e comprende le frazioni <50 µm. L'andamento dell'inclinazione delle curve, parallelo per tutte le stazioni di ciascun transetto, permette di dedurre l'omogeneità del substrato di fondo, caratterizzata da un contenuto maggiore di limo e argilla, soprattutto nelle stazioni più profonde, nei confronti della sabbia, anche se molto fine. Nelle stazioni litorali dei transetti 1 e 3 sono però presenti alcuni flessi che evidenziano un quantitativo superiore della frazione più fine (silt) rispetto agli altri campioni (Fig. 19).

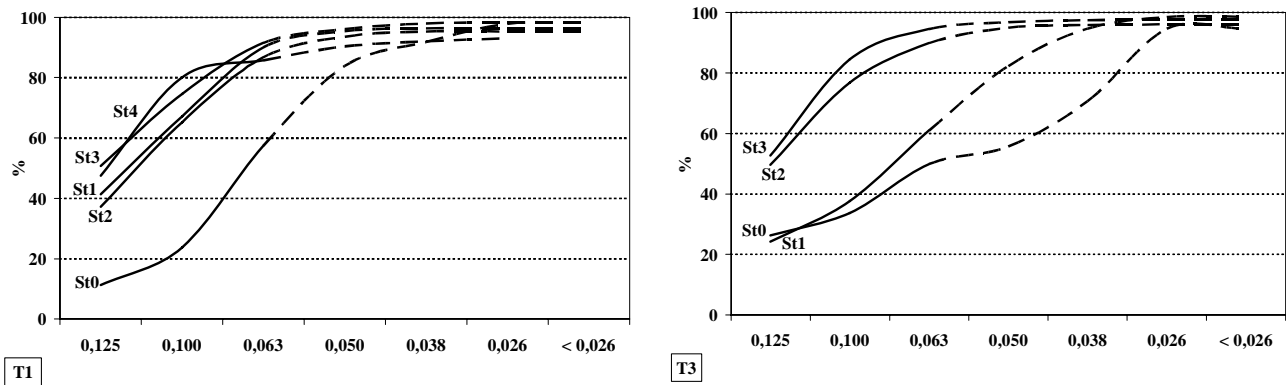


Fig. 19. Curve granulometriche relative a due transetti rappresentativi. **Linea continua** = sabbia molto fine e **linea tratteggiata** = silt.

Tali stazioni, situate in prossimità dei due immissari, risentono probabilmente dell'apporto di particolato dai torrenti in particolare dopo eventi di piogge abbondanti. Sulla base dell'analisi granulometrica effettuata *a priori*, fra i transetti precedentemente considerati ne sono stati scelti 3 per le successive analisi sui sedimenti e sulla fauna a macroinvertebrati (Fig. 20).

I transetti posizionati perpendicolarmente alla riva, sono caratterizzati dalle seguenti profondità, corrispondenti rispettivamente alla fascia litorale, sublitorale e profonda:

- Transetto 1 (T1): 1,2 – 5 – 15 – 29 – 40 m
- Transetto 2 (T2): 1,2 – 6 – 16 – 25 – 42 m
- Transetto 3 (T3): 1,2 – 14 – 33 m

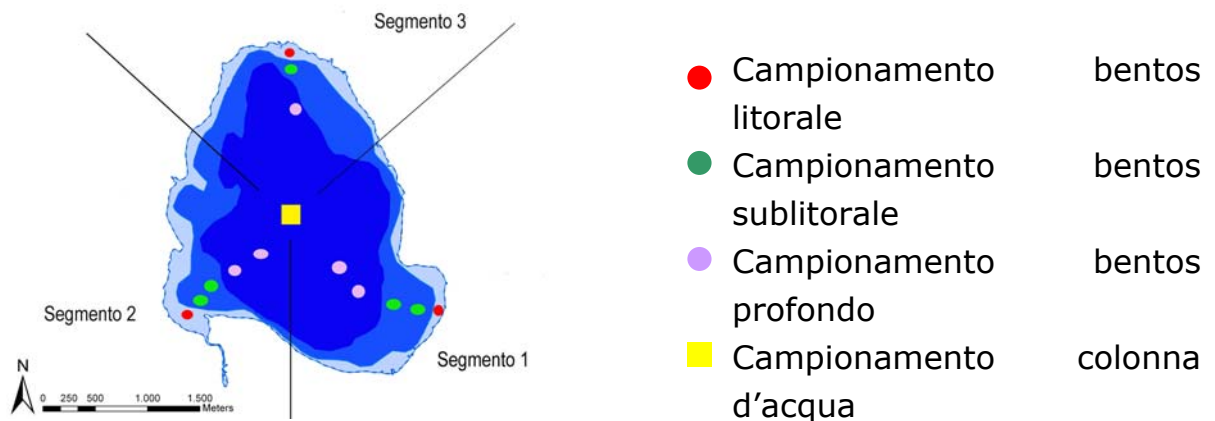


Fig. 20. Schema del campionamento per lo studio dell'idrochimica e dei macroinvertebrati.

Nel terzo transetto i punti di campionamento scelti sono stati solamente tre, in quanto il transetto ha una pendenza notevole e le stazioni sarebbero risultate troppo vicine fra loro.

L'analisi della distribuzione della sostanza organica e dei carbonati ha messo in evidenza una presenza percentuale maggiore di sostanza organica rispetto al contenuto dei carbonati. La distribuzione dei carbonati presenta valori maggiori nelle zone di riva e un andamento in diminuzione con la profondità,

dovuto ad una granulometria più grossolana e, nelle zone in cui la vegetazione acquatica è rigogliosa (transetto 2), alla presenza di grandi quantità di molluschi.

La variabilità spaziale e temporale della fauna a macroinvertebrati nel Lago di Viverone è mostrata in figura 21.

E' facile osservare come la fauna a macroinvertebrati del L. di Viverone sia pressoché costituita da Oligocheti e Ditteri Chironomidi, mentre i rimanenti gruppi faunistici siano meno rappresentati e come tutta la fauna sia prevalentemente distribuita lungo la fascia litorale e sublitorale (prime due stazioni di ogni transetto), mentre la fascia profonda è praticamente disabitata. I tre transetti sono inoltre diversamente popolati, infatti il transetto 3, situato in prossimità di un corso d'acqua presenta Oligocheti più abbondanti, soprattutto nel periodo di circolazione delle acque.

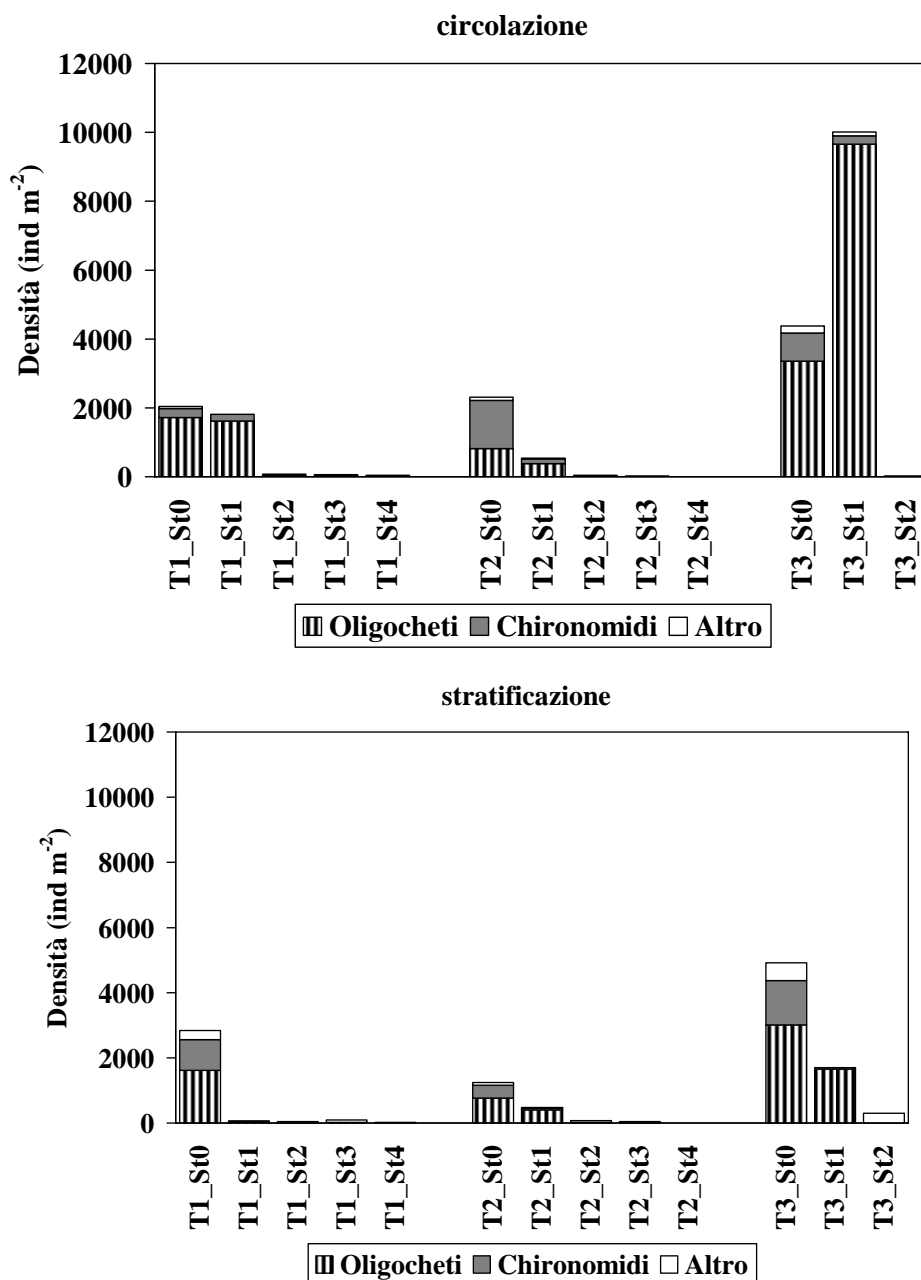


Fig. 21. Variabilità spaziale (tre transetti e diverse profondità) e temporale (due diverse stagioni di campionamento) dei principali gruppi faunistici a macroinvertebrati.

Il periodo di stratificazione mette invece in rilievo la scarsa qualità delle acque di questo periodo di stress, dovuta a scarse precipitazioni e ipossia protratta per diversi mesi, che porta ad una diminuzione dell'abbondanza nella fascia sublitorale (caso estremo rappresentato dalla seconda stazione del transetto 3).

E' evidente quindi che in un lago le prime due fasce, litorale e sublitorale, sono quelle più densamente popolate, ma, mentre la fascia riparia risente maggiormente di quanto avviene nel bacino lacustre (apporti, presenza/assenza di vegetazione e/o di alterazioni antropiche), la fascia sublitorale sottostante tende a risentire maggiormente delle condizioni della fascia più profonda, soprattutto nel periodo di stratificazione. La fascia sublitorale rappresenta quindi una fascia intermedia che integra le informazioni superficiali e profonde. Si capisce anche come sia fondamentale conoscere le condizioni chimiche nelle zone limitrofe alle stazioni bentoniche, più che avere dati presi in centro lago che forniscono informazioni medie. Lunghi periodi di ipossia o anossia sono causa fondamentale della distribuzione della fauna a macroinvertebrati sul fondo della cuvetta lacustre, così come informazioni più dettagliate su ossigenazione, temperatura e distribuzione dei nutrienti possono permettere utili correlazioni fra chimica delle acque e fauna bentonica nella fascia più superficiale.

Se si vuole infine mettere in evidenza l'organizzazione funzionale (trofica) delle comunità bentoniche ed il ruolo giocato dai macroinvertebrati all'interno dell'ecosistema lago si può creare una classificazione funzionale dipendente in larga parte dal sistema di acquisizione del cibo. Su questa base ed utilizzando gli schemi proposti da Merrit & Cummins (1996) e Tachet *et al.* (2000) sono state individuate quattro categorie:

- **Fitofagi:** masticano materia organica particellata di grosse dimensioni, foglie e microbi associati.
- **Raccoglitori:** si nutrono di materia organica particellata di piccolissime dimensioni e microbi associati, suddivisi a loro volta in
 1. *Filtratori* che utilizzano la materia organica particellata presente in sospensione nell'acqua
 2. *Detritivori* che trovano la materia organica particellata al di sopra o all'interno del sedimento
- **Predatori:** si nutrono di prede ingerendo l'intero animale o nutrendosi dei suoi fluidi

Sulla base di questa classificazione e utilizzando gli stessi dati relativi alle densità delle diverse famiglie si è ottenuto un dato di composizione globale per transetto e per singola stazione (Fig. 22).

Anche in questo caso assistiamo ad una variabilità spaziale e temporale dei gruppi trofici. In generale il lago presenta una rete dominata dai detritivori, in quanto, come si è precedentemente detto, il sedimento del lago è molto ricco di sostanza organica. Questi sono maggiormente rappresentati nel transetto 3, nelle stazioni litorali e sublitorali. Negli altri transetti i detritivori prevalgono sempre, ma sono meno abbondanti. Degli altri tre gruppi funzionali solo i filtratori raggiungono densità rilevanti durante la circolazione, mentre rari sono

fitofagi e predatori. Durante la stratificazione si osserva una diminuzione delle densità dei detritivori, soprattutto nei transetti 1 e 3 a livello sublitorale, mentre si mantengono pressoché inalterate nel transetto 2, ed un aumento delle abbondanze dei predatori che in zona profonda sono rappresentati esclusivamente da *Chaoborus flavicans* (Ditteri Chaoboridae).

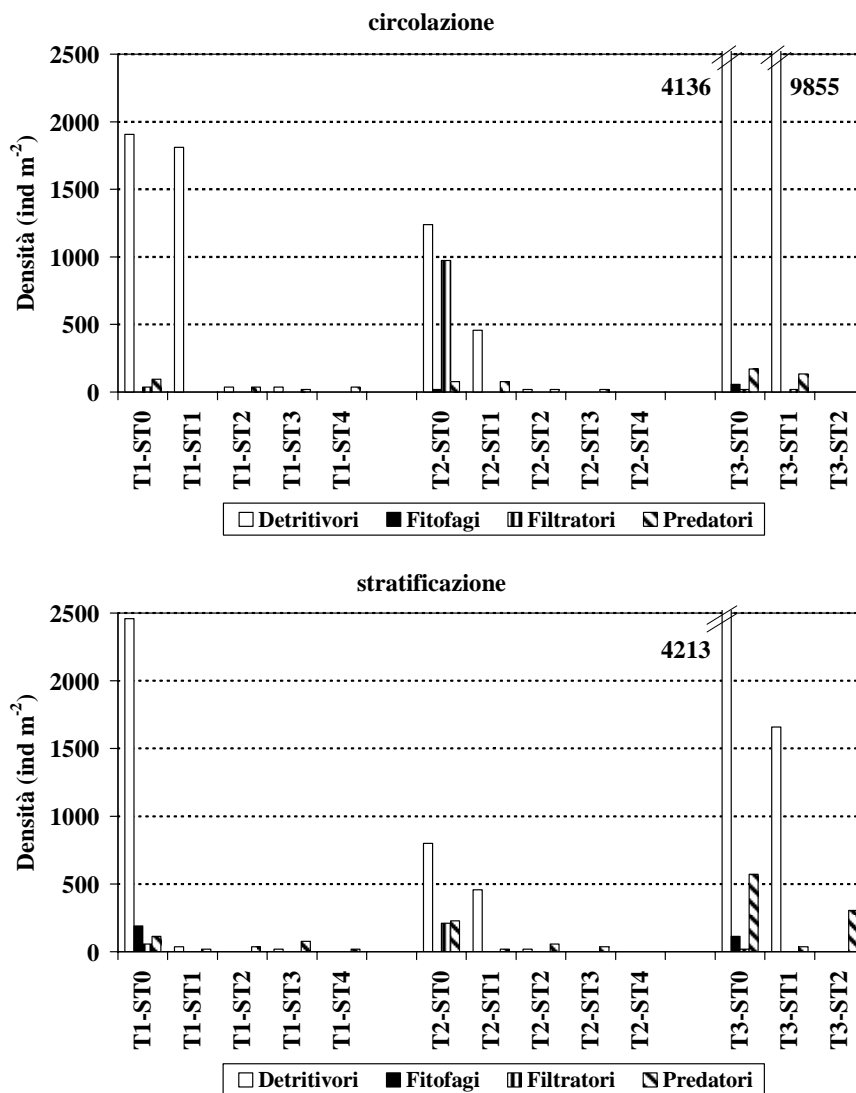


Fig. 22. Variabilità spaziale (tre transetti e diverse profondità) e temporale (due diverse stagioni di campionamento) dei principali gruppi funzionali di macroinvertebrati.

Riguardo alla distribuzione in relazione con la profondità, l'analisi dei risultati ha permesso di individuare nel lago tre zone batimetriche, biologicamente distinte e associate a caratteristiche fisico-chimiche e morfometriche diverse.

- **Zona litorale** (0-5 m): caratterizzata dalla presenza di vegetazione acquatica emersa e sommersa (*Myriophyllum spicatum* e *Ceratophyllum demersum*) presenta un popolamento più diversificato e numeroso rispetto alla zona sublitorale. In parte tali risultati possono essere attribuiti ad una maggior diversificazione degli habitat che tende a ridurre la competizione interspecifica e fornisce un rifugio alla predazione da parte dei pesci. La

presenza di larve di *Cladotanytarsus* insieme ad elevate densità della fauna totale e al maggior numero di specie riscontrate in questa fascia, indicano la presenza di una buona ossigenazione a livello dei sedimenti, mantenuta grazie alla bassa profondità e al continuo movimento dell'acqua. Tale zona è, infatti, caratterizzata da condizioni chimiche ancora buone con concentrazioni di nutrienti tipici di ambienti mesotrofi. I sedimenti sono caratterizzati da una tessitura più grossolana, da un contenuto di sostanza organica inferiore a quelle della zona limitrofa e da concentrazioni di carbonati più abbondanti della zona sublitorale.

- **Zona sublitorale** (6-20 m): caratterizzata dalla mancanza di piante acquatiche, in quanto la luce diventa uno dei fattori limitanti, e da una diminuzione qualitativa della comunità bentonica, mentre quantitativamente si assiste ad un aumento della densità degli individui più tolleranti verso condizioni fisico-chimiche peggiori, soprattutto a carico degli Oligocheti. I Chironomidi vanno progressivamente diminuendo, sia come numero di taxa che come densità all'aumentare della profondità, fino a scomparire completamente al di sotto dei 16 m. Secondo alcuni studi (Heinis & Davids 1993; Verneaux & Aleya 1998) il fattore primario nel limitare la distribuzione dei Chironomidae sembra essere proprio la disponibilità di ossigeno nell'ipolimnio piuttosto che il contenuto di sostanza organica nei sedimenti. L'idrochimica lacustre mostra già a questo livello un primo deterioramento, dimezzandosi le concentrazioni dell'ossigeno e aumentando notevolmente i nutrienti algali. Questo soprattutto al di sotto dei 10 m di profondità dove si sviluppa il termoclinio. In questa zona il sedimento è caratterizzato da una sempre maggior presenza di sabbia molto fine, la sostanza organica tende ad aumentare, mentre i carbonati diminuiscono drasticamente. Il popolamento bentonico rivela, una situazione di arricchimento organico che determina i primi effetti negativi sulla comunità.
- **Zona profonda** (21-50 m): anch'essa caratterizzata dalla mancanza di vegetazione acquatica e da un sempre più esiguo numero di organismi bentonici presenti, rappresentati da rari Oligocheti e da Ditteri Chaoboridae, questi ultimi non strettamente legati alla vita sul fondo. I *Chaoborus* sono infatti forme mobili, che possono essere avvantaggiate rispetto a quelle sedentarie per la loro capacità di evitare situazioni ipossiche (Wiley & Modzley 1978). In tale zona i livelli di ossigenazione sono ridotti a concentrazioni inferiori al 30% di saturazione. L'ipossia a questo livello sembra instaurarsi già in periodo primaverile e perdurare fino all'autunno. Il recupero non completo di ossigeno durante la circolazione e l'instaurarsi di condizioni di ipossia durante la maggior parte dell'anno crea sensibili riduzioni dell'habitat disponibile per le specie animali che necessitano di buone condizioni di ossigenazione, infatti a questi livelli la fauna a macroinvertebrati scompare pressoché totalmente.

Indice biologico (BQIL)

Attualmente in Italia non esiste un metodo ufficiale standardizzato per valutare lo stato di qualità di un corpo idrico lacustre, ma se ne sta

sviluppando uno che considera tutte le specie più comuni fra i macroinvertebrati che vivono nei laghi. Tale Indice (Benthic Quality Index for Italian Lakes) (Rossaro *et al.*, 2006; Rossaro *et al.*, 2007) è calcolato per ogni stazione secondo la seguente formula:

$$BQIL_i = \frac{\sum_j^p BQIW_j y_{ij}}{\sum_j^p y_{ij}}$$

dove:

p = numero di entità tassonomiche nella stazione i

$BQIW_j$ = peso indicatore del taxon j

y_{ij} = abbondanza del taxon j nella stazione i

$BQIL_i$ = Indice biotico della stazione i

Applicando l'Indice a tutte le stazioni del L. di Viverone (Fig. 23) si osserva come spieghi molto bene la variabilità del campionamento stagionale. Le stazioni più superficiali non presentano grosse differenze stagionali, così come le stazioni profonde, le stazioni sublitorali invece sono fortemente influenzate dalla variabilità temporale. Nel periodo di circolazione infatti il livello qualitativo delle acque è molto simile a quello delle stazioni litorali, dopo la stratificazione il livello qualitativo si avvicina maggiormente a quello delle acque profonde (vedi in particolare transetti 1 e 3). Molto importante diviene quindi diversificare il campionamento in più periodi dell'anno solare, non limitandosi ad un campione *una tantum*.

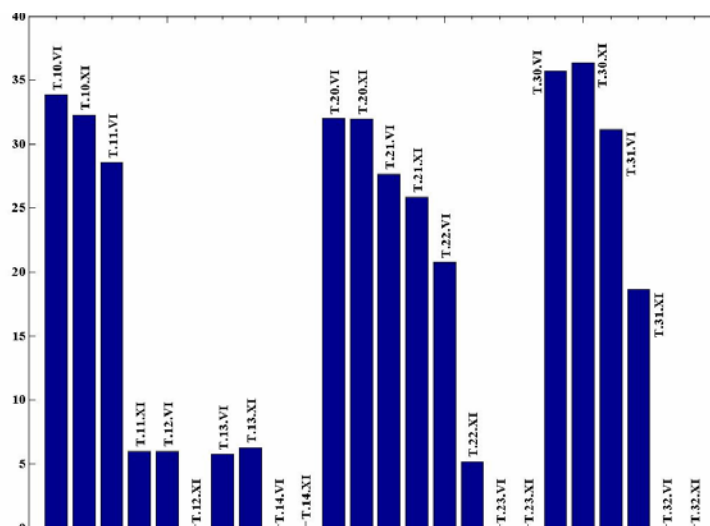


Fig. 23. Indice BQIL applicato a tutte le stazioni del L. di Viverone nei due periodi di campionamento. VI: circolazione, XI: stratificazione.

Ittiofauna

Il lavoro effettuato nel progetto CIPE è stato indirizzato alla definizione delle condizioni di riferimento per la fauna ittica dei bacini piemontesi, delle metodologie di campionamento necessarie all'acquisizione dei dati per la formulazione di un indice di stato ecologico dell'ittiofauna lacustre e alla definizione di un indice di stato ecologico.

In particolare l'attenzione è stata posta sui seguenti aspetti:

- Associare ad ogni tipologia lacustre (laghi profondi, laghi poco profondi e laghi alpini) una comunità ittica "storica" caratteristica ed il più possibile esclusiva, tale da essere considerata "indicatore" di una condizione di naturalità per quella specifica tipologia lacustre.
- Definire una metodologia di campionamento conforme alle richieste della Direttiva 2000/60/CE per la fauna ittica nei laghi.
- Definire le metriche necessarie all'elaborazione di un indice di stato ecologico della ittiofauna lacustre

Tipizzazione, condizioni di riferimento, specie chiave e specie tipo-specifiche

La struttura di una comunità ittica (ricchezza e abbondanza specifica) in un ambiente lacustre, in condizioni naturali, è legata alle caratteristiche chimico fisiche delle acque (temperatura e l'ossigenazione delle acque) e alla morfometria del bacino lacustre (altitudine, profondità, superficie). Inoltre la distribuzione delle specie ittiche è stata influenzata dalle vicende geologiche che hanno in passato plasmato la regione alpina e planiziale dell'Italia Settentrionale.

Dal punto di vista zoogeografico i laghi piemontesi appartengono al distretto Padano-Veneto e storicamente, comprendevano 23 specie ittiche.

La comunità ittica dei laghi Piemontesi così come quella di quasi tutti i laghi italiani è stata profondamente modificata nel corso degli ultimi 150.

A partire dalla metà del 1800 la cosiddetta "febbre ittiogenica" ha determinato l'immissione di specie alloctone nella maggior parte dei bacini lacustri. La maggior parte delle specie inizialmente introdotte apparteneva alla famiglia dei salmonidi (trota di "ceppo" atlantico, salmerino alpino, coregoni, salmone). Nella prima metà del 1900 inizia un secondo ciclo di immissioni con specie ittiche provenienti dagli Stati Uniti (persico trota, persico sole, pesce gatto). Alcune di queste specie si sono adattate con una ridottissima competizione con le specie native, potendo usufruire di habitat e nicchie trofiche solo parzialmente utilizzate da quest'ultime. È il caso dei coregoni (*Coregonus lavaretus* e *Coregonus macrophthalmus*) e del Salmerino alpino (*Salvelinus alpinus*) introdotti nei laghi piemontesi a partire dal 1860. Tali specie ittiche possono essere considerate para-autoctone ossia assimilabili dal punto di vista faunistico alle specie autoctone. Altre specie ittiche, quali ad esempio il pesce gatto (*Ictalurus melas*) il persico sole (*Lepomis gibbosus*) o il

persico trota (*Micropterus salmoides*) hanno avuto un impatto negativo sulla fauna ittica autoctona, spesso accentuato dalle peggiorate condizioni ambientali (eutrofizzazione).

La definizione della comunità ittica di riferimento non è di facile attuazione.

La comunità ittica di riferimento è quella comunità ittica caratteristica di ambienti lacustri nei quali l'impatto delle pressioni antropiche sia nullo o decisamente trascurabile, ovvero che non si discosti da una comunità ittica prossima a condizioni indisturbate.

Poiché non esistono comunità ittiche indisturbate occorre ricorrere ad un'analisi storica della composizione specifica dei bacini lacustri.

E' necessario innanzitutto fissare un limite temporale che permetta di discriminare ciò che caratterizzava i bacini lacustri prima dell'impatto determinato dalle pressioni antropiche. Indicativamente sembra plausibile fissare un limite temporale alla fine del 1800. Allora l'antropizzazione era solo agli inizi e parimenti la comunità ittica aveva subito poche e trascurabili alterazioni.

Si può parlare dunque di comunità ittica di riferimento per quell'insieme di specie presenti alla fine del 1800 (Tab. 10).

Tab. 10. Specie ittiche autoctone e para-autoctone nei laghi piemontesi

| | Specie |
|---|---|
| <i>Salmo trutta lacustris</i> (Trota lacustre) | <i>Salvelinus alpinus</i> (salmerino alpino) |
| <i>Coregonus lavaretus</i> (coregone lavarello) | Coregone bondella (<i>Coregonus macrophthalmus</i>) |
| <i>Cottus gobio</i> (scazzone) | <i>Phoxinus phoxinus</i> (sanguinerola) |
| <i>Lota lota</i> (bottatrice) | <i>Leuciscus cephalus</i> (cavedano) |
| <i>Esox lucius</i> (luccio) | <i>Tinca tinca</i> (tinca) |
| <i>Scardinius erythrophthalmus</i> (scardola) | <i>Alburnus alburnus alborella</i> (alborella) |
| <i>Perca fluviatilis</i> (pesce persico) | <i>Rutilus pigus</i> (pigo) |
| <i>Chondrostoma genei</i> (lasca) | <i>Barbus barbus plebejus</i> (barbo) |
| <i>Chondrostoma soetta</i> (savetta) | <i>Gobio gobio</i> (gobione) |
| <i>Rutilus erythrophthalmus</i> (triotto) | <i>Cobitis tenia bilineata</i> (cobite) |
| <i>Padogobius martensii</i> (ghiozzo padano) | <i>Anguilla anguilla</i> (anguilla) |
| <i>Cyprinus carpio</i> (carpa) | |

Se un quadro complessivo delle comunità ittica può essere interessante dal punto di vista faunistico, non risponde altrettanto bene alle esigenze della Direttiva. È necessario infatti definire delle comunità attese in ogni bacino lacustre.

Per fare ciò è stato utilizzato un metodo di analisi multivariate (Cluster analysis) che permette di creare dei gruppi a partire da una matrice di dati.

Sulla base dei dati storici (vedi bibliografia specifica) riferiti alla presenza delle specie ittiche nei bacini lacustri del bacino padano veneto prima del 1900 sono stati ricostruiti dei tipi lacustri con una composizione caratteristica della fauna ittica. La comunità tipo-specifica è costituita da una specie ittica chiave e da un certo numero di specie ittiche tipo-specifiche.

Specie ittica chiave

Specie ittica il più possibile esclusiva di un solo tipo lacustre. Definita da P_i (probabilità di presenza)=1 e LFCI (Lake Community Fish Index)<8

Specie ittica tipo-specifica

Specie ittica caratteristica (ma non esclusiva) di un tipo lacustre. La specie ittica specifica è definita da $P_i > 0.8$

$LFCI = P_i \cdot \text{range}$

Range = numero di tipi in cui la specie è presente (da 1 a 4)

Il risultato è riassunto nella tabella seguente (Tab. 11)

Tab. 11. Specie ittiche chiave e tipo-specifiche per le tipologie lacustri individuate sulla base della composizione della comunità ittica storica. La seguente tipizzazione è riferita all'Ecoregione Alpina.

| | Lago Tipo 1 | Lago di Tipo 2 | Lago Tipo 3 | Lago Tipo 4 |
|-----------------------|--|---|-------------------------------|------------------------------|
| Specie chiave | Coregone lavarello, Agone | Savetta | Luccio, Tinca | Sanguinerola |
| Specie tipo-specifica | Trota, alborella, barbo, bottatrice, pesce persico, luccio, cavedano, scardola, carpa, tinca, triotto, barbo | Trota, Luccio, cavedano, scardola, carpa, tinca, triotto, barbo | Cavedano, alborella, scardola | Scazzone, *Trota o salmerino |

Laghi di Tipo 1

Garda, Como, **Maggiore, Orta, Mergozzo**, Mezzola, Iseo.

Laghi di Tipo 2

Idro, Ledro, Caldonazzo, Levico, Toblino, Cavedine

Laghi di Tipo 3

Viverone, Avigliana Grande, Monate, Pusiano, Cavazzo, Varese, **Avigliana Piccolo**, Piano, Annone Est, *Candia*, Endine, Alserio, Comabbio, Montorfano, Annone Ovest, Fimon.

Laghi di Tipo 4

Tovel, Molveno, Alleghe.

Metodologia di campionamento e monitoraggio: elettropesca, reti multi maglia branchiali, sistemi idroacustici

Di seguito si definiscono le modalità per il monitoraggio della fauna ittica in ambienti lacustri finalizzato alla valutazione dello stato ecologico di una comunità ittica.

Le metodologie di campionamento descritte di seguito permettono, di ottenere i dati necessari a determinare la composizione in specie, l'abbondanza relativa e assoluta e la struttura di popolazione.

Il vantaggio che deriva dall'utilizzo di metodiche standardizzate è quello di ottenere informazioni confrontabili sia nel tempo che tra ecosistemi lacustri diversi.

Le tre tecniche proposte sono complementari tra loro e vanno utilizzate in modo integrato.

Elettropesca (EP) e reti multimaglia branchiali (RBM)

Strumentazione ed Attrezzatura

Dispositivi di protezione individuale

- Giubbetti salvagente: devono essere indossati durante le operazioni su imbarcazione;
- Equipaggiamento per comunicazioni: rice-trasmittenti o telefonini che dovrebbero essere sempre disponibili per comunicazioni di emergenza;
- Mappa del lago;
- Ecoscandaglio per la misurazione della profondità e di eventuali ostacoli sul fondo lacustre;
- Boe galleggianti o "segnali" di polistirolo per la segnalazione delle reti;
- Contenitori in plastica (almeno 70 l) per il trasporto di ogni rete e lo stoccaggio degli esemplari catturati;
- GPS per la localizzazione dei punti di campionamento
- Ittiometro per il rilievo di campo della lunghezza totale dei pesci catturati
- Bilancia elettronica digitale (precisione 0,1 grammo) per il peso dei pesci catturati.

Elettropesca

L'elettropesca (EP) deve essere utilizzata in ambiente litorale (max 1.5m di profondità). Le informazioni tecniche sono specifiche della metodologia e quindi si rimanda al protocollo CEN di riferimento.

Si raccomanda di eseguire il campionamento mediante EP nello stesso periodo del campionamento con reti multimaglia. Di seguito, brevemente accennato, il metodo di campionamento con EP definito Point Abundance Sampling Electrofishing (PASE).

Il numero di punti di campionamento dovrebbe attestarsi intorno a 120-150 per bacino lacustre.

Il punto di campionamento deve essere scelto a priori in base a due criteri:

1. la distanza tra un punto di campionamento e l'altro dovrebbe essere omogenea e quindi uguale a circa 1/120-1/150 del perimetro del lago;
2. ogni tipologia di ambiente lacustre (substrato roccioso, fangoso, sabbioso, zona a canneto, rami sommersi, etc..) deve essere campionata comunque, eventualmente aumentando i punti di campionamento.

- Gli operatori a bordo dell'imbarcazione si avvicinano al punto individuato per il campionamento;
- Raggiunto il punto (la cui profondità deve essere minore di 1.5 metri) iniziano il campionamento immergendo l'elettrostorditore solo una volta;
- Tutti i pesci storditi devono essere raccolti, registrati nella scheda di cattura e reimmessi in acqua;
- Il punto di campionamento deve essere georeferenziato (coordinate GPS).

I dati devono essere registrati come richiesto dagli Allegati 2 e 3.

Reti Multimaglia Branchiali (RBM)

Il metodo proposto si basa su un campionamento stratificato della colonna d'acqua e sulla definizione casuale delle stazioni di campionamento. Il numero di strati, di stazioni di campionamento, il numero di reti da utilizzare per ciascun strato sono determinati in base alla superficie lacustre e alla profondità massima. Il posizionamento della rete è determinato in modo casuale rispetto alla linea di costa. In questo modo ogni rete costituisce un campione separato.

I siti di campionamento non devono essere modificati a meno che esistano ragioni sostanziali (ad es. profondità troppo bassa, traffico di barche etc.).

Il metodo è riassunto in breve nella tabella 12 e spiegato per esteso nei paragrafi seguenti.

Tab. 12. Sommario della metodologia che utilizza reti multimaglia

| Criteri | Obiettivi |
|--------------------------|---|
| Stagione campionamento | di Dalla metà di Giugno alla fine di Ottobre |
| Tempo di posa delle reti | 12 ore (range accettabile da 10.5 a 13.5 ore) |
| Strumento | Reti multimaglia "da fondo" e "pelagiche" |
| Orientamento reti | Casualmente rispetto alla costa |
| Profondità | Strati multipli, da 1,5 metri alla massima profondità |
| Disposizione spaziale | Casuale |

Le reti branchiali multimaglia (RBM) sono strumenti adatti per campionare i popolamenti ittici, per determinarne la composizione specifica e la struttura,

per stimarne l'abbondanza. Permettono dunque di ricavare i dati necessari a caratterizzare lo stato ecologico di un popolamento ittico in linea con quanto richiesto dalla Direttiva Quadro 2000/60/EU.

Le RBM sono strumenti di pesca adatti a tutti gli ambienti lacustri; sono strumenti di cattura passivi cioè si basano sul fatto che il pesce in movimento entri con il capo in una maglia della rete rimanendo bloccato a livello della regione branchiale. Ciascuna rete è composta da una serie di pannelli di dimensioni standard, ciascuno con una diversa dimensione della maglia della rete in modo tale che possano essere catturati pesci di taglie differenti.

Le RBM si possono suddividere in due categorie: "da fondo" e "pelagiche".

Reti multimaglia "da fondo" (RBMF)

Sono collocate a stretto contatto con il fondo lacustre.

Ogni RBMF è composta da 12 differenti pannelli con maglia variabile da 5 a 55 mm.

Tutte le reti devono avere lo stesso ordine nella sequenza dei pannelli (Tab. 13).

Tab. 13. Dimensione delle maglie e diametro del filato

| Numero pannello | Dimensione maglia (mm) | Diametro del filato |
|-----------------|------------------------|---------------------|
| 1 | 43 | 0,20 |
| 2 | 19,5 | 0,15 |
| 3 | 6,25 | 0,10 |
| 4 | 10 | 0,12 |
| 5 | 55 | 0,25 |
| 6 | 8 | 0,10 |
| 7 | 12,5 | 0,12 |
| 8 | 24 | 0,17 |
| 9 | 15,5 | 0,15 |
| 10 | 5 | 0,10 |
| 11 | 35 | 0,20 |
| 12 | 29 | 0,17 |

Le reti devono essere costruite con nylon incolore e omogeneo. Ciascuna rete è lunga 30 metri e alta 1,5 metri.

Ciascun pannello deve essere lungo 2,5 metri e montato su una corda galleggiante lunga 30 metri (densità in acqua di 6 g/m) e una corda piombata lunga 33 metri (densità in acqua di 22 g/m) rivestita di materiale plastico e possibilmente color grigio. Il diametro del filato varia da 0,10 mm per le maglie da 5 mm a 0,25 mm per le maglie da 55 mm (tabella 1).

Ogni pannello deve essere numerato in modo tale da poter attribuire velocemente il pesce catturato alla maglia di cattura durante la compilazione del REGISTRO DI CATTURA.

Reti Multimaglia pelagiche (RBMP)

Ciascuna rete pelagica è lunga 27,5 metri e alta 6 metri, ha la stessa struttura delle RBMF ma la maglia inferiore ha una dimensione di 8 mm.

La corda superiore (di galleggiamento) è lunga 30 metri mentre la corda inferiore (piombata) è lunga 45 metri. Il peso della corda può essere differente da quello delle reti litorali. Ciascuna rete sarà visivamente separata in due parti, inserendo ai 3 metri un segnale scuro (nylon scuro) in modo tale da poter identificare le catture effettuate sopra e sotto i 3 metri. Le reti pelagiche sono sostenute alla profondità voluta da galleggianti collegati ai capi della rete da una cima. La cima dovrà essere dello spessore opportuno a sorreggere il peso della rete durante le operazioni di salpaggio.

Le RBMP devono essere posizionate in corrispondenza della zona lacustre che presenta la massima profondità.

La sequenzialità dell'azione di pesca deve essere la seguente: durante la prima notte di campionamento le reti devono essere posizionate nello strato 0-6 metri, la seconda notte tra 6 e 12 metri e così via fino a 60 metri.

N.B. Nei laghi con superficie superiore a 50 km² è preferibile affidarsi alla collaborazione dei pescatori professionisti nel posizionamento delle reti ed integrare i campionamenti effettuati con RBMP con altre metodologie (statistiche di pesca vedi Allegato 2 e 3).

Sforzo di pesca (numero reti e tempo di pesca)

L'intensità del campionamento, ossia il numero di reti utilizzate è determinato da due fattori:

- Superficie del lago
- Profondità massima del lago

Più profondo ed esteso è il bacino lacustre maggiore sarà lo sforzo richiesto.

Ne seguente protocollo si distinguono 6 classi di bacini lacustri in relazione alla superficie in ettari (1 ettaro = 0.01 km²):

< 0.2 km², da 0.20 km² a 0.50 km², da 0.51 km² a 1 km², da 1.01 km² a 2.5 km², da 2.51 km² a 10 km², da 10.1 km² a 50 km².

La colonna d'acqua è divisa in strati con profondità standard in modo tale che a ciascuno strato corrisponde indicativamente lo stesso volume d'acqua.

Ogni lago è diviso nei seguenti strati: da 0 m a 2.9 m, da 3 m a 5.9 m, da 6 m a 11.9 m, da 12 m a 19.9 m, da 20 m a 34.9 m, da 35 m a 49.9 m, da 50 m a 74.9 m e > 75 m.

Lo sforzo di pesca totale con RBMF richiesto per i campionamento è indicato nella tabella 14.

Le RBMP devono essere posizionate in corrispondenza della zona lacustre che presenta la massima profondità.

La sequenzialità dell'azione di pesca deve essere la seguente: durante la prima notte di campionamento le reti devono essere posizionate nella fascia 0-

6 metri, la seconda notte tra 6 e 12 metri e così via fino alla profondità massima di 60 metri.

N.B. Nei laghi con superficie superiore a 50 km² e più profondi di 50 metri è preferibile affidarsi alla collaborazione dei pescatori professionisti nel posizionamento delle reti.

Il numero di reti da utilizzare per singolo strato e in relazione alla superficie del lago è indicato nella tabella 15.

Nel caso in cui si proceda al campionamento di un grande lago con le RBM, si consiglia di suddividerlo in sottobacini, e trattare ciascun sottobacino come un lago indipendente.

Qualora il bacino lacustre abbia una profondità massima superiore a 10 metri è necessario effettuare

campionamenti anche con RBMP. Infatti anche se non vi sono specie tipicamente pelagiche (agone, coregonidi etc etc) molte specie litorali hanno tendenza a condurre parte della loro esistenza in ambiente pelagico.

Il numero di reti pelagiche da utilizzare varia in relazione alla superficie lacustre: per laghi con superficie <5 km² utilizzare 6 RBMP unite tra loro, per laghi compresi tra 5 e 9,99 km² utilizzare 8 RBMP e per laghi con superficie superiore a 50 km² utilizzare 12 RBMP.

Per i piccoli laghi con superficie <1 km² potrebbe essere opportuno ridurre lo sforzo di campionamento per evitare di danneggiare gli stock ittici. Si rimanda al paragrafo relativo al Metodo Semplificato presente nelle NOTE.

Nel caso in cui si proceda al campionamento di un grande lago con le RBM, si consiglia di suddividerlo in sottobacini e trattare ciascun sottobacino come un lago indipendente.

Un team di 2 persone mediamente esperte è sufficiente per svolgere il lavoro di campagna richiesto (comprendente la posa e il salpaggio di 8 reti e il trattamento del campione) in circa 8 ore lavorative.

Periodo di campionamento

La distribuzione della fauna ittica in un bacino lacustre non è omogenea ma dipende da molti fattori (stagione, temperatura, disponibilità di alimento etc.). E' necessario campionare nei periodi stagionali più opportuni per minimizzare la variabilità interannuale e tra laghi differenti.

I campionamenti devono essere effettuati a partire dal mese di Luglio fino alla prima metà del mese di Ottobre.

NB: È necessario affidarsi a personale esperto che conosca l'ambiente di studio e che sappia massimizzare i risultati di campionamento.

Le reti dovranno essere posate (P) al tramonto e indicativamente tra le 18.00 e le 20.00 e salpate (S) alla mattina seguente. È raccomandato un tempo di permanenza in acqua di circa 12 ore.

Nei laghi molto produttivi (eutrofi) con un'abbondante fauna ittica può essere necessario diminuire il tempo di posa delle reti poiché alcuni pannelli potrebbero essere saturati di pesce molto in fretta e di conseguenza non riuscire a coprire con efficacia l'intero periodo (12 ore) di pesca.

NB: il tempo di permanenza delle reti (in ore) in acqua va sempre registrato accuratamente indicando ora di posa (P) e ora di salpaggio (S).

Scelta dei siti di campionamento

- La superficie del lago deve essere suddivisa in quadrati con lato pari a 100 m se il lago è inferiore a 2 km², con lato di 250 metri se il lago è superiore a 2 km² (Fig. 24)
- Si consiglia di eseguire questo procedimento graficamente, posizionando sulla mappa batimetrica del lago una griglia suddivisa, in scala, nei quadrati di riferimento.
- La griglia di riferimento e delle stazioni di campionamento deve essere georeferenziata.
- Se mancano dati sulla batimetria lacustre è necessario un monitoraggio preliminare per identificare la conformazione del fondo e la profondità massima. Ciò sarà fatto utilizzando un ecoscandaglio, misurando la profondità lungo dei transetti predefiniti.

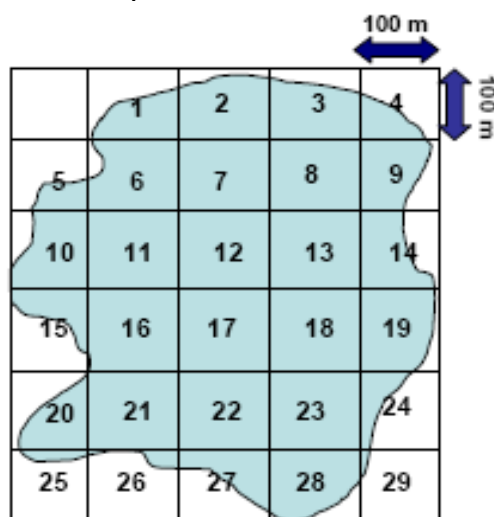


Fig. 24. Esempio di divisione in zone di campionamento di un bacino lacustre con superficie inferiore a 2 km².

Tab. 14. Numero di sforzi di pesca (reti) in relazione alla superficie e profondità del lago.

| Area del lago | Strato della colonna d'acqua | Profondità massima (m) | | | | | | |
|--------------------------------|------------------------------|------------------------|-------------|--------------|--------------|--------------|------------|-----|
| | | <6 | da 6 a 11,9 | da 12 a 19,9 | da 20 a 34,9 | da 35 a 49,9 | da 50 a 75 | >75 |
| <0.2 km ² | <3m | 4 | 3 | 4 | 4 | 3 | | |
| | da 3 a 5,9 | 4 | 3 | 4 | 3 | 3 | | |
| | da 6 a 11,9 | | 2 | 4 | 3 | 3 | | |
| | da 12 a 19,9 | | | 4 | 3 | 3 | | |
| | da 20 a 34,9 | | | | 3 | 2 | | |
| | da 35 a 49,9 | | | | | 2 | | |
| | TOTALE | 8 | 8 | 16 | 16 | 16 | | |
| da 0.20 a 0.50 km ² | <3m | 4 | 5 | 5 | 5 | 5 | | |
| | da 3 a 5,9 | 4 | 6 | 5 | 5 | 5 | | |
| | da 6 a 11,9 | | 5 | 3 | 5 | 6 | | |

| | | | | | | | | |
|--------------------------------------|---------------|----|----|----|----|----|----|----|
| | da 12 a 19,9 | | | 3 | 5 | 6 | | |
| | da 20 a 34,9 | | | | 4 | 6 | | |
| | da 35 a 49,9 | | | | | 4 | | |
| | TOTALE | 8 | 16 | 16 | 24 | 32 | | |
| da 0.51 a 1.01 km² | <3m | 8 | 8 | 7 | 7 | 7 | 7 | |
| | da 3 a 5,9 | 8 | 8 | 7 | 7 | 7 | 7 | |
| | da 6 a 11,9 | | 8 | 5 | 9 | 7 | 10 | |
| | da 12 a 19,9 | | | 5 | 6 | 4 | 4 | |
| | da 20 a 34,9 | | | | 3 | 4 | 4 | |
| | da 35 a 49,9 | | | | | 3 | 4 | |
| | da 50 a 75 | | | | | | 4 | |
| | TOTALE | 16 | 24 | 24 | 32 | 32 | 40 | |
| da 1.01 a 2.5 km² | <3m | 8 | 8 | 8 | 7 | 7 | 7 | |
| | da 3 a 5,9 | 8 | 8 | 8 | 7 | 7 | 7 | |
| | da 6 a 11,9 | | 8 | 8 | 10 | 10 | 6 | |
| | da 12 a 19,9 | | | 8 | 8 | 6 | 6 | |
| | da 20 a 34,9 | | | | 8 | 6 | 6 | |
| | da 35 a 49,9 | | | | | 4 | 4 | |
| | da 50 a 75 | | | | | | 4 | |
| | TOTALE | 16 | 24 | 32 | 40 | 40 | 40 | |
| da 2.51 a 10 km² | <3m | 12 | 11 | 10 | 10 | 10 | 10 | 10 |
| | da 3 a 5,9 | 12 | 11 | 10 | 10 | 10 | 10 | 10 |
| | da 6 a 11,9 | | 10 | 10 | 10 | 10 | 10 | 10 |
| | da 12 a 19,9 | | | 10 | 10 | 8 | 8 | 10 |
| | da 20 a 34,9 | | | | 8 | 6 | 8 | 5 |
| | da 35 a 49,9 | | | | | 4 | 6 | 5 |
| | da 50 a 75 | | | | | | 4 | 4 |
| | > 75 | | | | | | | 4 |
| | TOTALE | 24 | 32 | 40 | 48 | 48 | 56 | 56 |
| da 10.01 a 50 km² | <3m | 12 | 11 | 10 | 10 | 10 | 10 | 10 |
| | da 3 a 5,9 | 12 | 11 | 10 | 10 | 10 | 10 | 10 |
| | da 6 a 11,9 | | 10 | 10 | 12 | 12 | 10 | 10 |
| | da 12 a 19,9 | | | 10 | 12 | 9 | 10 | 10 |
| | da 20 a 34,9 | | | | 12 | 9 | 10 | 10 |
| | da 35 a 49,9 | | | | | 6 | 10 | 6 |
| | da 50 a 75 | | | | | | 4 | 4 |
| | > 75 | | | | | | | 4 |
| | TOTALE | 24 | 32 | 40 | 56 | 56 | 64 | 64 |

Tab. 15. Numero di sforzi di pesca (reti pelagiche) in relazione alla superficie del lago. Gli strati hanno una altezza pari a 6 metri.

| Superficie del lago (km²) | n. reti per ogni strato |
|---|--------------------------------|
| <5 | 6 |
| da 5 a 9,99 | 8 |
| da 10 a 50 | 10 |
| > 50 | 12 |

Operazioni pre – campionamento

Un buon campionamento deve essere preparato minuziosamente prima di essere svolto. È necessario:

- valutare lo sforzo di pesca in relazione alla tipologia lacustre (superficie, profondità);
- valutare lo stato del materiale da utilizzare;
- valutare la preparazione degli operatori.

Si raccomanda di fare il punto della situazione tra i vari operatori coinvolti il giorno precedente l'uscita.

Una volta selezionato il lago da campionare è necessario:

- assicurarsi che tutti i permessi necessari per svolgere il campionamento siano stati ottenuti (Provincia, Parchi etc etc) così come i permessi per l'eventuale navigazione a motore;
- tutti i soggetti interessati (enti locali, proprietari di diritti di pesca, associazioni pescatori) siano informati dello scopo e dell'ampiezza delle operazioni di campionamento.

Campionamento

Scelta dei luoghi di campionamento

- Utilizzare una mappa del lago per determinare il numero e la tipologia dello sforzo di pesca necessario.
N.B. Se il lago è campionato per la prima volta le reti andranno posizionate secondo un ordinamento casuale.
- Se il lago è già stato campionato altre volte, il posizionamento delle reti dovrà essere il più possibile simile a quelli fatti in precedenza.
- Utilizzare un ecoscandaglio per individuare la zona di profondità scelta.
- Evitare di posare le reti in zone con fondo scosceso, o ricche di detriti di grossi dimensioni (ramaglie, rottami, scogli frastagliati), o eccessiva vegetazione acquatica. Non posare le reti da costa a costa (se la distanza tra le due coste è piccola).

Posizionamento delle reti

- Le reti debbono essere calate nell'area lacustre scegliendo "a tavolino" in modo casuale quali zone
- (quadrati della griglia) di lago campionare.
- Assegnare a ciascuna stazione di campionamento (caratterizzata da una posizione specifica nel bacino lacustre) un numero identificativo. Tale numero sarà identificativo anche della rete utilizzata.
- Le reti devono essere posate con un angolo casuale rispetto alla linea di costa.

Possibilmente la posa delle rete deve avvenire come in figura 25.

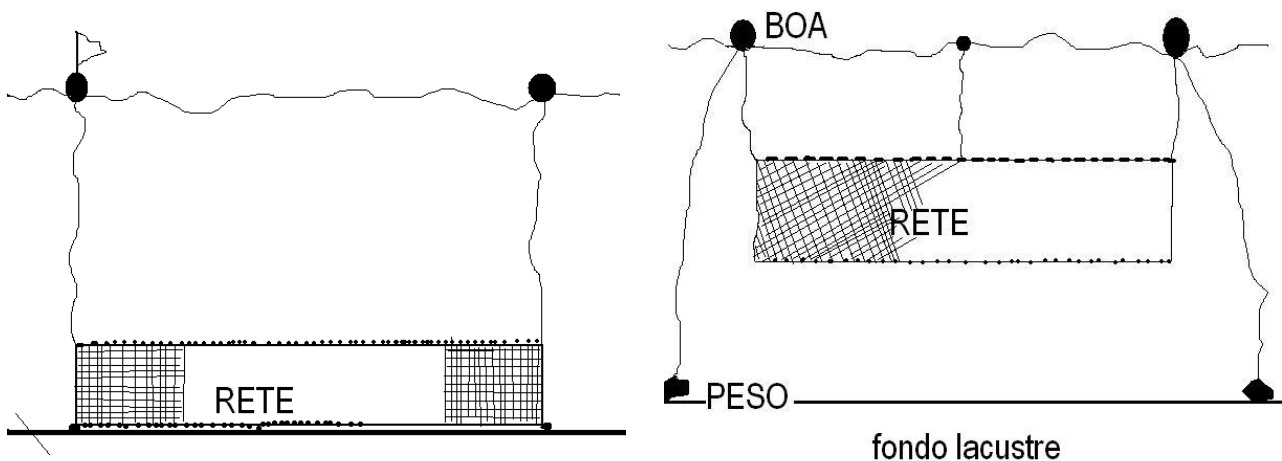


Fig. 25. Rappresentazione schematica della metodologia di posa per le reti multimaglia "da fondo" (a sx) e "pelagiche" (a dx). Le RBMP nei grandi laghi possono non essere ancorate al fondo lacustre.

La RBMF dovrà essere opportunamente segnalata in superficie con una boa galleggiante ben visibile ed essere appesantita alle estremità con due pesi che mantengano la rete vicina al fondo anche in presenza di corrente. La cima di superficie dovrà essere abbastanza robusta da poter essere utilizzata per salpare la rete.

Le RBMP devono essere sostenute alla profondità desiderata da galleggianti sia all'estremità della rete che ogni 20 metri circa. La rete deve essere mantenuta vincolata al fondo mediante due cime. Nei laghi con profondità maggiore di 50 metri è preferibile non ancorare le reti al fondo.

Se si utilizzano unite più RBMP, è necessario aggiungere alla estremità di ogni rete un piccolo galleggiante (ad esempio un rettangolo di polistirolo 25 x 15 x 4 cm) di sostegno, legato alla rete da una cima sottile (2-3 mm) e lunga a sufficienza per far raggiungere alla rete la profondità desiderata. Si raccomanda di appesantire le estremità inferiori della rete con dei pesi di circa 300-500 g.

Registrazione delle informazioni di campo

Prima di iniziare il campionamento dovranno essere rilevate una serie di informazioni riassunte nell'Allegato 5.

Tutti i dati devono essere scritti sulla scheda di rilevamento esclusivamente in MATITA.

Salpaggio delle reti

- Le reti devono essere salpate il giorno successivo alla posa, indicativamente tra le 6 e le 8 del mattino.
- Le reti vanno salpate con lo stesso ordine in cui sono state calate.
- Ogni rete deve essere riposta in un contenitore indipendente etichettato con il numero della rete. In tal modo si può ricondurre il catturato alla zona e alla profondità di campionamento.

Procedure Analitiche

- Il campione delle reti multimaglia deve essere analizzato a terra e possibilmente al coperto non più tardi di 12 ore rispetto al momento del salpaggio della rete. Nel caso in cui non venga immediatamente analizzato, tutto il materiale dovrebbe essere conservato in cella frigorifera ad una temperatura di 3-4 °C circa.
- Il campione catturato durante le operazioni di elettropesca deve essere analizzato sul posto e rilasciato immediatamente.

Andrà compilato con cura il REGISTRO DI CATTURA (Allegato 4).

I parametri da registrare per ogni pesce catturato sono i seguenti:

- il numero della griglia di campionamento (riferimento GPS);
- lo strumento di campionamento (RBMF o RBMP o EP);
- la specie ittica;
- la lunghezza totale e il peso totale di ogni individuo;
- il sesso (attraverso una incisione addominale di pochi cm) solo per i pesci catturati con RBM.
- l'età

Le metodologie di analisi del campione (misurazione lunghezza totale e peso totale, prelievo delle scaglie, e successiva lettura dell'età) dovranno essere normale bagaglio tecnico degli operatori.

Operazioni post-campionamento

Completamento dei protocolli di cattura.

I dati raccolti nelle schede di campagna per campionamenti con RBM o EP dovrebbero essere inseriti in un foglio di lavoro EXCEL (Microsoft Office). Ciascuna colonna rappresenta uno dei parametri considerati:

Nome Lago; Data di campionamento; Tipo di strumento; Posizione di campionamento (GPS); Profondità rete (es: 6-11,9 m) ; tipo strumento: RBMF, RBMP, EP. Specie; Lunghezza totale; Peso totale; Sesso; Età; Note.

I dati riferiti a statistiche di pesca con reti devono essere accuratamente immagazzinati in foglio di lavoro EXCEL indicando le seguenti voci nelle colonne: Nome Lago; Data di campionamento; tempo di posa delle reti (ore); lunghezza rete (m); altezza rete (m); specie; peso complessivo (kg) di ciascuna specie.

Sistemi idroacustici

La necessità di analizzare l'abbondanza delle comunità ittiche quale parte integrante nella valutazione dello stato ecologico di un corpo idrico è richiesto dalla Direttiva Europea 2000/60/CE.

La determinazione della abbondanza della fauna ittica in un ambiente lacustre è un procedimento di non facile attuazione. Infatti, se da un lato è possibile determinare l'abbondanza relativa mediante dei campionamenti standardizzati (reti, elettropesca o altri strumenti), dall'altra è molto complesso determinare l'abbondanza assoluta e cioè il numero totale o la biomassa totale della fauna ittica in un corpo idrico.

Le tecnologie moderne offrono la possibilità di utilizzare degli strumenti (ecosonde o sonar) che consentono attraverso l'uso di software specifici, di stimare correttamente l'abbondanza della fauna ittica in un bacino lacustre integrando i dati provenienti dai campionamenti con reti multimaglia o elettropesca.

Nel progetto CIPE-VIVERONE si è voluto testare per la prima volta in un lago italiano questo approccio innovativo, verificando la possibilità di utilizzare sistemi idroacustici per la determinazione dell'abbondanza assoluta della fauna ittica nell'ottica della analisi dello stato ecologico della stessa.

I sistemi idroacustici utilizzano la trasmissione di onde sonore per individuare la presenza di un pesce o più in generale di un ostacolo (alla propagazione del suono). Il suono viaggia velocemente ed efficacemente nell'acqua e viene riflesso dagli ostacoli che incontra (pesci, plancton, macrofite, fondo). L'eco di ritorno fornisce informazioni circa la struttura, la dimensione, e la tipologia di ostacolo incontrato. I pesci riflettono piuttosto bene le onde sonore perché il corpo di un pesce (e principalmente la vescica natatoria e il muscolo) ha una densità diversa da quella dell'acqua.

L'uso dei sistemi acustici per la determinazione delle abbondanze e la distribuzione della fauna ittica presenta alcuni vantaggi rispetto ai metodi di campionamento tradizionali. Se ne ricordano di seguito alcuni:

- a) L'idroacustica è una tecnica non invasiva: il pesce non viene direttamente catturato.
- b) La velocità del suono nell'acqua è decisamente veloce (1500 m/s) tanto da rendere possibile il campionamento dell'intera colonna d'acqua in brevissimo tempo.
- c) Grazie ai numerosi software di analisi dei dati si possono ottenere mappe dettagliate della distribuzione della biomassa e del numero dei pesci anche per corpi idrici di superficie e volume notevole.
- d) Si possono agevolmente superare i problemi di rappresentatività dovuti alla distribuzione non omogenea della fauna ittica che con altri metodi sarebbe determinata poco efficacemente.

Le tecniche acustiche tuttavia non permettono di determinare direttamente la specie ittica di cui viene registrato il segnale acustico. Alcuni problemi si possono registrare nel campionamento di ambienti acquatici poco profondi a causa del fenomeno "di fuga" del pesce. Infine i sistemi acustici necessitano di

personale specializzato che conosca non solo la tecnologia ma anche l'ambiente che si intende monitorare.

Per tutta questa serie di motivazioni il monitoraggio della fauna ittica mediante sistemi idroacustici deve essere integrato con le altre tecniche di monitoraggio ed in particolare il campionamento con reti multimaglia e l'elettropesca. È sulla base dei dati ricavati dai campionamenti standard con RBM e EP che si possono definire con precisione il rapporto numerico e di biomassa tra le specie, le curve di accrescimento e integrare efficacemente le informazioni derivanti dal monitoraggio con ecosonda mediante equazioni presenti in letteratura che relazionano l'intensità del segnale acustico alla specie ittica.

Applicazione di sistemi idroacustici al monitoraggio del Lago di Viverone

Il monitoraggio con ecosonda (Biosonics DT-X, Dual Beam 430 Hz) è stato effettuato l'8 Agosto 2007.

L'indagine è stata condotta lungo transetti distanziati tra loro 200 metri e che coprivano l'intera distanza tra le due sponde del lago (Fig. 26). la distanza tra i transetti è stata scelta in relazione alla superficie lacustre. Maggiore è la superficie lacustre maggiore è la distanza tra i transetti.



Fig. 26. Percorso dell'imbarcazione per il monitoraggio della fauna ittica mediante il sistema idroacustico

I campionamenti sono stati effettuati di notte a partire da un'ora dopo il tramonto fino a completamento delle operazioni (21.00-3.00).

E' stato scelto di eseguire il monitoraggio di notte poiché la fauna ittica presenta mediamente una distribuzione più omogenea e meno concentrata in zone rifugio (macrofite ad esempio) in prossimità del litorale. Pertanto è proprio nelle ore notturne che si riescono ad acquisire le informazioni più realistiche sulla distribuzione e abbondanza assoluta della fauna ittica.

Risultati

Il risultato iniziale è stato quello di poter ottenere una mappa batimetrica del Lago di Viverone (Fig. 27)

Bathymetry, Lake Viverone, 07 August 2007

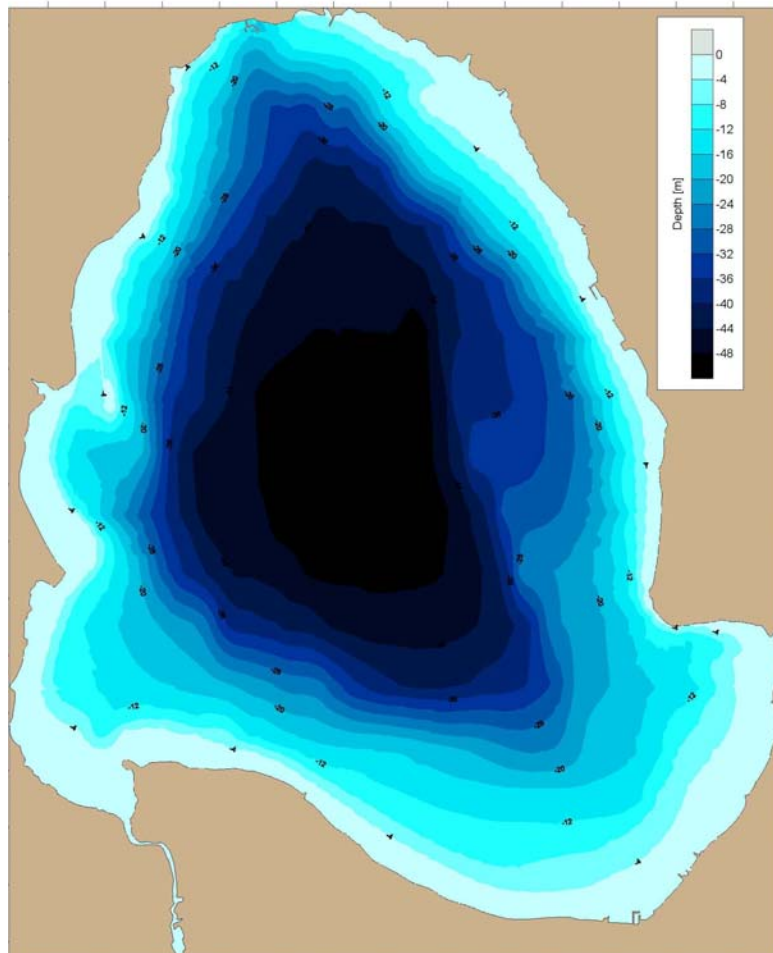


Fig. 27. Mappa batimetria del lago di Viverone

Per quanto riguarda più specificatamente la fauna ittica si è determinata la densità acustica nella zona di litorale, in quella pelagica, nell'epilimnio (0-17 metri) e nell'ipolimnio (17-fondo). Il numero di segnali rilevati dallo strumento (ogni segnale = 1 pesce) ha permesso di ricostruire la distribuzione della fauna ittica a partire dalla profondità di 3 metri.

I risultati sono i seguenti:

- 1) una maggior densità acustica nella zona litorale (5-10 metri di profondità) rispetto a quella pelagica (10-50 m) e una maggiore densità acustica in prossimità delle sponde maggiormente antropizzate (Fig. 28)
- 2) una maggior (500 volte) densità acustica nell'epilimnio (0-17 metri) rispetto all'ipolimnio (17-fondo) (Fig. 29).

Fish density, Lake Viverone, 07 August 2007

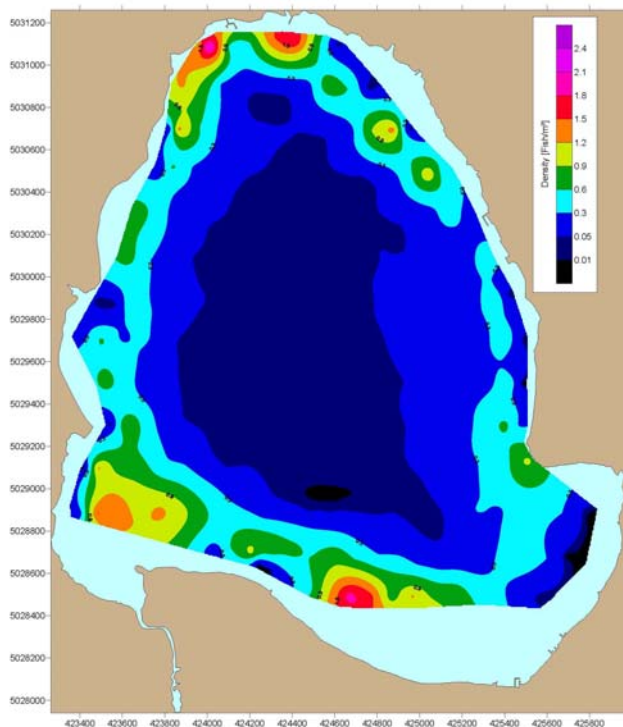
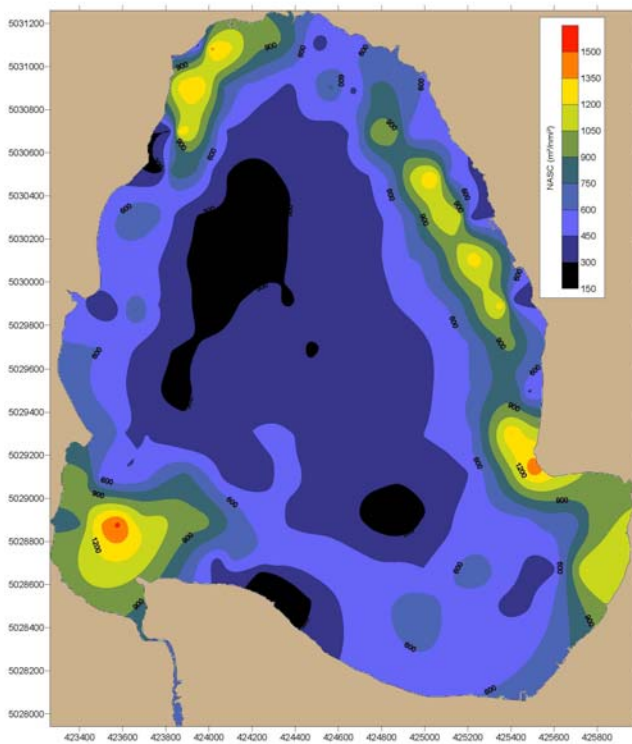


Fig. 28. Densità (n.pesci m⁻³) della fauna ittica determinata mediante monitoraggio con sonar.

NASC (0-17m depth), Lake Viverone, 07 August 2007



NASC (17m-bottom), Lake Viverone, 07 August 2007

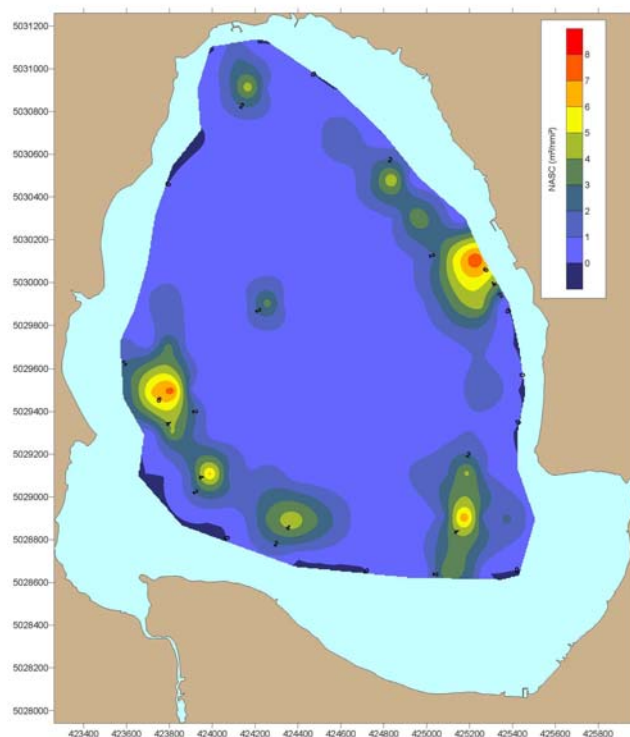


Fig. 29. Densità acustica nell'epilimnio e nell'ipolimnio.

L'approccio utilizzato si è rivelato di estrema utilità perchè ha permesso in breve tempo (6 ore) di ottenere una mappatura delle abbondanza e della distribuzione "acustiche" della fauna ittica nell'intero Lago di Viverone.

I dati così ottenuti dovranno essere integrati con quanto emergerà dai campionamenti con reti multimaglia e elettropesca e permetteranno di determinare con precisione la abbondanza assoluta sia in termini di biomassa totale che di biomassa specifica.

L'insieme dei dati (composizione in specie, abbondanza e struttura di popolazione) acquisiti mediante le tre tecniche di monitoraggio proposte (Elettropesca, Reti Multimaglia Branchiali e sistemi idroacustici) permetteranno di applicare l'Indice di stato ecologico (Lake Fish Index - LFI) di seguito proposto.

Lake Fish Index: Indice di stato ecologico dell'ittiofauna lacustre

Tutte le informazioni acquisite (specie chiave, specie tipo-specifiche, dati del monitoraggio) sono necessari all'applicazione dell'indice di stato ecologico denominato Lake Fish Index (LFI).

L'indice in questione è un indice multimetrico, e si propone di permettere una valutazione il più possibile oggettiva dello stato ecologico della fauna ittica in un ecosistema lacustre. L'impianto dell'indice è basato sull'indice austriaco (Gassner et al. 2007). Sono state effettuate alcune modifiche considerando le peculiarità delle acque italiane. In particolare è stata aggiunta una metrica che considera le specie alloctone.

Il **Lake Fish Index** considera i seguenti elementi: **composizione in specie, abbondanze e struttura della comunità**. Quindi è **WFD compliant**.

LAKE FISH INDEX

| LAGO | METRICA | PUNTEGGIO | | | | |
|------|---|-----------|----------|-----------|----------|-------------------|
| | | 4 | 6 | 8 | 10 | 12 Riferimento |
| 1 | Indice di abbondanza relativa della specie chiave | 0 | 1 | 2 | 3 | 4 |
| 2 | Indice di struttura della specie chiave | 0 | 2-3-4 | | | 5 |
| 3 | % di specie tipo-specifiche di cui si verifica il successo riproduttivo | <35% | 36-50% | 51-65% | 66-80% | >80% |
| 4 | Diminuzione del numero di specie tipo-specifiche | >40% | 31-40% | 21-39% | 11-20% | <11% |
| 5 | Rapporto Specie aliene/ Specie autoctone | >10 | 10-0.5 | 0.49-0.35 | 0.34-0.2 | <0.2 |
| 6a | Incremento della biomassa teorica | >300% | 200-300% | 100-199% | 25-99% | <25% |
| 6b | Decremento della biomassa teorica | >80% | 65-80% | 50-64% | 25-49% | <24% |

TOTALE: <32=BAD; 33-39=POOR; 40-48= MODERATE; 49-62=GOOD; 63-72 HIGH STATUS

TOTALE: <30=BAD; 30-36=POOR; 37-43= MODERATE; 44-51=GOOD; 52-60 HIGH STATUS

Definizione delle singole metriche

L'indice LFI può essere applicato a qualsiasi tipologia lacustre.

L'indice è calcolato dalla somma dei singoli valori assunti da ciascuna delle 6 metriche considerate:

1. Indice di abbondanza relativa della specie chiave
2. Indice di struttura della specie chiave
3. % di specie tipo-specifiche e chiave di cui si verifica il successo riproduttivo mediante i campionamenti standard
4. diminuzione % del numero di specie tipo-specifiche
5. ratio specie aliene/autoctone
6. (a) incremento della biomassa teorica
6. (b) decremento della biomassa teorica

Metrica 1: indice di abbondanza relativa della specie chiave*¹

- L'indice di abbondanza relativa (Tab. 16) considera il numero di individui della specie chiave catturati durante il monitoraggio con reti multimaglia e elettropesca (MONITORAGGIO STANDARD).

Tab. 16. Indice di abbondanza relativa e punteggio associato

| Punteggio | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 |
|------------------|---|--|-----|------|-----|
| Numero individui | non catturati né segnalati negli ultimi 5 anni da osservazioni o statistiche di pesca | non catturati nel monitoraggio ma segnalati da osservazioni e statistiche di pesca negli ultimi 5 anni | 1-5 | 6-50 | >50 |

*se il popolamento della specie chiave è sostenuto da immissioni, il punteggio della singola specie chiave deve essere scalato di una categoria.

¹qualora le specie chiave siano più di una, si deve fare una media aritmetica del valore dei due indici di abbondanza ed eventualmente approssimare il risultato all'unità superiore.

Metrica 2: indice di struttura di popolazione

- L'indice di struttura utilizzato è il PROPORTIONAL STOCK DENSITY INDEX (PSD) (Gablehouse, 1984; Zick et al. 2006).

$$PSD = \frac{Ni \geq \text{lunghezza min qualità}}{Ni \geq \text{lunghezza min stock}} \times 100$$

1. Lunghezza min. $Stock = L_m - (Trofeo - L_m)/3$
2. Lunghezza min. $Qualità = L_m$
3. $Trofeo = L_{tot} \geq 0.8 \times (L_{inf})$

Dove L_{inf} è la lunghezza massima teorica della specie considerata. Il valore di L_{inf} deve essere riferito a un popolamento prossimo a condizioni di naturalità.

La L_m ossia la lunghezza alla maturità può essere definita o da indagini di campo o dall'equazione di Froese & Binohlan (2000)

$$L_m = 10 \times (0.9459 \times \text{Log}_{10}(L_{inf}) - 0.165)$$

Tab. 17. Indice di struttura

| Valore indice di struttura specie chiave | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 |
|---|---------|-------------|---|-------|---|
| Valore PSD | <25/>75 | 25-34/66-75 | | 35-65 | |

I valori di PSD variano dal valore 1 al valore 5 (Tab. 17)

Questo indice permette di attribuire un punteggio alla qualità (equilibrato-non equilibrato) della struttura di una popolazione a partire dalla sola lunghezza totale dei pesci campionati.

Si presta pertanto ad esser applicato facilmente, senza la determinazione dell'età dei pesci.

Metrica 3: successo riproduttivo delle specie chiave e delle specie tipo-specifiche (richiesto esplicitamente dalla 2000/60/CE).

Il successo riproduttivo è verificato se nel corso dei campionamenti standard sono catturati giovani dell'anno (0^+) delle specie chiave e tipo-specifiche.

Metrica 4: diminuzione del numero di specie tipo-specifiche.

Deve essere tenuta in considerazione la variazione negativa del numero delle specie tipo-specifiche come indicazione di alterazione della comunità ittica di riferimento.

Metrica 5: rapporto specie ittiche aliene/autoctone

In questa metrica si attribuisce un peso negativo alla presenza eccessiva delle specie aliene.

La presenza di specie alloctone è, almeno teoricamente, un "fattore di pressione" che può determinare un impatto, anche significativo, sulle comunità ittiche autoctone.

In questa metrica si considerano tutte le specie autoctone (presenti al 1900) nelle singole ecoregioni.

Si deve tuttavia essere consapevoli che la Direttiva, al momento, non prevede tra le pressioni antropiche la presenza di specie aliene.

Metrica 6a/6b: l'abbondanza assoluta della fauna ittica in un bacino lacustre è generalmente funzione della produttività del sistema. Esiste una relazione che permette di collegare la biomassa assoluta della fauna ittica alla trofia di un bacino lacustre. Tale relazione è lineare tra la oligotrofia e la mesotrofia secondo l'equazione $BM = 3.8148 * [TP]^{1.094}$ dove TP è la concentrazione media di fosforo totale.

Il fenomeno dell'eutrofizzazione comporta un aumento generale della produttività di un ecosistema lacustre e conseguentemente un aumento della produttività ittica.

Conoscendo la concentrazione di Fosforo totale teorica in un determinato bacino lacustre (determinabile utilizzando modelli appositi o studi paleolimnologici) è possibile stimare la biomassa teorica della fauna ittica.

Lo scarto % tra la biomassa teorica e quella determinata da monitoraggio con sistemi idroacustici fornirà il valore per determinare il punteggio di questa metrica.

Una diminuzione della biomassa rispetto a quella teorica indica una perturbazione negativa del sistema viene quindi considerata nella metrica (6b).

L'acquisizione dei dati dal monitoraggio idroacustico può essere effettuata in un secondo tempo (anno successivo) rispetto ai dati da monitoraggio standard.

L'indice può prevedere infatti due fasi attuative:

- 1) una fase di applicazione con i dati acquisiti dai monitoraggi standard, la prima fase di INTERCALIBRAZIONE a livello di GIG, e
- 2) la fase di completamento con i dati idroacustici.

Nel corso del primo step i valori dell'indice devono essere calibrati sulle metriche 1-5 (e quindi il range sarà 0-60).

Dati richiesti per l'applicazione del Lake Fish Index (LFI)

- **Informazioni storiche** sulla composizione in specie (CNR-ISE)
- **Dati del monitoraggio** (protocollo APAT-MATTM)
- Dati monitoraggio idroacustico: da acquisire.

Conclusioni

La sperimentazione condotta sul Lago di Viverone ha avuto lo scopo di realizzare una sorta di "prova generale" dei principi e delle indicazioni metodologiche contenute nella Direttiva Quadro sulle Acque (2000/60/CE). In particolare, le indagini condotte nel quadro del presente progetto sono state finalizzate a fornire agli enti gestori gli strumenti per condurre un'azione di monitoraggio efficace dei laghi ai sensi della Direttiva 2000/60/CE, con particolare attenzione alle idonee metodiche di campionamento da impiegare, alla frequenza temporale con cui eseguire i prelievi, alla costruzione di piani di monitoraggio rappresentativi della dinamica stagionale delle biocenosi lacustri. Anche se lo studio è stato concentrato quasi esclusivamente su di un ambiente, il Lago di Viverone, utilizzando a supporto, limitatamente ad alcune variabili, anche dati raccolti sul Lago di Candia, riteniamo che le indicazioni emerse possano avere carattere generale e trovare quindi applicazione nel monitoraggio di diverse tipologie di ambienti lacustri.

L'analisi dei singoli elementi di qualità (fitoplancton, macrofite, macroinvertebrati e pesci) ha messo in evidenza l'esistenza di problemi comuni e di problemi più specifici, anche attraverso la sperimentazione in campo di tecniche e metodi non usuali nel monitoraggio limnologico.

Per quanto riguarda il fitoplancton i dati raccolti hanno evidenziato come la variabilità spaziale e temporale rappresenti un fattore critico per la classificazione di qualità ecologica a partire dallo studio delle comunità algali. L'analisi statistica ha fatto escludere l'esistenza di differenze significative nella distribuzione orizzontale dei popolamenti algali, sia su base giornaliera che stagionale, portando, quindi, a giustificare la scelta di una singola stazione centrale di campionamento come rappresentativa delle condizioni generali dell'ambiente. Diverso il risultato per quanto riguarda la distribuzione orizzontale, fortemente influenzata dalla stratificazione termica e dalla posizione del metalimnio, soggetto ad una forte variabilità stagionale. La dipendenza dello strato di massima concentrazione algale dalla struttura termica della colonna d'acqua impone di considerare attentamente il profilo verticale di temperatura prima di scegliere lo strato d'acqua da campionare, in modo da non escludere il metalimnio, dove spesso si concentra la maggior parte dei popolamenti algali. Infine, un altro aspetto critico è rappresentato dalla frequenza di campionamento: il prelievo di un campione in alcuni mesi e non in altri può portare ad errori nella valutazione di qualità dell'ambiente, come dimostrato applicando un indice di qualità su serie di dati ottenuti con frequenza e stagionalità diverse.

L'attività svolta sulla comunità macrofita è consistita nell'applicazione di un protocollo standard per la raccolta delle informazioni relative alla composizione e all'abbondanza delle fitocenosi in ambito lacustre. Il protocollo adottato è stato testato al fine di valutarne l'efficienza e l'efficacia anche in termini di impiego di risorse e di tempo. In prima istanza è emerso come una attenta analisi perlustrativa sia di estrema importanza, infatti una attenta individuazione delle zone omogenee (siti) permette di ridurre lo sforzo di campionamento senza incappare in una perdita di informazioni. E' risultato altresì importante definire una metodologia di stima dell'abbondanza delle

diverse specie per l'intero lago che sia confrontabile con quelle presenti in ambito internazionale. Infatti l'impossibilità di definire un indice macrofitico in Italia è dovuta da un lato alla mancanza di informazioni sulle fitocenosi e dall'altro dall'impossibilità di identificare comunità di riferimento presenti in ambienti inalterati. Lo studio sul Lago di Viverone, almeno per ciò che riguarda lo studio della comunità macrofitica, rappresenta una prima assoluta e si può considerare come riferimento per gli studi futuri.

Relativamente alla comunità macrobentonica, l'indagine effettuata sul Lago di Viverone ha permesso di mettere a punto un piano di monitoraggio ed un protocollo di campionamento in adempimento a quanto richiesto dalla Direttiva Acque 2000/60/CE. Tale piano di monitoraggio potrà essere quindi adottato su vasta scala su altri laghi italiani, semplicemente adattando le metodiche alle diverse caratteristiche dei diversi ambienti. Tale tipo di indagine ha consentito infatti di stabilire quali e quanti transetti scegliere per ogni tipologia lacustre, di approfondire le conoscenze sulla chimica delle acque e dei sedimenti, e di conoscere la composizione granulometrica del sedimento e quella qualitativa della comunità bentonica. Infine l'uso dell'Indice biologico relativo alla comunità bentonica, considerato soprattutto nella sua distribuzione con la profondità, si è rivelato un valido metodo di diagnosi dei laghi, considerando l'importanza del monitoraggio a lungo termine come intervento idoneo per ambienti già compromessi e vulnerabili per il marcato deficit di ossigeno ipolimnico e per il tempo teorico di ricambio delle acque piuttosto lungo.

Le indagini sulla fauna ittica sono state condotte con la finalità di testare una metodologia innovativa per la determinazione della abbondanza totale come richiesto dalla Direttiva 2000/60/CE. In particolare, è stato applicato il monitoraggio con ecosonda (Biosonics DT-X, Dual Beam 430 Hz), che ha permesso di ottenere in breve tempo una mappatura dell'abbondanza e della distribuzione "acustiche" della fauna ittica nell'intero Lago di Viverone. I risultati hanno messo in evidenza una maggior densità acustica nella zona litorale (5-10 metri di profondità) rispetto a quella pelagica (10-50 m) ed in prossimità delle sponde maggiormente antropizzate. Inoltre è risultata una maggior (500 volte) densità acustica nell'epilimnio (0-17 metri) rispetto all'ipolimnio (17-fondo). I dati così ottenuti e integrati con quanto emergerà dai campionamenti con reti multimaglia e elettropesca (Protocollo di campionamento della fauna ittica nei laghi - APAT) permetteranno di conoscere l'abbondanza assoluta della fauna ittica del Lago di Viverone e di delineare una metodica di applicabilità generale ad altri ambienti lacustri. Inoltre, l'insieme dei dati (composizione in specie, abbondanza e struttura di popolazione) così raccolti permetterà di applicare un indice di qualità ecologica della fauna ittica lacustre alla luce di quanto richiesto dalla Direttiva 2000/60/CE.

Bibliografia

Tassonomia

- AA.VV., coordinatore S. Ruffo. Guide per il riconoscimento delle specie animali delle acque interne italiane, Collana del progetto finalizzato 'Promozione della qualità dell'ambiente', 29 volumi, Verona 1977-1985.
- Brinkhurst, R.O. & B.G.M. Jamieson. 1971. Aquatic Oligochaetae of the world. Oliver & Boyd, Edinburgh: 860 pp.
- John, D.M., B.A. Whitton & A.J. Brook. 2003. The Freshwater Algal Flora of the British Isles. An identification guide to freshwater and terrestrial algae. Cambridge University Press. 702 pp.
- Lencioni, V., L. Marziali & B. Rossaro. 2007. I Ditteri Chironomidi: morfologia, tassonomia, ecologia, fisiologia e zoogeografia. Quaderni del Museo Tridentino di Scienze Naturali, 1: 172 pp.
- Pignatti S., 1982 Flora d'Italia. Edagricole, Bologna.
- Timm, T. 1999. A Guide to Estonian Annelida. Estonian Academy Publishers: 207 pp.
- Wiederholm, T. (ed.). 1983. Chironomidae of the Holarctic region. Keys and Diagnoses. Part I: Larvae. Entomologica Scandinavica, Supplement 19: 457 pp.
- Wiederholm, T. (ed.). 1986. Chironomidae of the Holarctic region. Keys and Diagnoses. Part II: Pupae. Entomologica Scandinavica, Supplement 28: 482 pp.
- Wiederholm, T. (ed.). 1989. Chironomidae of the Holarctic region. Keys and diagnoses. Part III: Adult males. Entomologica Scandinavica, Supplement 34: 532 pp.

Ricostruzione della comunità ittica tipo-specifica

- Bettoni, L. 1887. La Pesca sul Benaco. Italia Agricola.
- Berg, A. e E. Grimaldi. 1965. Biologia delle due forme di coregone (Coregonus sp.) nel Lago Maggiore. Mem. Ist. Ital. Idrobiol. 18:25-196.
- Canestrini, R. 1885. I pesci del Trentino. Annuario della Società degli Alpinisti tridentini.
- De Filippi. 1844. Cenni sui pesci d'acqua dolce della Lombardia. Notizie naturali e civili sulla lombardia.
- Festa, E. 1892. I Pesci del Piemonte. Bollettino dei Musei di Zoologia ed Anatomia Comparata. Università di Torino.
- Gandolfi, G., S. Zerunian, P. Torricelli, A. Marconato. 1991. I Pesci delle acque interne italiane. Istituto Poligrafico e Zecca dello Stato.
- Garbini, A. 1897. Osservazioni e dati statistico economici sui pesci e sulla pesca del benaco. Serie Limnologica (18). Tip. Franchini (VERONA)
- Giussani G. 1997. Appunti sulla fauna ittica di acqua dolce. Documenta dell'Istituto Italiano di Idrobiologia 59: 174 pp.
- Largaiolli, V. 1902. Distribuzione dei pesci nei bacini idrografici del Trentino. Tridentum (I-II).
- Monti, M. 1846. Ittiologia della Provincia e della Diocesi di Como.

- Monti, M. 1864. Notizie dei pesci delle provincie di Como e Sondrio e del Canton Ticino. Tip. Carlo Franchi (COMO).
- Monti, R. 1910. La vita negli alti laghi alpini. Rivista mensile di Sci. Nat. Vol.1.
- Monti, R. 1903. Le condizioni favorevoli all Piscicoltura ne Laghi Ossolani e Valdostani. Acquicoltura Lombarda.
- Monti, R. 1929. Biologia dei Coregoni nei laghi Italiani. Rivista di Biologia, XI (III-IV)
- Scotti, L. 1898. La distribuzione dei Pesci d'acqua dolce in Italia. TIp. Civelli (ROMA).

Generale

- Anderson, R.O. and R.M. Neumann, 1996. Length, weight and Associated structural indices. In : Fisheries techniques. Murphy, B.R., Willis, D.W. (Eds) American Fisheries Society. Bethesda.
- APAT & CNR-IRSA. 2003. Metodi analitici per le acque. Manuale 29, Vol. I, II, III.
- APAT e CNR-IRSA. 2003. Determinazione della clorofilla: metodo spettrofotometrico. In: Metodi analitici per le acque. Metodo 9020. Vol. 3. 1137-1142.
- Appelberg, M., H.-M. Berger, T. Hesthagen, E. Kleiven, M. Kurkilahti, J. Raitaniemi and M. Rask. 1995. Development and intercalibration of methods in Nordic freshwater fish monitoring. Water, Air and Soil Pollution 85, 401-406.
- Borgstrøm, R. 1992. Effect of population density on gillnet catchability in four allopatric populations of brown trout (*Salmo trutta*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 49, 1539-1545.
- Brower, J.E., J.H. Zar & C.N.von Ende. 1998. Field and laboratory methods for general ecology. WCB, Mc Graw-Hill: 273 pp.
- F. Buzzi, A. Dalmiglio, L. Garibaldi, A. Marchetto, G. Morabito, N. Salmaso, G. Tartari, B. Thaler. 2007. *Indici fitoplanctonici per la valutazione della qualità ecologica dei laghi della regione alpina*. Documento presentato al Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare
- Edmonson, W.T. & G.G. Winberg. 1971. A manual on methods for the assessment of secondary productivity in fresh waters. Blekwell Scientific Publications, Handbook 17.
- European Union, 2000. Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy. Official Journal of the European Communities L 327, 22.12.2000, 1 – 72.
- Flannagan, J.F. 1970. Efficiencies of various grabs and corers in sampling freshwater benthos. J. Fish. Res. Bd. Can., 27: 1691-1700.
- Froese R., C. Binohlan, 2000. Empirical relationships to estimate asymptotic length, length at first maturity and length at maximum yield per recruit in fishes, with a simple method to evaluate length frequency data. *Journal of Fish Biology*, 56: 758-773

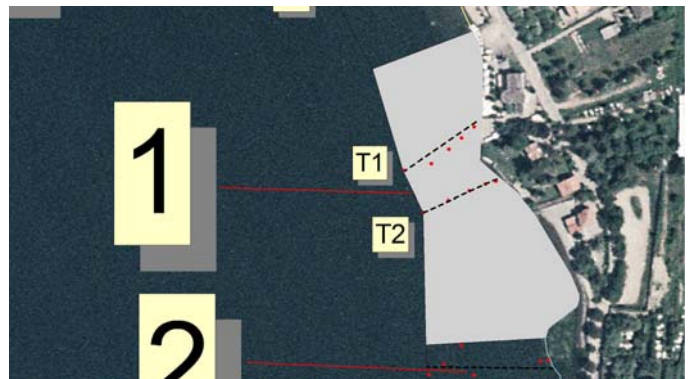
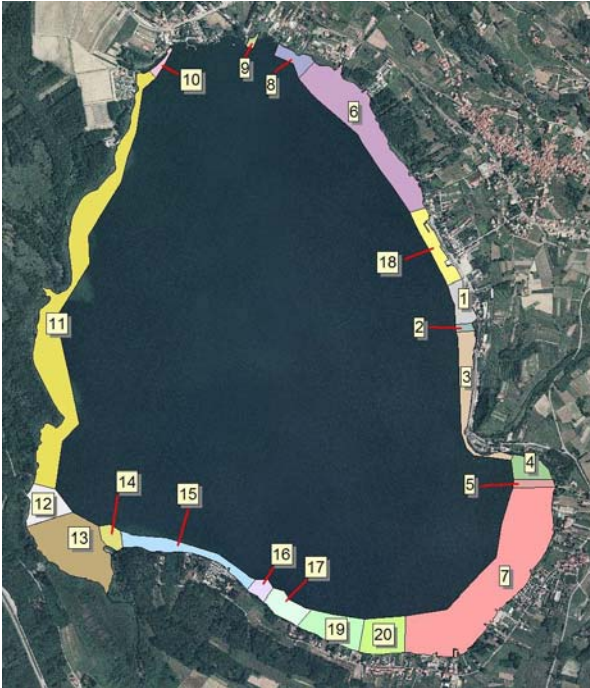
- Gablehouse D.W. Jr., 1984. A length categorization system to assess fish stocks. *N. American Journal of Fishery management*, 4:273-285
- Gandolfi G., S. Zerunian, P. Torricelli, A. Marconato. 1991. I pesci delle acque interne italiane. Ist. Poligr. E Zecca dello Stato, Roma.
- Gassner, H., J. Wazembock, D. Zick, G. Tichler, B. Lahnsteiner. 2005. Development of a fish based lake typology on the reconstructed historical fish community. *Internat. Rev. Hydrobiol.*90:422-432.
- Gazzetta Ufficiale. Supplemento ordinario. 1992. Approvazione dei "Metodi ufficiali di analisi chimica del suolo", Supplemento G.U., 121: 11-14
- Giussani G. 1997. Appunti sulla fauna ittica di acqua dolce. *Documenta dell'Istituto Italiano di Idrobiologia* 59: 174 pp.
- Heinis, F. & C. Davids. 1993. Factors governing the spatial and temporal distribution of chironomid larvae in the Maarsseveen Lakes with special emphasis on role of oxygen condition. *Neth. J. Aquatic. Ecol.*, 27: 21-34.
- Hillebrand, H., C. Duersele, D. Kirschtel, U. Pollinger & T. Zohary, 1999. Biovolume calculation for pelagic and benthic microalgae. *Journal of Phycology* 35: 403-424.
- Hobro, R. & E. Willen, 1977. Phytoplankton countings. Intercalibration results and recommendations for routine work. *Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie* 62: 805-811.
- ISO 9391.1993. Water quality. Sampling in deep waters for macro-invertebrates. Guidance on the use of colonization, qualitative and quantitative samplers. 13 pp.
- ISO/TC 147/SC5. In press. Water Quality. Guidance on the selection of sampling methods and devices for benthic macroinvertebrates in freshwaters. 24 pp.
- Lund, J.W.G., C. Kipling & E.D. Le Cren. 1958. The inverted microscope method of estimating algal numbers and the statistical basis of estimations by counting. *Hydrobiologia*, 11: 143-170.
- Manuale UNICHIM n. 168. 1995. Acque destinate al consumo umano. Metodi microbiologici. Parte II. M.U. 1041, Determinazione della clorofilla *a*. 7 pp.
- Marchetto, A. and R. Bettinetti 1985. Reconstruction of the phosphorus history of two deep, subalpine Italian lakes from sedimentary diatoms, compared with long-term chemical measurements. *Mem. Ist Ital Idrobiol* 53: 27
- McIntyre, A.D., J.M. Elliott & D.V. Ellis. 1984. Charter 1. Introduction: design of sampling programmes. In: Holme N.A. & A.D. McIntyre (eds), *Methods for the study of marine benthos*. Blekwell Scientific Publications, Handbook 16: 1-26.
- McLennan, D.N. and J. Simmons. 1992. *Fisheries Acoustics*. Chapman & Hall, London 325 pp.
- Merrit, R.W. & K.W. Cummins (eds). 1996. *An introduction to the aquatic insects of North America*. 3rd ed. Kendall/Hunt, Dubuque, IA.
- Morabito, G., D. Ruggiu & P. Panzani. 2002. Recent dynamics (1995-1999) of the phytoplankton assemblages in Lago Maggiore as a basic tool for defining association patterns in the Italian deep lakes. *J.Limnol.*, 61(1): 129-145

- Murphy, B.R. and D.W. Willis. 1996. Fisheries techniques. American Fisheries Society Bethesda, Maryland, USA.
- Olin, M., M. Rask, J. Ruuhijärvi, M. Kurkilahti, P. Ala-Opas and O. Ylönen. 2002. Fish community structure in mesotrophic and eutrophic lakes of southern Finland: the relative abundances of percids and cyprinids along a trophic gradient. *Journal of Fish Biology* 60, 593-612.
- Paris, G. 1997. Fitoplancton: cenni di sistematica, identificazione e conteggio. *Biologia Ambientale*, 11 (2): 19-29.
- Rossaro, B. 2005. Review of available information on lake macroinvertebrates in Italy, their use as lake quality indicators and in lake classification, scaricabile da: <http://users.unimi.it/~roma1999/rossaro.html>.
- Rossaro, B., A. Boggero, V. Lencioni, L. Marziali & A. Solimini. 2006. Tools for the development of a benthic quality index for Italian lakes. *J. Limnol.*, 65: 41-51.
- Rossaro, B., L. Marziali, A.C. Cardoso, A. Solimini, G. Free & R. Giacchini. 2007. A biotic index using benthic macroinvertebrates for Italian lakes. *Ecol. Indic.*, 7: 412-429.
- Rott, E., 1981. Some results from phytoplankton counting intercalibrations. *Schweizerische Zeitschrift fuer Hydrologie* 43: 34-63.
- Rott, E., N. Salmaso, E. Hoehn, 2007. Quality control of Utermoehl-based phytoplankton counting and biovolume estimates—an easy task or a Gordian knot? *Hydrobiologia*, 578: 141-146.
- Schaumburg, J., C. Schranz, G. Hofmann, D. Stelzer, S. Schneider and U. Schmedtje. 2004. Macrophytes and phytobenthos as indicators of ecological status in Germany lakes - a contribution to implementation of the Water Framework Directive. *Limnologica*, 34: 302-314.
- Schaumburg, J., C. Schranz, D. Stelzer and G. Hofmann. 2007. Action Instruction for the ecological Evaluation of Lakes for Implementation of the EU Water Framework Directive: Macrophytes and Phytobenthos. *Bavarian Environment Agency*. 69 pp.
- Sournia, A. (Ed.). 1978. Phytoplankton Manual. UNESCO, Paris. 337 pp.
- Stelzer, D., S. Schneider and A. Melzer. 2005. Macrophyte-Based Assessment of Lakes - a contribution to the implementation of European Water Directive in Germany. *Internat. Rev. Hydrobiol.*, 90 (2): 223-237.
- Tachet, H., P. Richoux, M. Bournaud & P. Usseglio-Polatera 2000. Invertébrés d'eaux douces. Systématique, biologie, écologie. CNRS editions, Paris: 588 pp.
- Tartari, G.A. & R. Mosello. 1997. Metodologie analitiche e controlli di qualità nel laboratorio chimico dell'Istituto Italiano di Idrobiologia del Consiglio Nazionale delle Ricerche. *Documenta Ist. ital. Idrobiol.*, 60: 160 pp.
- Ter Braak, C.J.F. 1987. The analysis of vegetation-environment relationships by canonical correspondence analysis. *Vegetatio* 69:69-77.
- UNI EN 14757, 2005. Water quality – Sampling of fish with multi-mesh gillnets
- UNI EN 14757, 2005. Water quality – Sampling of fish with electricity.
- UNI EN 14962, 2006. Water quality – Guidance on the scope and selection of fish sampling methods.

- UNI EN 14184, EN 15460, Manuali e Linee Guida APAT 2007.
- Verneaux, V. & L. Aleya. 1998. Bathymetric distributions of chironomid communities in ten French Lakes: implication on lake classification. *Arch. Hydrobiol.*, 142: 209-228.
- Wentworth, C.K. 1922. A scale of grade and class terms for clastic sediments. *J. Geol.*, 30: 377-392.
- Wiley, M. J. & S. C. Mozley. 1978. Pelagic occurrence of benthic animals near shore in Lake Michigan. *J. Great Lake Res.*, 4: 201-205.
- Wunsam, S. & R. Schmidt. 1985. A diatom-phosphorus transfer function for Alpine and pre-alpine lakes. *Mem. Ist Ital Idrobiol* 53: 85

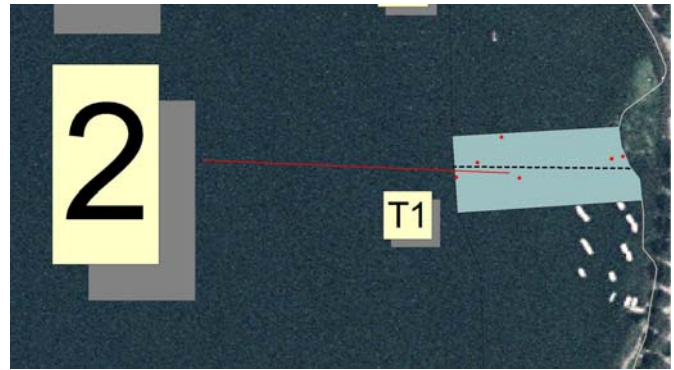
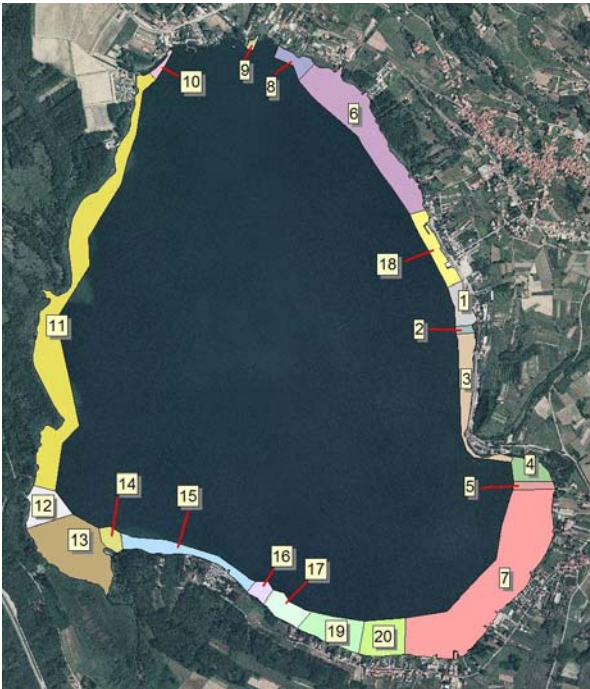
Allegato 1 - Schede di sintesi dei siti per la comunità macrofitica

Sito 1



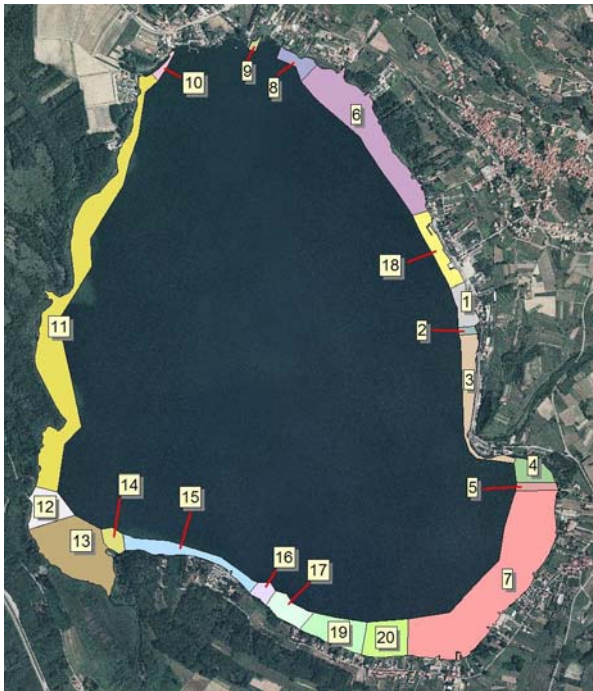
| Sito 1 - Estensione: 262 m | | | | | | | | |
|----------------------------|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|
| Intervallo di profondità | Ms | | Cd | | Nu | | Tn | |
| | T1 | T2 | T1 | T2 | T1 | T2 | T1 | T2 |
| 0-1 | 4 | 4 | 0 | 0 | 4 | 4 | 0 | 0 |
| 1-2 | 4 | 4 | 0 | 0 | 4 | 4 | 2 | 2 |
| 2-3 | 4 | 4 | 3 | 3 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| 3-4 | 3 | 3 | 3 | 3 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| 4-5 | 1 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Media sul transetto | 3.2 | 3.2 | 1.4 | 1.4 | 1.6 | 1.6 | 0.4 | 0.4 |
| Media nel sito | 3.2 | | 1.4 | | 1.6 | | 0.4 | |

Sito 2



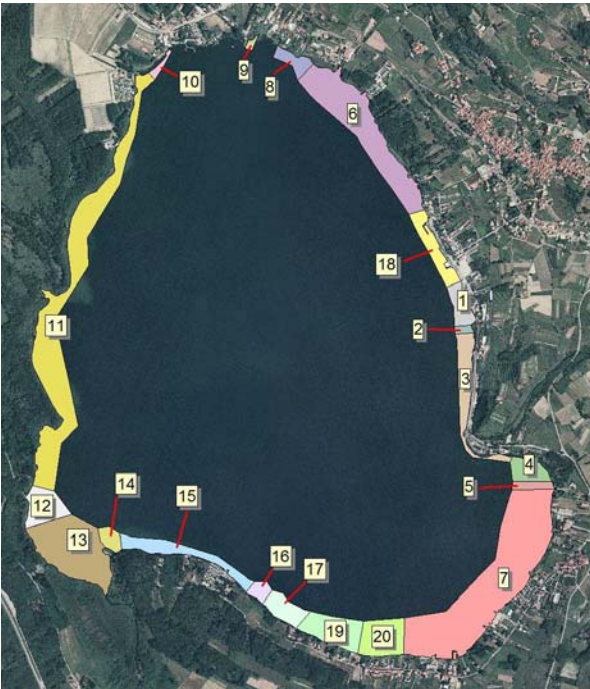
| Sito 2 - Estensione: 46 m | | | |
|---------------------------|-----------|-----------|-----------|
| | <i>Ms</i> | <i>Cd</i> | <i>Tn</i> |
| Intervallo di profondità | T1 | T1 | T1 |
| 0-1 | 4 | 2 | 1 |
| 1-2 | 4 | 0 | 0 |
| 2-3 | 3 | 3 | 0 |
| 3-4 | 1 | 4 | 0 |
| 4-5 | 2 | 3 | 0 |
| 5-6 | 1 | 3 | 0 |
| Media sul transetto | 2.5 | 2.5 | 0.2 |
| Media nel sito | 2.5 | 2.5 | 0.2 |

Sito 3



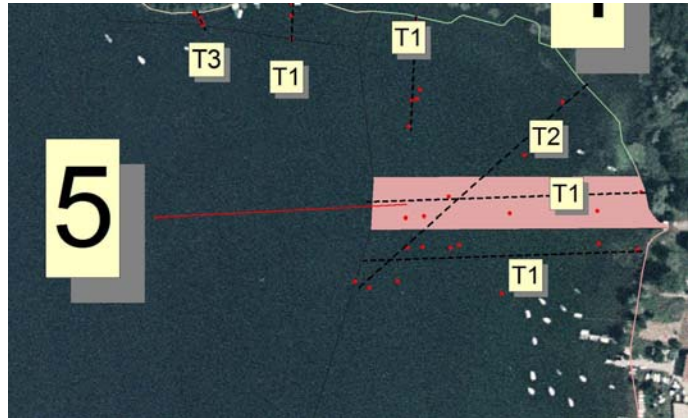
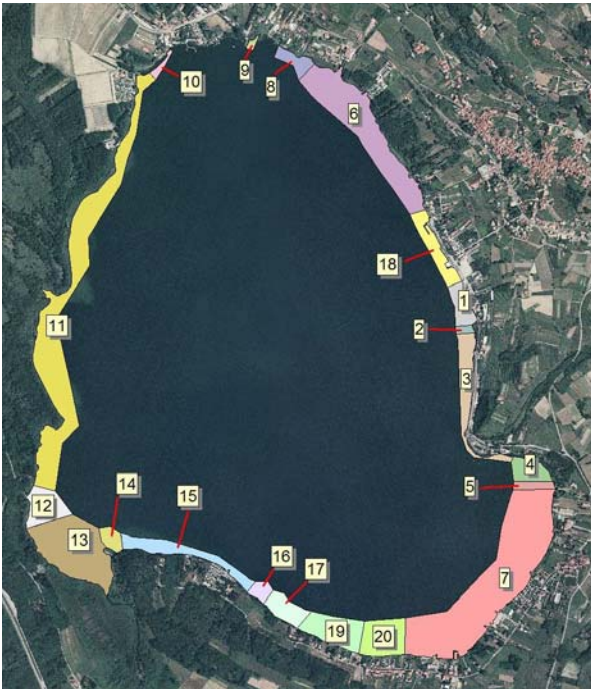
| Sito 3 - Estensione: 852 m | | | | | | | | |
|----------------------------|-----------|-----|-----|-----|-----------|-----|-----|-----|
| Intervallo di profondità | <i>Ms</i> | | | | <i>Cd</i> | | | |
| | T1 | T2 | T3 | T4 | T1 | T2 | T3 | T4 |
| 0-1 | 4 | 4 | 4 | 4 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| 1-2 | 4 | 4 | 4 | 4 | 0 | 0 | 4 | 0 |
| 2-3 | 4 | 4 | 4 | 4 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| 3-4 | 1 | 1 | 4 | 4 | 2 | 1 | 2 | 4 |
| 4-5 | 0 | 1 | 0 | 0 | 4 | 2 | 4 | 2 |
| 5-6 | 0 | | 0 | | 0 | | 4 | |
| Media sul transetto | 2.2 | 2.8 | 2.7 | 3.2 | 1.0 | 0.6 | 2.3 | 1.2 |
| Media nel sito | 2.7 | | | | 1.3 | | | |

Sito 4



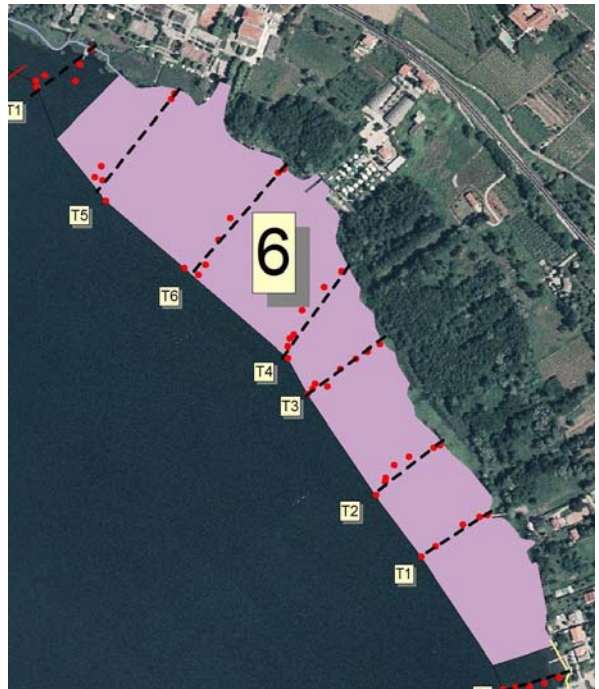
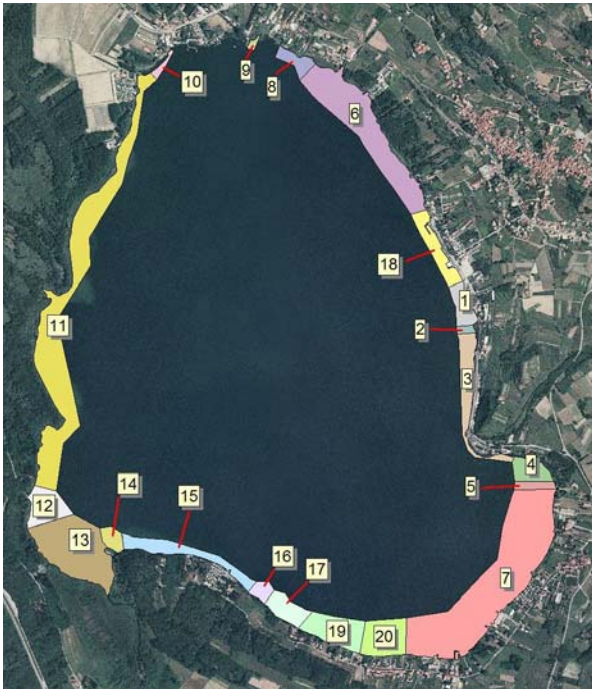
| Sito 4 - Estensione: 269 m | | | | | | |
|---------------------------------|-----------|-----|-----------|-----|-----------|-----|
| | <i>Ms</i> | | <i>Cd</i> | | <i>Tn</i> | |
| | T1 | T2 | T1 | T2 | T1 | T2 |
| Intervallo di profondità | | | | | | |
| <i>0-1</i> | 4 | 0 | 4 | 4 | 1 | 0 |
| <i>1-2</i> | 4 | 0 | 4 | 4 | 0 | 0 |
| <i>2-3</i> | 0 | 4 | 4 | 4 | 0 | 1 |
| <i>3-4</i> | 0 | 0 | 4 | 4 | 0 | 0 |
| <i>4-5</i> | 0 | 0 | 3 | 4 | 0 | 0 |
| <i>5-6</i> | 0 | 0 | 4 | 4 | 0 | 0 |
| Media sul transetto | 1.3 | 0.7 | 3.8 | 4.0 | 0.2 | 0.2 |
| Media nel sito | 1.0 | | 3.9 | | 0.2 | |

Sito 5



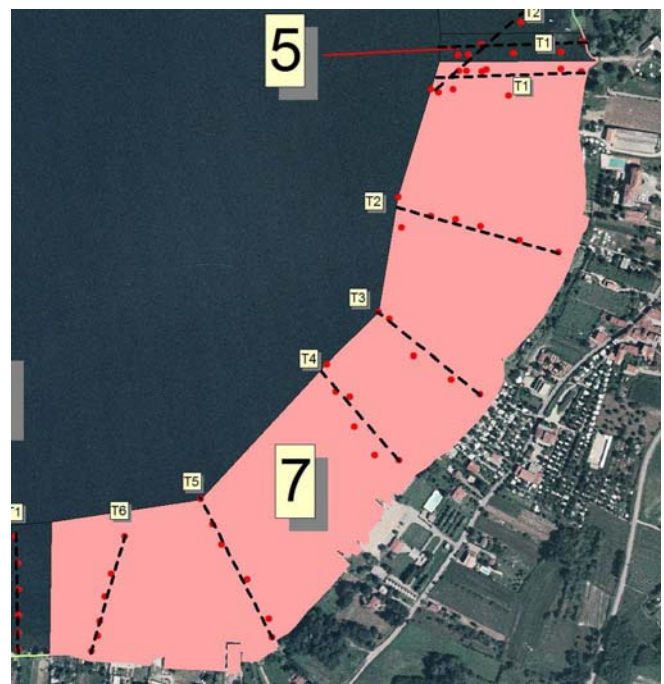
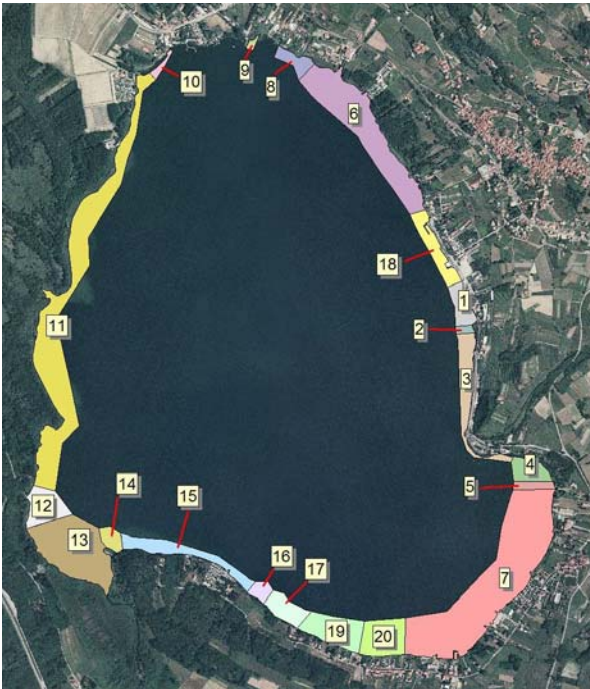
| Sito 5 - Estensione: 51 m | | | |
|---------------------------|-----------|-----------|-----------|
| | <i>Ms</i> | <i>Cd</i> | <i>Nu</i> |
| Intervallo di profondità | T1 | T1 | T1 |
| 0-1 | 0 | 4 | 4 |
| 1-2 | 0 | 4 | 0 |
| 2-3 | 4 | 4 | 0 |
| 3-4 | 0 | 4 | 0 |
| 4-5 | 0 | 4 | 0 |
| 5-6 | 0 | 4 | 0 |
| Media sul transetto | 0.7 | 4.0 | 0.7 |
| Media nel sito | 0.7 | 4.0 | 0.7 |

Sito 6



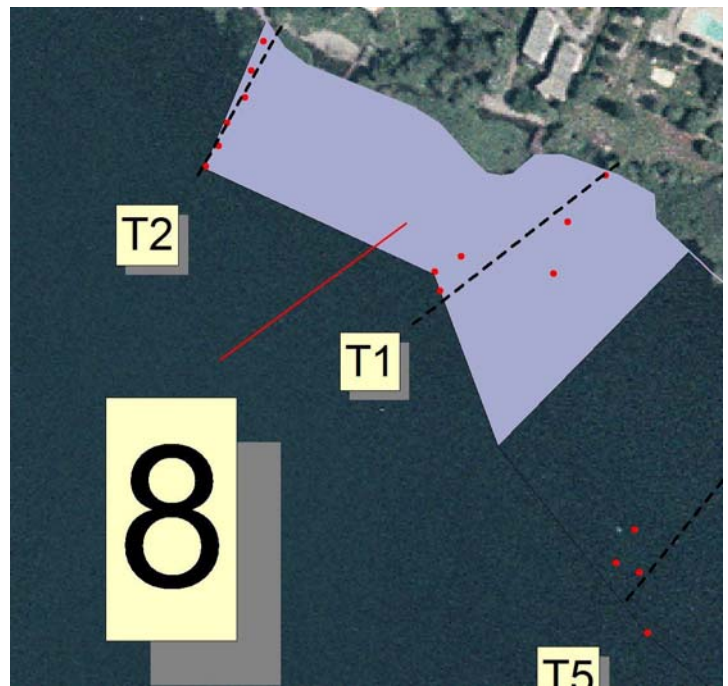
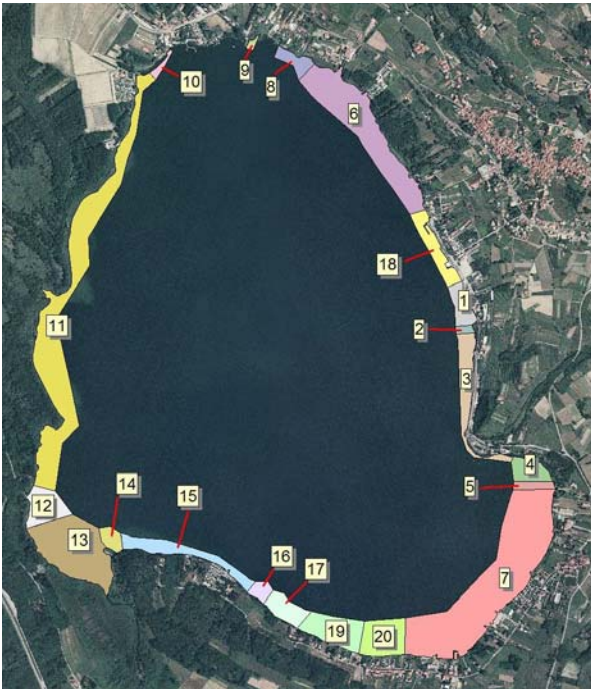
| Sito 6 - Estensione: 1192 m | | | | | | | | | | | | |
|-----------------------------|-----------|-----|-----|-----|-----|-----|-----------|-----|-----|-----|-----|-----|
| | <i>Ms</i> | | | | | | <i>Cd</i> | | | | | |
| Intervallo di profondità | T1 | T2 | T3 | T4 | T5 | T6 | T1 | T2 | T3 | T4 | T5 | T6 |
| 0-1 | 4 | 4 | 0 | 0 | 1 | 4 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 |
| 1-2 | 4 | 4 | 4 | 4 | 4 | 4 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 4 |
| 2-3 | 4 | 4 | 4 | 4 | 4 | 0 | 0 | 4 | 4 | 4 | 2 | 4 |
| 3-4 | 3 | 4 | 4 | 4 | 2 | 0 | 2 | 4 | 4 | 4 | 4 | 3 |
| 4-5 | 1 | 4 | 3 | 4 | 1 | 0 | 2 | 3 | 3 | 1 | 4 | 3 |
| 5-6 | | 2 | 1 | 0 | 0 | 0 | | 1 | 3 | 2 | 3 | 2 |
| 6-7 | | 0 | 2 | 0 | 0 | | | 2 | 3 | 2 | 1 | |
| 7-8 | | | 0 | | | | | | 2 | | | |
| Media sul transetto | 3.2 | 3.1 | 2.3 | 2.3 | 1.7 | 1.3 | 0.8 | 2.0 | 2.4 | 1.9 | 2.4 | 2.8 |
| Media nel sito | 2.3 | | | | | | 2.0 | | | | | |

Sito 7



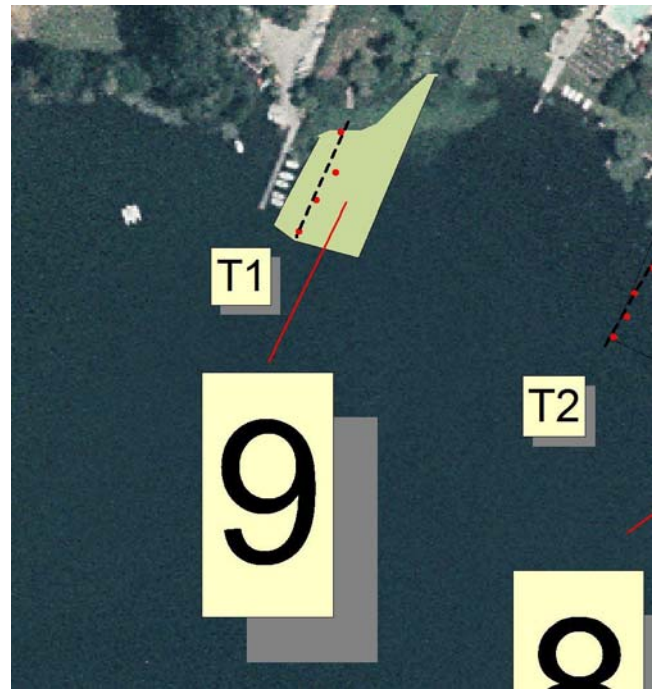
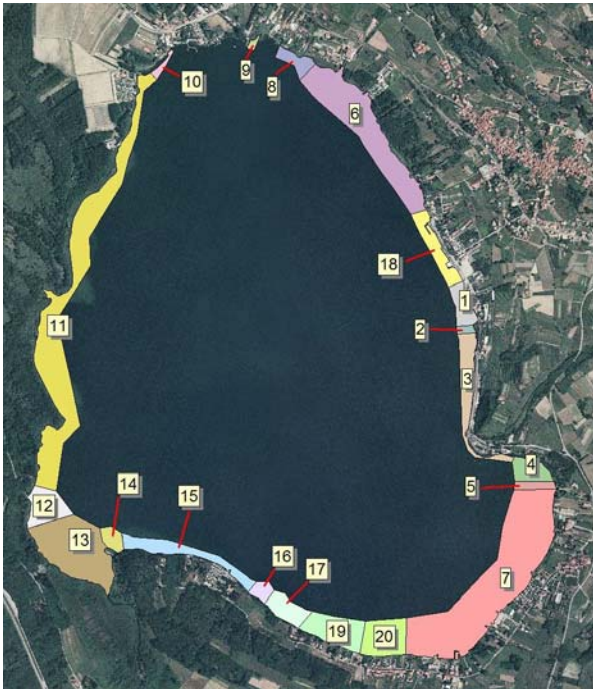
| Sito 7 - Estensione: 1696 m | | | | | | | | | | | | |
|-----------------------------|-----------|-----|-----|-----|-----|-----|-----------|-----|-----|-----|-----|-----|
| Intervallo di profondità | <i>Ms</i> | | | | | | <i>Cd</i> | | | | | |
| | T1 | T2 | T3 | T4 | T5 | T6 | T1 | T2 | T3 | T4 | T5 | T6 |
| 0-1 | 4 | 4 | 4 | 4 | 4 | 4 | 4 | 0 | 0 | 0 | 4 | 0 |
| 1-2 | 4 | 4 | 4 | 4 | 4 | 4 | 4 | 3 | 4 | 4 | 4 | 0 |
| 2-3 | 4 | 0 | 1 | 4 | 4 | 4 | 4 | 4 | 4 | 3 | 4 | 4 |
| 3-4 | 0 | 0 | 0 | 4 | 0 | 1 | 4 | 4 | 4 | 4 | 4 | 4 |
| 4-5 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 4 | 4 | 4 | 4 | 2 | 3 |
| 5-6 | 0 | 0 | | 0 | 0 | 1 | 4 | 4 | | 4 | 2 | 2 |
| 6-7 | | 0 | | | | | | 4 | | | | |
| Media sul transetto | 2.0 | 1.1 | 1.8 | 2.7 | 2.0 | 2.5 | 4.0 | 3.3 | 3.2 | 3.2 | 3.3 | 2.2 |
| Media nel sito | 2.0 | | | | | | 3.2 | | | | | |

Sito 8



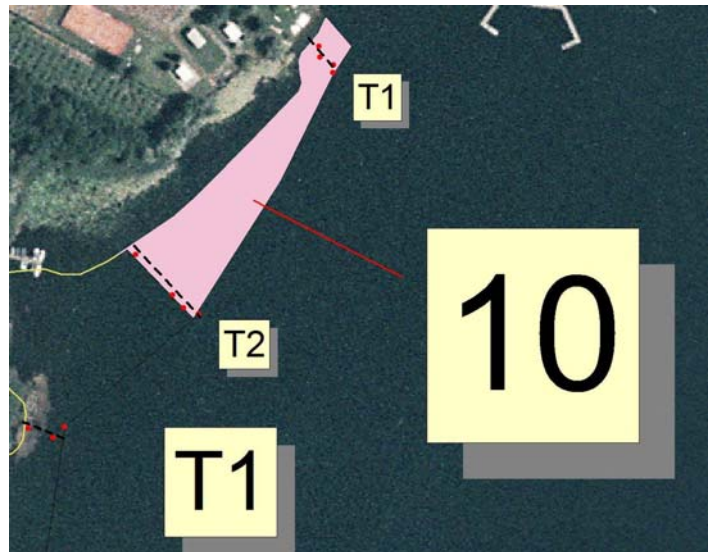
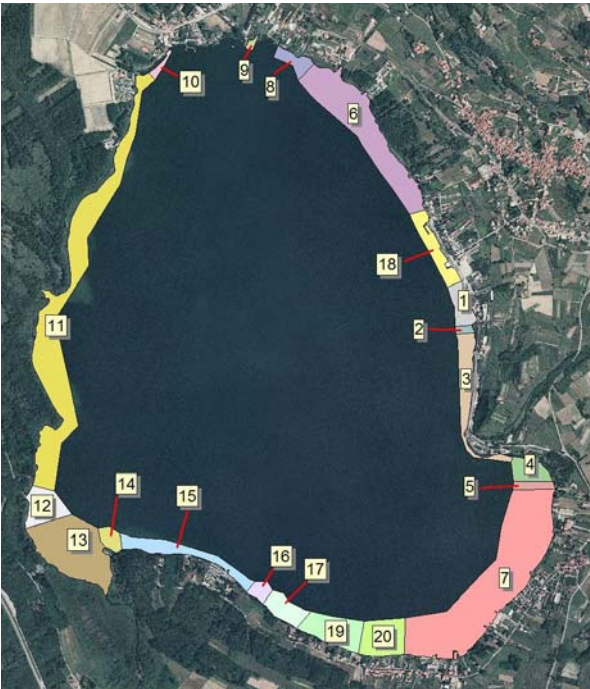
| Sito 8 - Estensione: 241 m | | | | | | |
|----------------------------|-----|-----|-----|-----|-----|-----|
| Intervallo di profondità | Ms | | Cd | | Ny | |
| | T1 | T2 | T1 | T2 | T1 | T2 |
| 0-1 | 4 | 2 | 0 | 0 | 4 | 4 |
| 1-2 | 4 | 4 | 0 | 0 | 4 | 4 |
| 2-3 | 4 | 4 | 4 | 0 | 0 | 0 |
| 3-4 | 4 | 4 | 4 | 0 | 0 | 0 |
| 4-5 | 2 | 4 | 2 | 0 | 0 | 0 |
| 5-6 | 1 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 |
| Media sul transetto | 3.2 | 3.2 | 1.8 | 0.2 | 1.3 | 1.3 |
| Media nel sito | 3.2 | | 1.0 | | 1.3 | |

Sito 9



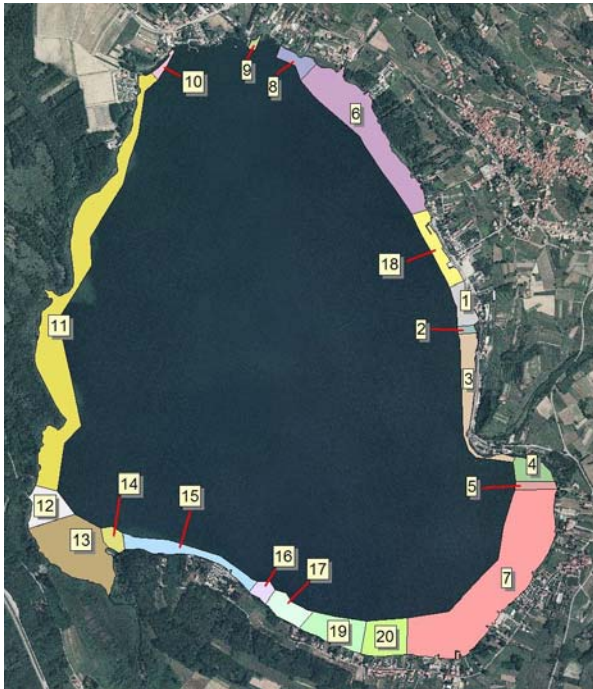
| Sito 9 - Estensione: 60 m | | | | |
|---------------------------|-----------|-----------|-----------|-----------|
| | <i>Ms</i> | <i>Cd</i> | <i>Ny</i> | <i>Tn</i> |
| Intervallo di profondità | T1 | T1 | T1 | T1 |
| 0-1 | 4 | 0 | 4 | 4 |
| 1-2 | 4 | 0 | 0 | 1 |
| 2-3 | 4 | 2 | 0 | 0 |
| 3-4 | 3 | 2 | 0 | 0 |
| Media sul transetto | 3.8 | 1.0 | 1.0 | 1.3 |
| Media nel sito | 3.8 | 1.0 | 1.0 | 1.3 |

Sito 10



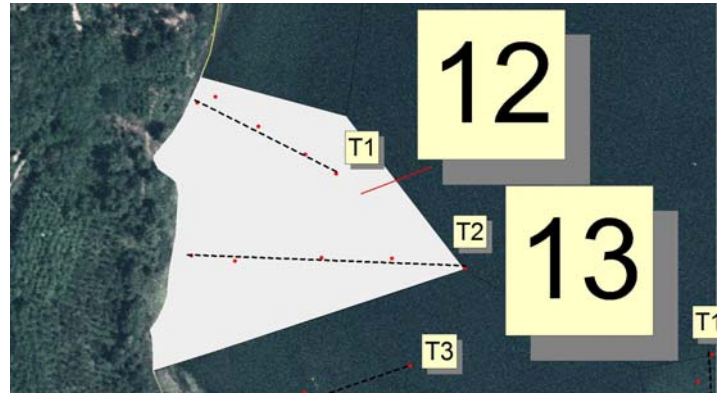
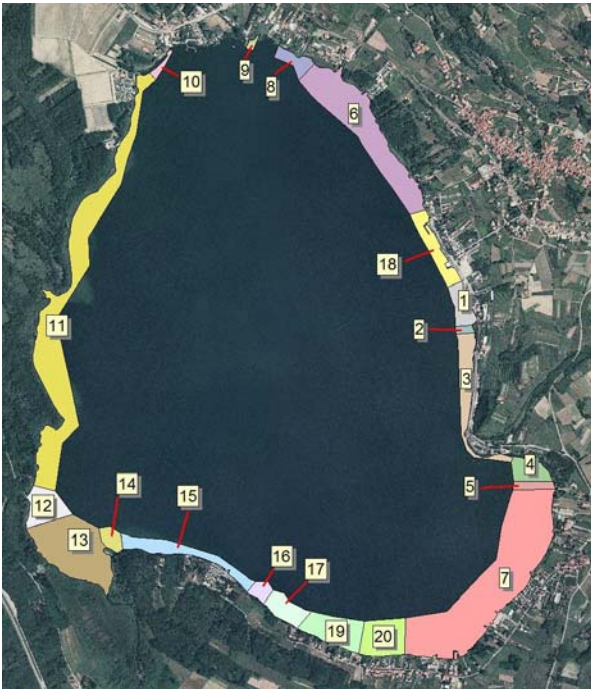
| Sito 10 - Estensione: 174 m | | | | | | |
|-----------------------------|-----------|-----|-----------|-----|-----------|-----|
| Intervallo di profondità | <i>Ms</i> | | <i>Cd</i> | | <i>Ne</i> | |
| | T1 | T2 | T1 | T2 | T1 | T2 |
| 0-1 | 0 | 4 | 0 | 4 | 4 | 4 |
| 1-2 | 0 | 0 | 0 | 2 | 4 | 4 |
| 2-3 | 2 | 4 | 0 | 4 | 4 | 4 |
| 3-4 | 3 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 |
| 4-5 | | 0 | | 0 | | 0 |
| Media sul transetto | 1.3 | 1.6 | 0.0 | 2.2 | 3.0 | 2.4 |
| Media nel sito | 1.4 | | 1.1 | | 2.7 | |

Sito 11



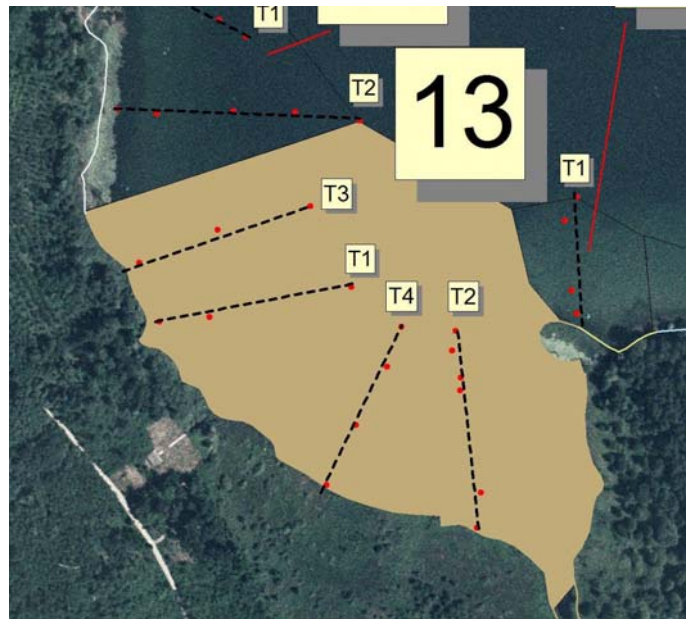
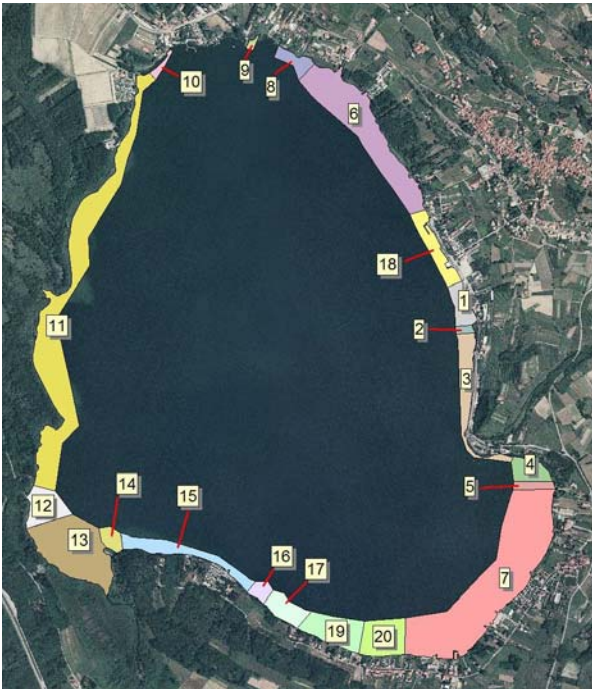
| Sito 11 - Estensione: 2709 m | | | | | | | | | | | | | | |
|------------------------------|-----------|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----------|-----|-----|-----|-----|-----|-----|
| Intervallo di profondità | <i>Ms</i> | | | | | | | <i>Cd</i> | | | | | | |
| | T1 | T2 | T3 | T4 | T5 | T6 | T7 | T1 | T2 | T3 | T4 | T5 | T6 | T7 |
| 0-1 | 4 | 4 | 2 | 0 | 4 | 0 | 1 | 0 | 2 | 4 | 4 | 0 | 1 | 0 |
| 1-2 | 4 | 4 | 0 | 0 | 4 | 0 | 2 | 0 | 0 | 4 | 4 | 0 | 4 | 0 |
| 2-3 | 4 | 4 | 0 | 0 | 4 | 0 | 4 | 4 | 0 | 4 | 4 | 0 | 4 | 0 |
| 3-4 | 4 | 4 | 0 | 1 | 3 | 0 | 2 | 0 | 0 | 2 | 2 | 0 | 4 | 0 |
| 4-5 | 4 | 4 | 0 | | 2 | | | 0 | 0 | 1 | | 0 | | |
| Media sul transetto | 4.0 | 4.0 | 0.4 | 0.3 | 3.4 | 0.0 | 2.3 | 1.3 | 0.4 | 3.0 | 3.5 | 0.0 | 3.3 | 0.0 |
| Media nel sito | 2.0 | | | | | | | 1.6 | | | | | | |

Sito 12



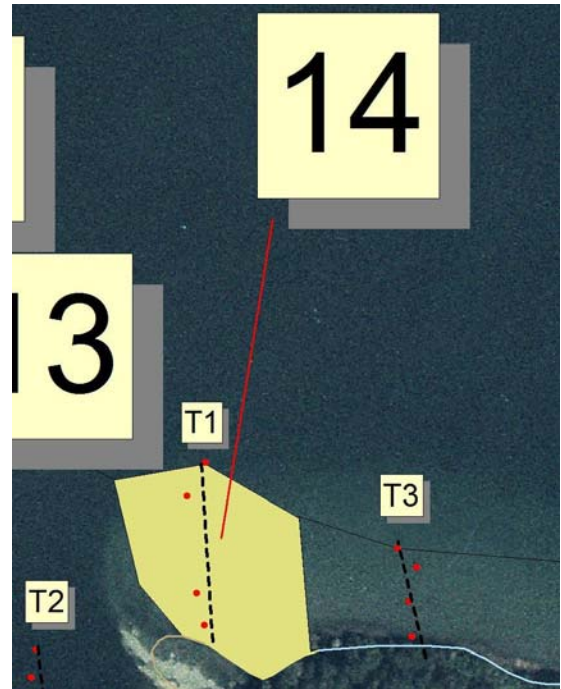
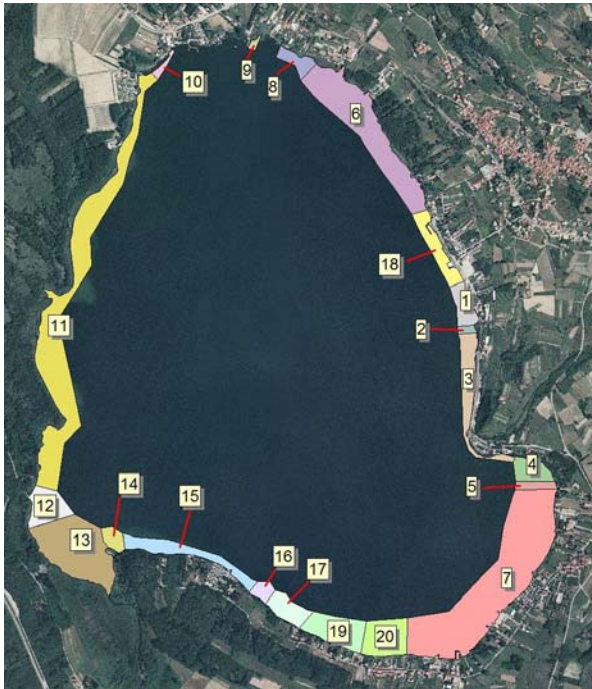
| Sito 12 - Estensione: 254 m | | | | | | |
|-----------------------------|-----------|-----|-----------|-----|-----------|-----|
| Intervallo di profondità | <i>Ms</i> | | <i>Cd</i> | | <i>Nu</i> | |
| | T1 | T2 | T1 | T2 | T1 | T2 |
| 0-1 | 0 | 0 | 4 | 4 | 4 | 4 |
| 1-2 | 1 | 4 | 4 | 4 | 0 | 0 |
| 2-3 | 4 | 0 | 2 | 4 | 0 | 0 |
| 3-4 | 1 | 0 | 2 | 4 | 0 | 0 |
| 4-5 | 0 | 0 | 4 | 4 | 0 | 0 |
| Media sul transetto | 1.2 | 0.8 | 3.2 | 4.0 | 0.8 | 0.8 |
| Media nel sito | 1.0 | | 3.6 | | 0.8 | |

Sito 13



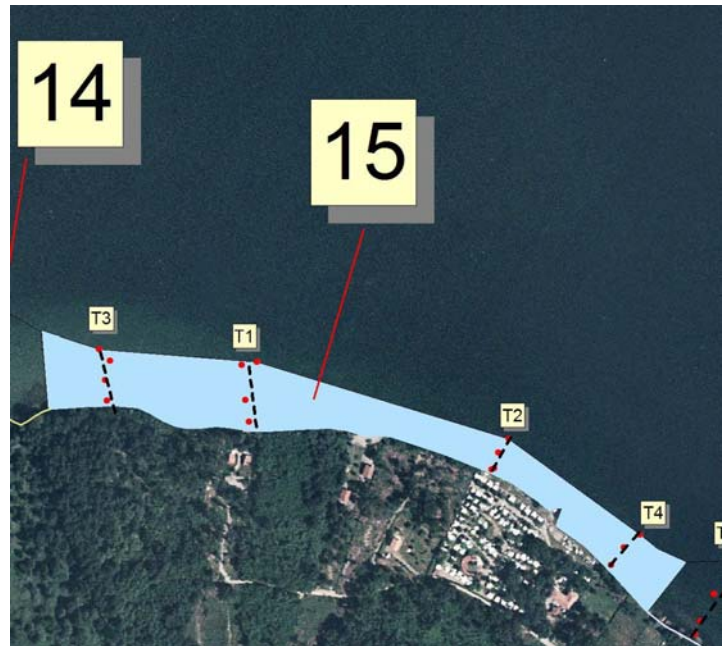
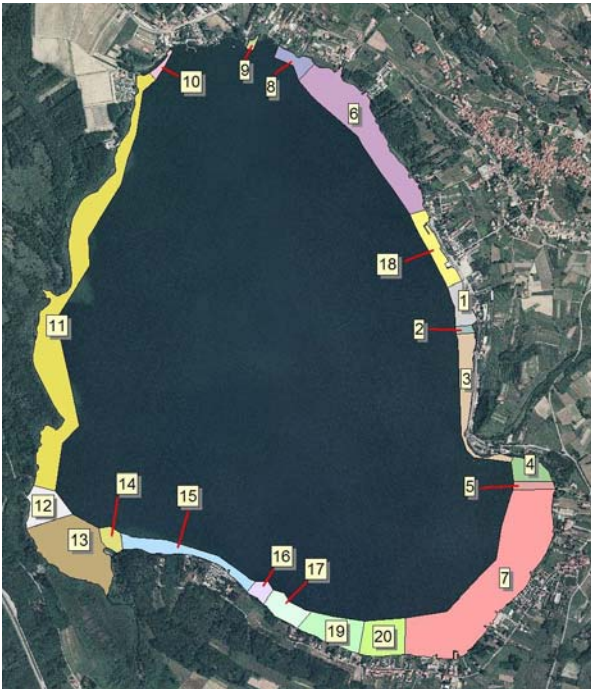
| Sito 13 - Estensione: 881 m | | | | | | | | |
|-----------------------------|-----------|-----|-----|-----|-----------|-----|-----|-----|
| Intervallo di profondità | <i>Ms</i> | | | | <i>Cd</i> | | | |
| | T1 | T2 | T3 | T4 | T1 | T2 | T3 | T4 |
| <i>0-1</i> | 2 | 1 | 2 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>1-2</i> | 0 | 4 | 0 | 4 | 2 | 4 | 2 | 4 |
| <i>2-3</i> | 4 | 0 | 4 | 0 | 4 | 4 | 4 | 4 |
| <i>3-4</i> | | 0 | | 0 | | 4 | | 4 |
| <i>4-5</i> | | 0 | | | | 3 | | |
| <i>5-6</i> | | 0 | | | | 1 | | |
| Media sul transetto | 2.0 | 0.8 | 2.0 | 1.3 | 2.0 | 2.7 | 2.0 | 3.0 |
| Media nel sito | 1.5 | | | | 2.4 | | | |

Sito 14



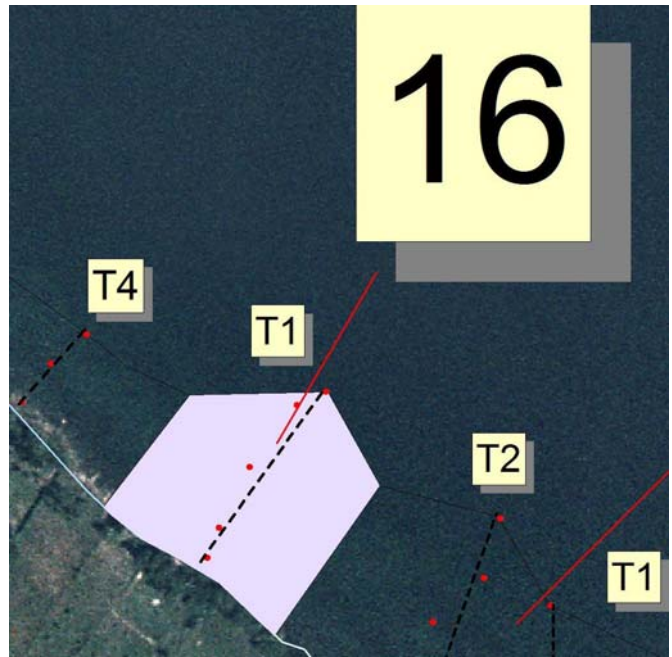
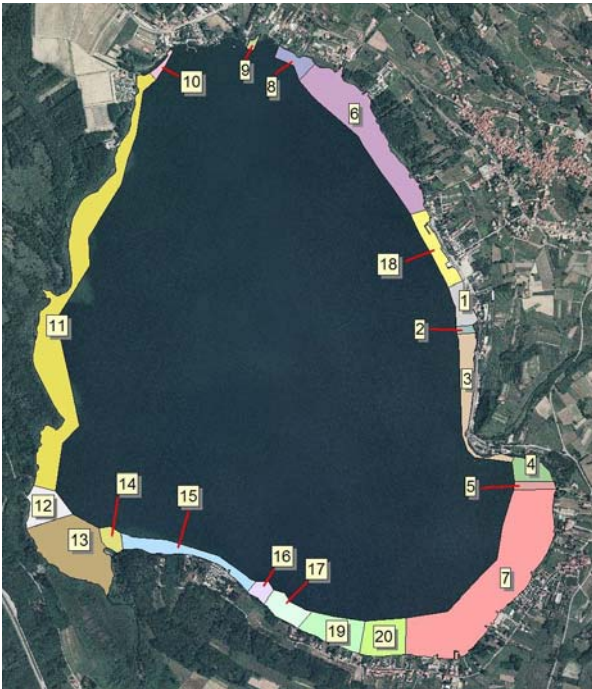
| <i>Sito 14 - Estensione: 8 m</i> | | | |
|----------------------------------|-----------|-----------|-----------|
| | <i>Ms</i> | <i>Cd</i> | <i>Pl</i> |
| Intervallo di profondità | T1 | T1 | T1 |
| 0-1 | 1 | 0 | 3 |
| 1-2 | 0 | 0 | 0 |
| 2-3 | 2 | 2 | 0 |
| 3-4 | 4 | 0 | 0 |
| Media sul transetto | 1.8 | 0.5 | 0.8 |
| Media nel sito | 1.8 | 0.5 | 0.8 |

Sito 15



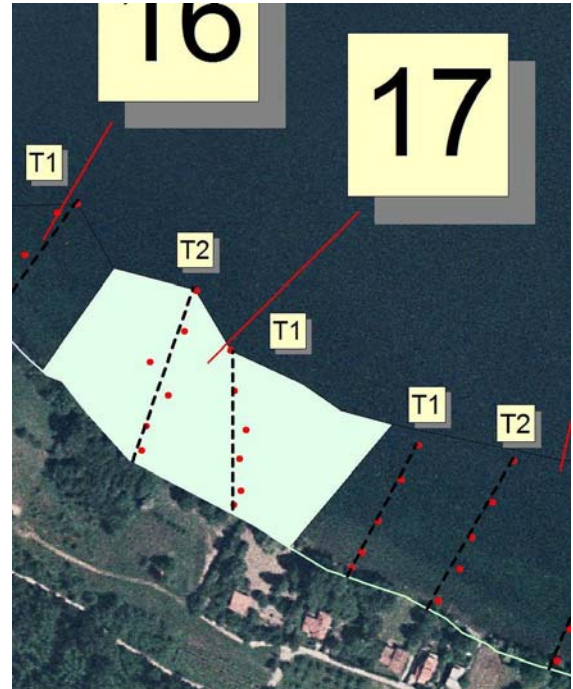
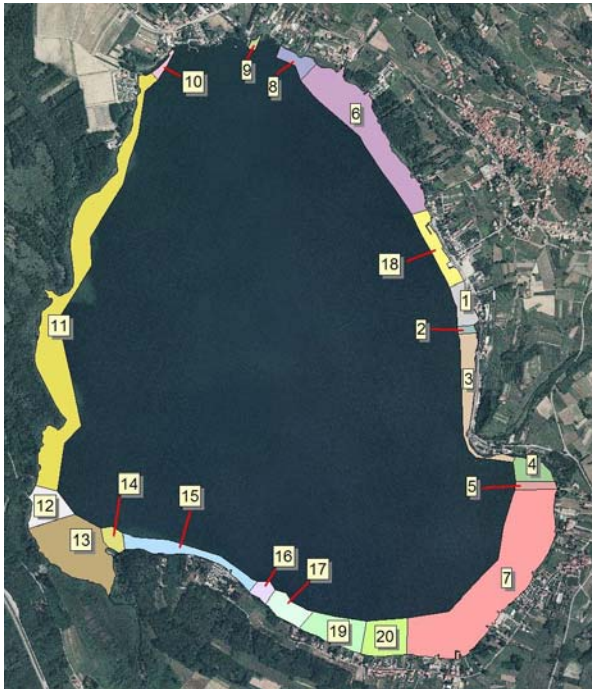
| Sito 15 - Estensione: 726 m | | | | | | | | |
|-----------------------------|-----------|-----|-----|-----|-----------|-----|-----|-----|
| Intervallo di profondità | <i>Ms</i> | | | | <i>Cd</i> | | | |
| | T1 | T2 | T3 | T4 | T1 | T2 | T3 | T4 |
| 0-1 | 2 | 4 | 2 | 4 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| 1-2 | 4 | 1 | 4 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| 2-3 | 2 | 4 | 2 | 4 | 1 | 3 | 1 | 3 |
| 3-4 | 4 | 1 | 4 | | 0 | 1 | 0 | |
| Media sul transetto | 3.0 | 2.5 | 3.0 | 3.0 | 0.3 | 1.0 | 0.3 | 1.0 |
| Media nel sito | 2.9 | | | | 0.6 | | | |

Sito 16



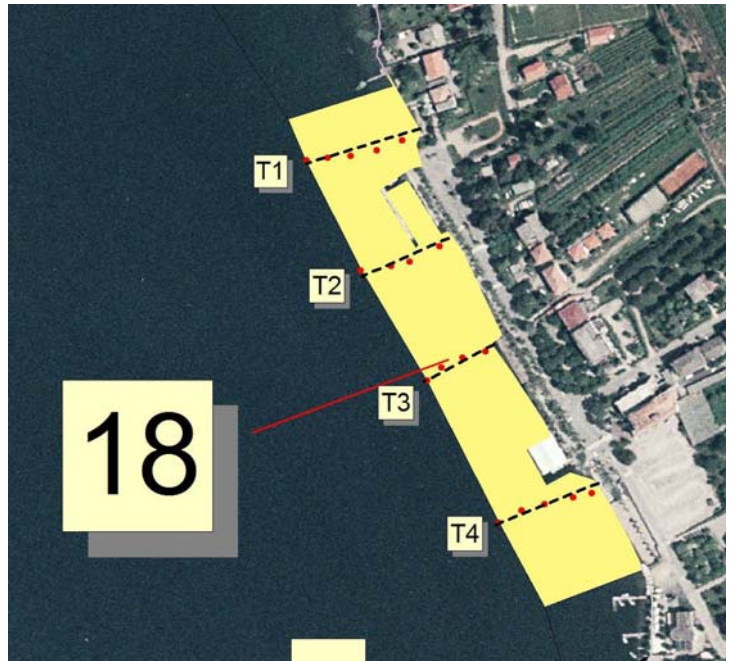
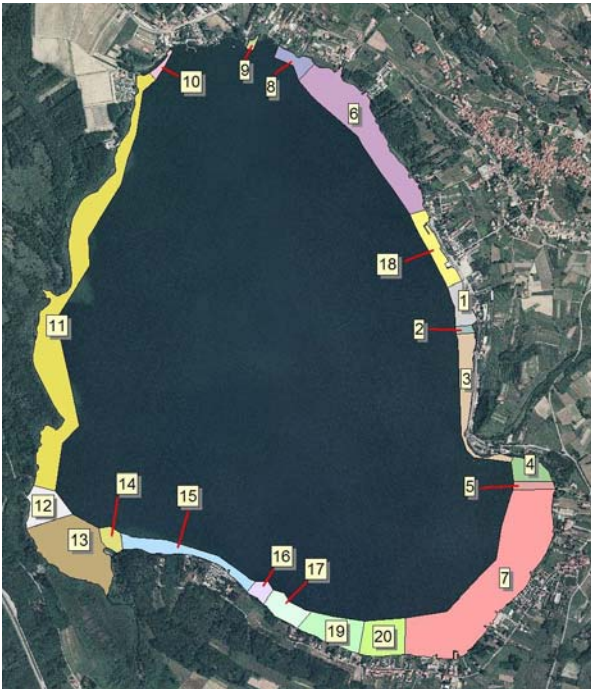
| <i>Sito 16 - Estensione: 102 m</i> | | | |
|------------------------------------|-----------|-----------|-----------|
| | <i>Ms</i> | <i>Cd</i> | <i>Pl</i> |
| Intervallo di profondità | T1 | T1 | T1 |
| 0-1 | 1 | 0 | 4 |
| 1-2 | 4 | 1 | 0 |
| 2-3 | 4 | 4 | 0 |
| 3-4 | 4 | 1 | 0 |
| 4-5 | 0 | 1 | 0 |
| Media sul transetto | 2.6 | 1.4 | 0.8 |
| Media nel sito | 2.6 | 1.4 | 0.8 |

Sito 17



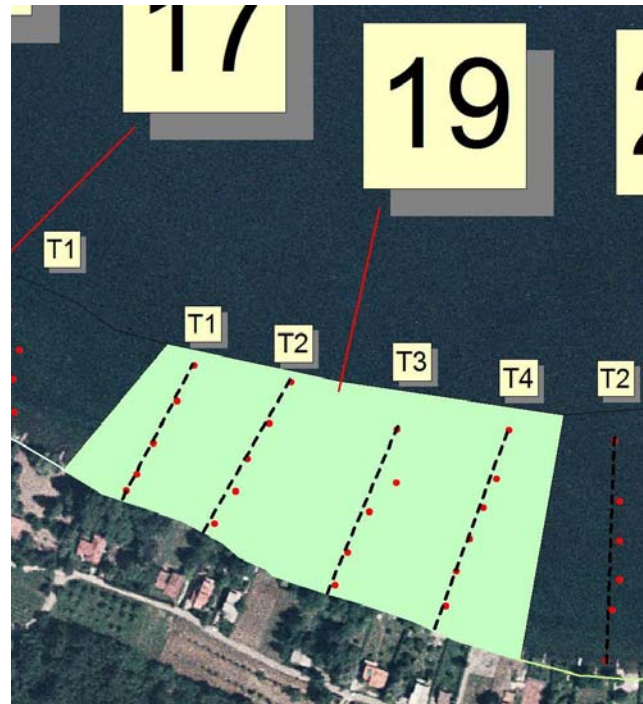
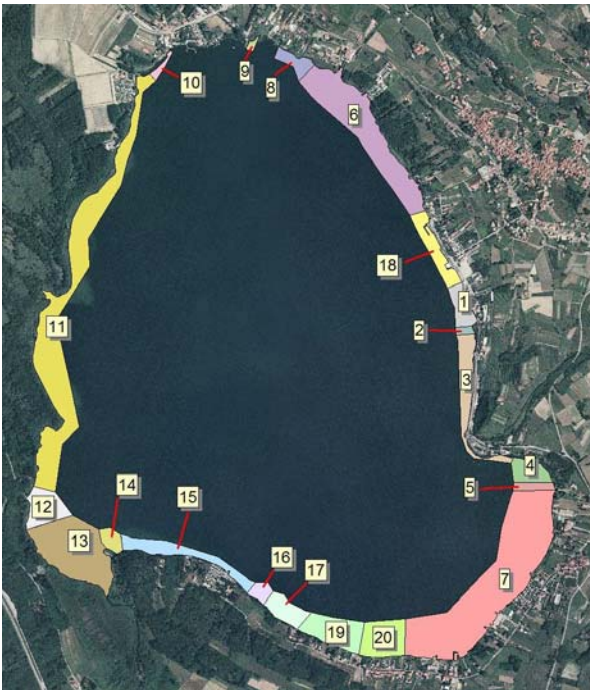
| Sito 17 - Estensione: 220 m | | | | | | |
|-----------------------------|-----------|-----|-----------|-----|-----------|-----|
| Intervallo di profondità | <i>Ms</i> | | <i>Cd</i> | | <i>Pl</i> | |
| | T1 | T2 | T1 | T2 | T1 | T2 |
| 0-1 | 4 | 4 | 0 | 0 | 4 | 0 |
| 1-2 | 4 | 4 | 0 | 2 | 0 | 0 |
| 2-3 | 4 | 4 | 0 | 4 | 0 | 0 |
| 3-4 | 4 | 4 | 0 | 2 | 0 | 0 |
| 4-5 | 0 | 0 | 2 | 4 | 0 | 0 |
| 5-6 | 0 | 0 | 2 | 2 | 0 | 0 |
| Media sul transetto | 2.7 | 2.7 | 0.7 | 2.3 | 0.7 | 0.0 |
| Media nel sito | 2.7 | | 1.5 | | 0.3 | |

Sito 18



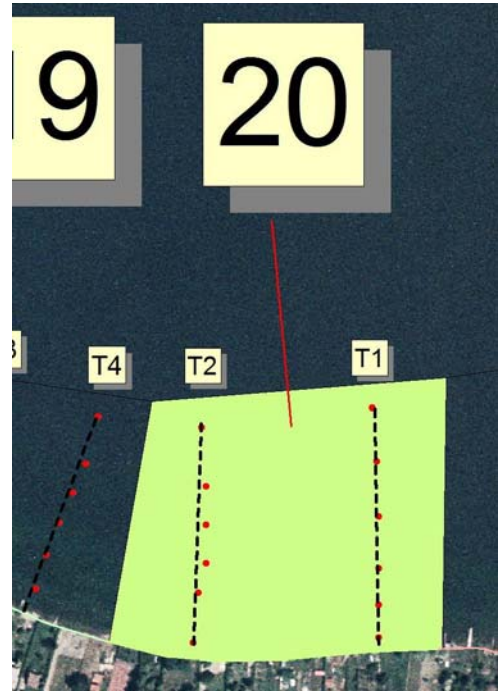
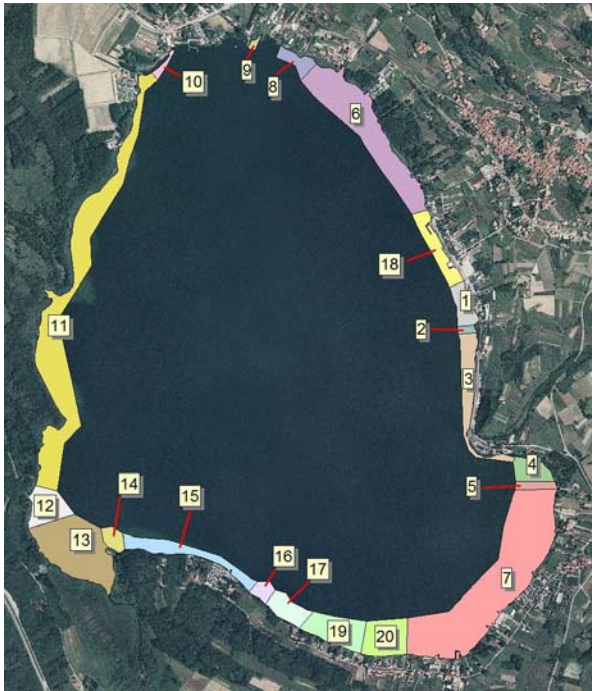
| Sito 18 - Estensione: 632 m | | | | | | | | |
|-----------------------------|-----------|-----|-----|-----|-----------|-----|-----|-----|
| Intervallo di profondità | <i>Ms</i> | | | | <i>Cd</i> | | | |
| | T1 | T2 | T3 | T4 | T1 | T2 | T3 | T4 |
| 0-1 | 4 | 4 | 0 | 2 | 0 | 0 | 3 | 2 |
| 1-2 | 4 | 4 | 3 | 0 | 4 | 4 | 0 | 3 |
| 2-3 | 4 | 4 | 2 | 3 | 4 | 4 | 4 | 0 |
| 3-4 | 2 | 2 | 2 | 4 | 2 | 2 | 2 | 4 |
| 4-5 | 0 | | | 4 | 3 | | | 4 |
| Media sul transetto | 2.8 | 3.5 | 1.8 | 2.6 | 2.6 | 2.5 | 2.3 | 2.6 |
| Media nel sito | 2.7 | | | | 2.5 | | | |

Sito 19



| Sito 19 - Estensione: 338 m | | | | | | | | |
|-----------------------------|-----------|-----|-----|-----|-----------|-----|-----|-----|
| Intervallo di profondità | <i>Ms</i> | | | | <i>Cd</i> | | | |
| | T1 | T2 | T3 | T4 | T1 | T2 | T3 | T4 |
| 0-1 | 4 | 4 | 4 | 4 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| 1-2 | 4 | 4 | 4 | 4 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| 2-3 | 4 | 4 | 4 | 4 | 4 | 4 | 0 | 4 |
| 3-4 | 4 | 4 | 4 | 4 | 4 | 4 | 4 | 4 |
| 4-5 | 0 | 0 | 0 | 4 | 4 | 4 | 4 | 4 |
| 5-6 | | | | 0 | | | | 4 |
| Media sul transetto | 3.2 | 3.2 | 3.2 | 3.3 | 2.4 | 2.4 | 1.6 | 2.7 |
| Media nel sito | 3.2 | | | | 2.3 | | | |

Sito 20



| Sito 20 - Estensione: 234 m | | | | | | | | |
|---------------------------------|-----------|-----|-----------|-----|-----------|-----|-----------|-----|
| | <i>Ms</i> | | <i>Cd</i> | | <i>Nm</i> | | <i>Pc</i> | |
| | T1 | T2 | T1 | T2 | T1 | T2 | T1 | T2 |
| Intervallo di profondità | | | | | | | | |
| <i>0-1</i> | 0 | 4 | 0 | 0 | 4 | 2 | 2 | 0 |
| <i>1-2</i> | 4 | 4 | 4 | 4 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>2-3</i> | 4 | 4 | 4 | 4 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>3-4</i> | 0 | 0 | 4 | 4 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>4-5</i> | 0 | 0 | 4 | 4 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>5-6</i> | 0 | 0 | 4 | 4 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Media sul transetto | 1.3 | 2.0 | 3.3 | 3.3 | 0.7 | 0.3 | 0.3 | 0.0 |
| Media nel sito | 1.7 | | 3.3 | | 0.5 | | 0.2 | |

Allegato 2 - Monitoraggio integrativo

Monitoraggio nei Laghi con superficie maggiore di 50 km² o dove esiste una intensa pesca professionale con reti

Per determinare la composizione in specie e l'abbondanza della fauna ittica può essere molto utile utilizzare le statistiche di pesca a patto che sia garantita la veridicità dei dati raccolti e che vi sia una continuità temporale nella raccolta dei dati. L'acquisizione dei dati tramite statistiche di pesca può essere un utile strumento di supporto ai campionamenti standard.

Se una statistica possa essere utilizzata oppure no, dipende da quanto sono rigorose le registrazioni da parte dei pescatori.

I dati necessari sono:

- Specie catturate (ad esempio luccio, persico reale...)
- Numero di individui per ogni specie (1 luccio, 3 persico reale...)
 - Peso totale delle singole specie catturate (es. pesce persico = 10 kg; coregone= 25 kg; scardola= 50 kg)
- Tempo di pesca (ad es. 3 ore) per ciascuna rete
 - Tipologia e caratteristiche della rete utilizzata : il tipo (pelagica, da fondo); la lunghezza totale (m); l'altezza (m); la dimensione delle maglie (mm) (ad es. 150 metri, rete pelagica, maglia 40 mm, altezza 5 metri).

N.B. Il monitoraggio della fauna ittica attraverso l'utilizzo delle statistiche di pesca deve essere solo di sostegno al monitoraggio con RBM e EP poiché la pesca professionale è generalmente indirizzata solo ad alcune specie ittiche o utilizzata reti con una dimensione della maglia non sufficiente a fornire un quadro esaustivo della struttura in classi di età.

Nell'Allegato 3 si fornisce un esempio di scheda di registrazione dei dati di pesca da parte di un pescatore professionista

NB. Dati basati su statistiche approssimative, lontane dall'accuratezza del protocollo in allegato, non andranno presi in considerazione!

Metodo Semplificato con reti multimaglia

Il Metodo Semplificato è un metodo che permette di avere una stima della frequenza e della abbondanza delle specie dominanti in un lago. Può essere utilizzato per completare i dati forniti da statistiche di pesca. Non deve essere utilizzato quale unico metodo di indagine.

Strati di campionamento

Gli strati di campionamento possono variare in relazione all'obiettivo del campionamento (specie target e classi dimensionali all'interno di ciascuna specie). È comunque importante che sia l'epilimnio che l'ipolimnio in laghi termicamente stratificati siano inclusi nell'azione di campionamento e che tutte le profondità siano campionate anche se non esiste stratificazione termica.

Posizionamento delle RBM

Le reti da fondo devono essere posizionate in modo tale da poter campionare tutti i tipi di ambienti presenti nel bacino lacustre. Le reti devono essere posizionate a profondità che includano a) l'epi e il meta-limnio e b) l'ipolimnio. All'interno di queste due zone le reti devono essere posizionate casualmente.

Sforzo di pesca

I laghi sono divisi in 4 classi (<0.50 km², da 0.51 a 3 km², da 3.01 a 20 km², oltre 20 km²) in laghi con superficie maggiore di 20 km² il metodo semplificato non è assolutamente sufficiente e deve essere accompagnato da altri metodi (si consiglia di utilizzare il metodo standard).

Il numero più basso di reti che dovrebbe essere utilizzato e la distribuzione delle reti all'interno del lago sono elencati nella tabella A2.1.

Tab. A2.1. Numero minimo di sforzo di pesca (n. reti per notte) utilizzato nel Metodo Semplificato

| Area del lago (km ²) | numero di RBMF | | |
|-------------------------------------|----------------|----------------|-----------|
| | totale | epi/metalimnio | ipolimnio |
| <= 0.50 | 6 | 3 | 3 |
| da 0.51 a 3 | 10 | 5 | 5 |
| da 3.01 a 20 | 16 | 8 | 8 |
| oltre 20 | 24 | 12 | 12 |

Allegato 3 - Statistica di pesca per pescatori con reti

La presente indagine, con significato esclusivamente scientifico, ha come obiettivo quello di verificare la possibilità di mantenere costantemente aggiornate le condizioni della fauna ittica del Lago utilizzando informazioni fornite dai pescatori stessi. Si prega di compilare il presente questionario (un foglio per ogni azione di pesca) con molta cura, anche nel caso di mancata cattura di pesci.

Data: _____ Ora di posa reti: _____ Ora ritiro reti: _____

Condizioni meteorologiche:

Sereno Quasi sereno Nuvoloso Molto nuvoloso, pioggia

| | | | | |
|-----------------------------|----------------------|--|-------------|--|
| Rete con maglie da mm | Lunghezza totale (m) | | Altezza (m) | |
| Rete con maglie da mm | Lunghezza totale (m) | | Altezza (m) | |

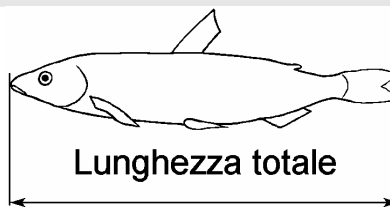
Pesci catturati:

| Specie | Numero individui | Peso complessivo in kg (precisione 100 g) | Lunghezza totale (in cm) di eventuali individui di grandezza eccezionale |
|-------------------|------------------|---|--|
| | | | |
| | | | |
| | | | |
| Altro (indicare): | | | |

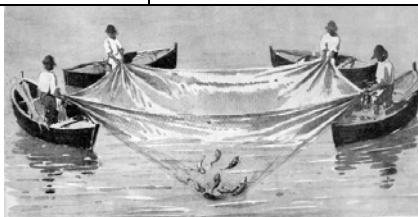
Non è stato catturato alcun pesce:

Segnare con una croce la posizione delle reti (mappa del lago)

Come si misura la lunghezza totale:



Le schede andranno consegnate nei centri di raccolta




Grazie per la collaborazione!

Allegato 4 - Registro di Cattura

| REGISTRO di CATTURA | | | | | | | |
|----------------------|------|--------|----------------|-------------|-------|-----------|------|
| LAGO | | | | | | DATA | |
| Numero griglia o GPS | | | | | | OPERATORE | |
| Prof. (m) | | | | | | STRUMENTO | |
| N | RETE | SPECIE | LUNGH. (mm) | PESO (g) | SESSO | ETA' | NOTE |
| 1 | | | | | | | |
| 2 | | | | | | | |
| 3 | | | | | | | |
| 4 | | | | | | | |
| 5 | | | | | | | |
| 6 | | | | | | | |
| 7 | | | | | | | |
| 8 | | | | | | | |
| 9 | | | | | | | |

Allegato 5 - Scheda di campagna

| | | | | | | | |
|---|--|--|--|--|--|--|--|
| Nome del Lago: | | Altitudine (m): | | Operatore: | | | |
| Superficie del Lago (ha): | | Profondità massima: | | Data di posa: | | | |
| Tipo di reti litorali: (marcare con una croce) <input type="checkbox"/> Reti multimaglia <input type="checkbox"/> Altro (specificare quali): | | Tipo di reti pelagiche: (marcare con una croce) <input type="checkbox"/> Reti multimaglia <input type="checkbox"/> Altro (specificare quali): | | Temperatura dell'acqua (°C): Superficie: 6 m: 12 m: 18 m: 1 m: 7 m: 13 m: 19 m: 2 m: 8 m: 14 m: 20 m: 3 m: 9 m: 15 m: 25 m: 4 m: 10 m: 16 m: 30 m: 5 m: 11 m: 17 m: Fondo: | | | |
| Totale reti litorali: | | Totale reti pelagiche: | | Metalimnio (m): Disco di secchi (m): | | | |
| Metodo: (marcare con una croce) <input type="checkbox"/> Standard <input type="checkbox"/> Semplificato <input type="checkbox"/> Elettropesca | | Condizioni del tempo alla posa (P) e al salpaggio(S): P S <input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/> Limpido <input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/> Parzialmente nuvoloso <input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/> Nuvoloso <input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/> Nebbia <input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/> Variabile <input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/> Piovoso <input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/> Altro: Temperatura dell'aria: | | Vento: (segnare con una freccia la direzione del vento) <div style="text-align: center;">  </div> | | Condizioni del vento alla posa (P) e al salpaggio(S): P S <input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/> Vento forte (>14m/s) <input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/> Brezza fresca (da 8 m/s a 14 m/s) <input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/> Brezza gentile (da 4 m/s a 8m/s) <input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/> Brezza leggera (da 0,5 m/s a 4m/s) <input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/> Calma | |
| Altre osservazioni: | | | | | | | |