

SAPIENZA - Università di Roma  
Scuola di Dottorato XXIV Ciclo  
Scienze Ecologiche

**FLORA, VEGETAZIONE**  
**E**  
**INDICATORI MACROFITICI**  
**DEI LAGHI VULCANICI D'ITALIA**

Tesi di dottorato di Mattia Martin Azzella

Tutor Interno

Carlo Blasi

Tutor Esterni

Pier Luigi Viaroli

Rossano Bolpagni

## Sommario

1. Introduzione .....	5
1.1 Gli ambienti di acqua dolce .....	5
1.2 Le macrofite .....	6
1.2.1 Definizione di macrofita .....	6
1.2.2 Classificazione delle macrofite .....	7
1.2.3 Le macrofite come indicatori in ambiente lacustre .....	10
1.3 Quadro legislativo .....	13
1.4 Indici macrofitici.....	14
1.5 Obiettivi della ricerca.....	15
2. Area di Studio .....	16
2.1 I laghi vulcanici in Italia .....	16
2.2 Antropizzazione dei laghi vulcanici.....	18
2.3 Studi pregressi.....	23
2.3.1 Mezzano .....	24
2.3.2 Bolsena.....	25
2.3.3 Vico.....	26
2.3.4 Bracciano .....	29
2.3.5 Martignano .....	30
2.3.6 Albano .....	31
2.3.7 Nemi.....	33
2.3.8 Laghi di Monticchio.....	34
2.4 Le comunità acquatiche e l'inquadramento fitosociologico .....	38
3. Classificazione ecologica dei laghi vulcanici italiani .....	39
3.1 Introduzione .....	39
3.2 Dati e metodi.....	39
3.2.1 Analisi idrochimiche .....	39
3.2.2 Analisi morfologiche e dell'uso del suolo sulla linea di costa .....	40
3.2.3 Elaborazione dei dati ambientali.....	41
3.3 Risultati .....	43
3.3.1 Quadro idrochimico delle acque .....	43
3.3.2 Andamento morfologico ed uso del suolo .....	49
3.3.3 Stato trofico.....	51
3.3.4 Gradienti ambientali.....	52
3.3.5 Classificazione dei laghi vulcanici.....	55
3.4 Discussione .....	56
4. La flora macrofita dei laghi vulcanici italiani .....	59

4.1	Introduzione .....	59
4.2	Dati e metodi .....	60
4.2.1	Il metodo di campionamento.....	60
4.2.2	Nomenclatura .....	62
4.2.3	Le matrici di dati .....	64
4.2.4	La valutazione dello sforzo di campionamento .....	65
4.3	Risultati .....	66
4.3.1	Censimento delle macrofite .....	66
4.3.2	Valutazione dello sforzo di campionamento.....	71
4.4	Discussione .....	72
5.	Vegetazione macrofitica e parametri ambientali .....	77
5.1	Introduzione .....	77
5.2	Dati e Metodi .....	78
5.2.1	Analisi del C-score.....	78
5.2.2	Analisi Cluster.....	78
5.2.3	Permanova.....	79
5.2.4	Analisi dei gradienti.....	80
5.3	Risultati e discussione.....	81
5.3.1	C-Score.....	81
5.3.2	Tipi di vegetazione.....	84
5.3.3	Diversità tra laghi.....	85
5.3.4	gradienti ambientali e rapporto con le macrofite .....	85
	APPENDICE AL CAPITOLO 5.....	89
	LAGO ALBANO .....	90
	LAGO DI BOLSENA .....	94
	LAGO DI BRACCIANO .....	101
	LAGO GRANDE DI MONTICCHIO .....	106
	LAGO PICCOLO DI MONTICCHIO.....	109
	LAGO DI MARTIGNANO .....	113
	LAGO DI MEZZANO.....	118
	LAGO DI NEMI .....	121
	LAGO DI VICO.....	126
6.	Analisi dello stato di conservazione dei laghi vulcanici italiani .....	131
6.1	Introduzione .....	131
6.2	Dati e Metodi .....	132
6.2.1	<i>Reference Index (RI)</i> .....	133
6.2.2	<i>Characteristic zonation (Z<sub>1</sub>)</i> .....	136
6.2.3	<i>Vegetation limits (V<sub>1</sub>)</i> .....	138

6.2.4 <i>Vegetation Density (V<sub>d</sub>)</i> .....	139
6.2.5 <i>Volcanic Lakes Multimetric Macrophyte Index</i> .....	139
6.3 Risultati e discussione .....	140
7 Conclusioni .....	148
8. Bibliografia .....	150

# 1.Introduzione

## 1.1 Gli ambienti di acqua dolce

Le acque dolci rappresentano meno dello 0,8% della superficie terrestre e ospitano una grande varietà di forme di vita: circa il 6% delle specie fin'ora descritte vive in acqua dolce (Hawksworth & Kalin-Arroyo, 1995). Di queste oltre 10000 specie sono pesci e rappresentano il 40% dell'ittiofauna mondiale, un quarto della fauna di vertebrati (Lundberg et al., 2000).

Nonostante i sistemi di acqua dolce svolgano un ruolo fondamentale nella biosfera e i numerosi servizi da essi forniti siano un cardine per l'economia, la loro disponibilità sta drasticamente diminuendo in ragione del costante aumento dello sfruttamento nel tempo (Jackson et al., 2001).

Esistono molti tipi di ambienti legati alle acque dolci e ognuno di essi rappresenta un sistema a sé stante, con proprie caratteristiche fisico-chimiche e una specifica componente biologica (Hurchinson, 1957; Hutchinson, 1975; Wetzel, 2001). Le due principali tipologie di acqua dolce sono: sistemi di acque in movimento (lotici) e i sistemi di acque ferme (lentiche). A questi si aggiungono i sistemi di zone umide che hanno come principale caratteristica la stagionalità e i forti gradienti di umidità (Keddy, 2000). Nonostante sia chiaro da tempo che esiste una connessione tra le diverse componenti di un sistema ecologico (vedi ad esempio Forbes, 1887) solo recentemente si è riconosciuta l'importanza di ricorrere a un approccio ecosistemico per la gestione delle acque dolci (Karr, 1991), evidenziando lo stretto legame tra la componente biotica e il mantenimento della funzionalità di questi ecosistemi. Attualmente gli studi limnologici concentrano la propria attenzione su cinque componenti biotiche (macrobenthos, fitoplancton, diatomee, macrofite e ittiofauna) dato che ognuna di esse riveste un ruolo fondamentale come indicatore dell'ambiente. Le macrofite, in particolare le specie perenni, possono integrare gli effetti cumulativi di vari cambiamenti ambientali (Nichols et al., 2000) e per la loro natura (sono ancorate al substrato e non possono rispondere ad un cambiamento repentino muovendosi contrariamente agli altri gruppi tassonomici indagati) possono essere usate come indicatori di lungo termine con un'alta risoluzione spaziale (Melzer, 1999).

Numerosi studi (ad esempio Sala et al., 2000) hanno dimostrato che il più alto tasso di perdita di biodiversità è legato agli ecosistemi acquatici. Le principali cause di minaccia sono l'inquinamento e il cambio di destinazione d'uso di terreni che ha come conseguenza la costante perdita di zone umide (Brinson & Malvárez, 2002; Dudgeon et al., 2006). La necessità di recuperare la funzionalità di questi ecosistemi è stata ratificata da molte iniziative a carattere locale e internazionale, come la risoluzione dell'ONU 58/217, che istituisce il decennio dell'acqua 2005-2015 o la Direttiva Quadro sulle Acque europea 2000/60.

Quindi lo studio degli ambienti di acque dolci risulta di particolare importanza per comprendere al meglio quali sono le dinamiche ecologiche che li caratterizzano anche al fine di una corretta gestione ambientale.

## 1.2 Le macrofite

### 1.2.1 Definizione di macrofita

Con il termine macrofite si individua la componente produttiva primaria macroscopica dei sistemi acquatici, mentre diatomee e fitoplancton ne rappresentano la porzione microscopica. Il termine "macrofita" è sinonimo di "*hydrophyta*", usato ad esempio da Braun-Blanquet (1932) e Raunkiær (1934) e viene comunemente utilizzato anche se *hydrophyta* ha un valore ecologico implicito più chiaro. Esistono molte definizioni di macrofita dato che questo termine non ha alcun valore tassonomico. Infatti, ogni autore nel proprio studio specifica l'ambito tassonomico considerato fornendo ogni volta una nuova definizione. La definizione più generale identifica le macrofite come "tutto quello che in acqua è visibile ad occhio nudo". La mancanza di una valenza tassonomica in questa definizione può generare delle contraddizioni dato che esistono molte specie "visibili ad occhio nudo" ma composte da tanti elementi unicellulari (colonie di alghe verdi come *Spirogyra sp.*, o di cianobatteri come *Nostoc sp.*) oppure con caratteri tassonomici distinguibili solo con l'ausilio di strumenti ottici (come *Nitella opaca* che si distingue da *Nitella flexilis* per le caratteristiche delle nucule, visibili al microscopio). E' possibile quindi distinguere due categorie di definizioni: quelle "inclusive", come quella del protocollo francese per il campionamento nei fiumi (AFNOR, 2003) in cui le macrofite sono "Tutte le piante acquatiche o anfibie, che possono essere osservate ad occhio nudo o che vivono in colonie osservabili ad occhio nudo"; e definizioni "esclusive" (Holmes & Whitton, 1977) che descrive le macrofite come "Tutte le piante acquatiche osservabili ad occhio nudo e identificabili con una semplice osservazione in campo".

Inoltre esistono altre definizioni del termine macrofite che pongono l'accento sul limite di pertinenza degli ambienti acquatici. In alcuni studi il limite al sistema indagato è dato dalla superficie dell'acqua, come nel caso di fiumi e laghi dove ci si riferisce alle sole macrofite sommerse (Søndergaard et al., 2010). Nel caso delle zone umide, invece, dato che l'ambiente non permette l'identificazione con una determinata superficie si adottano altre definizioni legate alla variabilità stagionale del contenuto di acqua nel substrato (Tiner, 1991).

## 1.2.2 Classificazione delle macrofite

Esistono molte classificazioni delle macrofite basate su elementi strutturali, su forme di crescita o caratteri funzionali (Pearsal, 1918; den Hartog & Segal, 1964; Hutchinson, 1975; Mäkirinta, 1978; den Hartog & van der Velde, 1988; Buotin & Keddy, 1993; Willby et al., 2000; Lacoul & Freedman, 2006). Nel 1964 den Hartog & Segal hanno pubblicato un lavoro di revisione della classificazione delle comunità acquatiche in cui presentavano anche una revisione della terminologia riguardo i tipi di macrofite tutt'ora molto utilizzata, fornendo una classificazione morfologica ed ecologica delle piante acquatiche. Nel lavoro vengono prese in considerazione solo le macrofite sommerse ed escluse le *Helophyte*. Una volta specificate le modalità con cui le macrofite si radicano o meno, identificando 3 macrocategorie (*Haptophyte*, *Rhizophyte* e *Pleustophyte*), gli autori classificano 11 forme di crescita:

- Isoetidi: rizofite con un corto stelo con una rosetta di foglie rigide, con o senza stoloni (*Isoëtes lacustris*, *Littorella uniflora*, *Eleocharis acicularis*).
- Vallisneridi: rizofite stolonifere con un corto stelo e una rosetta o un fascio di foglie molli e lineari (*Vallisneria spiralis*).
- Elodeidi: rizofite caulescenti, con foglie sommerse indivise e senza foglie specializzate per flottare. Le parti riproduttive possono emergere dall'acqua (molti *Potamogeton*, *Elodea*, *Najas*, *Zannichellia*).
- Miriofillidi: rizofite caulescenti con foglie sommerse finemente suddivise e senza foglie flottanti. Le parti riproduttive emergono dall'acqua. (*Hottonia*, *Ranunculus trichophyllus*, *Myriophyllum*).
- Batrachidi: rizofite caulescenti con foglie flottanti specializzate e altre foglie sommerse spatolate o finemente divise. Le parti riproduttive possono emergere o meno (*Callitriche*, *Ranunculus peltatus*).
- Ninfeidi: rizofite con uno stelo più o meno allungato e non ramificato e foglie flottanti lungamente picciolate che in alcuni casi possono emergere dall'acqua (*Nuphar*, *Nymphaea*, *Potamogeton nodosus*).
- Ceratofillidi: pleustofite sommerse con foglie finemente suddivise e senza foglie flottanti. Spesso collocate vicino alla superficie nel periodo estivo, scendono al fondo nel periodo invernale e sviluppano dei turioni per sopravvivere al periodo freddo (*Ceratophyllum*, *Utricularia*).
- Idrocaridi: pleustofite liberamente flottanti con foglie specializzate che resistono al periodo freddo attraverso gemmule e sporocarpi (*Hydrocharis*, *Salvinia natans*).
- Stratiotidi: pleustofite liberamente flottanti con foglie radicali rigide e la cui parte superiore emerge dall'acqua. Nel periodo invernale scendono sul fondo e sopravvivono sotto forma di turioni (*Stratiotes*).

- Lemnidi: piccole pleustofite liberamente flottanti con foglie adattate al metabolismo aereo nella porzione superiore della foglia, esposta all'aria e all'ambiente acquatico nella parte inferiore, che si trova sotto il pelo dell'acqua (*Lemna*, *Azolla*, *Spirodela*).
- Ricciellidi: piccole pleustofite sommerse non adattate al metabolismo aereo (*Ricciella*, *Lemna trisulca*).

Sebbene molti autori usino una terminologia analoga a quella proposta in den Hartog & Segal (1964), non sempre vi è una completa corrispondenza. Ad esempio in Jensen (1979) e Vestergaard & Sand-Jensen (2000) con il termine "elodeidi" si identificano tutte le macrofite sommerse, quindi oltre gli Elodeidi (*sensu* den Hartog & Segal, 1964) anche Myriophyllidi e i Ceratophyllidi. Nella classificazione di den Hartog e Segal sono escluse le *Haptophyte* e le *Helophyte*. In una definizione successiva (den Hartog & van der Velde, 1988) uno dei due autori, riconoscendo alle tipologie identificate una maggior valenza ecologica, esclude dagli isoetidi tutte le *Amphiphyte*. Infine in den Hartog & Segal (1964) sono escluse dalla classificazione le *Characeae*, anche se vengono successivamente discusse nell'articolo quando si fornisce l'inquadramento delle comunità acquatiche. Le *Characeae* sono le alghe verdi filogeneticamente più vicine alle *Embryophyte* (quindi alle piante vascolari) (Lewis et al., 2004). Le caratteristiche delle diverse categorie di macrofite sono riconducibili alla struttura delle foglie e del caule e alla posizione delle porzioni riproduttive rispetto alla superficie dell'acqua. Nella struttura modulare delle *Characeae* si può riconoscere un cauloide e dei filloidi che si dipartono da esso e un sistema di rizoidi con cui si ancora al substrato (Bazzichelli & Abdelahad, 2009). Osservandone la struttura possiamo riconoscere dei parallelismi con le categorie individuate in den Hartog & Segal (1964). Alcune *Characeae* sono paragonabili a isoetidi (*Nitella hyalina*, *Chara vulgaris*) altre a elodeidi (*Chara polyacantha*, *Nitellopsis obtusa*); le numerose ramificazioni dei verticilli di alcune specie del genere *Nitella* (*N. opaca*, *N. gracilis*) possono farci pensare ai Myriophyllidi. Generalmente l'approccio utilizzato nel classificare le macrofite è quello di distinguere le piante vascolari in base alle forme di crescita, seguendo l'approccio di den Hartog e Segal (1964) e trattare le non vascolari (*Bryophyte* e *Characeae*) come gruppi tassonomici a se (Hutchinson, 1975; Vestergaard & Sand-Jensen, 2000) oppure introducendo una terminologia che richiama le forme di crescita, come nel caso del contributo di Penning et al. (2008) in cui si discute della sensibilità all'aumento del carico trofico dei "Charidi" (*Charids* in lingua inglese).

Per questi motivi nel presente lavoro si è utilizzata una classificazione di tipo funzionale che integra l'approccio di più autori non limitandosi ad analizzare le sole macrofite sommerse, concordemente con quanto affermato in Tiner (1991) e Lacoul & Freedman (2006) che non escludono dall'analisi le piante legnose.



Si identificano 6 categorie di macrofite:

- *Helophyte*: specie che sopravvivono su suoli saturi di acqua o che sono radicate al di sotto della superficie dell'acqua ma che emergono con l'apparato fogliare, con l'infiorescenza e con la parte superiore dello stelo (come nei generi *Phragmites*, *Thypha*, *Phalaris*, etc.).
- *Amphiphyte*: specie che possono presentare due distinte forme di crescita con diverse caratteristiche morfologiche: una è sommersa, sterile e a riproduzione vegetativa; l'altra è emersa e con infiorescenza e a riproduzione sessuata (come nei generi *Schoenoplectus*, *Eleocharis*, *Baldellia*, etc.).
- Specie arborescenti: specie legnose che possono sopportare l'immersione parziale del tronco e le cui radici vivono in suoli saturi di acqua e anossici. (come nei generi *Salix*, *Alnus*, *Amorpha*, etc.).
- *Hydrophyte* a foglie flottanti: specie radicate nel sedimento ma con apparato fogliare sulla superficie dell'acqua (come nei generi *Nelumbo*, *Nymphaea*, *Nuphar* e alcune specie di *Potamogeton*, come *P. nodosus* e *P. natans*). Possono colonizzare le acque fino a profondità moderate e resistono a condizioni di bassa trasparenza.
- *Hydrophyte* liberamente flottanti sulla superficie dell'acqua non radicate nel sedimento: specie che si muovono liberamente spinte dal vento e dalle correnti d'acqua. Prediligono sistemi lentici o in lento movimento (come nelle famiglie *Araceae*, *Azollaceae*, *Pontederiaceae*, *Lemnaceae*).
- *Hydrophyte* sommerse: specie di piante vascolari solitamente radicate al substrato. In alcuni casi possono essere liberamente flottanti (come in *Ceratophyllum*), ma in generale il loro apparato fogliare si trova sotto la superficie dell'acqua. Possono crescere a diverse profondità e includono diversi genere di piante e diverse forme di crescita (come nelle famiglie *Callitrichaceae*, *Haloragaceae*, *Potamogetonaceae*, *Hydrocharitaceae*). Vengono incluse in questo gruppo anche *Characeae* e *Bryophyte*, specie di piante non vascolari sommerse. Molti autori le trattano separatamente rispetto alle *Hydrophyte* sommerse. Possono essere radicate al fondo attraverso un sistema di rizoidi (come le macroalghe del genere *Chara* e *Nitella*) oppure essere ancorate ad un substrato solido (come nel caso delle *Haptophyte* appartenenti al genere *Fontinalis*).

Nel presente elaborato useremo questa classificazione in riferimento alle macrofite, ma in alcuni casi si farà riferimento alla classificazione proposta da den Hartog & Segal (1964) soprattutto quando, citando contributi scientifici passati, vi sia il rischio di creare confusione.

### 1.2.3 Le macrofite come indicatori in ambiente lacustre

Le macrofite integrano diverse qualità dell'ecosistema: qualità temporali, spaziali, chimiche, fisiche, e biologiche (Lacoul & Freedman, 2006). Per questo motivo possono essere usate come indicatori di molti parametri dell'ecosistema lacustre (Heegaard, et al. 2001; Rørslett, 1991; Lehmann & Lachavanne, 1999), non solo a livello specifico ma anche cenologico (Kolada, 2010). Contrariamente a diatomee e fitoplancton, hanno la capacità di indicare dinamiche ecologiche di lungo periodo (Seele et al., 2000) e sono indicatrici delle oscillazioni nei livelli delle acque (Keddy & Reznicek, 1986; Coops & van der Velde, 1995; Hellsten, 2002), delle dinamiche di costa (Keddy, 1982) e del sedimento (Barko & Smart, 1986; Madsen et al., 2001). Sono indicatori di disturbi meccanici (Torn et al., 2010) e sono intimamente connesse con la disponibilità di luce, un parametro che è direttamente correlato alle condizioni dell'acqua (Middelboe & Markager, 1997). Inoltre sono influenzate da rapporti competitivi con l'*epiphyton* (Cattaneo & Kalff, 1980), con gli erbivori che si nutrono di esse (Miller & Provenza, 2007) e rappresentano un habitat per il *macrobenthos* (Matrantuono & Mancinelli 2005).

La presenza, la distribuzione e l'abbondanza delle macrofite all'interno di un bacino lacustre dipende da molti parametri ambientali intrinseci al bacino (Hutchinson, 1975; Barko & Smart, 1986; Duarte & Kalff, 1990; Lacoul & Freedman, 2006; Bornette & Puijalon, 2011). Dal punto di vista ecosistemico però tali parametri sono in stretta connessione con le caratteristiche del bacino idrografico di cui il lago fa parte (Krantz et al., 1997). In conseguenza di ciò, molti autori mettono in relazione l'uso del suolo nel bacino idrografico e sulla linea di costa con la composizione macrofitica all'interno del bacino (Cheruvilil & Soranno, 2008; Lee et al., 2009; Hicksa & Frost, 2010). Quindi la capacità di bio-indicazione delle macrofite non si limita alle sole condizioni fisico chimiche del bacino lacustre ma si estende anche alle modificazioni antropiche indotte sul bacino idrografico. Integrando i due livelli di informazione è possibile formulare degli indici multimetrici per la valutazione dello stato di conservazione dei laghi (Nichols et al., 2000; Beck et al., 2010; Kolada, 2010).

I primi studi sulle macrofite lacustri sono stati condotti sui laghi del nord Europa. Numerosi autori hanno usato le macrofite per classificare diversi tipi ecologici di laghi (Almquist, 1929; Maristo, 1941; Dambaska, 1967; Jensen, 1979). Nel lavoro di classificazione dei laghi svedesi di Jensen (1979) si è evidenziata la relazione tra le diverse tipologie di laghi individuati in base alla composizione macrofitica e le caratteristiche idrochimiche delle acque (fig. 1.1). I parametri misurati nel lavoro sono quelli essenziali: conducibilità, pH, ioni  $\text{Ca}^+$  e  $\text{HCO}_3^-$  (alcalinità), profondità e trasparenza delle acque. Gli ordinamenti presentati nel lavoro dimostrano che le tipologie lacustri individuate sono correlate principalmente con la conducibilità delle acque.

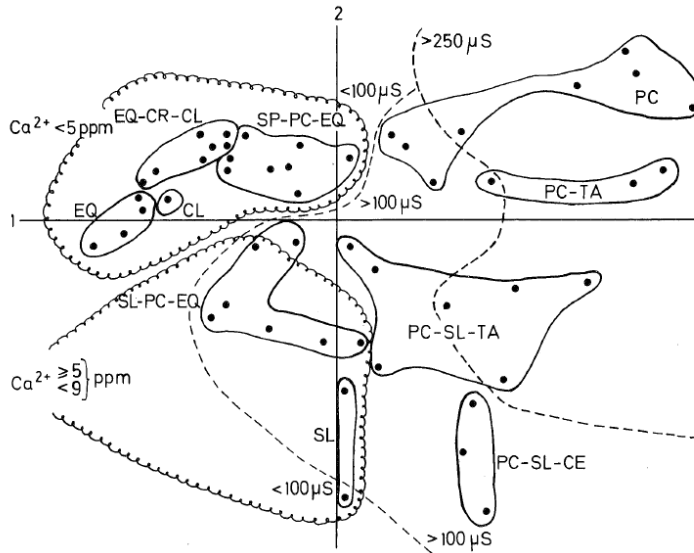


Figura 1.1: relazione tra tipi di vegetazione ripariali e conducibilità. Da Jensen (1979)

In seguito anche i contributi di Duarte & Kalff (1990) e Vestergaard & Sand-Jensen (2000) hanno dimostrato come le differenze nel contingente macrofitico che hanno permesso di distinguere i laghi in diversi tipi ecologici siano da attribuire alle variazioni fisico-chimiche delle acque, principalmente ai livelli di alcalinità (fig. 1.2).

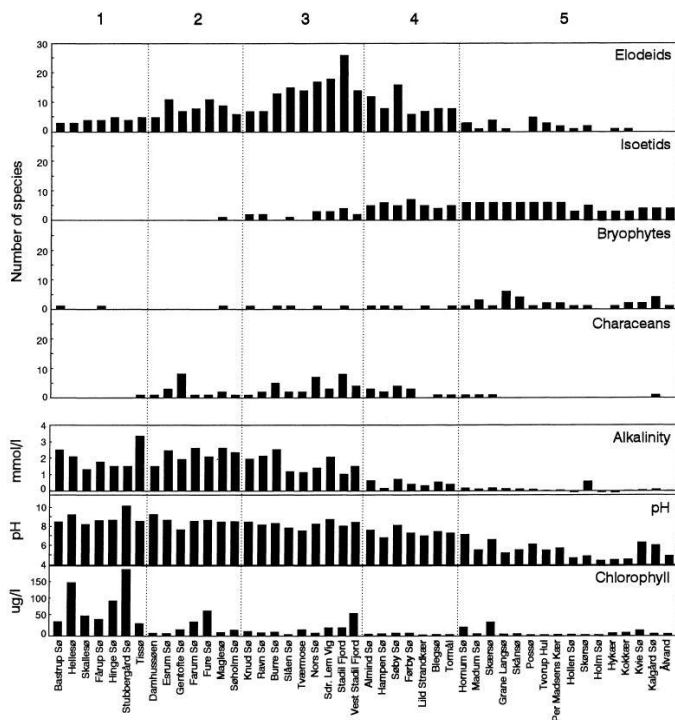


Figura 1.2: classificazione di 51 laghi danesi in 5 classi sulla base della flora macrofitica che viene messa in relazione con il gradiente di alcalinità. Figura da Vestergaard & Sand-Jensen (2000).

Negli studi finora condotti si è dimostrato che all'aumentare della conducibilità e dell'alcalinità delle acque la composizione macrofita di un bacino lacustre cambia, passando da laghi con dominanza di Isoetidi e *Briophyte* a laghi con dominanza di Elodeidi e *Characeae*. L'alcalinità è un descrittore della concentrazione del bicarbonato di calcio nell'acqua, un'importante sorgente di carbonio inorganico, fondamentale per i processi fotosintetici. La dominanza degli Isoetidi nei laghi a bassa alcalinità è legata all'abilità di queste specie di estrarre carbonio inorganico con maggiore efficienza (Richardson et al., 1984). I laghi ad Isoetidi, diffusi soprattutto in nord Europa, sono soggetti a fenomeni di alcalinizzazione ed eutrofizzazione (Free et al., 2009) che incidono fortemente sulla sopravvivenza di queste specie, che sono adattate a svilupparsi in condizioni di oligotrofia e grande trasparenza delle acque (Smolders et al., 2002). Nei laghi con maggiore concentrazione degli ioni  $\text{HCO}_3^-$  la competitività degli Isoetidi decresce lasciando spazio ecologico agli Elodeidi e alle *Characeae* che dominano all'interno del bacino nella zona pelagica e alle *Helophyte* (*Phragmites australis*, *Schoenoplectus lacustris*<sup>1</sup> e *Typha angustifolia*) dominanti nella fascia ripariale (Jensen, 1979).

Al termine del loro contributo Lacoul & Freedman (2006) suggeriscono un modello concettuale delle variabili che influenzano la distribuzione e l'abbondanza delle macrofite a differenti scale (fig. 1.3). Adottando questo modello e limitandolo alla distribuzione delle macrofite in ambiente lacustre possiamo quindi identificare fattori che identificano le caratteristiche della scala di analisi e i fattori che invece servono per passare da una scala all'altra.

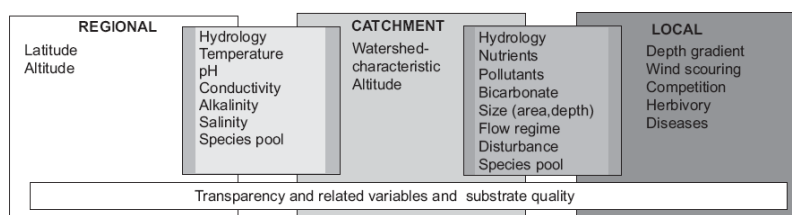


Figura 1.3: il modello proposto da Lacoul & Freedman (2006)

Lacoul e Freedman partono da una scala Regionale in cui le differenze nel contingente macrofitico sono dettate da parametri biogeografici (principalmente latitudine e altitudine). Per passare ad una scala più grande, quella di bacino, dobbiamo avvalerci di altri parametri, che identificano i diversi bacini (come alcalinità e conducibilità). A questa scala le caratteristiche intrinseche del bacino possono influenzare il contingente macrofitico (ad esempio l'area della superficie lacustre o la morfologia del substrato) ma anche le modificazioni indotte dall'uomo hanno una grande valenza (modificazioni nel carico trofico o presenza di inquinanti), generando le differenze che caratterizzano i diversi laghi. Infine è possibile individuare dei

<sup>1</sup> Molti autori considerano *Schoenoplectus lacustris* un *Helophyte* ma la capacità di vegetare anche a 4 m di profondità in una forma di crescita vegetativa diversa da quella emersa e sessuata lo pone, secondo lo schema di classificazione delle macrofite presentato, tra le *Amphiphyte*. In questo passaggio riportiamo *S. lacustris* tra le *Helophyte* conformemente a quanto indicato dagli autori citati.

parametri che influenzano la distribuzione locale delle macrofite, con un ulteriore passaggio di scala. Quindi anche all'interno del lago, distribuzione e abbondanza sono influenzate da fattori intrinseci (come il gradiente di luce e temperatura che si incontra spostandosi dalla superficie in profondità) e da altri fattori che presentano una certa variabilità (come l'influenza del vento, la pendenza del fondale o la presenza di un disturbo meccanico locale) che possono generare dei pattern identificabili solo con un'alta risoluzione spaziale.

Attraverso l'analisi della distribuzione e dell'abbondanza delle macrofite è quindi possibile avere un quadro completo di molti parametri ambientali, alcuni intrinseci al bacino, altri di origine antropica.

### **1.3 Quadro legislativo**

L'acqua è stata definita l'oro blu: un elemento fondamentale per la vita, sempre meno disponibile per l'eccessivo sfruttamento e inquinamento. Al termine degli anni '60 dello scorso secolo era ormai chiaro che l'approccio proposto per la soluzione dell'inquinamento delle acque ("*dilution is the solution*") non poteva funzionare e che gli ecosistemi di acqua dolce erano stati compromessi (Karr, 1991).

L'approccio ecosistemico come soluzione del "problema acque" è stato adottato per la prima volta negli Stati Uniti nel 1972 con il *Federal Water Pollution Control Act* meglio noto come *Clean Water Act* (CWA). Lo scopo del CWA è quello di ripristinare e mantenere l'integrità chimica, fisica e biologica delle acque della nazione. A tal fine bisognava eliminare gli scarichi di inquinanti nelle acque navigabili della nazione entro il 1985 e si doveva provvedere, dove possibile, alla protezione e propagazione delle specie naturali e al ripristino delle stesse nelle acque entro il mese di luglio del 1983. L'impostazione del CWA è stata innovativa: per la prima volta venne riconosciuto che l'acqua dolce è una risorsa fondamentale e che fosse necessario mantenerne invariate, oltre alle condizioni fisico-chimiche, anche quelle biologiche. Tra i punti fondamentali della gestione delle acque si riconosceva come fattore di alterazione da eliminare il carico di inquinanti. Inoltre venivano poste delle scadenze temporali per l'attuazione del CWA e tale approccio è stato utilizzato successivamente nella Direttiva Quadro sulle Acque (WFD, Direttiva 2000/60).

La WFD obbliga gli stati membri della Comunità Europea a raggiungere entro 15 anni dalla sua emanazione, ove possibile, un "buono stato" della qualità delle acque superficiali interne, delle acque di transizione, delle acque costiere e sotterranee. La WFD afferma che, una volta classificati i bacini idrografici, al fine di riconoscere lo stato delle acque bisogna individuare degli elementi di qualità biologica (allegato V) supportati da elementi di qualità idromorfologici e fisico-chimici. Quindi, lo stato di conservazione di un corpo idrico non è più classificabile con le sole condizioni di inquinamento delle acque. Bisogna avere un quadro completo della composizione e abbondanza di fitoplancton, macrofite, macrobenthos e ittiofauna e bisogna fornire un sistema di riferimento in cui questi quattro elementi di qualità biologica siano in buono stato di conservazione.

Il Ministero dell'Ambiente italiano in collaborazione con enti di ricerca (CNR, APAT), Università e ARPA regionali ha realizzato solo alcuni degli obiettivi di medio termine posti dalla direttiva. Una volta definite le categorie di laghi presenti sul territorio nazionale (Buraschi et al., 2005) sono stati realizzati degli indici macrofitici per la valutazione della qualità ecologica dei laghi (Oggioni et al., 2010) con una valenza limitata ai laghi dell'Italia del nord. Attualmente non sono ancora stati proposti indici per la valutazione dello stato ecologico dei laghi del centro-sud.

## **1.4 Indici macrofitici**

Le macrofite sono state spesso definite come buoni indicatori di qualità ambientale, sebbene ci siano delle posizioni discordanti a tal proposito (Moss, 2008). Infatti anche se non vi è dubbio che le macrofite abbiano una stretta relazione con i parametri ambientali, questo non fa necessariamente di esse dei "buoni" indicatori. Le macrofite rispondono alle variazioni dell'ambiente ma con un certo ritardo (Seele et al., 2000; Søndergaard et al., 2010) , quindi se fitoplancton e diatomee sono considerati dei migliori indicatori a breve termine, le macrofite rappresentano un andamento ecologico e ci possono indicare qual è la storia ecologica di un sito.

Molti autori hanno incentrato il loro lavoro sull'idea di individuare gruppi di macrofite sensibili o tolleranti all'inquinamento ed utilizzarne la presenza relativa (intesa come frequenza o abbondanza) per valutare lo stato trofico di un lago: maggiore è la presenza o l'abbondanza delle specie sensibili all'inquinamento e minore sarà il carico trofico (Melzer, 1999; Stelzer et al., 2005; Wilby et al., 2006; Penning et al., 2008; Pall & Moser, 2009). Nell'ottica di non fermare la propria attenzione esclusivamente sul carico trofico e restituire un quadro complessivo dello stato di conservazione del lago attualmente alcuni autori hanno suggerito di sviluppare un approccio multimetrico alla bioindicazione (Hering et al., 2006). Alcuni indici multimetrici sono stati sviluppati per lo studio degli ambienti lacustri utilizzando le macrofite (Nichols et al., 2000; Beck et al., 2010) mentre in altri lavori si sono suggerite delle metriche per la realizzazione di un indice con approccio cenologico (Kolada, 2010) o utilizzando le forme di crescita (Cheruvilil & Soranno, 2008). Attualmente, si valuta che l'approccio multimetrico sia da preferire all'approccio trofico fin'ora maggiormente perseguito (Penning et al., 2008; Søndergaard et al., 2010) ed è l'approccio seguito in Italia nell'applicazione della WFD (Oggioni et al., 2010).

## 1.5 Obiettivi della ricerca

Gli studi finora condotti sulle macrofite dei laghi vulcanici italiani sono pochi e non hanno mai fornito un quadro di riferimento complessivo dei diversi bacini (per maggiori dettagli si rimanda al capitolo 2). Con il presente studio ci si propone quindi di fornire un quadro organico della presenza, distribuzione e abbondanza delle macrofite dei laghi vulcanici italiani utilizzando tecniche di campionamento ed analisi in linea con quanto richiesto dalla WFD. A tal proposito viene proposto un metodo di campionamento originale di cui si è cercato di valutare efficacia e validità in relazione allo sforzo di campionamento.

Al campionamento floristico-vegetazionale si affianca un'analisi limnologica delle principali caratteristiche fisico-chimiche e morfologiche dei laghi vulcanici che verrà impiegata nella classificazione ecologica dei laghi e nella valutazione della capacità di bioindicazione delle macrofite.

La ricerca svolta nel presente lavoro è la prima condotta in maniera organica nell'Italia peninsulare e rappresenta una delle prime ricerche riguardanti le macrofite dell'area mediterranea (del Pozo et al., 2010).

I principali obiettivi specifici del presente lavoro sono dunque:

- Inquadramento idrochimico, morfologico e classificazione ecologica dei laghi vulcanici italiani dell'Italia peninsulare.
- censimento, descrizione e inquadramento sociologico delle macrofite rinvenute nei laghi vulcanici.
- analisi della distribuzione delle specie ad una scala regionale (verificando se c'è una differenza significativa tra i laghi) e ad una scala locale (verificando se è possibile riconoscere una struttura nella distribuzione delle specie all'interno dei singoli laghi).
- Analisi della relazione tra caratteristiche ambientali misurate e variazioni nella ricchezza e nella distribuzione delle macrofite.
- ricerca di metriche idonee per la definizione di un indice di valutazione dello stato di conservazione dei laghi vulcanici italiani con particolare riferimento al carico trofico.

## 2. Area di Studio

### 2.1 I laghi vulcanici in Italia

Nel mondo esistono molti bacini di origine vulcanica e le caratteristiche che li contraddistinguono sono molto eterogenee: generalmente hanno un piccolo bacino idrografico e l'idrochimica delle loro acque è fortemente influenzata dalla geologia del substrato e dal flusso di calore e gas dal sottostante sistema idrotermale, memoria dell'attività magmatica (Pasternack & Varekamp, 1997; Varekamp & Pasternack, 2000). Il presente studio prende in considerazione la catena di laghi vulcanici italiani che dal nord del Lazio arriva in Basilicata e conta 11 bacini: Mezzano, Bolsena, Vico, Monterosi, Bracciano, Martignano, Albano, Nemi, Lago Grande e Lago Piccolo di Monticchio. Di questi 11, due (Monterosi e Giulianello) sono poco profondi (profondità inferiore a 10 m) e non sono stati inclusi nell'analisi. In tutti i laghi vulcanici italiani (fig. 2.1) la natura del substrato nel bacino influenza profondamente il chimismo delle acque (Buraschi et al., 2005) e le risultanti condizioni idrochimiche non precludono la colonizzazione di piante ed animali. Tuttavia nel caso di Albano (Martini et al., 1994; Funicello et al., 2002; Ellwood et al., 2009) e dei laghi di Monticchio (Caracausi et al., 2009) possono ancora giocare un ruolo le eruzioni gassose, in particolare di CO<sub>2</sub> (Gambardella et al., 2004), retaggio della passata attività vulcanica.

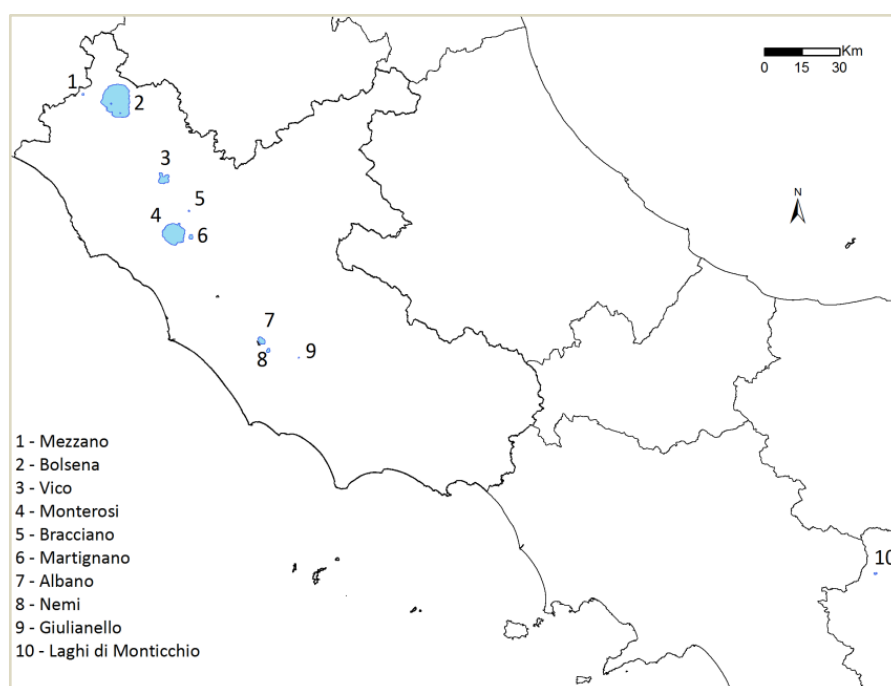


Figura 2.1: Distribuzione dei laghi vulcanici italiani



Diversi autori (Duarte & Kalff, 1990; Vestergaard & Sand-Jensen, 2000; Lacoul & Freedman, 2006) considerano l'alcalinità e la conducibilità i parametri centrali per la selezione del contingente macrofitico che contraddistingue un lago. Nel lavoro di caratterizzazione e classificazione dei laghi italiani, Buraschi et al. (2005) sottolineano come gli alti valori di conducibilità e alcalinità delle acque dei laghi vulcanici siano legati alla ricchezza in rocce alcalino-potassiche degli apparati vulcanici e che le condizioni idrochimiche di questi laghi sono assimilabili a quelle di laghi sottesi a bacini calcarei. Il lago di Mezzano, non considerato nel lavoro di Buraschi et al. (2005) per le sue ridotte dimensioni, è l'unico tra i laghi presi in esame da questo studio ad avere conducibilità inferiore ai 200  $\mu\text{S}/\text{cm}$  20°C (Tartari et al., 2004), tutti gli altri mostrano sempre valori superiori a 300  $\mu\text{S}/\text{cm}$  20°C. Nel complesso le caratteristiche fisico-chimiche delle acque dei laghi vulcanici indagati sono confrontabili con quelle dei laghi carbonatici profondi del resto d'Italia (grandi laghi sub-Alpini) e d'Europa (distretto lacustre a nord della Germania, distretto lacustre austriaco, laghi del sud della Svezia, etc.).

I laghi vulcanici sono monomittici con tendenza alla meromissia (Margaritora, 1992), caratterizzati da trasparenza alta e conseguentemente da varie cinture di vegetazione che dalla costa si susseguono fino alla massima profondità di crescita (Spence, 1982; Hutchinson, 1975). Nella tabella 2.1 vengono riassunte le principali caratteristiche morfologiche ed idrochimiche dei laghi vulcanici estratte dal database LIMNO (Tartari et al., 2004).

**Tabella 2.1: principali caratteristiche morfologiche ed idrochimiche dei laghi vulcanici presi in esame**

Ambiente	Lago				Bacino Imbrifero				Idrochimica	
	Superficie (SL)	Altitudine media	Profondità massima	Volume	Tempo di ricambio	Superficie (SB)	Quota massima	SL/SB	Cond	pH
	( $\text{km}^2$ )	(m s,l,m)	(m)	( $\text{m}^3 10^6$ )	(anni)	( $\text{km}^2$ )	(m s,l,m)		( $\mu\text{S}/\text{cm}$ 20°C)	
Albano	6.0	293	170	464.3	47.6	9.7	556	0.62	450	7.53
Bolsena	114.5	305	146	8922.0	121.0	273.0	690	0.42	486	8.32
Bracciano	57.5	164	160	4950.0	137.0	149.0	612	0.39	484	8.23
Lago Grande	0.4	656	35	3.4	7.0	4.0	1262	0.10	425	6.95
Lago Piccolo	0.2	658	38	38.0	-	1.3	1326	0.13	559	6.86
Martignano	2.5	207	54	71.2	29.6	6.2	377	0.40	332	7.43
Mezzano	0.5	455	31	8.1	118.0	1.2	566	0.39	194	8.20
Nemi	1.7	318	34	32.5	7.3	10.5	932	0.16	315	7.77
Vico	12.1	507	50	268.0	17.0	42.0	965	0.29	357	8.09

## 2.2 Antropizzazione dei laghi vulcanici

L'uomo ha colonizzato questi laghi già in tempi remoti e moltissime testimonianze della presenza umana sulle coste dei laghi vulcanici sono giunte fino a noi. Le datazioni al carbonio-14, collocano in un periodo compreso tra il 5750 e il 5260 a.C. il villaggio de "La Marmotta" rinvenuto sulla sponda sud del lago di Bracciano, che risulta il più antico insediamento neolitico di sponda dell'Europa occidentale (Fugazzola Delpino & Mineo, 1995). Posto ad una profondità di 8 m il sito archeologico testimonia la connessione che c'era già 7 mila anni fa tra uomo e bacino lacustre per la presenza di una piroga monossile di 10.5 m che dimostra come le acque del lago venissero utilizzate attivamente. Le sponde dei laghi di Mezzano e Albano erano sicuramente colonizzate da insediamenti umani già nell'età del bronzo (Lowe et al., 1996; Manca et al., 1996; Sadori et al. 2004).

L'attività vulcanica residua è stata causa di improvvisi innalzamenti del livello delle acque che hanno influito sulle vicende umane a diverso titolo: il villaggio de La Marmotta fu probabilmente abbandonato improvvisamente a seguito di uno di questi fenomeni. L'attività più recente del lago Albano, i ripetuti fenomeni di esondazione e l'effetto che ebbero sulla storia e i miti di Roma antica sono discussi dettagliatamente in Funiciello et al. (2002). In particolare un fenomeno di esondazione collocato in un periodo compreso tra il 23 luglio e il 24 agosto del 398 a.C. sarebbe la causa della decisione di costruire un tunnel per la regolazione del livello del lago Albano a 293 m s.l.m., circa 70 m al di sotto del punto più basso del cratere. Anche il lago di Nemi è stato regimato in tempi remoti: un tunnel lungo 1600 m collega il lago alla piana di Ariccia. Si pensa che venne realizzato nel IV secolo a.C. ad opera degli Aricini per gli stessi motivi che portarono a regolare le acque del lago Albano.

Il lago di Vico, che la leggenda vuole nascere per un colpo di clava inferto da Ercole, è stato regimato più volte nel corso dei secoli. In epoca etrusca venne costruito il tunnel che collega il lago al Rio Vicano; quest'opera ha portato ad un cospicuo abbassamento del livello dell'acqua del lago, abbassamento incrementato nel XVI secolo quando, ad opera dei Farnese, fu ristrutturato il tunnel etrusco e fatto emergere altro terreno fertile. Le dimensioni attuali del bacino di Mezzano sono ridotte rispetto all'estensione naturale e sono legate alle azioni di bonifica che l'uomo ha condotto sul lago (Sadori et al., 2004). L'attuale bacino ha un emissario, il fosso delle Volpi che partendo dalla costa nord-est del lago attraversa una valle prima di sfociare nell'Olpeta (antico emissario). La valle era un tempo sommersa dalle acque lacustri, e il lago aveva un'estensione molto più ampia e forma allungata (fig. 2.2).

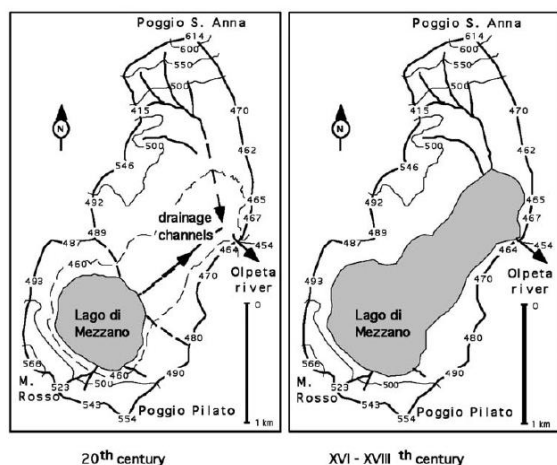
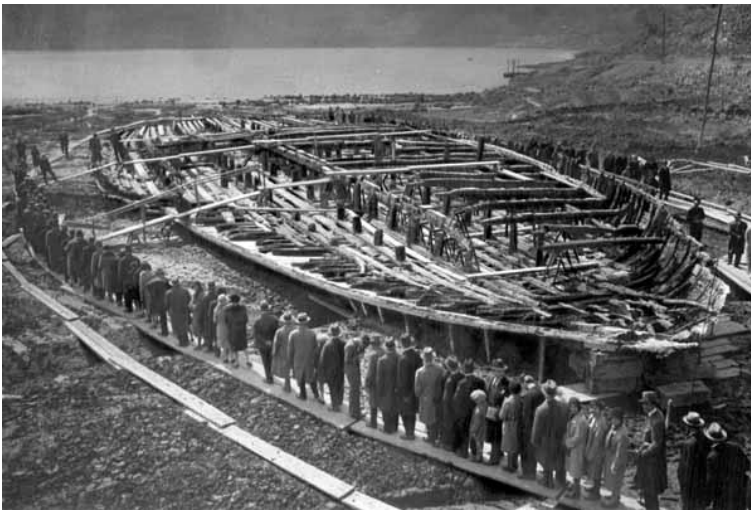


Figura 2.2: l'estensione del lago di Mezzano nel XVI secolo e nel XX secolo. Figura tratta da Sadori et al. (2004).

Possiamo inoltre ricordare che altri laghi di origine vulcanica sono del tutto scomparsi ad opera dell'uomo. Ad esempio : il piccolo lago denominato "Lagusiello" che si trovava a nord-est del lago di Bracciano fu prosciugato dai Grillo nel 1776 per ottenere nuove terre agricole, sfruttando un tunnel costruito in epoca romana che aveva già inciso sul livello del piccolo lago. Altri due laghi, Stracciacappe e Baccano, furono prosciugati definitivamente in epoca storica,rispettivamente nel 1834 e nel 1838, nel tentativo di bonificare la zona dalla malaria e acquisire nuovo terreno agricolo. L'abbassamento del livello delle acque a scopo agricolo conosciuto come "opera di bonifica" è una pratica utilizzata anche in altri paesi europei (si veda ad esempio Jensen, 1979) ed è stata utilizzata diffusamente dalla seconda metà del XIX secolo, fino agli inizi del XX secolo. Anche il livello del Lago Grande di Monticchio fu ridotto di circa 1 m all'inizio del XX secolo (Trotter, 1908).

Di diversa natura è l'intervento temporaneo effettuato nel secolo scorso sul lago di Nemi, parzialmente prosciugato per scopi archeologici. tra il 1928 e il 1932 per recuperare le famose navi romane di Caligola il livello del lago, che nel 1928 misurava 34 m di profondità, fu abbassato di 21.75 m (fig. 2.3). Il ripristino del livello originario richiese 15 anni con conseguenze biologiche rilevanti, studiate però solo per quanto riguarda la componente fitoplanctonica (Marchesoni, 1940).



**Figura2.3:** un immagine del recupero delle navi di Caligola. Sullo sfondo si vede il lago di Nemi molto ridotto nella sua estensione.

La riduzione del livello delle acque è ancora un problema pressante sebbene legato a tutt'altro tipo di sfruttamento. I laghi vulcanici rappresentano il 56% delle superfici lacustri di origine naturale dell'Italia centro-meridionale. Il restante 44% è composto in termini numerici da piccoli bacini concentrati soprattutto nel Lazio (che risulta la regione più ricca di laghi a sud delle alpi) e in termini superficiali dal grande bacino del lago Trasimeno che da solo rappresenta il 37% delle superfici di acqua dolce. Da un punto di vista volumetrico il distretto lacustre vulcanico conta 14.8 km<sup>3</sup> di acqua, ovvero il 95% della riserva idrica naturale del centro-sud (tab. 2.2). Questi dati rendono evidente anche l'importanza economica dell'acqua dei laghi vulcanici che attualmente viene sfruttata da migliaia di persone, principalmente per scopi agricoli e alimentari.

**Tabella2.2:** laghi naturali a sud dell'Emilia Romagna. Volumi di acqua allocati nei diversi bacini e percentuale rispetto al totale volumetrico. Fonte database LIMNO (Tartari et al., 2004).

	V (m <sup>3</sup> 10 <sup>6</sup> )	%		V (m <sup>3</sup> 10 <sup>6</sup> )	%
<i>Albano</i>	464.00	3.02	Due uomini	np	
<i>Bolsena</i>	8922.00	57.98	Fibreno	np	
<i>Bracciano</i>	4950.00	32.17	Giulianello	0.74	0.00
<i>Lago Grande</i>	3.45	0.02	Lungo	2.82	0.02
<i>Lago Piccolo</i>	3.80	0.02	Montepulciano	2.19	0.01
<i>Martignano</i>	71.20	0.46	Monterosi	2.17	0.01
<i>Mezzano</i>	8.13	0.05	Pergusa	5.80	0.04
<i>Nemi</i>	32.50	0.21	Piediluco	17.04	0.11
<i>Vico</i>	268.00	1.74	Rascino	0.39	0.00
Bagno d'acqua	np		Santo Modenese	0.45	0.00
Baratz	2.50	0.02	Santo Parmense	0.93	0.01
Biviere di Cesaro	0.10	0.00	Scanno	19.20	0.12
Canterno	13.60	0.09	Soprano	0.20	0.00
Chiusi	9.99	0.06	Trasimeno	586.00	3.81

Il problema dello sfruttamento idrico interessa in misura più o meno grave tutti i laghi vulcanici. Il bilancio idrico dei diversi laghi deve tenere conto di un'evaporazione naturale superiore a 1100 mm/anno (Dragoni & Valigi, 1994) che deve essere compensata con l'apporto idrico di un bacino idrografico molto ridotto.

Nel lago di Bolsena negli ultimi 40 anni dello scorso secolo il prelievo di acqua è passato da 5 milioni di metri cubi anno, nel 1960, a 30 milioni anno all'inizio del 2000 (Pagano et al., 2000; Dragoni, 1998; Mosello et al., 2004); questo eccessivo sfruttamento, collegato con la diminuzione del regime pluviometrico e l'aumento delle temperature medie estive ha portato ad una riduzione del livello delle acque (fig. 2.4).

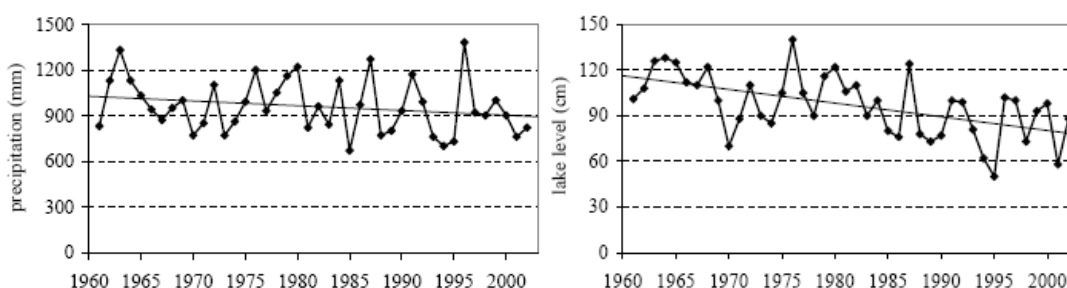


Figura 2.4: precipitazioni misurate dalla stazione termopluviometrica di Acquapendente e diminuzione del livello d'acqua del lago di Bolsena. Figura tratta da Mosello et al., 2004.

Le oscillazioni delle acque sono un problema anche per il lago di Bracciano. Sfruttato già in epoca imperiale, con la costruzione dell'acquedotto Traiano (110 d.C.), il lago ha subito una riduzione del livello di circa 18 centimetri all'anno nel decennio 1998-2008 (Medici & Rinaldi, 2008) con conseguenza che potevano incidere fortemente sulle dinamiche costiere (Rossi, 2006). Le cause dell'abbassamento del livello delle acque non furono studiate nel dettaglio e probabilmente furono causate da una concomitanza di fattori climatici (diminuzione delle precipitazioni e aumento delle temperature medie dei mesi più freddi) e antropici (aumento nello sfruttamento della risorsa idrica). Furono studiate nel dettaglio le conseguenze biologiche di tale abbassamento con un'analisi dell'effetto che ebbe sulla copertura macrofittica e il conseguente impatto sulla fauna macrobentonica (Mastrantuono et al., 2008). Nel triennio 2008-2011 il lago di Bracciano ha recuperato gran parte del volume di acqua perduto.

Il lago di Martignano è stato collegato al lago di Bracciano nel 1828, per aumentare la portata dell'acquedotto Traiano. Un abbassamento del livello ha sicuramente interessato il lago di Martignano negli ultimi 30 anni ma non si hanno dati certi pubblicati in proposito, solo le generiche testimonianze dei fruitori e dei proprietari dei terreni che circondano il bacino. Il lago

Albano presenta la situazione più preoccupante: ha subito un abbassamento della superficie di oltre 4 metri dagli anni '60 (Ellwood et al., 2009), concentrato nel ventennio 1984-2003 (2.78m - in Medici, 2005). Il trend di diminuzione non si è arrestato e continua tutt'ora, come dimostrato dalle ortofoto consultabili on-line su motori GIS come *google earth* (fig. 2.5).



Figura 2.5: avanzamento della linea di costa al lago Albano nel periodo 2001-2008. Il particolare fa riferimento ad una zona della spiaggia a NW del bacino, dove le pendenze sono minime e quindi l'avanzamento della linea di costa è massimo.

Le acque dei laghi vulcanici, fino agli anni '70 dello scorso secolo sono state il normale ricettacolo dei residui fognari dei paesi che sorgevano sulle loro rive. Al termine degli anni '70 era ormai chiaro che l'aumentato carico trofico nei laghi vulcanici andava controllato con opere di collettamento degli scarichi fognari. La crisi eutrofica più lampante si ebbe nel lago di Nemi, esposta da Stella et al. (1978) in un lavoro che descrive tutte le drammatiche fasi della crisi del lago tra il 1974 a il 1975. Attualmente un anello fognario circonda i laghi di Bolsena, Bracciano e Albano.

## 2.3 Studi pregressi

Studi biologici di diversa natura hanno interessato i laghi vulcanici. Il laboratorio di limnologia de La Sapienza ha concentrato le proprie ricerche sui laghi di Bracciano, Martignano, Albano e Nemi producendo moltissimi lavori scientifici incentrati sullo studio del zooplancton, zoobenthos e sul rapporto che esso ha con le macrofite (in Margaritora et al., 2003 si trova una bibliografia molto estesa in merito). Lo studio delle reti trofiche e delle dinamiche di sedimentazione sono state oggetto di studio da parte diversi autori (Mancinelli et al., 2007; Costantini et al., 2007; Valentini et al., 2005; Rossi et al., 2010).

Seppur limitato a soli 5 bacini, è stato proposto un inquadramento della qualità ecologica dei laghi (fig. 2.6) sulla base di diversi indicatori ambientali (Margaritora et al., 2003). Tra gli indicatori rientravano metriche relative alle macrofite (massima profondità di crescita e numero di taxa) estrapolate dagli studi pregressi condotti da Mastrantuono. Non erano inseriti nell'analisi il grande lago di Bolsena e i piccoli laghi di Mezzano e Monticchio.

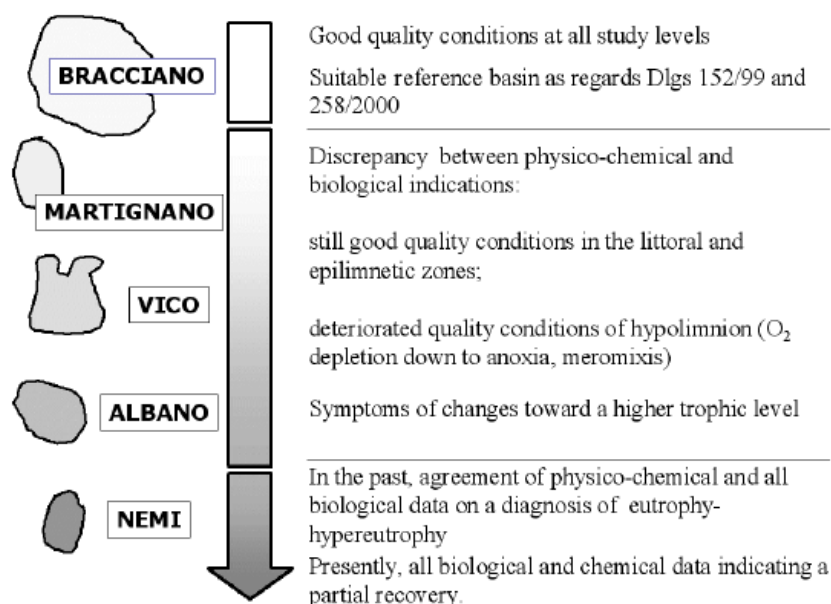


Figura 2.6:caratterizzazione ecologica di 5 laghi vulcanici. Figura da Margaritora et al. 2003.

Gli studi pregressi sottolineano che, sebbene vi siano delle criticità, i laghi vulcanici ospitano una fauna ed una flora di un certo interesse. In Carollo et al. (1974) i laghi di Bolsena, Vico e Bracciano vengono definiti Laghi a *Characeae* in base alle osservazioni limnologiche compiute nel biennio 1968-69. Nell'ambito della Rete Natura 2000 (Direttiva Habitat 92/43/CE)

sono stati segnalati diversi Siti di Importanza Comunitaria (SIC) nei laghi vulcanici. Per quanto concerne la vegetazione acquatica gli habitat di interesse segnalati sono:

- Habitat 3130: acque stagnanti, da oligotrofe a mesotrofe, con vegetazione dei *Littorelletea uniflorae* e/o degli *Isoëto-Nanojuncetea*.
- Habitat 3140: Acque oligomesotrofe calcaree con vegetazione bentica di *Chara spp.*
- Habitat 3150: Laghi eutrofici naturali con vegetazione del *Magnopotamion* o *Hydrocharition*.

Per una descrizione degli habitat si rimanda al Manuale degli Habitat Italiano (Biondi et al., 2009).

Gli studi botanici riguardo i laghi vulcanici sono pochi e frammentati nel tempo; fin'ora non è mai stato condotto uno studio organico riguardo la flora e la vegetazione macrofitica dei laghi vulcanici. Di seguito presentiamo un quadro delle conoscenze per ciascuno dei laghi presi in esame, concentrando l'attenzione sugli studi botanici e sulle misure di protezione adottate per la tutela degli habitat e le specie individuate nell'ambito della Rete Natura 2000 (Direttiva Habitat 92/43 CE).

### **2.3.1 Mezzano**

Il lago di Mezzano si trova nel nord del Lazio, poco distante dal confine con la Toscana e colma una caldera formatasi a seguito di eruzioni freatomagmatiche nell'ultima fase del vulcanismo di Latera, circa 100000 anni fa (Nappi et al., 1995). Nessun lavoro è stato pubblicato in merito alle macrofite del lago.

Attualmente il lago è circondato da terreni agricoli, generalmente adibiti a pascolo, e boschi cedui dominati da *Quercus cerris* e *Quercus petraea*. Il lago di Mezzano è stato proposto come SIC nel 1995 (IT6010012) e tuttora fa parte della Rete Natura 2000 per la presenza di due habitat di interesse comunitario: il 9210 (Faggeti degli Appennini con *Taxus* e *Ilex*) e il 3150. Dei 149 ha del SIC, nella scheda si afferma che il 10% della superficie è coperta dall'habitat 3150. Tra le specie di interesse del SIC viene segnalato *Potamogeton polygonifolius* che nel manuale EUR 27 degli habitat tra le specie guida dell'habitat 3130, habitat non segnalato nella scheda del SIC. Recentemente un progetto LIFE 04 NAT/IT/000153 ha riguardato interventi sul SIC, come la piantumazione di alcune specie ripariali (*Helophyte* e *Amphyphytae*) nella zona a nord est del



lago<sup>2</sup>. Nel report del progetto LIFE viene riportato un inquadramento idrochimico delle acque che denota forti oscillazioni nel carico trofico del lago che passa da una media sulla colonna di 482.25 µg/l di fosforo totale nel mese di gennaio del 2006 ad una media di 42 µgP/l nel mese di marzo 2007, quindi da una condizione di ipertrofia ad una di mesotrofia.

### 2.3.2 Bolsena

Il lago di Bolsena si trova nel nord del Lazio, 16 km a nord-ovest di Viterbo. Le sue acque occupano una caldera generata da esplosioni freatomagmatiche che hanno provocato il collasso della camera magmatica dell'apparato Vulsino attivo nel Pleistocene (Camponeschi & Lombardi, 1969). È il più grande lago vulcanico europeo sia per superficie che per volume di acqua allocata: il 61% del volume di acqua del sistema di laghi vulcanici si trova in questo lago, oggetto nel passato di molte ricerche di carattere limnologico.

Carollo et al. (1974) hanno condotto la prima grande campagna limnologica su questo e su altri laghi (Trasimeno, Vico e Bracciano). Nel biennio 1968-69 Chiaudani (in Carollo et al., 1974) ha analizzato la componente macrofitica del lago di Bolsena, individuando una vegetazione dominata da *Characeae*.

La vegetazione macrofitica del lago di Bolsena è stata indagata anche nel triennio 1986-1989 (Iberite et al., 1995). Nel lavoro vengono segnalate diverse tipologie di comunità, dislocate a diverse profondità. Una fascia a *Helophyte* caratterizzata dalla presenza di 3 comunità (*Phragmitetum australis*, *Scirpetum lacustris* e *Typhetum angustifoliae*), una fascia prospiciente il canneto di elodeidi, dominata dalla comunità del *Potameto perfoliati-Ceratophylletum demersi* e da altre comunità meno diffuse (*Potametum trichoidis*, *Zannichellietum palustris*, *Potametum lucentis*, *Polygonetum natantis*), che si poteva trovare tra 2 m e 7 m di profondità. Questa fascia si compenetrava con la fascia profonda dominata dalle *Characeae*, la cui massima profondità di crescita era di circa 10-12 m. Le comunità rilevate furono 3 (*Charetum hispidae*, *Charetum delicatulae*, *Charetum tomentosae*). Il *Charetum tomentosae* veniva segnalato come comunità dominante. Sulla sponda si denotava un degradamento della fascia a dominanza di elofite.

Le comunità a *Characeae* sono segnalate come dominanti nel lago sia in Iberite et al. (1995) che da Chiaudani (in Carollo et al., 1974) e nei due lavori si stima che la copertura

---

<sup>2</sup> [http://www.lifenatura.viterbo.it/Documenti/RAPPORTO\\_FINALE-LIFE04\\_NAT-IT-000153.pdf](http://www.lifenatura.viterbo.it/Documenti/RAPPORTO_FINALE-LIFE04_NAT-IT-000153.pdf)

percentuale di queste comunità, sul totale delle comunità macrofittiche, rappresenta l'80% della copertura vegetale.

Il lago di Bolsena è stato proposto come SIC (IT6010007) nel 1995. L'area del SIC è di 11475 ha di cui il 20% è coperta dall'habitat 3140 e il 10% dall'habitat 3150 (proporzioni in contrasto con quanto rilevato in Iberite et al., 1995). Vengono segnalate come specie di particolare interesse *Butomus umbellatus*, *Najas minor*, *Nuphar luteum*.

Attualmente più di 20000 persone vivono nel bacino idrografico del lago di Bolsena, popolazione che raddoppia nel periodo estivo. Fino al 1996 le acque reflue degli agglomerati urbani fluivano direttamente nel lago. Attualmente un anello fognario circonda il bacino che non riceve più questo massiccio apporto di inquinanti. La più recente indagine idrochimica sulle acque del lago (Mosello et al., 2004) evidenziava una condizione di mesotrofia, con una concentrazione di fosforo leggermente più alta di quella misurata alla fine degli anni '60 (Carollo et al., 1974).

### 2.3.3 Vico

Il lago di Vico appartiene al bacino idrografico del fiume Tevere: il Rio Vicano, emissario del lago sfocia nel fiume Treja che a sua volta è un affluente di destra del Tevere. Si trova a sud di Viterbo nel comprensorio dei monti Cimini, che sono il risultato dell'attività di due complessi vulcanici adiacenti (il Cimino e il Vicano). Circa 90000 anni fa, si ebbe lo sprofondamento della caldera che portò poi alla formazione del lago (De Rita et al., 2002). All'inizio degli anni 70 il prof. Bazzichelli ha condotto delle indagini limnologiche riguardanti la copertura macrofittica del lago di Vico (Bazzichelli *in verbis*) rilevando un'estesa copertura macrofittica, dominata da *Characeae* fino a 18 m di profondità. Al termine degli anni '80 il lago è stato oggetto di indagini botaniche (Blasi et al., 1986; Scoppola & Blasi, 1990; Scoppola et al., 1991) che hanno riguardato il periplo lacustre ma non si sono spinte in profondità se non alla vegetazione acquatica di sponda. Nel 1995 viene istituito il SIC del lago di Vico (IT 6010024) che, su un'estensione di 1501 ha, ospita 3 habitat di interesse comunitario legati all'acqua: 3130, 3140 e 3150, con una copertura percentuale sulla superficie totale rispettivamente del 2, 15 e 40%. Tra le specie di interesse per il SIC sono segnalate *Gnaphalium uliginosum*, *Bidens cernua*, *Ceratophyllum submersum*, *Najas minor* e *Salix fragilis*. Recentemente la vegetazione macrofittica è stata mappata nel dettaglio (Azzella & Scarfò, 2010). Anche in questo lago, come a Bolsena, le comunità dominanti sono le praterie a *Characeae* che si spingevano fino ad una profondità di 18 m nel 1971 e non superavano i 12 m di profondità

nel 2006 (Azzella & Scarfò, 2010), con una drastica riduzione della superficie occupata (fig. 2.7). La vegetazione al 2006 presentava diverse cinture di vegetazione, dominate da diverse specie di *Characeae* (fig. 2.8). La prima cintura caratterizzata da estesi popolamenti di *Phragmites australis*, ha subito una diminuzione delle coperture rispetto a quanto rilevabile nel 1960, con una perdita del 60% dell'estensione superficiale delle elofite (fig. 2.9). In Scoppola et al. (1990) si segnalava la presenza di popolamenti di *Schoenoplectus lacustris* e *Typha angustifolia*, che nel 2006 risultavano ridotti a pochissime stazioni e un popolamento di *Nymphaea alba* che nel 2006 non era più presente.

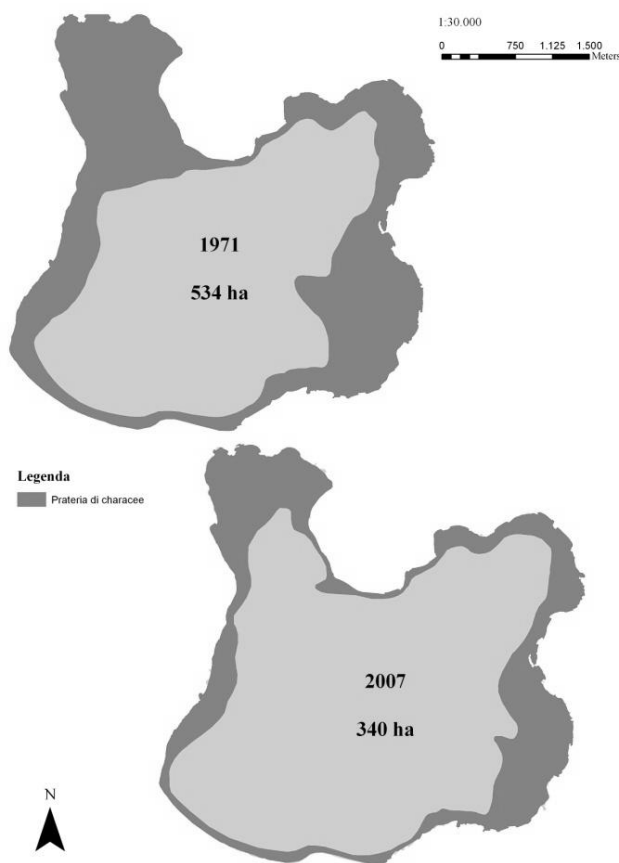


Figura 2.7: riduzione della vegetazione acquatica nel lago di Vico dal 1971 al 2007. Da Azzella & Scarfò (2010)

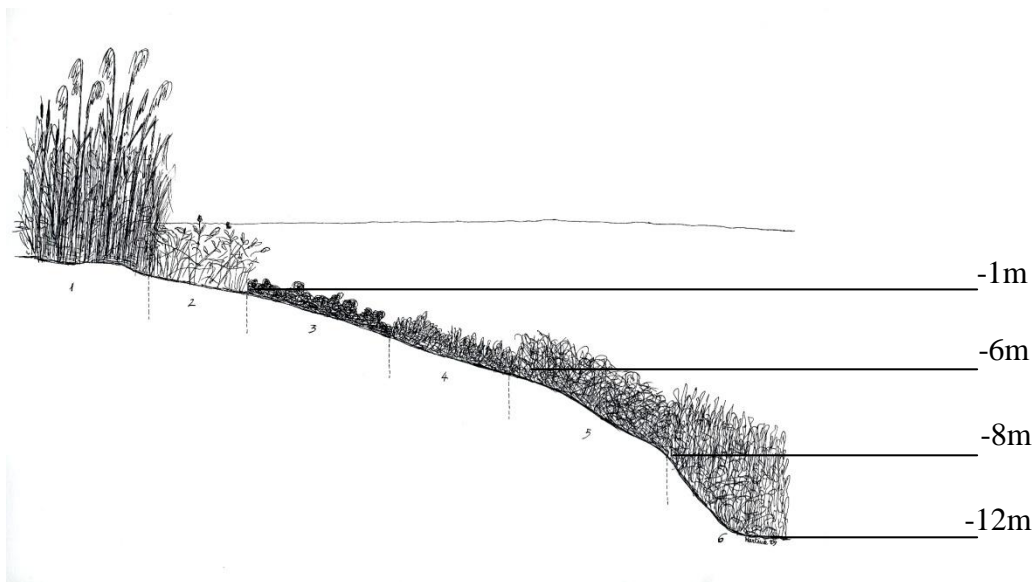


Figura 2.8:profilo della vegetazione sommersa 2007 - Vico. 1) Canneto dominato da *Phragmites australis*; 2) Comunità dominate da *Myriophyllum spicatum* e da varie specie di *Potamogeton*; 3) Prateria a *Chara aspera*; 4) Prateria a *Chara hispida* e *Chara polyacantha*; 5)Prateria a *Nitellopsis obtusa*; 6) Prateria a *Ceratophyllum demersum*. Da Azzella & Scarfò (2010)

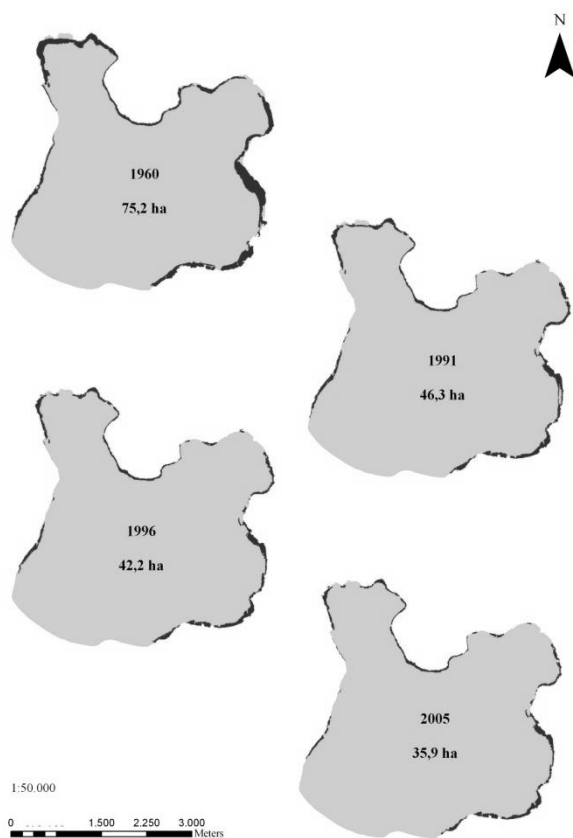
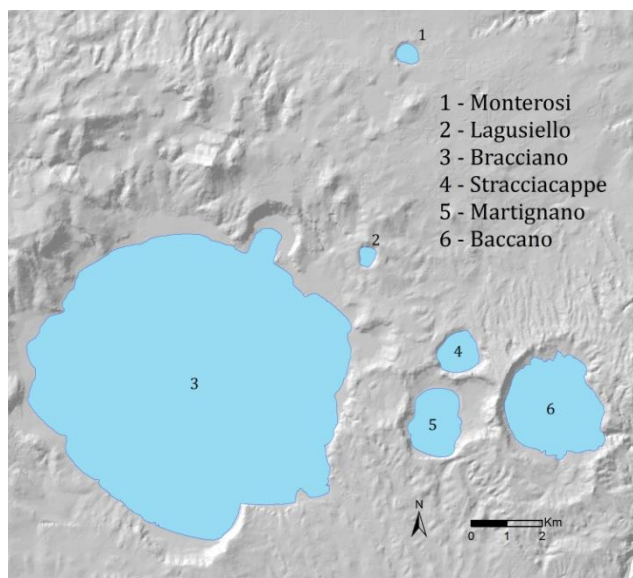


Figura 2.9:diminuzione della copertura della vegetazione elofitica dal 1960 al 2005. Da Azzella & Scarfò (2010).

### 2.3.4 Bracciano

Il lago di Bracciano si trova 40 km a nord di Roma ed è il principale lago del complesso Sabatino, che ospita anche i laghi di Martignano e Monterosi e che nel passato, come visto, contava altri 3 laghi bonificati nella prima metà del XIX secolo (fig. 2.10).



**Figura 2.10:** il complesso dei laghi Sabatini come appariva prima delle modificazioni di epoca romana. Alla fine del XVIII secolo erano ancora presenti specchi lacustri nelle caldere di Lagusiello, Baccano e Stracciacappe ma non sappiamo qual'era la loro estensione o profondità.

L'emissario naturale del lago, il fiume Arrone, presentava in passato una portata media superiore al metro cubo al secondo, ma a seguito della derivazione realizzata negli anni '60 dall'ACEA (Acquedotto Paolo), il deflusso si è gradualmente ridotto fino ad annullarsi. Tra il 1982 e il 1984 è stato realizzato un anello fognario che serve i tre comuni circumlacuali (Martini, 1985 in Mosello et al., 2004). Grazie al contributo del laboratorio di limnologia della prof.sa Mastrantuono il lago di Bracciano è stato oggetto di numerosi studi scientifici volti ad analizzare la connessione tra fauna zoobenthonica e macrofite (Mastrantuono, 1995; Mastrantuono & Mancinelli, 2005; Mastrantuono et al., 2008). Oltre a questi contributi non sono stati fatti studi di dettaglio sulla vegetazione acquatica del lago. Se si eccettuano le raccolte di specie effettuate alla fine del XIX secolo ad opera di Amici e Pelosi (di cui è possibile consultare i campioni presso l'erbario del dipartimento di Biologia Ambientale di Roma), nessuna ricerca sistematica è stata condotta sulla flora e la vegetazione di questo lago. Sappiamo dagli studi condotti da Mastrantuono che la vegetazione nel lago è dominata da specie appartenenti al genere *Chara*, non identificate a livello specifico, che si spingono almeno fino a 20m di profondità. In Mastrantuono et al. (2008) si

segnala una drastica diminuzione della copertura elofitica rispetto a quanto osservato nel passato probabilmente causata dal costante aumento della pressione antropica lungo la costa del lago oltre che al già citato problema della diminuzione della copertura delle idrofite causato dall'abbassamento del livello delle acque. Quindi anche nel lago di Bracciano era sicuramente presente una fascia di vegetazione elofitica lungo riva cui seguiva una zona profonda dominata da *Characeae*.

Nell'inquadramento proposto in Margaritora et al. (2003) il lago di Bracciano è segnalato come possibile bacino di riferimento ai sensi dei D.lgs 152/99 e 258/2000. In Buraschi et al. (2005) si escludeva la possibilità che il lago di Bracciano (così come quello di Bolsena) potesse essere lago di riferimento per l'alto grado di antropizzazione del bacino idrografico. Nel 1995 è stato istituito il SIC (IT6030010) con un'estensione di 5864 ha coperto al 35% dall'habitat 3150 e al 30% dall'habitat 3140.

### 2.3.5 Martignano

Gli studi macrofitici condotti nel lago di Martignano sono stati funestati da una tragedia più di un secolo fa. Un giovane studioso, Alpinolo Pelosi, morì affogando nelle acque del lago nel 1887 durante una campagna di campionamento delle *Characeae*. Il 1887 fu la prima e l'ultima volta che un botanico condusse una ricerca sul lago di Martignano. Abbiamo qualche notizia sulla distribuzione delle macrofite nel bacino risalenti agli inizi degli anni '70. Stella et al. (1972) in un lavoro di inquadramento delle biocenosi macrobentoniche del lago descrivono la vegetazione per sommi capi: il lago era circondato da un fitto canneto dominato di *Phragmites australis* e *Schoenoplectus lacustris* che si spingeva fino ad una profondità di 3 m, interrotto solo da piccole spiagge sabbiose dove nel periodo primaverile si osservava svilupparsi *Potamogeton natans*, *P. crispus*, *P. perfoliatus* ed *Elodea canadensis*. Quest'ultima segnalazione è particolarmente importante poiché colloca a 40 anni fa la colonizzazione del lago di Martignano da parte di questa specie aliena originaria del nord America. Di fronte al canneto veniva segnalata la presenza di diverse specie (di cui vengono segnalate la dominanza di *Myriophyllum spicatum* e *Ceratophyllum demersum*) fino ad una profondità di 6 m e poi una prateria a *Characeae* che si spinge fino a 15 m di profondità. Quindi nel lago di Martignano furono individuate 3 fasce di vegetazione: una prima fascia a dominanza di *Helophyte*, una seconda fascia prospiciente il canneto dominata da diverse specie di *Potamogeton* dal *Myriophyllum spicatum* e *Ceratophyllum demersum* e infine una zona

profonda dominata dalla prateria di *Characeae*. In un contributo recente (Mastrantuono & Mancinelli, 2003) il bacino è definito come un lago a *Characeae*.

Nonostante queste segnalazioni nessun SIC è stato individuato nel lago di Martignano che, quindi, non rientra nella Rete Natura 2000.

### 2.3.6 Albano

Il lago Albano si trova 20 km a sud-est di Roma. Diversi autori ne hanno studiato l'attività vulcanica (Funicello et al., 2002) divisa in 3 fasi. All'ultima fase, quella freatomagmatica, risale la creazione della caldera di Albano e del vicino lago di Nemi. Anche per il lago Albano non vi sono studi pubblicati di carattere botanico sebbene Iberite (*in verbis*) ne abbia indagata la vegetazione all'inizi degli anni '80 dello scorso secolo. In Stella (1951) descrivendo le coste del lago si forniva una descrizione sommaria della vegetazione: nella zona nord-ovest del lago, dove le rive sono meno ripide, al termine degli anni '40 dello scorso secolo erano presenti radi canneti, dominati da *Phragmites australis* e al fronte di questi si trovavano ranuncoli e ninfee (possiamo ipotizzare che si trattasse di *Ranunculus tricophyllus* e *Nymphaea alba*). Oltre queste prime cinture si trovava la prateria di idrofite che si estendeva fino alla profondità di 10 m (fig. 2.11).

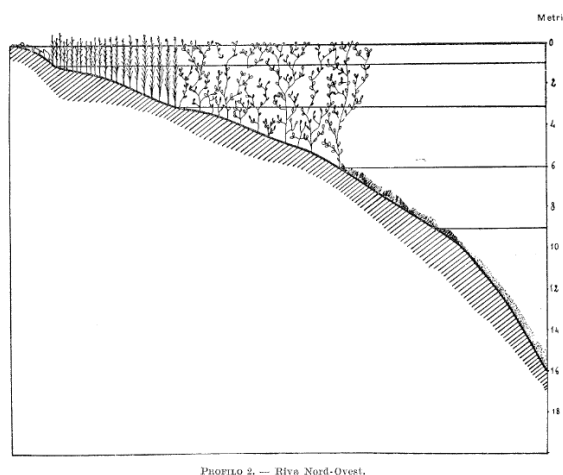


Figura 2.11: la vegetazione nel lago Albano - Riva nord-ovest. Da Stella, 1951

Nella zona in cui il fondale scende più ripido, la vegetazione occupava settori limitati, dove la pendenza era minore (fig. 2.12). In conclusione (Stella, 1951) venivano descritte 4 cinture di vegetazione che caratterizzavano il lago Albano (fig. 2.13). Possiamo ipotizzare che le *Characeae* avessero un ruolo importante nella fascia delle idrofite sommerse, sebbene con coperture inferiori rispetto ai laghi fin'ora descritti.

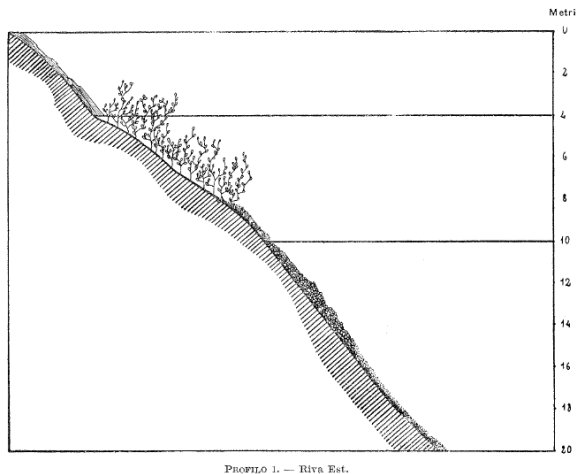


Figura 2.12: la vegetazione nel lago albano - Riva orientale. Da Stella, 1951

1° la zona delle piante che si possono considerare elementi di passaggio fra la flora terrestre e la lacustre: ontani, salici, ecc.;

2° la zona delle idrofite emerse a radici acquatiche: *Phragmites* e *Scirpus*, che arrivano fino ai —3 metri circa, e nelle acque più tranquille *Ranunculus* e *Nymphaea*;

3° la zona delle idrofite sommerse a foglie flottanti: *Potamogeton*, *Lemna*, che arrivano fino a —5 e anche fino a —10 metri;

4° la zona delle macrofite sommerse: *Myriophyllum*, *Ceratophyllum*, *Chara*, *Flodea* che si estendono fino a —6 e —10 metri.

Alghe verdi filamentose (*Cladophora*, *Chaetophora*, *Ulothrix*, *Spirogyra*) formano densi tappeti che ricoprono le pietre, i sassi e le rocce; fra la vegetazione sommersa sono abbondanti le Diatomee, soprattutto nei generi *Navicula*, *Asterionella*, *Fragillaria*, *Tabellaria*.

Figura 2.13: descrizione delle 4 cinture di vegetazione presenti nel 1949 nel lago Albano. Estratto da Stella (1951)

In un contributo più recente (Mastrantuono, 1990) si segnalava una massima profondità di crescita della vegetazione di 8 m sulla maggior parte del periplo lacustre (fig. 2.14). Nelle stazioni di campionamento 7-8-9, dove in Stella (1951) veniva segnalata la presenza di *Ranunculus* sp. e *Nymphaea* sp. lungo riva e la presenza di diverse cinture di vegetazione in profondità, fino alla profondità di chiusura di 9 m, in Mastrantuono (1990) si segnalava esclusivamente *Myriophyllum spicatum* e fino ad una profondità di soli 4 m. Altre specie segnalate sono: *Ceratophyllum demersum*, *Najas marina*, *Potamogeton perfoliatus*, *Vallisneria spiralis*, *Nitella* sp., *Characeae* e *Bryophyta* non identificate a livello specifico, presenti nelle altre stazioni.



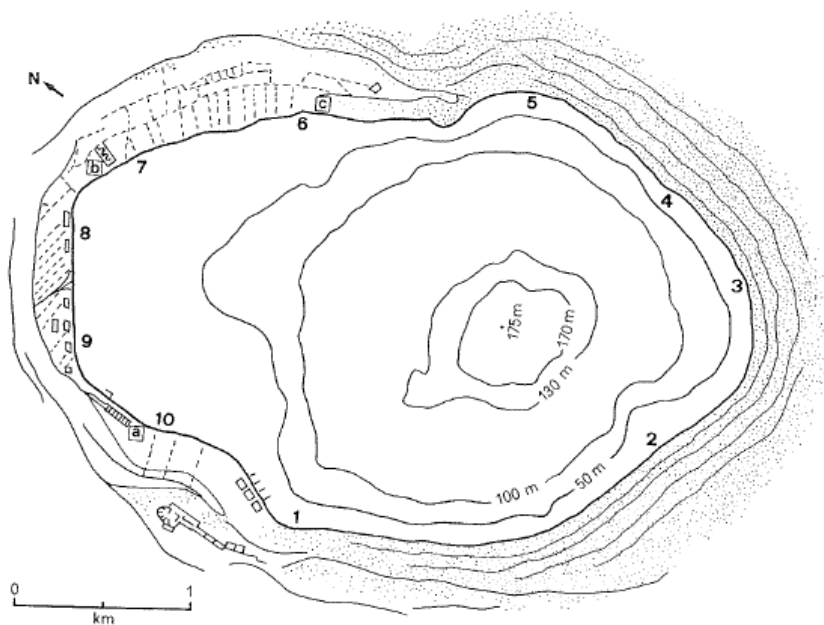


Figura 2.14: Punti di campionamento da Mastrantuono (1990). La massima profondità di crescita misura per le macrofite è di 8m nei punti 1-2-3-4-5-6-10 e 4 metri nei punti 7-8-9.

Nel lago Albano è stato istituito un SIC (IT6030038) di 604 ha caratterizzato al 15% dall'habitat 3150 e per il 5% dall'habitat 3140. Nella scheda SIC, come "altre specie importanti di flora e fauna", vengono segnalate: *Potamogeton pusillus*, *Ranunculus trichophyllus*, *Vallisneria spiralis*.

### 2.3.7 Nemi

Nel lavoro di Marchesoni (1940) si fa riferimento alla vegetazione macrofitica affermando che dopo l'abbassamento, nelle zone con fondale pianeggiante e melmoso vi è stato uno sviluppo di *Myriophyllum spicatum*, *Veronica anagallis aquatica*, *Najas marina* e *Lemna minor*, tutte specie colonizzatrici tipiche di comunità pioniere che già nel 1930 avevano colonizzato una porzione estesa di costa, nella porzione nord del lago. All'inizio degli anni '80 è stato condotto uno studio limnologico di dettaglio sul lago, in cui si fornisce un inquadramento della flora e della vegetazione a idrofite (Avena & Scoppola, 1987). La costa del lago di Nemi era caratterizzata dalla dominanza delle *Helophyte*, in particolare di *Phragmites australis*. Pochissime le specie di macrofite sommerse, la vegetazione strettamente acquatica copriva circa l'1% del bacino lacustre ed era caratterizzata dalla dominanza esclusiva di una comunità a dominanza di *Myriophyllum spicatum* accompagnato da *Ceratophyllum demersum*. Tra 1.5 e 5 m di profondità solo queste due specie riuscivano a vegetare in maniera stentata e nessuna specie si spingeva più in profondità e

quindi non si riconosceva la presenza di cinture di vegetazione strutturate oltre quella elofitica (Avena & Scoppola, 1987). Questa situazione compromessa migliora costantemente nel tempo e nell'arco di 20 anni la vegetazione si è molto sviluppata, spingendosi fino alla profondità di 8 m e vede la comparsa di una specie appartenente alle *Characeae* (Mastrantuono & Sforza 2008).

### 2.3.8 Laghi di Monticchio

Piccoli laghi vulcanici formati 140000 anni fa durante l'ultima fase eruttiva del vulcano del Vulture (Caracausi et al., 2009). I due bacini occupano due crateri tra loro molto vicini e l'acqua del Lago Piccolo fluisce nel Lago Grande attraverso un piccolo canale che unisce i due. La vegetazione macrofitica del Lago Grande e del Lago Piccolo è stata studiata in due occasioni. La prima volta da Trotter (1908) che ha descritto nel dettaglio la flora acquatica dei due laghi e la sua distribuzione nel bacino lacustre. Nel Lago Grande lo sviluppo delle cinture di vegetazione era maggiore rispetto a quelle rilevate nel Lago Piccolo. Trotter (1908) riconosce 3 cinture di vegetazione (fig. 2.15) e discute dell'assenza di una "fascia profonda" di vegetazione caratterizzata da *Characeae* e da *Fontinalis antipyretica* probabilmente per le basse temperature che si incontravano già a pochi metri di profondità. La vegetazione si spingeva fino a 6 m di profondità e vi si trovavano molte specie. *Phragmites australis*, *Schoenoplectus lacustris* e *Typha latifolia*<sup>3</sup> dominavano nella cintura delle *Helophyte*, chiamata da Trotter "Zona I - Zona del Canneto - Zona Palustre". In questa zona Trotter riconosceva una seriazione caratteristica con la *Phragmites australis* che si spingeva fino a 2 m di profondità, dove lasciava il posto a *Typha latifolia* che vegetava fino a 3m di profondità. Al fronte della fascia a *Typha* si trovava la seconda fascia (o Zona del Lamineto - Zona Stagnale) caratterizzata dalla dominanza di *Nymphaea alba* accompagnata da *Potamogeton natans*. Infine la III Zona (o Zona delle Piante Sommerse - Zona Lacustre), quella che aveva maggior sviluppo e si trovava tra 3 e 6 m di profondità, caratterizzata da *Potamogeton pectinatus*, *P. lucens*, *Myriophyllum spicatum*, *Nitellopsis obtusa* e *Ceratophyllum demersum*.

---

<sup>3</sup> Attualmente nella cintura ad *Helophyte* si rinviene esclusivamente *Typha angustifolia*. Possiamo supporre che il riferimento a *Typha latifolia* in Trotter (1908) sia da attribuirsi ad un problema di carattere nomenclaturale e che la *Typha latifolia*, sensu Trotter (1908), sia in realtà *Typha angustifolia*.

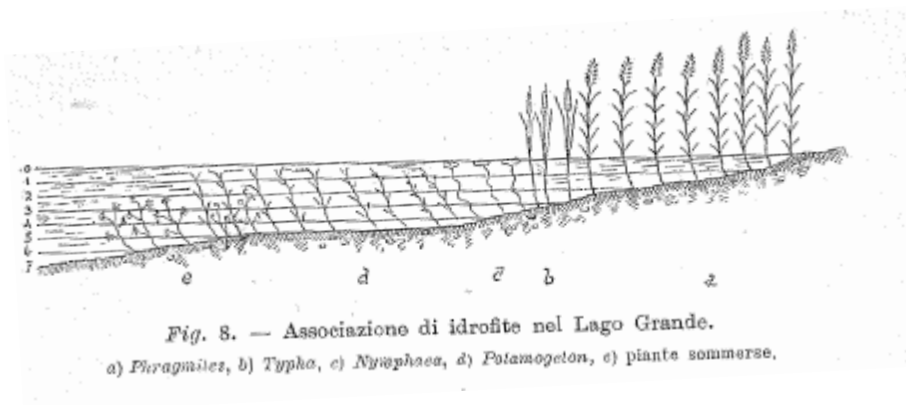


Figura 2.15: profilo della vegetazione macrofitica nel Lago Grande di Monticchio. da Trotter (1908)

Nella figura 2.16 sono riportati i profili della vegetazione acquatica del Lago Piccolo. Il profilo di destra rappresenta la situazione nella zona di nord-est del lago, dove la pendenza del fondale è accentuata. Il profilo di sinistra invece rappresenta la descrizione della vegetazione nella zona a sud-ovest, dove la pendenza del fondale è minore. Trotter descrive la vegetazione acquatica come caratterizzata da una ridotta "Zona del Canneto", spesso assente, con pochi esemplari di *Phragmites australis*. Una "Zona del Lamineto" dominata da *Nymphaea alba* e accompagnata da pochi esemplari di *Potamogeton natans* e *P. lucens*, anch'essa poco estesa e presente solo in alcuni punti del lago. Infine veniva riconosciuta la "Zona lacustre" con *Potamogeton lucens*, *Myriophyllum spicatum*, *Ceratophyllum demersum*, *Fontinalis antipyretica* e *Potamogeton crispus*. La vegetazione nel Lago Piccolo non si spingeva oltre i 4 metri di profondità.

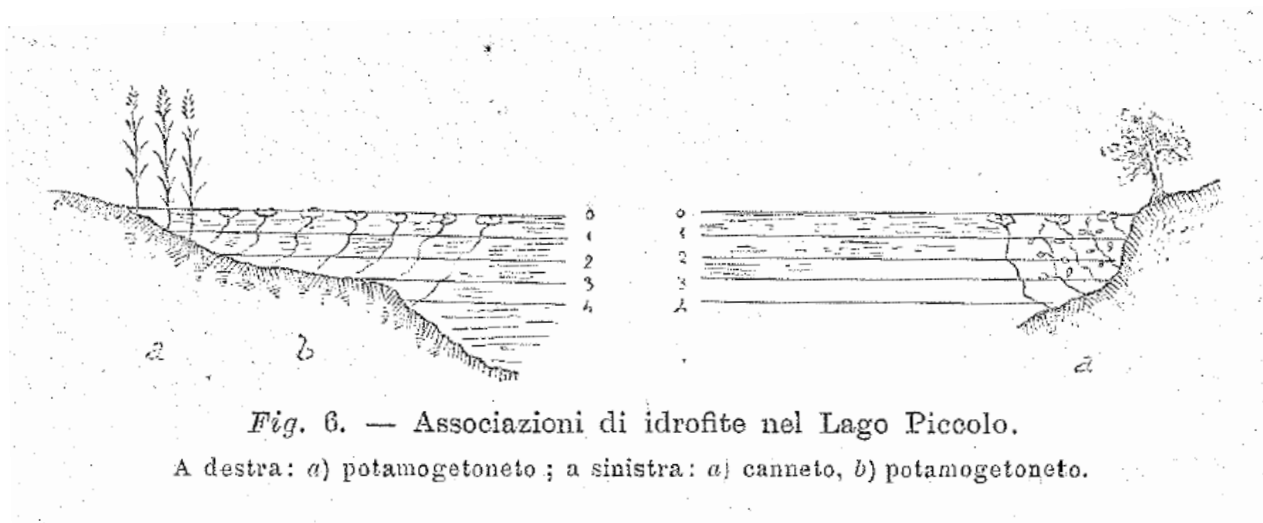


Figura 2.16:2 profili della vegetazione nel Lago Piccolo di Monticchio. da Trotter (1908)

Un secondo studio, effettuato circa un secolo dopo, rilevava una drastica diminuzione delle specie presenti nei due laghi rispetto al lavoro di Trotter (Venanzoni et al., 2003). Lo studio, condotto usando il metodo fitosociologico, individuava 8 associazioni presenti nei laghi, disposte lungo il gradiente di profondità in uno schema molto simile a quello individuato da Trotter nel 1908.

Nel complesso dagli studi passati emerge un quadro floristico incompleto, in cui risulta chiaro che nella maggior parte dei laghi dominano praterie di *Characeae*, ma solo per i laghi di Vico e Bolsena nel passato gli studi sono scesi a livello specifico (tab. 2.3). Alle *Characeae* rinvenute nel passato si affiancano le numerose specie di Angiosperme e poche *Bryophyte* (tab. 2.4)

**Tabella 2.3: Specie rilevate nei laghi vulcanici dagli studi pregressi - *Characeae***

	Lago Grande 1908	Lago Piccolo 1908	Lago Grande 1999	Lago Piccolo 1999	Albano 1951	Martignano 1972	Nemi 1981	Vico86-87	Vico 2006	Bolsena 1988	Bracciano 1998	Bracciano 2003
<i>Chara</i> sp.					✓	✓					✓	✓
<i>Chara aspera</i>									✓			
<i>Chara delicatula</i>									✓	✓		
<i>Chara globularis</i>									✓			
<i>Chara hispida</i>									✓	✓		
<i>Chara polyacantha</i>									✓			
<i>Chara tomentosa</i>									✓	✓		
<i>Chara vulgaris</i>										✓		
<i>Nitella hyalina</i>									✓			
<i>Nitella tenuissima</i>									✓			
<i>Nitellopsis obtusa</i>	✓								✓	✓		

Tabella 2.4: Specie rilevate nei laghi vulcanici dagli studi pregressi - *Bryophyte* e Vascolari

	Lago Grande 1908	Lago Piccolo 1908	Lago Grande 1999	Lago Piccolo 1999	Albano 1951	Martignano 1972	Nemi 1981	Vico86-87	Vico 2006	Bolsena 1988	Bracciano 1998	Bracciano 2003
<i>Fontinalis antipyretica</i>		✓						✓	✓			
<i>Azolla filiculoides</i>												
<i>Alisma plantago-aquatica</i>	✓							✓	✓			
<i>Bolboschoenus maritimus</i>	✓	✓										
<i>Butomus umbellatus</i>										✓		
<i>Callitriche stagnalis</i>	✓								✓	✓		
<i>Carex pseudocyperus</i>								✓	✓			
<i>Carex riparia</i>								✓				
<i>Ceratophyllum demersum</i>	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓		✓	✓	✓	✓
<i>Cladium mariscus</i>		✓										
<i>Cyperus longus</i>							✓		✓			
<i>Elodea canadensis</i>						✓		✓		✓	✓	✓
<i>Groenlandia densa</i>	✓	✓										
<i>Iris pseudacorus</i>	✓	✓	✓	✓								
<i>Juncus effusus</i>								✓				
<i>Juncus inflexus</i>								✓				
<i>Juncus articulatus</i>								✓				
<i>Lemna minor</i>								✓	✓	✓		
<i>Myriophyllum spicatum</i>	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓		✓	✓	✓	✓
<i>Myriophyllum verticillatum</i>	✓											
<i>Najas marina</i>							✓	✓	✓	✓		
<i>Najas minor</i>								✓	✓	✓		
<i>Nymphaea alba</i>	✓	✓	✓	✓	✓			✓				
<i>Nuphar luteum</i>										✓		
<i>Persicaria amphibia</i>	✓		✓				✓		✓	✓		
<i>Phragmites australis</i>	✓	✓	✓		✓	✓	✓	✓	✓	✓		
<i>Potamogeton sp</i>					✓							
<i>Potamogeton crispus</i>	✓	✓	✓	✓		✓		✓		✓	✓	
<i>Potamogeton lucens</i>	✓	✓	✓	✓				✓	✓	✓		✓
<i>Potamogeton natas</i>	✓	✓				✓			✓			✓
<i>Potamogeton nodosus</i>								✓	✓			
<i>Potamogeton pectinatus</i>	✓						✓	✓	✓	✓	✓	✓
<i>Potamogeton perfoliatus</i>						✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓
<i>Potamogeton pusillus</i>	✓	✓										
<i>Potamogeton tricoides</i>								✓		✓		
<i>Ranunculus sp</i>					✓							
<i>Ranunculus trichophyllus</i>	✓									✓		
<i>Ranunculus baudotii</i>								✓	✓			
<i>Salix alba</i>									✓			
<i>Schoenoplectus lacustris</i>	✓	✓	✓		✓	✓	✓	✓	✓	✓		
<i>Scrophularia auriculata</i>	✓											
<i>Sparganium erectum</i>	✓		✓					✓				
<i>Typha angustifolia</i>	✓		✓					✓				
<i>Typha latifolia</i>								✓				
<i>Vallisneria spiralis</i>								✓		✓		
<i>Veronica anagallis-aquatica</i>	✓											
<i>Zannichellia palustris</i>	✓	✓								✓		

## 2.4 Le comunità acquatiche e l'inquadramento fitosociologico

I pochi contributi a carattere esclusivamente botanico riguardanti i laghi vulcanici italiani sono inquadramenti delle comunità vegetali effettuati con l'approccio fitosociologico (Avena & Scoppola, 1987; Scoppola et al., 1992; Iberite et al., 1995; Venanzoni et al., 2003; Azzella & Scarfò, 2010). Utilizzando la nomenclatura proposta dalle più recenti revisioni sintassonomiche delle comunità acquatiche del centro Italia (Landucci et al., 2011), nella fascia ad *Helophyte* tutti gli studi sono concordi nel riconoscere la presenza del *Phragmitetum australis* come prima comunità in acqua. Al fronte del canneto è possibile individuare due comunità di *Helophyte*: *Typhetum angustifoliae* e *Schoenoplectetum lacustris* che si spingono fino a 3 m di profondità. Altre comunità di *Helophyte* rinvenute e mai dominanti sono: *Mariscetum serrati*, *Sparganietum erecti*, *Mentha aquatica-Caricetum pseudocyperii*. Di fronte al canneto è stata rilevata nel tempo la presenza di due comunità di *Hydrophyte* flottanti: *Nymphaetum albae* e il *Potamo natantis-Polygonetum natantis*. Le comunità dominate dalle *Hydrophyte* radicate sono: *Zannichellietum palustris*, *Potametum lucentis*, *Ceratophylletum demersi*, *Potametum tricoidis*, *Potametum perfoliati*, *Najadetum marinae*, *Charetum hispidae*, *Charetum tomentosae*, *Charetum delicatulae*, *Charetum asperae*, *Nitellopsidetum obtusae*.

### **3. Classificazione ecologica dei laghi vulcanici italiani**

#### **3.1 Introduzione**

Nel primo capitolo si è discusso dell'influenza che i caratteri idrochimici e morfologici dei bacini hanno sulle macrofite e dei modelli sviluppati per descriverne la presenza e distribuzione, prendendo in considerazione a diverse scale i parametri considerati più importanti nei processi di classificazione (Lacoul & Freedman, 2006). In Italia nella classificazione delle tipologie lacustri esistenti (Buraschi et al., 2005) i laghi di origine vulcanica del centro sud sono stati inquadrati in un'unica categoria separata rispetto alle altre tipologie, pur riconoscendo nelle caratteristiche idrochimiche delle similarità con i laghi di substrati calcarei. In questo capitolo analizzeremo quali tra le caratteristiche fisico-chimiche riconosciute influenti per la crescita e la distribuzione delle macrofite permettano di ripartire i laghi vulcanici analizzati in gruppi ecologici distinti.

Sulla base dei dati raccolti si propone nel presente capitolo:

- un inquadramento dello stato trofico dei laghi utilizzando la metodologia proposta dalla OECD (Vollenweider, 1982) e il calcolo dell'indice di stato trofico (Carlson, 1977);
- una classificazione ecologica dei laghi.

I dati ambientali saranno successivamente utilizzati nella valutazione del rapporto tra macrofite e ambiente (capitolo 5) e nella valutazione dello stato di conservazione dei laghi vulcanici (capitolo 6).

#### **3.2 Dati e metodi**

##### **3.2.1 Analisi idrochimiche**

Il quadro idrochimico per l'analisi della distribuzione delle macrofite è stato realizzato in collaborazione con L'Istituto di Ricerca sulle Acque CNR di Brugherio.

I campionamenti sono stati condotti in condizioni di stratificazione (ottobre 2010) e di massima circolazione invernale (gennaio-febbraio 2011). Ogni lago è stato campionato a 5 diverse profondità distribuite tra la superficie e il fondo per i laghi meno profondi (Martignano, Mezzano, Lago Grande e Piccolo di Monticchio, Nemi e Vico) oppure fino a un massimo di 50 metri per i più

profondi (Albano, Bolsena e Bracciano), profondità considerata rappresentativa dello stato chimico-fisico della acque profonde.

I campioni sono stati prelevati con bottiglia di campionamento con chiusura a distanza (bottiglia di Van Dorn). Durante i campionamenti è stata misurata la trasparenza delle acque sulla base del valore di scomparsa del disco di Secchi (DS). I valori di temperatura (T) e ossigeno (DO - in mg/l e in termini percentuali di saturazione) dei campioni prelevati sono stati misurati direttamente in loco, immediatamente dopo il prelievo, utilizzando una sonda multiparametrica (*Hanna Instruments HI9828 Series*). Le metodologie utilizzate nell'analisi delle acque sono espone in Legnani et al. (2005). I valori di pH e di conducibilità sono stati rilevati utilizzando rispettivamente un pHmetro e un conduttimetro, portando il campione alla temperatura di 20°C. Le analisi dell'azoto totale (TN), dell'azoto ammoniacale (N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>), del fosforo totale (TP), del fosforo ortofosfato (P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>) e della silice reattiva (Si-SiO<sub>4</sub><sup>2-</sup>) sono state svolte per via spettrofotometrica. Le principali specie ioniche: Azoto nitrico (N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>), Solfati (SO<sub>2</sub><sup>2-</sup>), Cloruri (Cl<sup>-</sup>), Calcio (Ca<sup>2+</sup>), Magnesio (Mg<sup>2+</sup>), Potassio (K<sup>+</sup>) e Sodio (Na<sup>+</sup>) sono state analizzate in cromatografia ionica. I valori di alcalinità totale (T<sub>ALK</sub>) sono stati determinati per via potenziometrica. Infine i valori di azoto totale inorganico (TIN) sono stati calcolati come somma delle concentrazioni degli ioni ammonio e nitrato.

### **3.2.2 Analisi morfologiche e dell'uso del suolo sulla linea di costa**

Al fine di valutare l'idromorfologia dei laghi vulcanici sono stati raccolti i dati disponibili sulla morfologia del lago e del bacino idrografico dal database LIMNO (Tartari et al., 2004).

Utilizzando i dati di profondità estrapolati dai punti di campionamento delle macrofite è stata calcolata la pendenza media tra la linea di costa e la massima profondità di crescita della macrofite come rapporto tra la profondità e la distanza dalla linea di costa.

L'influenza antropica sulle coperture del suolo, è stata valutata attraverso la realizzazione di un buffer di 100 m dalla linea di costa, entro il quale è stata realizzata una cartografia della copertura e dell'uso del suolo, usando come base di riferimento la Carta delle formazioni naturali e seminaturali della Regione Lazio (ARP-Lazio, 2010) per i laghi che ricadono in questa Regione e realizzando ex-novo una carta dell'uso e delle coperture del suolo per i laghi di Monticchio. Per l'analisi sono state usate le categorie del primo livello del progetto CORINE-Land Cover (Bossard et al., 2000), distinguendo nel buffer tre categorie di coperture: urbana, agricola e naturale.



All'interno del buffer sono state inoltre misurate: lo sviluppo lineare di strade asfaltate, lo sviluppo lineare di spiagge utilizzate a fini turistici, lo sviluppo lineare dei tratti di costa cementati o con barriere artificiali e lo sviluppo lineare delle porzioni di costa dedicate al pascolo.

### **3.2.3 Elaborazione dei dati ambientali**

I dati ottenuti dalle analisi idrochimiche condotte alle diverse profondità per ogni lago sono stati sintetizzati in una matrice in cui sono state riportate le medie di ogni valore. Nella stessa matrice sono stati inseriti i dati idromorfologici e i dati di copertura ed uso del suolo nel buffer sulla linea di costa. Lo sviluppo lineare delle strade asfaltate nel buffer di 100 m è stato riportato come rapporto "metri di strada asfaltata" / "superficie totale del buffer". Anche lo sviluppo lineare di spiagge usate per fini turistici, di tratti di costa modificati per la realizzazione di argini o adibiti a pascolo sono stati riportati come rapporto, in questo caso: "sviluppo lineare"/"perimetro del lago".

I dati idrochimici, morfologici e di uso del suolo sono stati analizzati per realizzare una classificazione ecologica dei laghi vulcanici. La matrice delle medie è stata normalizzata applicando una trasformazione logaritmica sui dati al fine di evitare i problemi legati alle diverse unità di misura e minimizzare l'influenza sui dati dei parametri ad elevata variabilità. Sulla matrice risultante sono stati evidenziati i parametri con bassa variabilità con l'ausilio di un box-plot e attraverso un'analisi delle componenti principali (PCA) sono stati al contrario ricercati i principali gradienti ecologici alla base della differenziazione tra i laghi.

Ai dati idrochimici relativi a fosforo e trasparenza delle acque sono state applicate le classificazioni proposte dalla OECD (Vollenweider, 1982) e l'indice di stato trofico TSI (Carlson, 1977). La classificazione dell'OECD considera i valori di diversi indicatori dello stato trofico: concentrazioni di fosforo totale alla circolazione, i valori di trasparenza e le concentrazioni di clorofilla-a (tab. 3.1).

**Tabella 3.1: classificazione dello stato trofico proposta dall'OECD (1982), relativa alle concentrazioni di fosforo totale (TP) e trasparenza espressa come disco di secchi (SD).**

<b>Stato Trofico</b>		<b>TP</b> ( $\mu\text{g P/l}$ )	<b>DS</b> (m)
Ultraoligotrofia	UO	<4	> 12
Oligotrofia	O	4-10	12-6
Mesotrofia	M	10-35	6-3
Eutrofia	E	35-100	3-1,5
Iperotrofia	IE	>100	<1,5

Il *Trophic State Index* (TSI) è un valore adimensionale calcolato utilizzando i valori misurati di trasparenza delle acque con il disco di secchi (equa. 1) e di fosforo totale (equa. 2).

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

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

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

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

La classificazione dell'OECD può essere utilizzata per una classificazione dei laghi in categorie trofiche. Per quanto riguarda il TSI, esso può essere usato per fare delle valutazioni di carattere ecologico su quale sia il fattore limitante per la penetrazione della luce in acqua (Carlson, 1992).

Infine, dalla matrice delle medie è stata calcolata una matrice delle distanze euclidee su cui è stato effettuato un classificazione gerarchica (metodo di Ward) per l'individuazione di gruppi con caratteristiche ecologiche simili. In base a quanto emerso dalla cluster si riconoscono delle categorie ecologiche per i tre *driver* ecosistemici (parametri idrochimici, morfologici e di uso del suolo). Tutte le analisi sono state condotte usando il software R (R Dev. Core Team, 2011).

### 3.3 Risultati

#### 3.3.1 Quadro idrochimico delle acque

La campagna autunnale per l'analisi dei parametri fisico-chimici è stata effettuata tra il 14 e il 20 ottobre 2010. Oltre al gradiente termico sono stati misurati altri gradienti rilevanti: un gradiente nella concentrazione di ossigeno così come nella concentrazione dei nutrienti, in particolare dello ione ammonio ( $\text{N-NH}_4^+$ ) e del fosforo ortofosfato ( $\text{P-PO}_4^{3-}$ ). La maggior parte degli ambienti presenta conducibilità elevate con valori in genere superiori a  $300 \mu\text{S/cm}$   $20^\circ \text{C}$ . Nello spettro ionico sono stati rilevati valori relativamente elevati dello ione sodio ( $\text{Na}^+$  tra 12.1 e 55.6 mg/l) e dello ione cloruro ( $\text{Cl}^-$  tra 14.3 e 45.5 mg/l).

La campagna invernale è stata condotta nel periodo tra il 17 Gennaio e il 9 Febbraio 2011. I risultati delle analisi svolte sono riassunti in tabella 3.2. I dati di temperatura misurati durante la campagna invernale sono compresi tra  $5.7^\circ \text{C}$  (Monticchio Grande) e  $10.5^\circ \text{C}$  (Albano). I valori di temperatura sono omogenei lungo la colonna d'acqua. L'assenza di un marcato gradiente termico si ripercuote anche sulla distribuzione delle specie chimiche, che presentano valori di concentrazione omogenei lungo la colonna, dimostrando che vi è stato una circolazione totale delle acque. Non si conformano a questo andamento i dati relativi al Lago Piccolo di Monticchio e al lago di Nemi dove è possibile riscontrare un certo gradiente verticale delle specie chimiche misurate (vedi le figure 3.1, 3.2, 3.3 e 3.4 delle misure fisico-chimiche lungo la colonna d'acqua rilevate alla stratificazione e alla circolazione). Quindi in questi due laghi il fenomeno di circolazione è solo parziale e non ha coinvolto l'intera colonna.

**Tabella 3.2: medie dei valori idrochimici e delle caratteristiche fisiche misurate sulla colonna d'acqua nei laghi vulcanici durante la campagna invernale (gennaio 2011)**

	T (°C)	DS (m)	DO (mg/l)	DOSat (%)	pH	Cond ( $\mu$ S/cm 20°C)	TALK meq/l	Cl <sup>-</sup> (mg/l)	Ca <sup>2+</sup> (mg/l)	Mg <sup>2+</sup> (mg/l)	Na <sup>+</sup> (mg/l)	K <sup>+</sup> (mg/l)
Albano	10.3±0.1	5.2	6.4±2.1	59.5±19	8.7±0.2	302±90.2	2.88±0.9	13.29±3.4	18.32±5.4	11.69±2.7	25.96±6.5	17.93±4.6
Bolsena	9.2±0.2	12.0	7.9±1.5	73.2±11.7	8.1±0.1	494±3.5	4.21±0.1	26.83±0.5	20.18±1.1	14.32±0.3	45.92±0.6	24.05±0.3
Bracciano	9.8±0.1	13.5	7.3±1.2	65.7±10.4	8±0.1	481.8±39.7	3.22±0	36.67±14.6	21.81±2.7	11.56±0.1	54.6±0.5	22.86±0.2
Martignano	8.5±0.1	4.5	6.9±0.3	61.3±2.8	7.5±0.1	373±3	2.7±0	38.38±0.9	24.88±2	11.51±0.2	39.44±0.7	6.39±0.1
Mezzano	7.5±0.4	2.5	7.6±1.3	67.9±11.2	7.6±0	179.2±1.6	1.38±0.1	15.02±1.7	16.5±2.5	4.76±0.2	11.66±0.2	3.1±0.1
Lago Grande	6±0.3	1.2	6.3±0.7	57±7	7.4±0.1	398.2±3.1	3.41±0.1	20.37±5.5	36.49±5.1	9.15±0.1	33.82±0.1	9.37±0
Lago Piccolo	7.3±0.5	2.3	3.3±1.7	30.2±16	7.7±1	317.8±180.4	2.76±1.7	18.19±0.8	22.66±10.2	6.73±2.2	35.46±4.6	10.56±1.3
Nemi	9.5±0.1	5.0	4.5±2.3	41.6±20.8	8.8±0.7	190.2±63.9	1.67±0.6	16.26±3.7	17.92±6.4	7.43±1.8	18.66±5	7.85±2.1
Vico	8.1±0.1	2.5	6.5±0.7	58.6±6.3	8±0.2	400.8±2.9	2.4±0.1	15.2±0.2	29.97±0.5	13.52±0.2	25.86±0.4	13.41±0.2

	N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> ( $\mu$ g N/l)	N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> ( $\mu$ g N/l)	TIN (mg N/l)	TN (mg N/l)	TP ( $\mu$ g P/l)	P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> ( $\mu$ g P/l)	Si-SiO <sub>2</sub> <sup>2-</sup> (mg/l)	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> (mg/l)
Albano	8.5±5	0±0	0.009±0	0.26±0.1	21.6±4.8	10.6±6.8	0.12±0	5.67±1.3
Bolsena	4.5±1.3	0±0	0.005±0	0.25±0	17.2±1.3	5.8±1.1	0.36±0	18.94±0.4
Bracciano	8.4±8.8	0±0	0.008±0	0.24±0	14.2±2.2	1.1±1.3	0.21±0	21.68±9.6
Martignano	23.7±8.5	0.8±1.1	0.025±0	0.33±0.1	11.4±2.1	0.3±0.4	0.2±0	11.11±0.3
Mezzano	128.3±13.3	10.9±15.3	0.139±0	0.62±0	22±1.6	0.33±0.2	0.79±0	4.34±0.1
Lago Grande	389.7±74.2	17.4±38.9	0.407±0	1.66±0.1	123.6±4.1	67.6±8.2	1.74±0.1	14.8±3.7
Lago Piccolo	3180.6±6129.5	0±0	3.181±6.1	3.73±6.8	24.1±8.6	2.02±2.3	5.66±1.4	6.34±3.1
Nemi	311.6±513.8	0±0	0.312±0.5	0.6±0.5	34±31.9	15.4±25	0.26±0.2	3.88±0.9
Vico	34.2±11.4	0±0	0.034±0	0.4±0	22.1±3.9	4.6±1.8	1.04±0	63.45±1.1

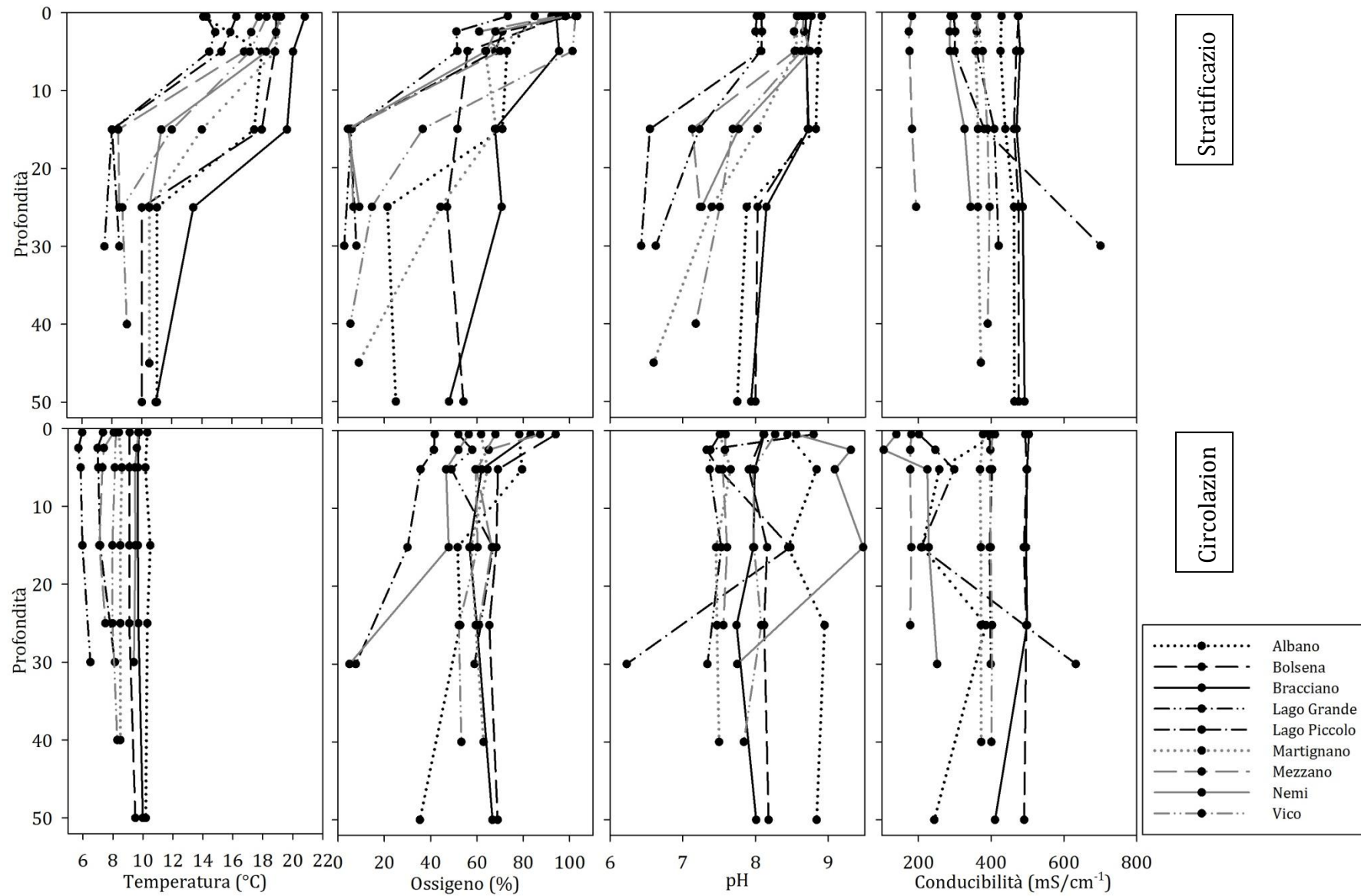


Figura 3.1: Parametri chimico-fisici misurati nella colonna d'acqua durante il periodo di stratificazione e di circolazione delle acque.

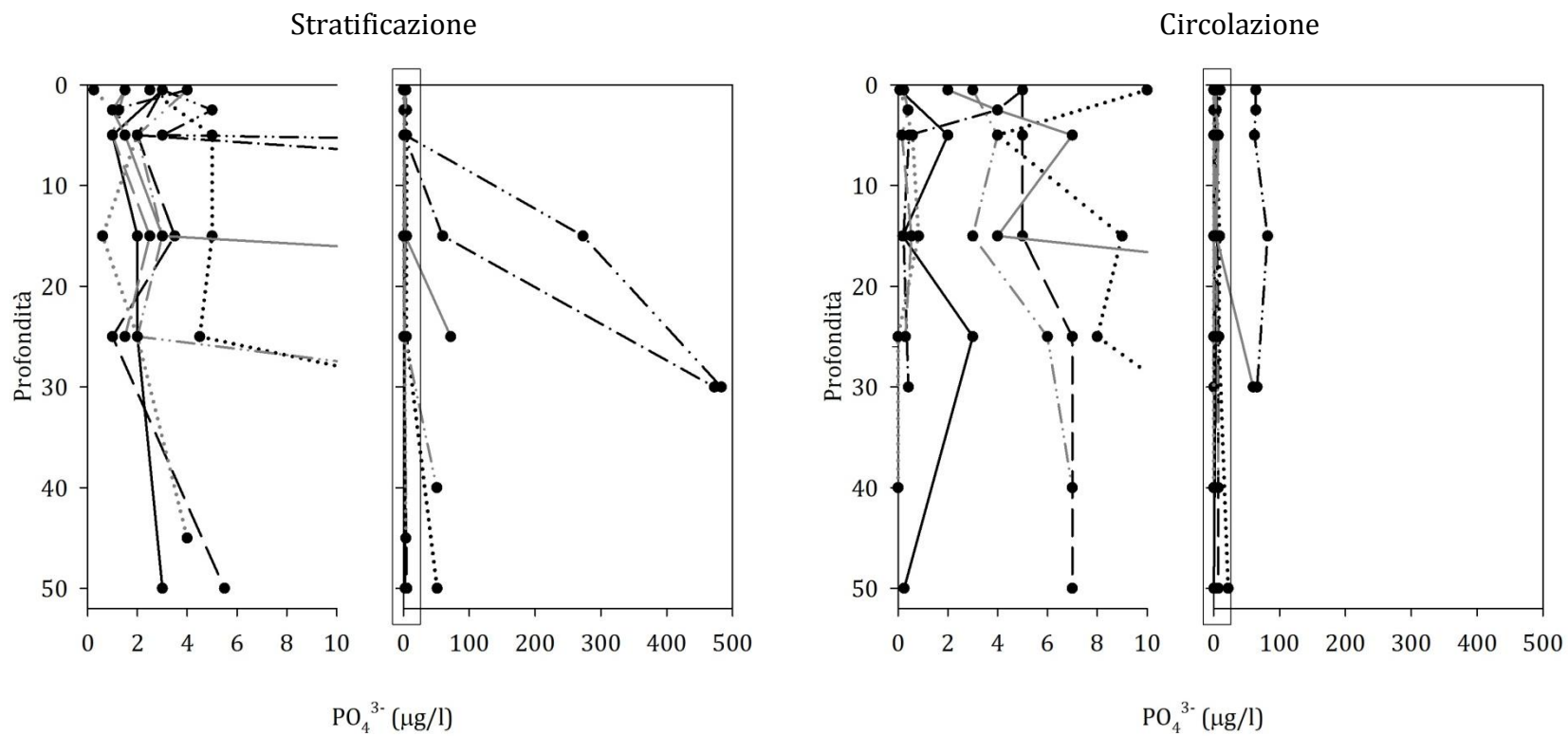


Figura 3 Fosforo ortofosfato nella colonna d'acqua alla stratificazione e alla circolazione

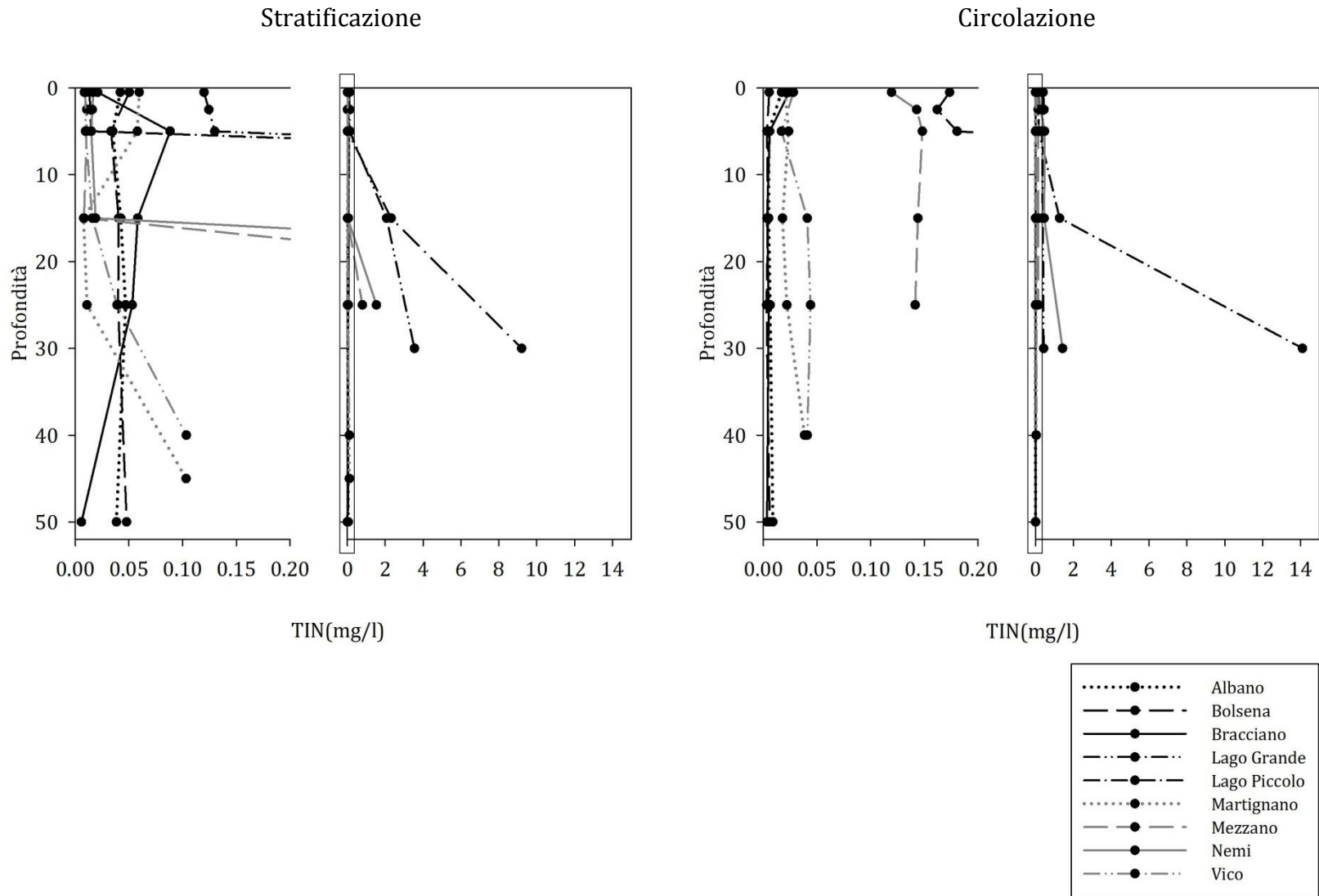


Figura 3.3: Azoto inorganico totale alla stratificazione e alla circolazione

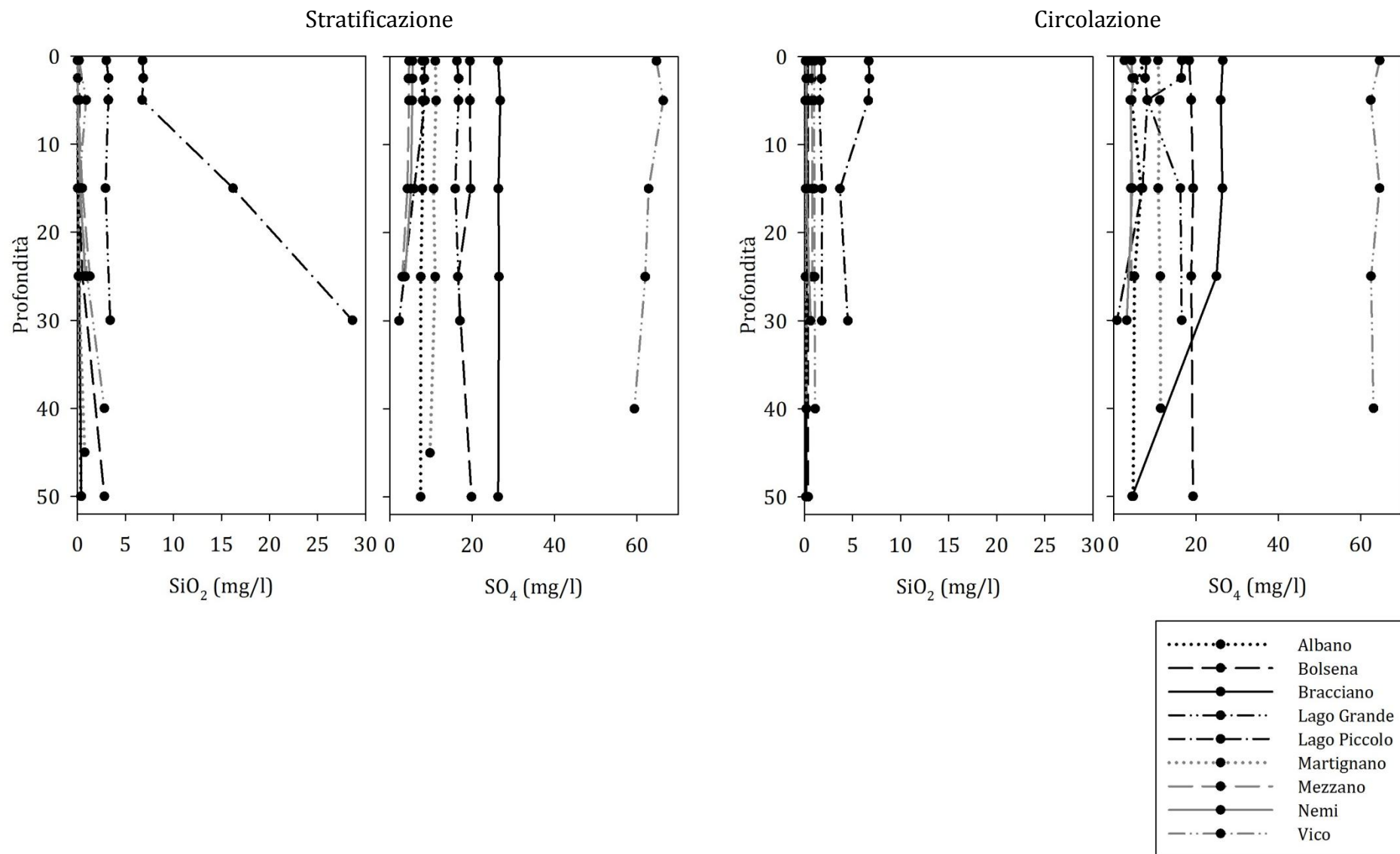


Figura 3.4:4 Silice reattiva e ione solfato nella colonna d'acqua alla stratificazione e alla massima circolazione



### 3.3.2 Andamento morfologico ed uso del suolo

Nella tabella 3.3 sono riportati i principali dati morfometrici e nella tabella 3.4 i dati relativi all'uso del suolo rilevati nei laghi vulcanici. I laghi si distinguono tutti per la tipica forma circolare strettamente legata alle origini geologiche. L'indice di sinuosità (SI) (Hutchinson, 1957), è vicino all'unità per tutti i bacini analizzati. Il lago più profondo secondo il database LIMNO, che riprende i dati pubblicati nelle indagini limnologiche realizzate dal CNR negli anni '70 (Carollo et al., 1974) è il lago Albano (170 m). Tuttavia la batimetria più recente realizzata per il lago di Bracciano (Di Filippo et al., 1998) riporta un valore massimo di profondità di 171 m. Considerando inoltre che negli ultimi anni il lago Albano è andato incontro ad una diminuzione del volume di acqua (Ellwood et al., 2009) e a un conseguente abbassamento del livello è molto probabile che il valore da molti riconosciuto per questo lago è variato e attualmente il lago vulcanico italiano più profondo risulti quello di Bracciano (non essendo in possesso di un valore oggettivo per il lago Albano, nel lavoro si utilizzano i dati presenti nel database LIMNO). Il lago meno profondo è il lago di Mezzano, con una profondità massima di 31 m. Il lago con il maggiore volume di acqua e la maggiore superficie è il lago di Bolsena (rispettivamente  $8922 \text{ m}^3 \times 10^6$  e  $114.53 \text{ km}^2$ ). Il lago con superficie minore è il Lago Piccolo di Monticchio ( $0.2 \text{ km}^2$ ) mentre la massa d'acqua più piccola è allocata nel suo vicino, il Lago Grande di Monticchio ( $3.44 \text{ m}^3 \times 10^6$ ). I laghi di Bracciano, Bolsena ed Albano hanno un alto grado di urbanizzazione lungo costa (tab. 3.4). Oltre agli insediamenti (superficie urbanizzata sempre superiore al 20% nel buffer di 100 m) hanno un alto grado di utilizzazione della linea di costa per fini turistici. Più del 20% della linea di costa è adibita a spiagge pubbliche, sfruttate durante il periodo estivo. Gli altri laghi vulcanici sono poco o per nulla sfruttati per la balneazione.

**Tabella 3.3: principali caratteristiche idromorfologiche dei laghi vulcanici**

Lake	Ll	Wa	La	Lp	Zmax	V	Md	WRT	SI	S Zc
Albano	293.00	9.60	6.02	9.56	170	464.00	77.08	47.60	1.12	47.50
Bolsena	305.00	273.00	114.53	45.59	146	8922.00	77.90	121.00	1.20	5.15
Bracciano	164.00	149.00	57.47	32.24	165	4950.00	86.13	137.00	1.20	9.90
Lago Grande	656.00	4.02	0.42	2.41	35	3.45	8.24	7.00	1.04	9.13
Lago Piccolo	658.00	1.26	0.16	1.49	38	3.80	23.47	-	1.05	41.63
Martignano	207.00	6.20	2.49	5.80	54	71.20	28.59	29.60	1.08	11.47
Mezzano	455.00	1.20	0.47	2.52	31	8.13	17.30	118.00	1.02	26.01
Nemi	318.00	10.54	1.67	5.41	34	32.50	19.46	7.30	1.16	40.91
Vico	507.00	42.00	12.09	17.83	50	268.00	22.17	17.00	1.43	10.77

Ll: quota del lago (m s.l.m.)

Wa: superficie del bacino idrografico (km<sup>2</sup>)

La: superficie del lago (km<sup>2</sup>)

Lp: perimetro del lago (km)

Zmax: massima profondità del lago

V: volume del lago (m<sup>3</sup>10<sup>6</sup>)

Md: profondità media

WRT: tempo di rinnovo teorico delle acque (anni)

SI: indice di sinuosità

S Zc: pendenza media alla profondità di chiusura della vegetazione

**Tabella 3.4: dati di uso del suolo nel Buffer di 100 m sulla linea di costa dei laghi vulcanici**

Lake	urbano	agricolo	naturale	spiagge	argini	pascolo	strade
Albano	23.72	12.30	63.98	0.20	0.01	0.00	0.47
Bolsena	17.57	71.34	11.09	0.22	0.05	0.00	0.31
Bracciano	21.90	56.57	21.52	0.25	0.08	0.00	0.50
Lago Grande	1.08	0.00	98.92	0.00	0.00	0.00	0.00
Lago Piccolo	19.33	0.00	80.67	0.00	0.27	0.00	0.27
Martignano	0.15	60.01	39.85	0.30	0.00	0.16	0.00
Mezzano	0.00	37.39	62.61	0.04	0.00	0.18	0.00
Nemi	0.01	81.68	18.31	0.01	0.00	0.00	0.38
Vico	5.98	32.77	61.25	0.08	0.00	0.00	0.21

urbano: percentuale di aree urbanizzate

agricolo: percentuale di aree agricole

naturale: percentuale di aree naturali

spiagge: "sviluppo lineare delle spiagge utilizzate a fini turistici" / "perimetro lago"

argini: "sviluppo lineare di argini artificiali" / "perimetro lago"

pascolo: "sviluppo lineare di costa adibita a pascolo" / "perimetro lago"

strade: "sviluppo lineare di strade asfaltate" / "area del buffer di 100 m"

### 3.3.3 Stato trofico

I risultati dell'adozione dei criteri proposti dall'OECD (Vollenweider, 1982) per le concentrazioni di fosforo alla circolazione e per i valori di trasparenza misurati nei due campionamenti sono riassunti in tabella 3.5. Considerando le concentrazioni di fosforo la maggior parte degli ambienti si colloca in una condizione di mesotrofia. Si discostano da questa situazione il Lago di Martignano (oligo-mesotrofia), il Lago di Nemi (meso-eutrofia) e il Lago Grande di Monticchio (ipertrofia). Considerando i valori di trasparenza (DS) in alcuni laghi sono state misurate delle condizioni molto diverse durante l'anno. I grandi laghi di Bracciano e Bolsena mostrano alti valori di trasparenza sia alla circolazione (rispettivamente 13.5 e 12 m) che nel periodo di stratificazione (12 e 11.5 m). Il Lago Grande di Monticchio si trova in una condizione di scarsa trasparenza durante tutto l'anno (mediamente 1.3 m). Gli altri laghi vedono invece peggiorare la trasparenza delle acque durante il periodo invernale, passando da una condizione di oligotrofia ad una di mesotrofia.

**Tabella 3.5: classificazione dei laghi vulcanici in base alle categorie proposte dalla OECD.**

<b>Lago</b>	<b>TN<sub>CIRC</sub></b> (mg/l)	<b>TP<sub>CIRC</sub></b> (µg P/l)	<b>P-Trofia</b>	<b>DS</b>	<b>DS-Trofia</b>	<b>Stato Trofico</b>
Albano	0.26	22	M	7,2 - 5,2	M-O	<b>M</b>
Bolsena	0.254	17	M	11,5 - 12	O	<b>M-O</b>
Bracciano	0.236	14	M	12 - 13,5	O	<b>M-O</b>
Lago Grande	1.66	124	IE	1,4-1,2	IE	<b>IE</b>
Lago Piccolo	3.731	24	M	6,2 - 2,3	M-E	<b>M</b>
Martignano	0.325	11	M-O	7,5 - 4,5	M-O	<b>M-O</b>
Mezzano	0.622	22	M	7 - 2.5	M-E	<b>M-E</b>
Nemi	0.598	34	M-E	6,5-5	O-M	<b>M</b>
Vico	0.398	22	M	5,2 - 2,5	M-E	<b>M</b>

I valori di TSI misurati nei laghi vulcanici sono riportati in tabella 3.6.

**Tabella 3.6: valori dell'indice trofico calcolati per i laghi vulcanici italiani.**

	<b>TSI (TP)</b>	<b>TSI (SD)</b>
Albano	49.6	33.7
Bolsena	43.8	24.5
Bracciano	41.6	23.3
Lago Grande	77.8	56.2
Lago Piccolo	66.9	39.1
Martignano	40.2	34.2
Mezzano	48.5	37.5
Nemi	58.7	34.8
Vico	52.1	40.6

### **3.3.4 Gradienti ambientali**

In figura 3.5 è rappresentato il box-plot realizzato sulla matrice di dati idrochimici e morfologici normalizzati. I parametri che variano meno tra i laghi per quanti riguarda i parametri idrochimici sono pH, alcalinità e conducibilità, e per quanto riguarda i parametri idromorfologici, l'indice di sinuosità.



I primi due assi della PCA (fig. 3.6) spiegano il 33% della varianza totale dei dati ambientali. Il gradiente principale è rappresentato dai fattori idromorfologici, in particolare dal volume e dall'area dei laghi che diminuiscono da sinistra verso destra lungo il primo asse. A questi seguono i valori legati ai nutrienti, in particolare il fosforo ortofosfato ( $P-PO_4^{3-}$ ) e lo ione ammonio ( $N-NH_4^+$ ) che presentano un gradiente crescente lungo la direttrice SW-NE. Infine hanno rilevante importanza i valori di uso del suolo, in particolare quelli legati ai fenomeni di urbanizzazione (crescenti lungo la direttrice SE-NW) e all'utilizzo agricolo (crescenti lungo la direttrice NE-SW).

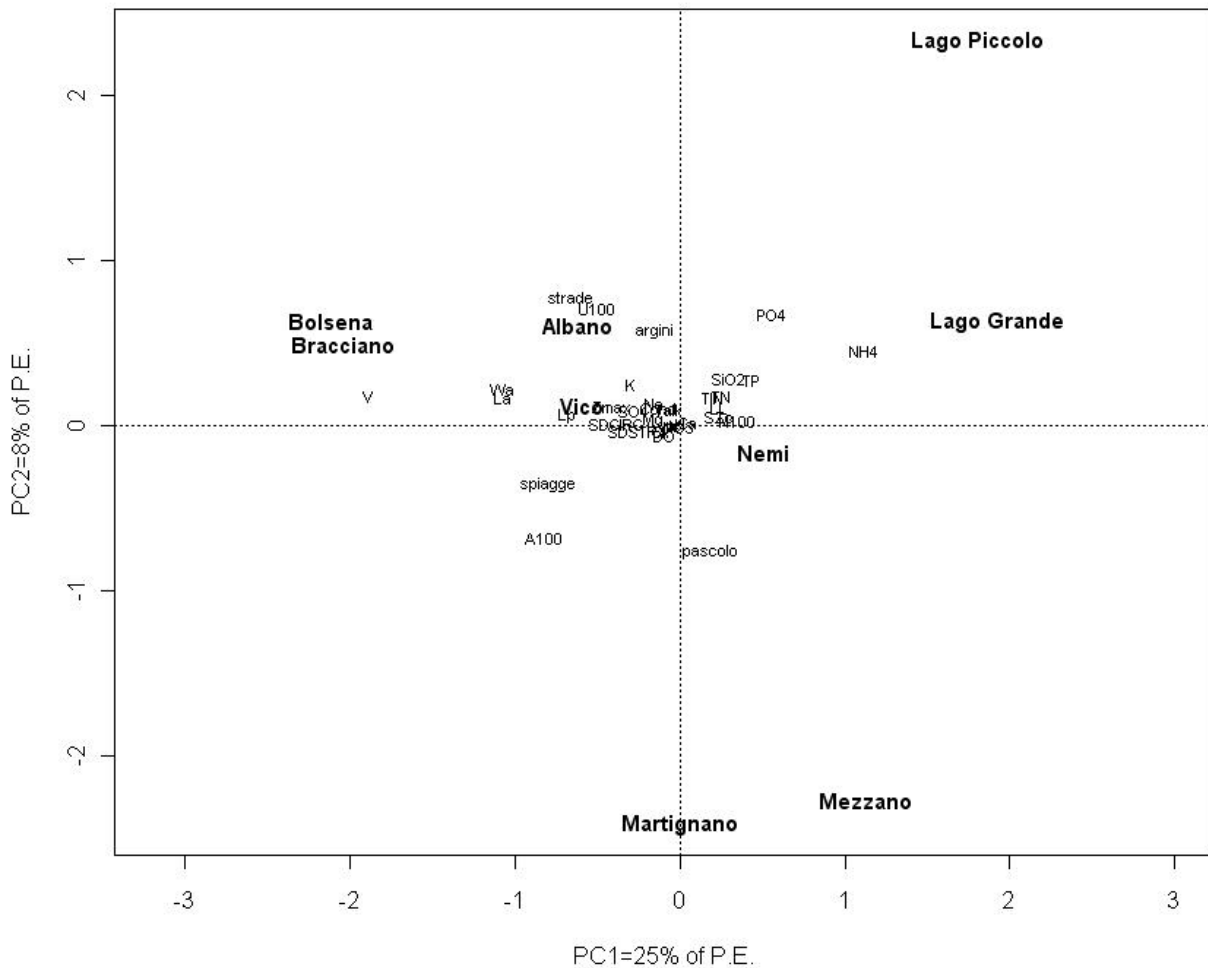
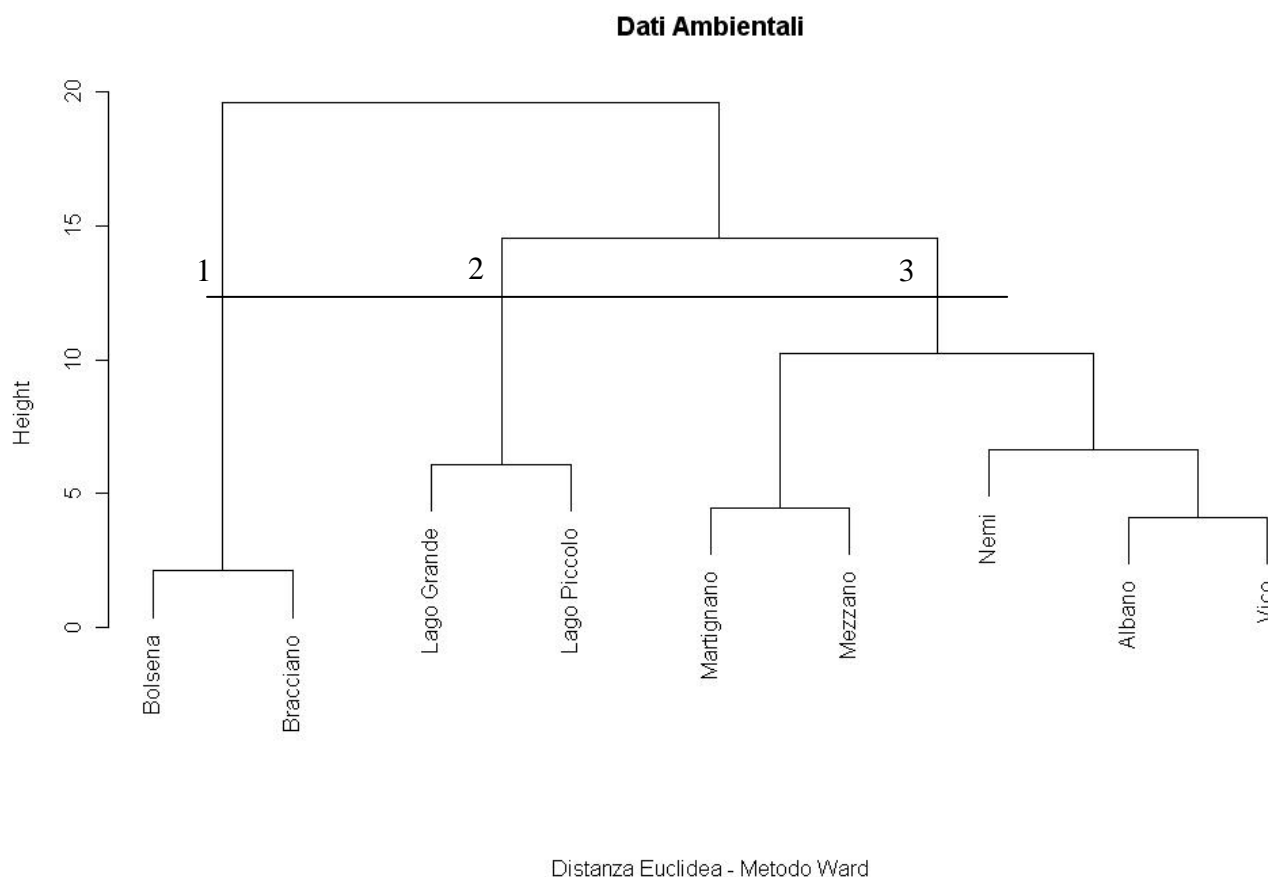


Figura 3.6: PCA dei parametri ambientali

### 3.3.5 Classificazione dei laghi vulcanici

Nella figura 7 viene mostrato l'ordinamento effettuato utilizzando i parametri ambientali raccolti.



**Figura 3.7: classificazione gerarchica dei laghi vulcanici su dati ambientali - metodo di Ward su matrice delle distanze euclidee.**

Si evidenziano 3 cluster. Il cluster che racchiude i laghi di Bracciano e Bolsena individua laghi di grandi dimensioni ( $La > 20 \text{ km}^2$ ), valori di azoto bassi ( $TN < 0.3 \text{ mg/l}$ ) e valori di trasparenza molto alti ( $DS > 10 \text{ m}$ ). Lo sfruttamento lungo costa è molto alto, si riscontrano alti valori di urbanizzazione (urbano  $> 20\%$ ) ed uno sviluppo percentuale di zone sfruttate dal turismo molto alto (superiore al 30%). Il cluster dei laghi di Monticchio individua piccoli laghi ( $La < 0.5 \text{ km}^2$ ) con alte concentrazioni di nutrienti (in particolari alti valori di azoto, superiori a  $2 \text{ mg/l}$ ) e un'alta copertura di superfici naturali lungo costa (naturale  $> 80\%$ ) e bassi valori del disco di secchi (1.2-6.2 m). Infine il cluster che racchiude i restanti laghi (Albano, Nemi, Martignano, Vico e Mezzano) è caratterizzato da laghi di medie dimensioni ( $0.5 \text{ km}^2 < La < 20 \text{ km}^2$ ) con valori di azoto alti ( $0.3 \text{ mg/l} < TN < 2 \text{ mg/l}$ ), probabilmente legati all'alto sfruttamento agricolo lungo costa (agricolo medio 44.83%).

### 3.4 Discussione

Gli ambienti vulcanici dell'Italia centrale ai sensi della *Water Framework Directive* (2000/60/EC) per le loro caratteristiche peculiari sono stati classificati in una categoria a se stante rispetto ai laghi del resto d'Italia (Buraschi et al., 2005): sebbene le rocce che compongono i substrati vulcanici sono di natura silicea, le caratteristiche idrochimiche (alcalinità, conducibilità e principali specie ioniche) li accomunano ai laghi con substrati di natura carbonatica. I laghi presi in considerazione nel presente studio sono stratificati nel periodo estivo, hanno una profondità massima superiore a 30 metri e possono quindi essere considerati tutti laghi profondi. I dati idrochimici nel periodo della stratificazione mettono in luce un grande rilascio di nutrienti dal fondo dei laghi, in particolare di ione ammonio ( $N-NH_4^+$ ) in 4 laghi (Lago Grande e Lago Piccolo di Monticchio, lago di Mezzano e lago di Nemi). Questa situazione è facilitata dalla riduzione di ossigeno nell'ipolimnio che genera un ambiente riducente ed è stata già documentata nel passato (Margaritora, 1992). Infatti in laghi con alte concentrazioni di carbonato i nutrienti, in particolare lo ione ortofosfato ( $P-PO_4^{3-}$ ) viene chelato in forma insolubile e quindi non disponibile alla componente produttiva primaria; in ambiente anossico queste forme insolubili vengono rimobilizzate e tornano ad essere disponibili. I laghi vulcanici tendono ad una parziale meromissia delle zone profonde (Margaritora, 1992): la meromissia è un fenomeno che interessa i laghi profondi ed è caratterizzata da un parziale rimescolamento delle acque nel periodo invernale. La parziale circolazione di alcuni laghi documentata nel passato (Albano, laghi di Monticchio) e anche nel presente studio (Lago Piccolo di Monticchio e lago di Nemi) ha una forte influenza su i valori di trofia. La zona ipolimnica che non viene interessata dalla circolazione (monimolimnio) è caratterizzata da un ambiente anossico riducente in cui le concentrazioni di fosforo e azoto aumentano per i processi di rimobilizzazione degli ioni intrappolati dall'assorbimento dei carbonati. Questa zona accumula grandi quantità di questi composti e quando la circolazione delle acque si spinge a profondità maggiori e interessa anche il monimolimnio temporaneo, la colonna d'acqua viene interessata da un picco di concentrazione che genera momentanei fenomeni di eutrofizzazione, come documentato per l'inverno 2005-2006 nel lago Albano (Elwood et al., 2009) e nel presente studio nel Lago Grande di Monticchio. Sappiamo dai dati pregressi che lo stesso fenomeno è stato registrato nel lago di Mezzano negli anni passati e che quest'anno è stata



misurata una parziale meromissia nei laghi di Nemi e nel Lago Piccolo di Monticchio che potrebbe portare a fenomeni analoghi. I picchi di nutrienti nella zona fotica sono seguiti da una fioritura algale che può avere delle ripercussioni sulla sopravvivenza delle macrofite. I valori dell'indice di stato trofico (TSI) per il fosforo totale sono risultati sempre superiori a quelli valutati sulle trasparenze: questo indica che l'attenuazione della radiazione luminosa lungo il gradiente di profondità è un fenomeno dominato dalla presenza di fitoplancton, ma che alcuni fattori possono limitare la biomassa algale, come la limitazione per la disponibilità di azoto o la presenza di elementi tossici per le alghe (Carlson, 1992). I laghi con maggiore disponibilità di azoto sono quindi quelli che presentano i valori di trasparenza più bassi.

Lo stato trofico non è l'unico parametro che influisce sulla distribuzione della vegetazione acquatica. Le dimensioni dei bacini hanno una grande influenza sia sulla ricchezza specifica (Rørslett, 1991) sia sulla massima profondità di crescita (Genkai-Kato & Carpenter, 2005) poiché i grandi laghi hanno il termoclino estivo a profondità maggiori e sebbene molte specie di macrofite riescano a sopravvivere a basse temperature, hanno bisogno di temperature superiori a 10° C per germinare (Barko & Smart, 1981; van den Berg et al., 1999; Xiao et al., 2010). I parametri dimensionali risultano anche quelli che maggiormente contribuiscono alla differenziazione dei laghi vulcanici in 3 categorie. Le dimensioni dei laghi devono quindi essere prese in considerazione in fase di campionamento come suggerito da altri autori (ad esempio Jensen, 1977) aumentando lo sforzo nei laghi di grandi dimensioni e, in ottica di ottimizzazione dei tempi e dei costi, riducendo al minimo lo sforzo nei piccoli bacini. Inoltre le dimensioni devono essere considerate nell'interpretazione dei dati emersi dal campionamento, considerando la ricchezza specifica e la massima profondità di crescita delle macrofite non in senso assoluto, bensì relativo: nei laghi di grandi dimensioni infatti la massima profondità di crescita risulterà naturalmente maggiore rispetto ai piccoli bacini. Allo stesso tempo la ricchezza specifica sarà maggiore nei grandi laghi rispetto ai piccoli laghi.

Infine, l'analisi condotta sull'uso del suolo nel buffer di 100 metri sulla linea di costa permette un inquadramento dell'influenza antropica sulla zona di transizione. Possiamo distinguere laghi che hanno subito un forte impatto con un alta percentuale di area urbanizzata e uno sviluppo lineare di spiagge utilizzate a scopi turistici alto, contrapposti a laghi con una bassa urbanizzazione e uno scarso sfruttamento della linea di costa per fini turistici. Solo recentemente si è cominciato ad analizzare con maggior attenzione l'influenza di questo settore sulle macrofite: in particolare si è messa in luce una relazione negativa tra il grado di urbanizzazione e la copertura

delle *Helophyte* e le *Hydrophyte* a foglie flottanti (Cheruvilil & Soranno, 2008; Kolada, 2010). Al contrario le *Hydrophyte* sommerse non rispondono alle modificazioni nell'uso del suolo della zona ripariale e del bacino idrografico e quindi, in un ottica ecosistemica, l'analisi delle macrofite di un lago non può limitarsi alle sole specie sommerse poiché è evidente la capacità, in particolare delle *Helophyte*, di essere buoni indicatori delle modificazioni antropogeniche nel settore ripariale.

## 4. La flora macrofitica dei laghi vulcanici italiani

### 4.1 Introduzione

Il piano di campionamento del presente studio è stato elaborato al fine di ottenere un quadro rappresentativo della presenza, distribuzione e abbondanza per le macrofite dei laghi vulcanici italiani nell'arco di un'unica stagione di rilievi, rispondendo anche alle esigenze poste dalla Direttiva Quadro sulle Acque (WFD, Direttiva 2000/60 - ANNEX V). Molti metodi di campionamento sono stati proposti per il campionamento di macrofite in ambiente lacustre (Jensén S., 1977; Melzer, 1999; Jäger et al., 2004; Croft & Chow-Fraser, 2009; Free et al., 2009; Beck et al., 2010) e solo alcuni di essi rispondono alle esigenze della WFD. Ogni stato membro ha proposto un metodo di campionamento e la maggior parte di essi è esposto nei report degli enti preposti all'applicazione della WFD (Leyssen et al., 2005; Willby et al., 2006; Ecke, 2007; Leka et al., 2007; Van den Berg & Pot, 2007). Il protocollo di campionamento proposto in Italia dal Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare (MATTM) in collaborazione con l'Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale (ISPRA ex APAT) e il Consiglio Nazionale delle Ricerche (CNR) (Buraschi et al., 2008) si basa sull'individuazione di siti, definiti come *"porzione continua di riva, di ampiezza variabile, al cui interno è possibile individuare una comunità macrofitica omogenea in termini di composizione specifica e che si estende fino ad una profondità costante"*. Successivamente lungo la linea di costa del sito vengono individuati con metodi di estrazione random, punti in cui effettuare un transetto, ovvero una *"linea all'interno del sito, perpendicolare alla costa, lungo la quale si effettuano le osservazioni o i campionamenti"*. L'individuazione di una porzione continua di riva con "comunità macrofitica omogenea" presuppone la possibilità di individuare i cambiamenti a livello di comunità *a priori* attraverso una campagna di lavoro preparatoria o per mezzo di tecniche di analisi GIS.

Per verificare la possibilità di utilizzare questo protocollo di campionamento nell'ambito del lavoro di tesi sono stati effettuati dei campionamenti preliminari nell'estate 2009 (Azzella et al., 2009). Le osservazioni condotte hanno messo in luce la difficoltà di individuare popolamenti omogenei con osservazioni spedite dall'imbarcazione. Soprattutto nei laghi in cui la vegetazione si spingeva a profondità maggiori (Bracciano, Martignano, Vico) non era possibile prevedere il pattern di distribuzione delle diverse comunità mediante un approccio "occhiometrico". Non si è

riconosciuto un pattern di risposta delle diverse comunità lungo il gradiente di profondità in base alla vegetazione rinvenuta nei primi metri di profondità (facilmente osservabili dall'imbarcazione) e non è stato possibile riconoscere a priori una risposta diretta di tutto il comparto macrofitico alle coperture e all'uso del suolo lungo la linea di costa al punto di campionamento (vedi il metodo proposto in Schaumburg et al., 2004 e Schaumburg et al., 2007). Le tecniche di analisi GIS disponibili attualmente non sono in grado di individuare la distribuzione delle diverse comunità lungo il gradiente di profondità senza un importante sforzo economico e una campagna di acquisizione immagini volta esclusivamente all'indagine delle macrofite (Lehmann et al., 1997). Si è quindi preferito elaborare una tecnica di campionamento apposita, ideata per ottimizzare lo sforzo di campionamento e ben adatta alle peculiarità idro-morfologiche dei bacini lacustri presi in esame. In questo capitolo viene presentato il metodo di campionamento approntato, un'analisi dello sforzo di campionamento per verificarne l'efficacia e un primo inquadramento dei risultati ottenuti, con una discussione in merito alle massime profondità di crescita e al contingente di *Characeae* presenti nei laghi vulcanici.

## **4.2 Dati e metodi**

### **4.2.1 Il metodo di campionamento**

La caratterizzazione delle macrofite in ambiente lacustre si basa su due tipologie principali di analisi: il campionamento per punti o il campionamento lungo transetti (Madsen, 1999). Generalmente il campionamento per punti viene effettuato in laghi poco profondi, dove la copertura vegetale teoricamente può essere totale. Al contrario nei laghi profondi si preferisce campionare lungo transetti poiché il fondale può ospitare macrofite in un settore limitato del bacino, fino ad una profondità oltre la quale le macrofite non crescono, denominata profondità di chiusura ( $Z_c$ ). Si individuano così due zone: una litoranea e una pelagica, dove la radiazione luminosa efficace per la fotosintesi (*photosynthetically available radiation* - PAR) è sotto la soglia minima per la sopravvivenza delle macrofite (Chambers & Kalff, 1985). I laghi vulcanici sono bacini profondi dal contorno regolare in cui le macrofite crescono a profondità massime comprese tra 4 (misurata nell'estate 2009 nel lago Grande di Monticchio) e 24 m (misurata nell'estate 2009 nel lago di Bracciano). I valori di  $Z_c$  possono variare significativamente all'interno di uno stesso bacino e un'analisi dei dati pregressi (Trotter, 1908; Stella, 1951; Iberite et al., 1995; Azzella & Scarfò,

2010) ha dimostrato che può variare sensibilmente negli anni. Quindi, nel realizzare il protocollo di campionamento per il presente studio si è optato per l'analisi della vegetazione lungo transetti non essendo possibile individuare a priori una porzione di bacino dove effettuare il campionamento, come richiesto dai metodi di campionamento per punti (Beck et al., 2010).

Il metodo di campionamento adottato si basa su una tecnica di estrazione random dei transetti che si compone di 5 fasi:

- sfruttando la conformazione circolare dei laghi vulcanici si è circoscritta una circonferenza al bacino.
- La circonferenza è stata suddivisa in radianti con ampiezza di  $10^\circ$ .
- I raggi che delimitano i radianti intercettano la linea di costa del lago dividendola in porzioni di lunghezza simile.
- I laghi sono stati classificati in 3 categorie dimensionali: laghi piccoli, con superficie ( $L_a$ ) inferiore a  $0.5 \text{ km}^2$ , laghi di medie dimensioni ( $0.5 \text{ km}^2 < L_a < 20 \text{ km}^2$ ) e laghi grandi ( $L_a > 20 \text{ km}^2$ ) (vedi capitolo 3).
- Nei laghi piccoli sono stati selezionati 9 punti lungo la linea di costa, effettuando un'estrazione random ogni 4 settori individuati dall'intersezione fra i raggi della circonferenza circoscritta e il perimetro del lago. Nei laghi di medie dimensioni sono stati estratti 18 punti (uno ogni 2 radianti) e per i laghi grandi 36 punti per un totale di 171 transetti (fig. 4.1).

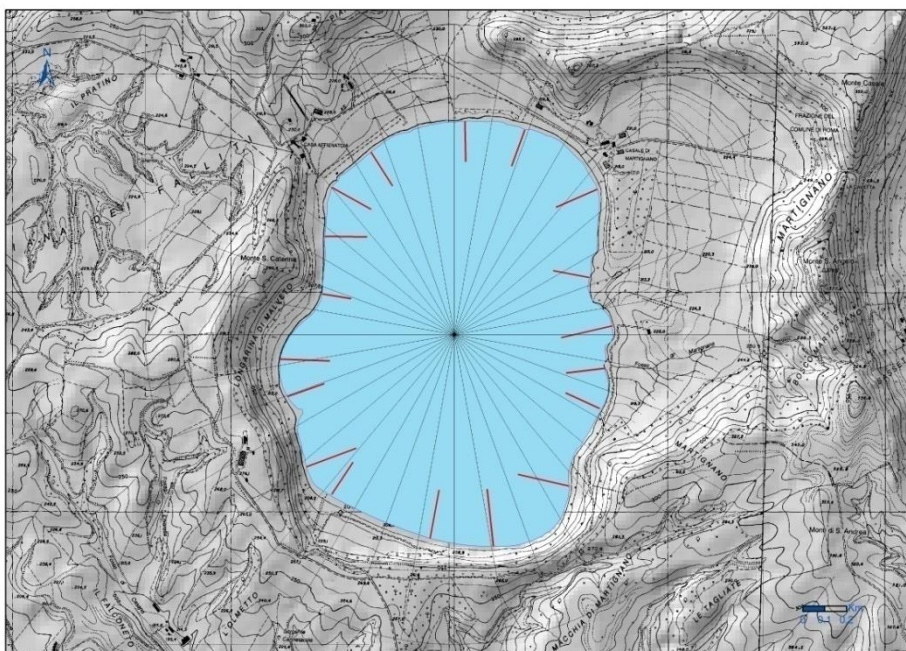


Figura 4.1: transetti selezionati per il lago di Martignano.

Il campionamento è realizzato dal punto individuato su la costa seguendo una linea perpendicolare ad essa. Lungo la linea del transetto ad ogni metro di profondità sono state censite tutte le specie presenti e stimata la loro copertura in percentuale. Il numero di transetti individuati per lago, sebbene modulato per ottimizzare lo sforzo di campionamento, è molto superiore rispetto al numero consigliato in altri metodi (Free et al., 2006, Schaumburg et al., 2007). Per l'individuazione delle macrofite sono stati usati diversi strumenti in base alle diverse condizioni ambientali. Dove possibile si è utilizzato il rilevamento a vista tramite un batiscopio. A maggiori profondità si è usufruito dell'ausilio di una telecamera subacquea collegata ad un monitor posto sull'imbarcazione (per valutare presenza di specie e coperture) e di un rastrello a doppia fila di denti per la raccolta dei campioni. Quando le condizioni del fondale sono risultate particolarmente difficili, ad esempio per la presenza di rocce e massi o a causa della pendenza eccessiva, si è preferita effettuare il campionamento in immersione con l'ausilio di un autorespiratore ad aria. Per le specie di difficile determinazione sul campo si è proceduto alla raccolta e conservazione di campioni per l'analisi successiva in laboratorio. Per individuare in campo il punto di inizio e la linea da seguire è stato utilizzato uno strumento di posizionamento satellitare (Trimble GEO XM serie 2008). Le profondità sono state rilevate per mezzo di un sonar, strumento che ha molto agevolato l'individuazione della presenza delle macrofite sul fondo e ha permesso di rilevare con buona precisione ed in maniera speditiva la loro massima profondità di crescita.

#### **4.2.2 Nomenclatura**

La nomenclatura utilizzata per le piante vascolari segue Conti et al. (2005) e in alcuni casi Pignatti (1982). La nomenclatura delle *Characeae* fa riferimento a Bazzichelli & Abdelahad (2009).

Il riconoscimento delle macrofite risulta spesso complicato a causa di processi di convergenza evolutiva, in particolare per quanto riguarda le *Amphiphyte*. Nei laghi indagati le *Amphiphyte* rinvenute erano rappresentate quasi esclusivamente da individui sommersi e quindi in forma esclusivamente vegetativa. La struttura fogliare di *Eleocharis acicularis*, *Baldellia ranunculoides* e dei giovani individui di *Juncus articulatus* è molto simile. Queste specie sono state raccolte e poste in ambiente controllato presso l'orto botanico della Sapienza per un riconoscimento basato sugli organi fiorali non presenti al momento del campionamento e lasciati

sviluppare fuori dall'acqua. Solo dopo questo esame è stato possibile individuare i caratteri morfologici utili per il riconoscimento di campo.

Il riconoscimento delle *Characeae* richiede molto spesso l'utilizzo di un microscopio per l'individuazione dei caratteri altrimenti non visibili in campo. In particolare il genere *Chara* presenta delle particolari difficoltà che non è possibile dirimere senza l'attenta osservazione dei campioni raccolti in campo (si veda la discussione alla chiave delle subsezioni di *Chara* in Bazzichelli & Abdelahad (2009)). Per questo motivo molti studi condotti sulle macrofite non prendono in considerazione le *Characeae* che vengono ignorate o trattate a livello di genere (Dale, 1986; Rintanen, 1996; Rodwell, 1998; Cheruvilil & Soranno, 2008).

I laghi vulcanici italiani sono particolarmente ricchi di *Characeae* e nei laghi di Bracciano, Martignano, Vico, Bolsena è possibile incontrare fino a 6 specie lungo un unico transetto. Per velocizzare il lavoro di campo, dopo una prima fase di analisi delle specie rinvenute, durante l'estate 2009, si è adottato uno sforzo equilibrato per il riconoscimento di campo: ad ogni raccolta si analizzavano i campioni raccolti per un massimo di 5 minuti. Per ogni punto di campionamento in cui si incontravano esemplari appartenenti alle subsezioni del genere *Chara* che richiedono un riconoscimento al microscopio si è preferito accorpate alcune specie in un unico gruppo tassonomico facendo riferimento alla subsezione e riducendo al minimo la conservazione di campioni:

Sez 1. Subsezione A: *Chara crassicaulis*, *Chara vulgaris*, *Chara gymnohylla* e *Chara contraria* sono state accorpate in un unico gruppo (*Chara vulgaris group*). La specie individuata più comunemente (in base a una stima condotta sui campioni raccolti nel presente studio e determinati con certezza in laboratorio) è *Chara vulgaris* che risulta anche la specie più diffusa sul territorio italiano. L'analisi dei campioni di laboratorio ha dimostrato che *Chara gymnohylla*, *Chara crassicaulis* e *Chara contraria* sono state rinvenute solo nel lago di Bracciano.

Sez 1. Subsezione *Hartmania* Wood 1962: vi appartengono *Chara hispida*, *Chara intermedia* e *Chara polyacantha*. Individui riconducibili alle 3 specie sono stati rinvenuti nei laghi di Bolsena (*Chara intermedia*, *Chara polyacantha*, *Chara hispida*) di Vico (*Chara hispida*, *Chara intermedia*, *Chara polyacantha*), di Bracciano (*Chara intermedia*, *Chara polyacantha*) di Martignano (*Chara intermedia*, *Chara polyacantha*) e di Albano (*Chara hispida*). Purtroppo il carattere distintivo (cortex tilacanta o aulacanta) non è facilmente individuabile in campo e sono comuni anche forme intermedie tendenti alla cortex isostica. La specie che più facilmente si distingue senza l'ausilio di un microscopio è *Chara polyacantha*, per le sue grandi dimensioni e i numerosi aculei fascicolati

dell'ultimo internodio. Si è quindi preferito fare riferimento a *Chara polyacantha* a livello specifico e alle altre 2 specie come a un unico gruppo (*Chara hispida* group).

Sezione 2. *Grovesia* Wood 1962: in questa sezione sono comprese le specie triplostiche del genere *Chara* (*C. globularis*, *C. delicatula*, *C. aspera* e *C. galioides*). Durante la campagna di lavoro sono stati rilevate numerose stazioni di *Chara globularis* che è risultata essere la specie del genere *Chara* che si spinge a maggiori profondità. Nelle aree più vicine alla linea di costa, in settori in cui il substrato aveva una porzione fangosa e siltosa dominante su quella sabbiosa sono stati rinvenuti popolamenti di *Chara delicatula* (nei laghi di Bracciano, Bolsena e Vico). In molti casi, soprattutto nel lago di Bolsena, sono stati trovati popolamenti "misti" in cui gli individui presentavano caratteristiche intermedie tra le due specie (stipuloidi più o meno sviluppati e cortex con caratteristiche che potevano variare anche lungo la cortex di uno stesso individuo) che non permettevano di distinguere con certezza le due specie. Per questo motivo, pur perdendo l'informazione relativa ai popolamenti facilmente distinguibili di *Chara delicatula* delle profondità minori, si è preferito riunire in un unico gruppo le due specie (*Chara globularis* group).

#### 4.2.3 Le matrici di dati

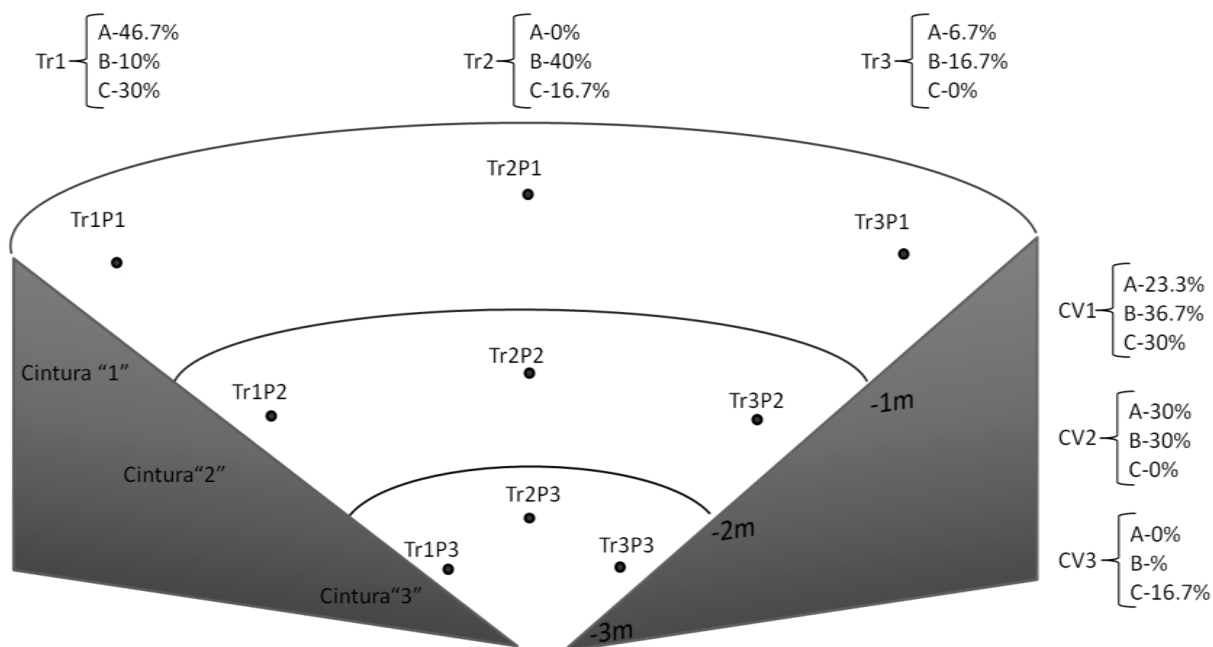
I dati raccolti, organizzati in matrice di punti di campionamento (righe) per specie (colonne), si prestano ad una lettura multipla relativa a:

- singoli punti (righe composte dalla totalità dei siti campionati)
- transetti (siti che rappresentano i transetti effettuati)
- una sintesi delle specie presenti alle diverse profondità (siti che rappresentano una cintura di profondità)
- sintesi delle specie presenti nel lago (utilizzando i laghi come siti).

Il transetto è caratterizzato dalle specie presenti tra la linea di costa e la massima profondità di crescita ( $Z_c$ ) e dalla copertura media valutata come "somma delle coperture nei punti di campionamento"/"massima profondità di crescita misurate nel lago".

La cintura di vegetazione è caratterizzata da tutte le specie rilevate in una cintura di profondità (fig. 4.2). La copertura delle specie all'interno della cintura è valutata come "somma delle coperture nei punti di campionamento"/"numero di transetti".





Specie	Tr1P1	Tr1P2	Tr1P3	Tr2P1	Tr2P2	Tr3P3	Tr3P1	Tr3P2	Tr3P3
A	50	90	-	-	-	-	20	-	-
B	30	-	-	30	90	-	50	-	-
C	40	-	50	50	-	-	-	-	-

Figura 4.2: metodi di elaborazione del dato. un esempio schematico con tre transeetti composti da tre cinture di vegetazione. Per ogni transeetto e ogni cintura sono riportate le coperture stimare sulla base delle coperture rilevate nei diversi punti, riportate nella matrice.

Tutti i punti campionati sono stati organizzati in un database GIS, in cui è possibile consultare le specie presenti nel punto, le coperture delle specie, data e ora del campionamento e altre informazioni ancillari (pendenza, uso del suolo a riva al momento del campionamento) che potranno essere utili per azioni future di monitoraggio.

#### 4.2.4 La valutazione dello sforzo di campionamento

Il campionamento delle macrofite è stato ideato per avere una stima della ricchezza delle specie e della distribuzione delle macrofite lungo il gradiente di profondità. Per valutare se lo sforzo di campionamento è stato sufficiente a individuare un adeguato numero di specie sono state realizzate delle curve di rarefazione delle specie, utilizzando come unità campionaria i punti di campionamento. Tipicamente tali curve, quando giunte a saturazione, mostrano un forte aumento delle specie raccolte seguito da un *plateaux* (McCune et al., 2002). Nel recente

contributo dell'agenzia per la protezione ambientale irlandese all'applicazione della WFD (Free et al., 2006) si suggeriva di stimare la validità dei transetti nell'individuare un adeguato numero di specie utilizzando una procedura computazionale di ricampionamento (*second order Jack-knife* - Palmer, 1991), basata sulle statistiche di "marcatura e ricattura". Queste stime non-parametriche utilizzano le informazioni sulla distribuzione delle specie rare presenti nel database: maggiore è il numero di specie rare in un database e maggiore sarà la possibilità che vi siano altre specie non campionate, quindi non presenti nel database (Gotelli & Colwell, 2001). Il metodo di campionamento proposto in questa sede è basato su punti di campionamento in cui vengono censite tutte le specie presenti (definito *sample-based protocol* in Gotelli & Colwell, 2001). Attraverso l'utilizzazione delle curve di rarefazione di Coleman (Gotelli & Colwell, 2001) e la stima delle specie attese con il calcolo del *Jack-knife* di secondo ordine, calcolate utilizzando come base campionaria i punti di campionamento, si è valutata la validità dello sforzo di campionamento. In questa sede, mancando dati di raffronto su sistemi comparabili, si usa il livello di soglia del 75% per definire un buon campionamento. Per quest'analisi è stato utilizzato il software *Estimates* (Colwell, 1997).

## 4.3 Risultati

### 4.3.1 Censimento delle macrofite

I punti campionati durante la campagna di lavoro dell'estate 2010 sono stati 2060, di cui 1778 con presenza di macrofite. In tutti i laghi è stata rilevata la presenza di macrofite. Il maggior numero di specie è stato rilevato nel lago di Bracciano, il minor numero nel Lago Grande di Monticchio. Nella tabella 4.1 sono riassunti alcuni dati relativi al campionamento e nella tabella 4.2 sono indicate le specie dominanti nel lago e le specie presenti alla massima profondità di crescita tra le piante vascolari e le *Characeae*.

**Tabella 4.1: Dati dal campionamento di macrofite. *n. punti con macrofite*: il numero di sito puntuali, lungo tutti i transetti fatti nel lago, in cui è stata rinvenuta almeno una macrofita; *n. specie*: numero di specie campionate; *Zc<sub>max</sub>*: massima profondità di crescita misurata nel lago; *%Vascolari, %Briofite, %Characeae*: copertura percentuale delle diverse categorie tassonomiche sul totale di copertura vegetale; *Zc<sub>max</sub>Vascolari, Zc<sub>max</sub>Briofite, Zc<sub>max</sub>Characeae*: massima profondità di crescita misurata per le diverse categorie tassonomiche.**

	Albano	Bolsena	Bracciano	Lago Grande	Lago Piccolo	Martignano	Mezzano	Nemi	Vico
n. punti con macrofite	55	389	672	30	36	251	36	139	170
n. specie	13	35	42	10	9	24	17	16	22
Zc <sub>max</sub>	11.00	20.00	26.00	3.30	6.20	16.10	4.50	8.90	10.50
%Vascolari	36.0	15.1	7.8	100.0	100.0	37.0	99.9	94.3	26.3
Zc <sub>max</sub> Vascolari	11.0	12.0	14.0	3.3	6.2	14.3	4.5	8.9	9.5
%Briofite	4.5	<1%	<1%	-	-	-	-	<1%	-
Zc <sub>max</sub> Briofite	4.0	5.4	1.7	-	-	-	-	7.0	-
%Characeae	59.5	84.9	92.2	-	-	63.0	0.1	5.7	73.7
Zc <sub>max</sub> Characeae	11.0	20.0	26.0	-	-	16.1	3.2	8.0	10.5

**Tabella 4.2: specie dominante e specie presente alla massima profondità di crescita tra le *Characeae* e le piante vascolari**

	Characeae dominante	Vascolare dominante	Vascolare alla Zc <sub>max</sub>	Characeae alla Zc <sub>max</sub>
Albano	<i>Chara globularis</i>	<i>Vallisneria spiralis</i>	<i>Ceratophyllum demersum</i>	<i>Chara globularis</i>
Bolsena	<i>Chara tomentosa</i>	<i>Ceratophyllum demersum</i>	<i>Ceratophyllum demersum</i>	<i>Nitella opaca</i>
Bracciano	<i>Chara polyacantha</i>	<i>Myriophyllum spicatum</i>	<i>Ceratophyllum demersum</i>	<i>Nitella opaca</i>
Lago Grande	-	<i>Ceratophyllum demersum</i>	<i>Ceratophyllum demersum</i>	
Lago Piccolo	-	<i>Myriophyllum spicatum</i>	<i>Ceratophyllum demersum</i>	
Martignano	<i>Chara polyacantha</i>	<i>Ceratophyllum demersum</i>	<i>Ceratophyllum demersum</i>	<i>Chara globularis</i>
Mezzano	<i>Chara globularis</i>	<i>Vallisneria spiralis</i>	<i>Ceratophyllum demersum</i> <i>Vallisneria spiralis</i>	<i>Nitellopsis obtusa</i>
Nemi	<i>Chara globularis</i>	<i>Myriophyllum spicatum</i>	<i>Ceratophyllum demersum</i>	<i>Chara globularis</i>
Vico	<i>Nitellopsis obtusa</i>	<i>Ceratophyllum demersum</i>	<i>Ceratophyllum demersum</i>	<i>Nitellopsis obtusa</i> <i>Chara globularis</i>

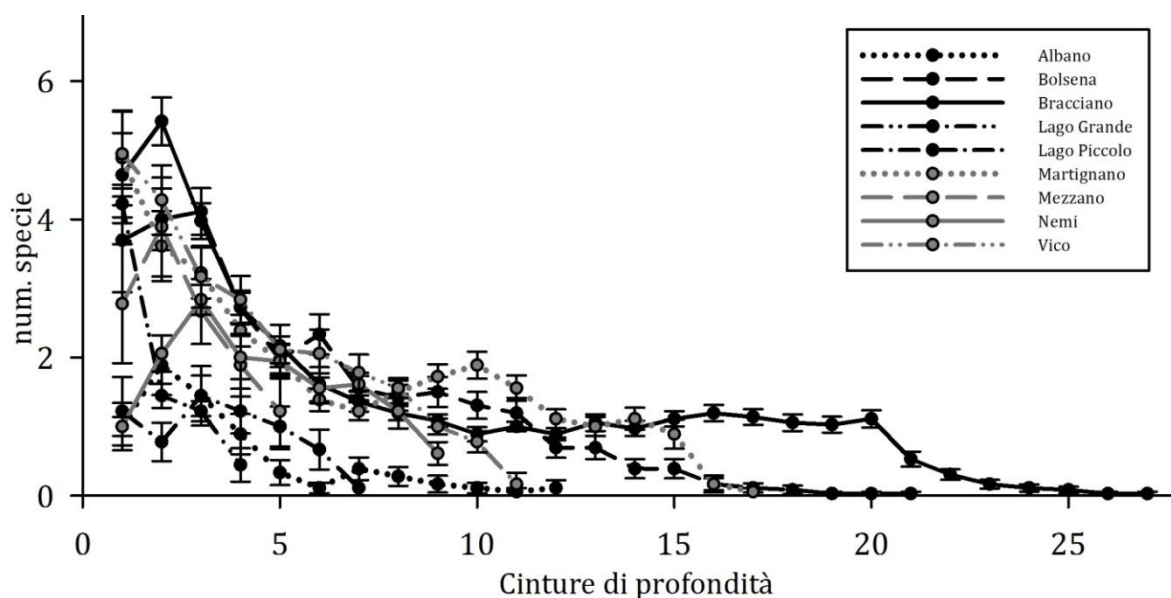
La vegetazione macrofitica dei laghi di Albano, Bolsena, Bracciano, Martignano e Vico è dominata dalle *Characeae*, che presentano dei valori di copertura percentuale, rispetto al totale di copertura rilevata sempre superiore al 50%. I laghi di Monticchio sono caratterizzati dalla presenza esclusiva di piante vascolari; i laghi di Mezzano e Nemi sono dominati dalle piante vascolari e

contano due sole specie di *Characeae* (*Chara globularis* e *Nitellopsis obtusa*). Le *Characeae* individuate nei laghi vulcanici italiani, nelle due campagne di campionamento (estati 2009-2010) in totale sono 17. Nel solo lago di Bracciano si contano 16 specie. *Lychnothamnus barbatus* è l'unica *Characeae* esclusiva del lago di Martignano e non presente a Bracciano (tab. 4.3).

**Tabella 4.3: *Characeae* campionate nei laghi vulcanici italiani**

	Bolsena	Bracciano	Vico	Martignano	Albano	Mezzano	Nemi
<i>Chara globularis</i> Thuillier 1799	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓
<i>Nitellopsis obtusa</i> (Desv. in Lois) J. Gr. 1919	✓	✓	✓	✓		✓	✓
<i>Chara aspera</i> Detharding ex Wildenow 1809	✓	✓	✓	✓	✓		
<i>Chara hispida</i> L. sensu auct. nonnull.	✓	✓	✓	✓	✓		
<i>Chara vulgaris</i> Linnaeus 1753	✓	✓	✓	✓	✓		
<i>Nitella hyalina</i> (de Candolle) C. Agardh 1824	✓	✓	✓	✓	✓		
<i>Chara intermedia</i> A. Braun 1836	✓	✓	✓	✓			
<i>Chara polyacantha</i> A. Braun in Br., Rab. & Sti.1859	✓	✓	✓	✓			
<i>Chara tomentosa</i> Linnaeus 1753	✓	✓	✓	✓			
<i>Chara delicatula</i> C. Agardh 1824	✓	✓	✓	✓			
<i>Nitella gracilis</i> (Smith) C. Agardh 1824	✓	✓	✓				
<i>Nitella opaca</i> (C. Agardh ex Bruzelius) C. Agardh 1824	✓	✓		✓			
<i>Chara gymnophylla</i> A. Braun 1835	✓	✓					
<i>Nitella tenuissima</i> (Desvaux) Kutzing 1843		✓	✓				
<i>Chara crassicaulis</i> Schleicher 1821		✓					
<i>Chara contraria</i> A. Braun ex Kutzing 1845		✓					
<i>Lychnothamnus barbatus</i> (Meyen) Leonhardi 1864				✓			

I dati sintetizzati per cinture di vegetazione ci mostrano che la maggior parte delle specie si concentra nei primi metri di profondità (fig. 4.3) e dopo i 6 m di profondità (se la vegetazione si spinge fino a questa cintura) si trovano mediamente meno di 2 specie per campionamento.



**Figura 4.3: numero di specie rinvenute mediamente nei punti di campionamento alle diverse cinture di vegetazione.**

Nei grafici seguenti (fig. 4.4) riportiamo la copertura media alle diverse cinture di profondità delle piante vascolari, delle *Characeae*. Si evidenzia la dominanza delle *Characeae* nei laghi di Albano, Bolsena, Bracciano, Martignano e Vico, sebbene nel lago Albano la copertura macrofita sia molto bassa, inferiore al 10% della superficie compresa tra la linea di costa e la massima profondità di crescita. Nel lago di Vico, contrariamente agli altri laghi dominati da *Characeae*, la specie che raggiunge la massima profondità è *Ceratophyllum demersum* che domina fino a 11 m di profondità. La copertura delle macrofite segue un pattern generale omogeneo: partendo dalla linea di costa le coperture aumentano, raggiungono un massimo e poi diminuiscono conformemente all'ipotetica distribuzione delle specie lungo il gradiente di profondità teorizzata in diversi contributi (si veda ad es. Keddy, 1983).

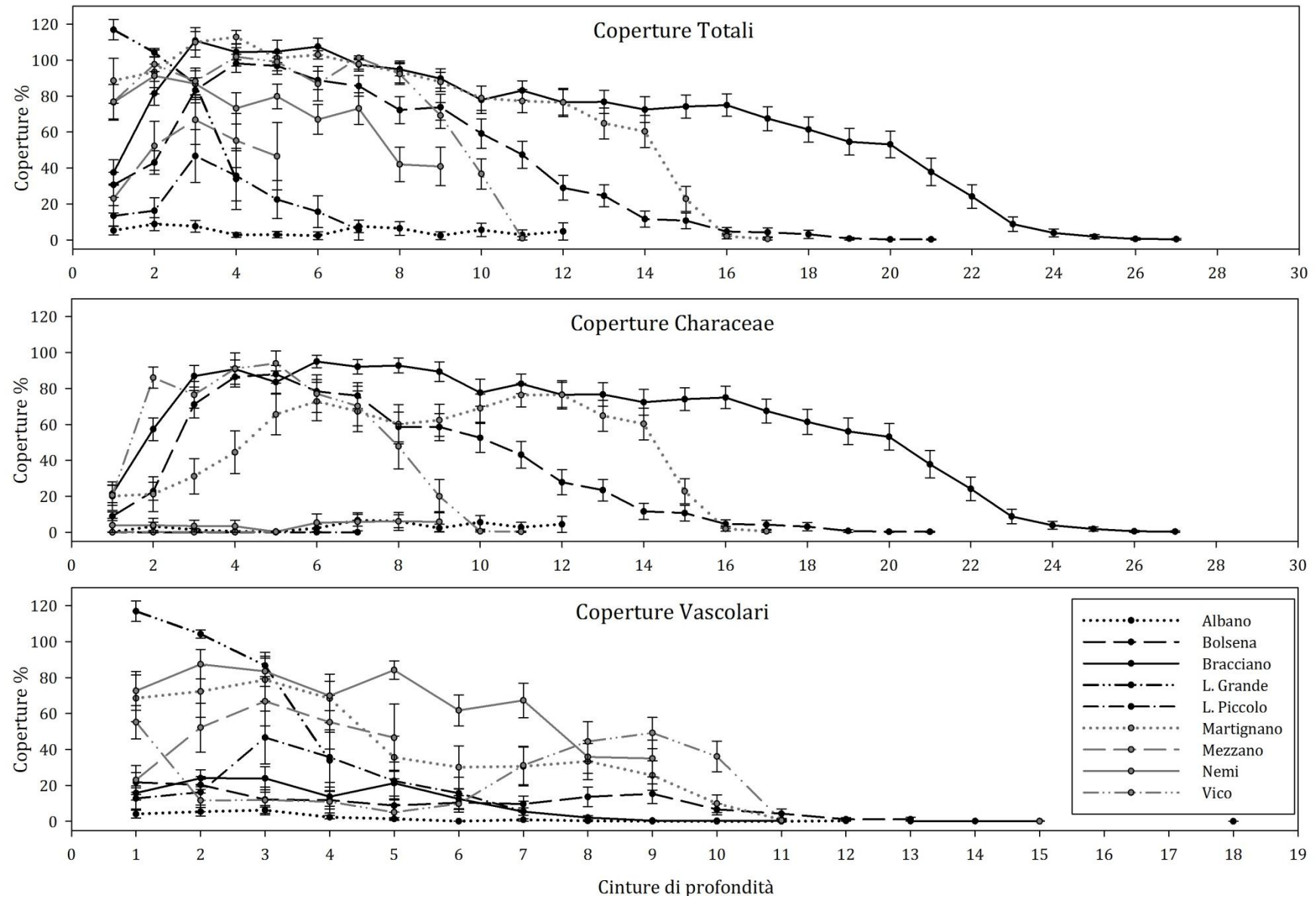


Figura 4.4: abbondanza percentuale media ed errore standard di *Characeae* e Piante Vascolari alle diverse cinture di profondità

### 4.3.2 Valutazione dello sforzo di campionamento

Le curve di rarefazione di Coleman (fig. 4.5) realizzate in base alle specie campionate nei punti hanno un andamento asintotico ma non tutte mostrano il *plateaux* previsto (McCune et al., 2002). I laghi di Mezzano e Nemi presentano una curva di rarefazione che non ha raggiunto il livello di saturazione e il numero di specie individuate è, rispettivamente, il 59% e il 64% delle specie previste dal *Jack-Knife* di secondo ordine, sotto la soglia del 75%. Per i restanti laghi la percentuale oscilla tra il 75% (Lago Piccolo) e il 98% (Lago Grande di Monticchio) (tab. 4.4).

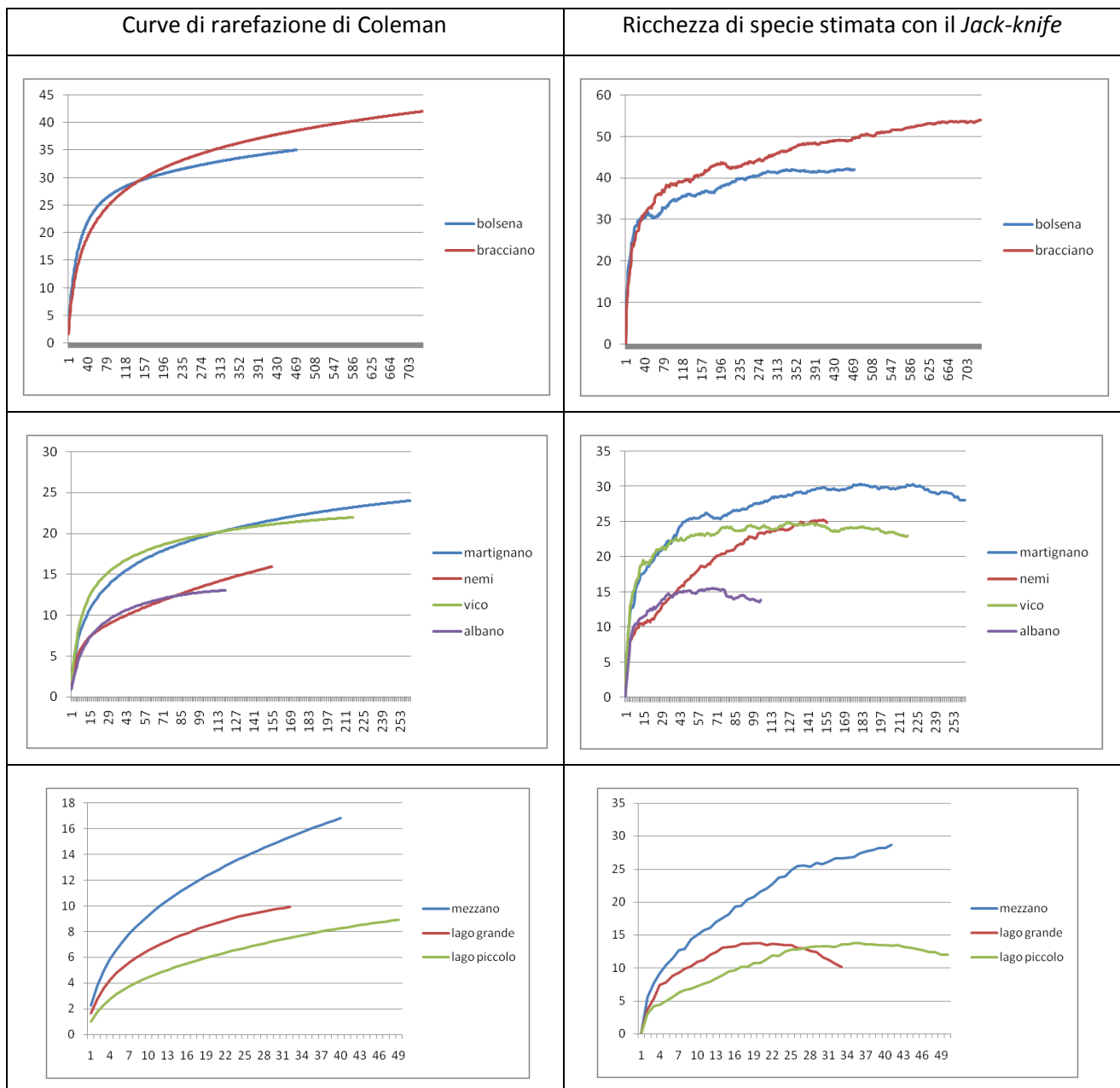


figura 4.5: curve di rarefazione di Coleman e di Jack-knife. Per tutti i grafici in ascissa il numero di campionamenti, in ordinata il numero di specie

**Tabella 4.4 numero di specie individuate dal campionamento (sp cam) e stima delle specie presenti (jack-knife).**

	Albano	Bolsena	Bracciano	Lago Grande	Lago Piccolo	Martignano	Mezzano	Nemi	Vico
sp. cam	13	35	42	10	9	24	17	16	22
jack-knife	13.85	41.99	53.98	10.18	12	28	28.67	24.94	23.01
sp.cam/sp.JK	0.94	0.83	0.78	0.98	0.75	0.86	0.59	0.64	0.96

#### 4.4 Discussione

La stima della ricchezza di specie è considerato un punto fondamentale nell'applicazione della WFD (2000/60/CE), anche se fin'ora non sono stati pubblicati studi in merito alla validità dei metodi di campionamento proposti nell'applicazione della direttiva oltre quello proposto dall'agenzia per la protezione ambientale irlandese (Free et al., 2006) in cui si proponeva di valutare la validità del campionamento utilizzando il metodo di ricampionamento del *Jack-Knife* e ponendo come soglia di confidenza il 50% delle specie campionate rispetto a quelle attese. Il numero di specie individuate nei laghi vulcanici utilizzando il metodo di campionamento ideato è superiore al 75% in tutti i casi tranne due (tab. 4) in cui comunque il valore stimato è superiore al 50% e le curve di rarefazione di Coleman presentano nella maggior parte dei casi un andamento asintotico. Il caso di Mezzano e di Nemi può essere attribuito ad una instabilità ambientale che ha determinato la presenza di una instabilità nella strutturazione delle comunità macrofite. A questo proposito possiamo rilevare che nel lago di Mezzano la realizzazione di un progetto LIFE<sup>4</sup> ha previsto la piantagione di alcune specie di *Helophyte* e *Amphiphyte* e quindi l'instabilità può essere spiegata dalla presenza di apporto esterno di specie. Nel lago di Nemi invece è stata rilevata una ricchezza specifica e una copertura macrofita nettamente superiore a quella rilevata all'inizio degli anni '80 dello scorso secolo (Avena & Scoppola, 1987). Questo cambiamento, probabilmente correlato al miglioramento delle condizioni delle acque del lago, ha portato alla recente colonizzazione da parte delle *Characeae* (Matrantonio & Sforza, 2008) che sono state rilevate solo in poche stazioni. Questa variabilità potrebbe spiegare i risultati dell'analisi condotta con il *Jack-Knife*.

Come previsto in fase di realizzazione del metodo di campionamento, il maggior numero di specie è stato rinvenuto nei grandi laghi e il minor numero nei laghi piccoli, confermando quanto

<sup>4</sup> [http://www.lifenatura.viterbo.it/Documenti/RAPPORTO\\_FINALE-LIFE04\\_NAT-IT-000153.pdf](http://www.lifenatura.viterbo.it/Documenti/RAPPORTO_FINALE-LIFE04_NAT-IT-000153.pdf)



osservato da altri autori (per esempio Rørslett, 1991). Riteniamo pertanto che il metodo di campionamento proposto è in grado di fornire un quadro dell'abbondanza e della distribuzione delle specie nei laghi vulcanici, fornendo altresì un soddisfacente quadro della ricchezza di specie.

Le massime profondità di crescita ( $Z_c$ ) misurate per le piante vascolari sono particolarmente alte, se confrontate con quanto citato in letteratura (Hutchinson, 1975; Spence, 1982; Middelboe & Markager, 1997), mentre la  $Z_c$  per le *Characeae*, sebbene alta, non è lontana dalle medie misurate in laghi con caratteristiche ecologiche simili (Jimbo et al., 1955; Kairesalo et al., 1992; Pall & Moser, 2009; Talevska et al., 2009). Nei laghi vulcanici la pianta vascolare che cresce a maggiori profondità è *Ceratophyllum demersum*<sup>5</sup> (14.3 m nel lago di Martignano) mentre la *Characeae* che si spinge a maggiori profondità è *Nitella opaca* (26 m nel lago di Bracciano). Sono delle profondità ragguardevoli ma non sono le massime profondità registrate: la  $Z_c$  più alta registrata per una pianta vascolare in ambiente lacustre è di 18 m (Singer et al. 1983 - *Utricularia geminiscapa*) in un lago acido delle Adirondack Mountain, mentre per le *Characeae* la più alta  $Z_c$  misurata è 61 m (Frantz & Cordone, 1967 - *Chara delicatula*) nel lago Tahoe.

La  $Z_c$  delle diverse specie è determinata dall'adattamento alle condizioni di luce disponibile, temperatura e pressione (Sheldon & Boylen, 1977; Barko et al., 1986; Sand-Jensen & Madsen, 1991; Middelboe & Markager, 1997; van den Berg et al., 1998; Genkai-Kato & Carpenter, 2005). Per i processi fotosintetici le macrofite, come tutte le piante, hanno bisogno di luce: la massima profondità di crescita delle *Characeae* corrisponde mediamente ad una profondità in cui la radiazione luminosa è pari all'11% di quella incidente alla superficie dell'acqua, mentre per angiosperme e briofite questo valore sale al 21% (Chambers & Kalff, 1985), attestando la profondità massima a valori meno elevati. La temperatura è importante per l'accrescimento di molte specie: in un esperimento condotto su 12 specie di macrofite, (Barko et al., 1982) si dimostra che luce e temperatura agiscono sinergicamente sulla produzione di biomassa e a 12°C la produzione di biomassa è molto ridotta. In Van den Berg et al. (1998) si evidenzia l'importanza della temperatura nei rapporti competitivi tra specie. Dale (1984), in esperimenti di laboratorio dimostra che a pressioni misurabili a 23 m di profondità il collasso degli spazi e delle lacune intercellulari preposte al trasporto di ossigeno prodotto dalla fotosintesi all'interno della pianta incidono negativamente sulla crescita dell'apparato radicale. Di conseguenza le macrofite che non

---

<sup>5</sup> In un campionamento effettuato con il rastrello a 17 m di profondità nel lago di Bracciano è stato rinvenuto un piccolo esemplare di *Myriophyllum spicatum* con parte dell'apparato radicale. Non è stato possibile stabilire se l'esemplare vegetasse a quella profondità o se fosse affondato a seguito dell'estirpazione da profondità minori.

presentano questi spazi, come le *Characeae* che trasportano l'ossigeno fotosintetico all'interno della pianta in soluzione nel citoplasma, o che sono prive di apparato radicale, come i Ceratophyllidi (*sensu* den Hartog & Segal, 1964) sono avvantaggiate a grandi profondità.

La relazione tra massima profondità di crescita e trasparenza delle acque ha portato alla realizzazione di diverse modelli di regressione lineare predittivi della Zc. Applicando i modelli proposti da Chambers & Kalff (1985) e Canfield et al. (1985) sui valori di profondità di scomparsa del disco di secchi (DS) misurati nei laghi vulcanici si ottengono dei valori teorici di Zc inferiori a quelli rilevati in campo (tab. 4.5).

**Tabella 4.5: massima profondità di crescita teorica per Angiosperme e *Characeae* ottenuta con le equazioni proposte in Chambers & Kalff (1985) e Canfield et al. (1985)**

Lago	Albano	Bolsena	Bracciano	Lago Grande	Lago Piccolo	Martignano	Mezzano	Nemi	Vico
DS (m)	7.20	11.50	12.00	1.40	6.20	7.50	7.00	6.50	5.20
A Zc <sub>Angiosperme</sub>	6.45	7.90	8.04	2.54	6.02	6.57	6.37	6.16	5.53
B Zc <sub>Characeae</sub>	11.37	17.09	17.74	2.74	9.99	11.78	11.10	10.40	8.57
C Zc <sub>Angiosperme</sub>	6.07	8.07	8.29	2.23	5.54	6.22	5.96	5.70	4.97
A Chambers & Kalff, 1985 Zc <sub>Angiosperme</sub>	(Zc) <sup>0.5</sup> =1.33 Log(DS)+1.4								
B Chambers & Kalff, 1985 Zc <sub>Characeae</sub>	Log(Zc)=0.87Log(DS)+0.31								
C Canfield et al. 1985 Zc <sub>Angiosperme</sub>	Log(Zc)=0.61Log(DS)+0.26								

La differenza nei valori può essere dovuta a tre fattori:

1) all'adattabilità delle specie che si discosta dal comportamento generale di gruppi tassonomici ampi come "Angiosperme" e "*Characeae*" (Canfield et al., 1985);

2) ad una differenziazione legata all'ambiente mediterraneo e alla latitudine cui si trovano i laghi vulcanici italiani.

3) ad una differente sensibilità del dato.

Per quanto concerne l'adattabilità delle specie, sono documentati da tempo casi in cui le angiosperme crescono in aree dove l'irradianza scende al 2% (Hutchinson, 1975). Nei laghi vulcanici campionati la profondità raggiunta da *Nitella opaca* è sicuramente legata alla sua adattabilità agli ambienti profondi: infatti raggiunge la saturazione fotosintetica con una luce di 150  $\mu\text{E m}^{-2}\text{s}^{-1}$  (Kairesalo et al., 1992), molto al di sotto di quanto fatto da altre *Characeae*. Allo stesso modo la massima profondità di *Ceratophyllum demersum* è in linea con quanto dimostrato dagli studi di Dale (1984). La seconda ipotesi potrebbe essere verificata con un'analisi di un dataset più ampio che confronti laghi con condizioni ecologiche simili ma presenti a latitudini diverse. In ultimo è molto probabile che il dataset di dati presentato nel presente studio sia "sbilanciato" e

presente un grande dettaglio in merito al dato macrofitico e un basso dettaglio in merito al dato limnologico: la profondità del disco di secchi è stata misurata solo due volte nell'anno, al termine dell'estate e in inverno e non rappresenta un dato medio su valori collezionati durante tutto l'anno. Al contrario la massima profondità di crescita è stata valutata su un alto numero di campionamenti.

I laghi vulcanici sono caratterizzati dalla presenza di diverse specie di *Characeae* (tab. 4.3). Gli unici laghi in cui non sono state rinvenute sono i laghi di Monticchio, sebbene in passato ospitassero anch'essi almeno una specie (*Nitellopsis obtusa* - Trotter, 1908). Le *Characeae* formano estese praterie nei laghi di Bolsena, Bracciano, Martignano e Vico, grazie alle caratteristiche idrochimiche delle acque (Capitolo 3). Durante la campagna di campionamento sono state rilevate 17 specie, più del 50% delle specie censite in Italia (Bazzichelli & Abdelahad, 2009) e il 30% delle 54 presenti in Europa (Krause, 1997). La loro distribuzione in Italia è poco conosciuta (Tomasella & Oriolo, 2006; Bazzichelli & Abdelahad, 2009) e soprattutto poco studiata: non esistono studi approfonditi a livello nazionale, contrariamente a quanto succede in nord Europa (Schmidt et al., 1996; Simons & Nat, 1996; Krause, 1997; Bryant et al. 2002) e nei balcani (Blazencic et al., 2006) dove le *Characeae* sono ampiamente studiate e inserite nelle liste rosse nazionali per la loro vulnerabilità all'inquinamento, documentata in molti studi (Krause, 1997; Melzer, 1999; Penning et al., 2008). La sofferenza delle *Characeae* all'aumento dei nutrienti disciolti non è dovuta ad una sensibilità diretta al fosforo, che non risulta tossico per le *Characeae* (Blindow, 1992). E' risaputo che le *Characeae* rispondono all'eutrofizzazione crescente, prima lasciando il passo alle macrofite vascolari e, quando la trasparenza delle acque diminuisce troppo, scomparendo dal bacino (Kufel & Kufel, 2002). La scomparsa è dovuta alla competizione con il fitoplancton e l'*epiphyton*, che riducono la trasparenza delle acque e la quantità di luce assorbita dalla pianta con le loro fioriture fortemente aumentate dai processi eutrofici. In risposta a questa competizione le *Characeae* hanno sviluppati una forte allelopatia (Berger & Schagerl, 2004), che però non è sufficiente in casi di aumento prolungato del carico trofico.

Le *Characeae* sono a rischio a livello europeo e inserite in molte liste rosse (Stewart & Church, 1992; Smidht et al., 1996; Palamar-Mordvintseva & Tsarenko, 2004; Blazencic et al., 2006; Palmer, 2008; Bjelke, 2010). In Italia manca un quadro di riferimento della distribuzione delle *Characeae* e quindi non è possibile sapere quale sia lo stato di conservazione. Delle specie rinvenute nei laghi italiani sappiamo che:

- *Nitella tenuissima* è *critical endangered* a livello mondiale (IUCN red List).

- *Lychnothamnus barbatus*, rinvenuto nel lago di Martignano nel 2009 è una specie rarissima in Italia (Azzella & Abdelahad, 2011) e considerata estinta in Germania (Smidht et al., 1996).
- *Chara polyacantha* (dominante a Bracciano e Martignano) e *Chara tomentosa* (dominante a Bolsena) sono considerate indicatori di buono stato trofico delle acque (Melzer, 1999; Stelzer, 2005) e a rischio di estinzione in Germania (Smidht et al., 1996).
- *Chara intermedia* è a rischio nel Regno Unito (Palmer, 2008)
- *Chara gymnophylla* è estinta in Svezia (Bjelke, 2010).
- *Nitella hyalina* è *critical endangered* nei Balcani (Blazencic et al., 2006), a rischio estinzione in Germania (Smidht et al., 1996), estinta nel Regno Unito (Palmer, 2008).

Per questi motivi e per il fatto che le praterie di *Characeae* sono un Habitat di interesse comunitario (3140 - Direttiva Habitat 92/43 CE) crediamo che i laghi vulcanici dovrebbero avere un ruolo di primo piano nella conservazione di questo importante taxon fortemente minacciato.

## 5. Vegetazione macrofitica e parametri ambientali

### 5.1 Introduzione

Il campionamento delle macrofite effettuato nei laghi vulcanici (capitolo 4) ha permesso di ottenere per ogni punto di campionamento un elenco delle specie presenti con il relativo dato di copertura. I dati così ottenuti possono essere utilizzati anche per indagini di tipo cenologico. Il presente studio infatti, si basa sull'ipotesi che le macrofite si organizzino in comunità con una distribuzione spaziale non casuale. Uno degli obiettivi del presente lavoro è stato dunque quello di verificare la distribuzione non casuale delle macrofite e di identificare quali caratteristiche ambientali ne influenzino maggiormente la distribuzione spaziale sia a livello di specie che di comunità. I fattori che influenzano la struttura delle comunità macrofitiche possono essere nidificati (*nested*) e la loro influenza variare largamente in funzione della scala alla quale è condotta l'analisi (Lacoul & Freedman, 2006).

Si è pertanto voluto preliminarmente testare se la scala a cui è stato condotto il campionamento (si veda il capitolo 4) permettesse di identificare un pattern non casuale nei dati raccolti. La presenza di un'organizzazione non casuale nei dati consente infatti di considerare i punti di campionamento come rappresentativi delle cenosi macrofitiche e di utilizzarli per le successive analisi di tipo cenologico e, soprattutto, ci suggerisce l'esistenza di uno o più fattori che contribuiscono alla strutturazione delle cenosi. Questi fattori possono essere essenzialmente di due tipi: di tipo competitivo o ambientale (Boschilia et al., 2008). Una volta verificata la validità dei punti di campionamento come descrittori delle fitocenosi, si è effettuata una classificazione delle comunità macrofitiche per ciascun lago valutando la possibilità di differenziare i bacini lacustri in base al pattern floristico-vegetazionale identificato, utilizzando tecniche di analisi multivariata. Al termine del capitolo ciascun lago viene descritto in base alle comunità che lo caratterizzano fornendo un quadro di riferimento cenologico che in termini conservazionistici si rivela particolarmente utile alla valutazione dello stato di conservazione degli habitat di interesse comunitario presenti nei laghi vulcanici.

## 5.2 Dati e Metodi

### 5.2.1 Analisi del C-score

Per testare l'ipotesi che le specie abbiano una distribuzione non casuale nei punti di campionamento e rispetto ai gradienti ambientali intra-lacustri si è utilizzata l'analisi dei modelli nulli applicata alla matrice di presenza-assenza utilizzando per le randomizzazioni l'algoritmo SIM9 (Gotelli, 2000). La matrice randomizzata produce delle distribuzioni casuali (modelli nulli) sulle quali si possono calcolare degli indici che valutano la segregazione delle specie. Questi indici vengono confrontati con quello calcolato sul dato reale. L'indice elaborato sulle matrici dei dati reali è denominato il *Checkerboard-Score* (*C-score* in Stone & Roberts, 1990): se le specie sono segregate in comunità identificabili nei punti di campionamento e la loro distribuzione non risulta casuale allora il *C-score* calcolato sulla matrice dei dati sarà significativamente diverso da quello medio calcolato sui modelli nulli. Se le comunità sono strutturate e segregate per fattori ambientali (o competitivi) il *C-score* della matrice reale sarà più alto di quello atteso dalle matrici casuali. La matrice di dati per ogni lago è stata realizzata a partire dalla matrice dei punti di campionamento, trasformandola in una matrice di tipo presenza/assenza, ed elaborata escludendo le specie rare (quelle che ricorrono con una frequenza inferiore a 1%) poiché questo può aumentare la stima del *C-score* (Oliveira e al., 2005; Boschilia et al., 2008). Le analisi sono state effettuate utilizzando il software *EcoSim700* (Gotelli & Entsminger, 2001).

### 5.2.2 Analisi Cluster

In ogni lago è stata realizzata una classificazione per verificare la presenza di tipologie vegetazionali ricorrenti all'interno del bacino per poi ricondurle alle caratteristiche ecosistemiche. Su le matrici dei punti di campionamento dei laghi, realizzate selezionando tutti i punti con presenza di macrofite, sono state calcolate le matrici di distanze utilizzando il metodo di Bray-Curtis. Il metodo di classificazione è stato selezionato verificando quale matrice delle distanze cofenetiche del dendrogramma risultante avesse la massima correlazione con la matrice delle distanze (Borcard et al., 2011). Il dendrogramma selezionato è stato quindi riordinato per minimizzare la distanza tra cluster vicini. È stata infine realizzata una *heatmap* per visualizzare l'eterogeneità tra punti appartenenti ai diversi cluster: nella *heatmap* i cluster ad alta omogeneità

sono identificate come zone rosse, mentre le zone ad alta eterogeneità sono gialle e i punti completamente diversi tra loro sono letti dalla *heatmap* con zone di colore bianco. Sulla lettura della *heatmap* sono stati identificati dei gruppi corrispondenti ai tipi di vegetazione presenti in ciascuno dei laghi vulcanici italiani. Questa analisi è stata condotta con il software R (*R Development Core Team* 2011).

### 5.2.3 Permanova

Per testare la capacità dei gruppi rilevati nel dendrogramma di individuare la presenza di gradienti ecologici tra i diversi laghi e di verificare, quindi, l'autonomia floristico-ecologica dei laghi vulcanici campionati, il database è stato sottoposto a *Permutation multivariate Anova* (PERMANOVA). A tale scopo tutti i punti di campionamento sono stati inseriti in un'unica matrice e a ciascuno di essi è stata attribuita, come variabile categorica, l'informazione relativa al cluster di appartenenza sulla base di quanto emerso dall'analisi del dendrogramma. Preliminarmente su questa matrice è stata effettuata un'analisi multivariata della dispersione (*Permutational analysis of multivariate dispersions* - PERMDISP) per estrarre dei campioni significativi per ogni gruppo e ridurre il numero di punti analizzati rispetto al totale di 1778 punti di campionamento. PERMDISP restituisce infatti le distanze da un centroide appartenente al cluster nello spazio n-dimensionale generato dalla matrice dei punti di campionamento: i due punti con distanze minori dal centroide del gruppo di appartenenza sono stati selezionati ed inseriti in una nuova matrice rappresentativa delle comunità dei laghi vulcanici. Questa nuova matrice ridotta è stata analizzata con PERMANOVA, un'analisi statistica non parametrica, basata sulle permutazioni, utilizzata nell'analisi della varianza tra gruppi di osservazioni, a partire da una matrice delle distanze basata su una qualunque misura (Anderson, 2001).

La PERMANOVA è stata effettuata sui dati di abbondanza delle specie dei rilievi estratti con PERMDISP, raggruppati in base ai laghi di appartenenza e utilizzando Bray-Curtis come misura di distanza. In particolare la matrice dell'insieme dei rilievi è stata sottoposta a PERMANOVA per campionamenti di tipo sbilanciato (Anderson, 2001), per testare se la variabilità all'interno di gruppi differenti (i laghi) è minore rispetto alla variabilità tra i gruppi e quindi testare la seguente ipotesi nulla: non ci sono differenze, in termini di composizione e abbondanza delle specie, tra i rilievi raggruppati secondo il lago di appartenenza.

PERMANOVA e PERMDISP sono stati effettuati utilizzando il software statistico PRIMER v6 (Clarke & Gorley, 2006).

#### 5.2.4 Analisi dei gradienti

Successivamente, per effettuare una analisi dei gradienti ecologici, i punti estratti con il metodo PERMDISP sopra descritto, sono stati sottoposti a *Redundancy Analysis* (RDA): un metodo che combina la regressione con l'analisi delle componenti principali (PCA). Attraverso l'RDA si è analizzato in che misura i diversi parametri ambientali concorrano a spiegare la variabilità rilevata sia all'interno del lago che tra laghi.

Per condurre questa analisi sono state costruite e utilizzate due matrici di dati:

- la matrice dei dati specifici
- la matrice dei dati ambientali

La matrice dei dati specifici, composta dai rilievi estratti con PERMDISP, è stata normalizzata utilizzando la trasformazione di Hellinger (Legendre & Gallagher, 2001).

Nella matrice dei dati ambientali è stato inserito:

- il set di variabili idrochimiche e idromorfologiche discusse nel capitolo 3 assegnate ad ognuno dei punti di campionamento (in base alla profondità di campionamento, è stato assegnato il valore dei parametri idrochimici risultanti dal campionamento più vicino in termini di profondità sulla colonna d'acqua - fig. 5.1).
- i valori relativi alle coperture dell'uso del suolo nel buffer di 100 m sulla linea di riva (dati ricavati delimitando un'area larga 200 m di cui il transetto ne rappresenta il punto centrale - fig. 5.2).

La matrice dei dati ambientali successivamente è stata normalizzata applicando una trasformazione logaritmica sui dati.



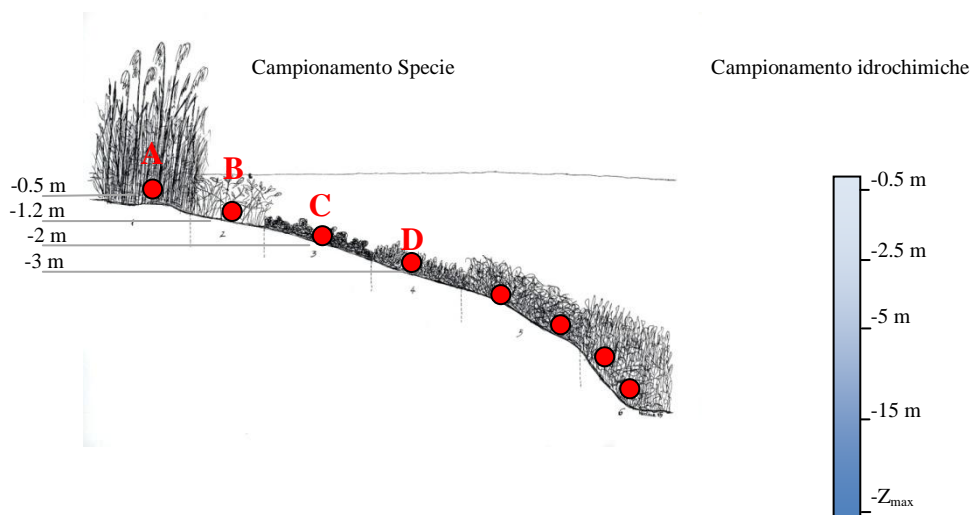


Figura 5.1: Esempio di assegnazione delle variabili idrochimiche ai punti di campionamento. Ai punti A e B vengono assegnati i valori misurati a 0.5 m di profondità. Ai punti C e D vengono assegnati i valori misurati a 2.5 m di profondità.



Figura 5.2: Esempio di zona di buffer in cui vengono rilevate le caratteristiche di uso del suolo assegnate ai punti che compongono il transetto

## 5.3 Risultati e discussione

### 5.3.1 C-Score

I valori del C-score calcolati sui dati campionati sono risultati significativamente diversi e maggiori dalla media degli indici simulati in 8 laghi su 9 (fig 5.3).

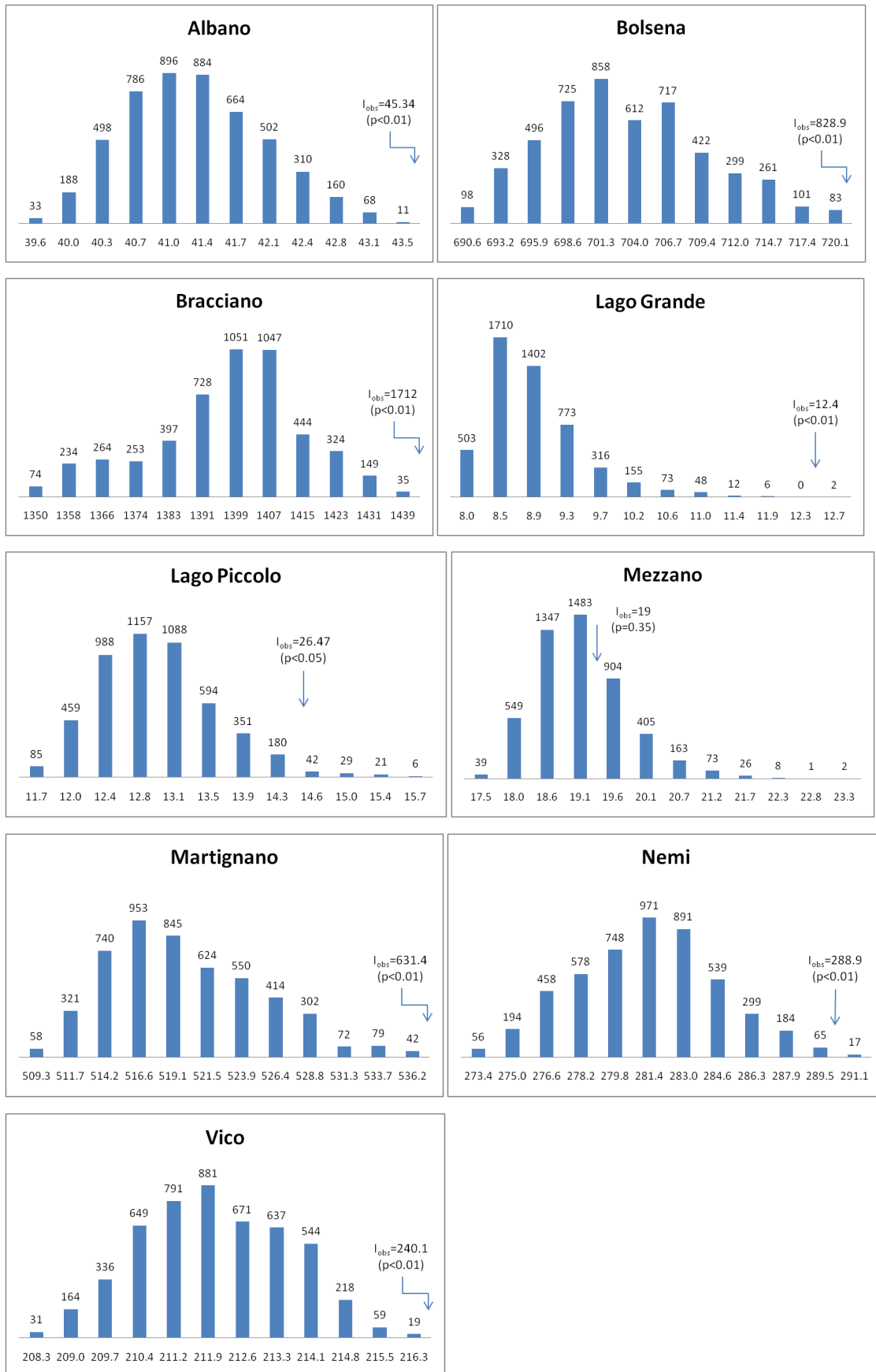


Figura 5.3: istogramma dei C-score calcolati sui modelli nulli e l'indice osservato ( $I_{obs}$ ) nella matrice originale

In 8 laghi vulcanici il pattern di distribuzione delle specie non è risultato casuale e l'indice di segregazione calcolato sui punti di campionamento è significativamente maggiore della media degli indici calcolati sui modelli nulli ( $p < 0.05$ ). Questo risultato ci permette di affermare con certezza che le specie rilevate nei punti di campionamento si associano in cenosi non casuali e che le unità di campionamento sono strutturate causalmente rispetto ad un gradiente ambientale interno al bacino. Nel lago di Mezzano il pattern di distribuzione delle specie evidenziato dai punti di campionamento è risultato casuale. Questo risultato evidenzia l'assenza di una strutturazione spaziale delle specie in questo lago: possiamo ipotizzare che è presente un'unica comunità e quindi il pattern rilevato nei punti di campionamento è risultato casuale, ovvero l'espressione di una variabilità stocastica all'interno di una matrice costante.

### 5.3.2 Tipi di vegetazione

Per tutti i laghi è stata utilizzata la classificazione realizzata con il metodo UPGMA, che è risultato essere sempre il metodo per cui la matrice delle distanze cofenetiche è maggiormente correlata con la matrice delle distanze di Bray-Curtis. Le classificazioni fatte sulle matrici dei punti di campionamento all'interno dei laghi rivelano una forte somiglianza nella distribuzione dell'eterogeneità tra i punti nei diversi laghi (fig. 5.4): in ogni bacino è possibile individuare uno o più cluster con una maggiore eterogeneità (zone della *heatmap* gialle nella porzione vicina alla diagonale) che corrispondono ai punti di campionamento con maggior ricchezza di specie, tipici delle basse profondità. Vi sono poi zone a bassa eterogeneità (zone rosse della *heatmap*), con punti di campionamento tra loro molto simili, tipici di comunità paucispecifiche delle zone a maggiore profondità.

Nell'appendice al termine del capitolo vengono discussi, per ognuno dei laghi analizzati, i gruppi individuati, presentando una tabella riassuntiva delle caratteristiche principali di ciascuno dei cluster (profondità, pendenza, uso del suolo a riva, numero di specie e coperture percentuali), una carta di distribuzione dei punti appartenenti al gruppo all'interno del lago e una descrizione della comunità.

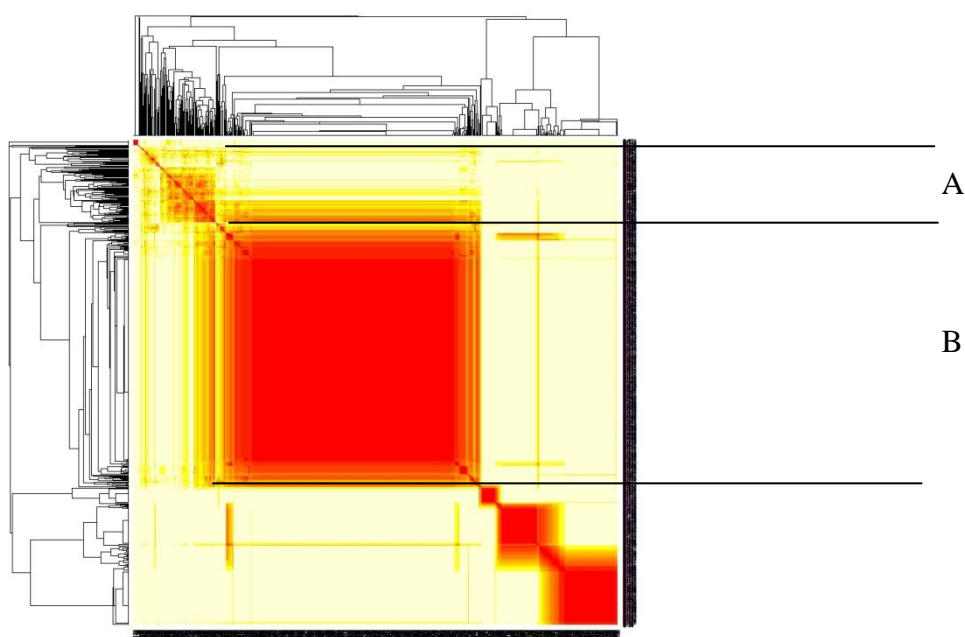


Figura 5.4: *heatmap* relativa al lago di Bracciano. Si individuano zone ad alta eterogeneità (A) e altre ad alta omogeneità (B).

### **5.3.3 Diversità tra laghi**

L'analisi condotta con PERMDISP su i 47 cluster individuati nei laghi ha estratto 94 punti di campionamento in cui sono presenti 37 specie. In appendice, nella descrizione dei laghi, sono riportati i punti descrittivi di ogni cluster per i diversi laghi. La PERMANOVA, condotta su i 94 punti di campionamento categorizzati in base al lago di appartenenza, ha confermato l'autonomia floristico-cenologica di ciascuno dei laghi vulcanici campionati (*Resemblance: S17 Bray Curtis similarity - Sums of squares type: Type III (partial) - Number of permutations: 999 -  $p < 0.001$* ).

### **5.3.4 gradienti ambientali e rapporto con le macrofite**

Una volta definito che le comunità macrofite risultano strutturarsi all'interno dei laghi sulla base della risposta ad un gradiente ecologico e che vi sono delle significative differenze cenologiche tra i laghi analizzati, l'RDA ci ha permesso di valutare in che misura i diversi parametri ambientali presi in considerazione concorrano a spiegare la variabilità rilevata a scala regionale (tra i laghi) e locale (all'interno dei laghi).

I dati ambientali considerati contribuiscono a spiegare il 47% dell'inerzia totale (fig. 5.5). Il restante 53% è da attribuire probabilmente ad altre variabili ecologiche non misurate nel presente studio e alla variabilità stocastica.

# RDA

Inerzia totale spiegata 47%

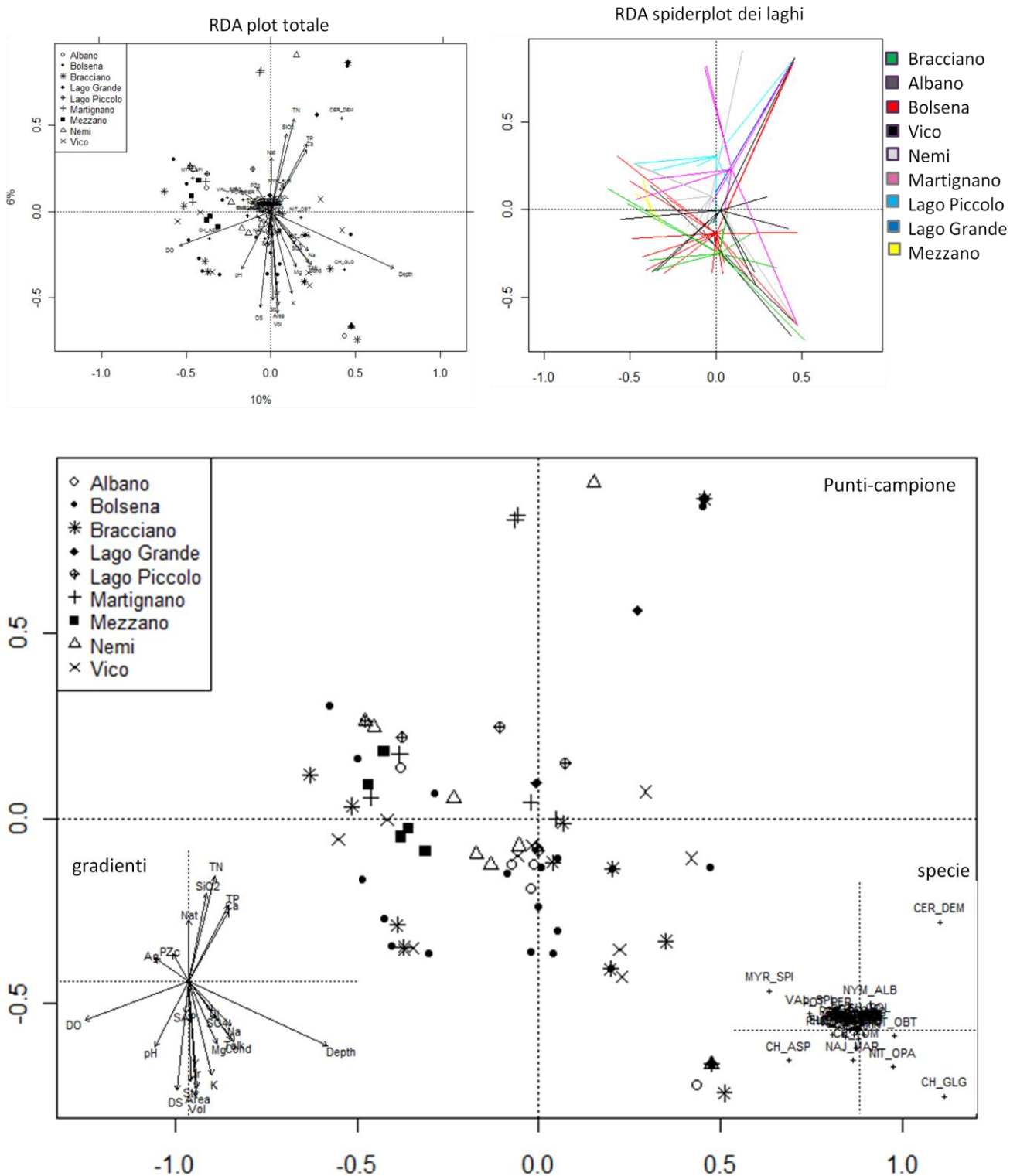


Figura 5.5: RDA dei punti selezionati per l'analisi dei gradienti ambientali

Il parametro ambientale che è risultato maggiormente correlato con la variabilità dei punti è la profondità con un gradiente positivo lungo il primo asse. Le comunità che caratterizzano gli ambienti a minore profondità si trovano nella sinistra del grafico e sono dominate da *Chara aspera*, *Myriophyllum spicatum*, *Vallisneria spiralis*. Al contrario le comunità a maggiori profondità sono nella destra dell'RDA e sono risultate dominate da *Chara globularis*, *Nitella opaca* e *Ceratophyllum demersum*.

I parametri ambientali maggiormente correlati alla variabilità lungo il secondo asse sono risultati i parametri idromorfologici (volume e area diminuiscono dal basso verso l'alto), trofici (azoto e fosforo totale diminuiscono dall'alto verso il basso) e di uso del suolo (urbanizzazione aumenta dall'alto verso il basso). Il grafico *spiderplot* (fig. 5.5) mostra che i centroidi dei punti appartenenti ai laghi sono allineati lungo il secondo asse. Possiamo quindi concludere che la variabilità maggiore tra i punti analizzati è legata al gradiente lungo il primo asse che identifica le differenze di comunità all'interno del lago. Vi è poi una differenza nelle comunità legata al fattore "lago" dovuta alla risposta ai diversi parametri idrochimici ed idromorfologici. Questi risultati confermano la sostanziale somiglianza tra i laghi vulcanici italiani, che presentano un pattern di distribuzione delle comunità lungo il gradiente di profondità molto simile, ma che subisce delle modificazioni in funzione delle dimensioni del lago, delle condizioni trofiche e dell'urbanizzazione. Le comunità tipiche dei grandi laghi con basse concentrazioni di nutrienti sono dominate da *Characeae*, in particolare a basse profondità da *Chara aspera*, a medie profondità da *Chara polyacantha* o *Chara tomentosa* e a grandi profondità da *Chara globularis* e *Nitella opaca*. Al contrario le comunità dei piccoli laghi con abbondanza di nutrienti sono caratterizzati da comunità di piante vascolari con una dominanza di *Myriophyllum spicatum* a basse profondità e *Ceratophyllum demersum* alle profondità di chiusura e mancano di una fascia di vegetazione di media profondità. Vi sono delle comunità vicarianti all'interno del lago, comunità cioè che occupano la stessa profondità. Molto probabilmente questa comunità, che emergono dall'analisi cluster e sono evidenziate nei box plot in appendice come gruppi che si trovano nella stessa fascia di vegetazione, sono comunità che rispondono a parametri ecologici non misurati nel presente lavoro come le caratteristiche del substrato, elemento spesso non preso in considerazione di cui è stata evidenziata però l'importanza in passato (Carignan & Kalff, 1980). Le differenze tra laghi sono legate sia a dei fattori intrinseci al bacino, principalmente di carattere morfologico sia a fattori antropogenici, in particolare l'arricchimento di nutrienti. Molto probabilmente l'urbanizzazione

gioca un ruolo importante lungo costa ed influisce sulla copertura nei primi metri di profondità e sulla composizione specifica, incidendo negativamente sulla ricchezza in elofite nelle aree fortemente urbanizzate e sfruttate lungo costa.

Almquist (1929) nell'inquadramento della vegetazione della Svezia suggerisce una tipologia di lago, mai utilizzata da autori precedenti, che definisce "tipo *Chara*": laghi caratterizzati da una lussureggiante vegetazione ad *Helophyte* lungo la costa con densi popolamenti di *Schoenoplectus tabernaemontani* e *Phragmites australis* e poi vegetazione sommersa caratterizzata da estesi popolamenti di *Chara* dominati da diverse specie in base alle condizioni locali. In quei laghi i ninfeidi erano rari o assenti. Risultati analoghi vengono conseguiti da diversi autori (Maristo, 1941; Jensen, 1979; Vestergaard & Sand-Jensen, 2000; Pall & Moser, 2009). Possiamo riconoscere una grande somiglianza tra i laghi a *Chara* descritti in Almquist (1929) e quanto trovato nei laghi vulcanici italiani. Successivamente la dominanza della prateria a *Characeae* è stata messa in relazione con le caratteristiche fisico-chimiche delle acque, in particolare con la conducibilità (Jensen, 1979; Vestergaard & Sand-Jensen, 2000). Quindi, nonostante la particolare origine geologica, i laghi vulcanici presi in esame hanno una zonazione della vegetazione assimilabile a quella dei laghi con conducibilità superiore a 200  $\mu\text{S}/\text{cm}$  20°C del resto d'Europa. In condizioni di alta naturalità e se la pendenza del fondale non è eccessiva si riconosce la presenza di una fascia dominata dalle *Helophyte* e una fascia di fronte alle *Helophyte* che può ospitare *Hydrophyte* a foglie flottanti. Queste prime due fasce si spingono al massimo a 3 m di profondità e in alcune condizioni possono ospitare alcune specie di *Amphiphyte*. In acqua, oltre i 3 m di profondità si trovano solo *Hydrophyte* sommerse; se le condizioni ecologiche lo permettono in questa zona pelagica si individuano 2 zone: una prima zona in cui abbiamo lo sviluppo delle angiosperme e quindi delle comunità dominate dai grandi *Potamogeton*, dal *Myriophyllum spicatum*, etc. e infine una zona più profonda dove vi è il dominio delle *Characeae* che si susseguono con diverse comunità fino alla massima profondità di crescita.



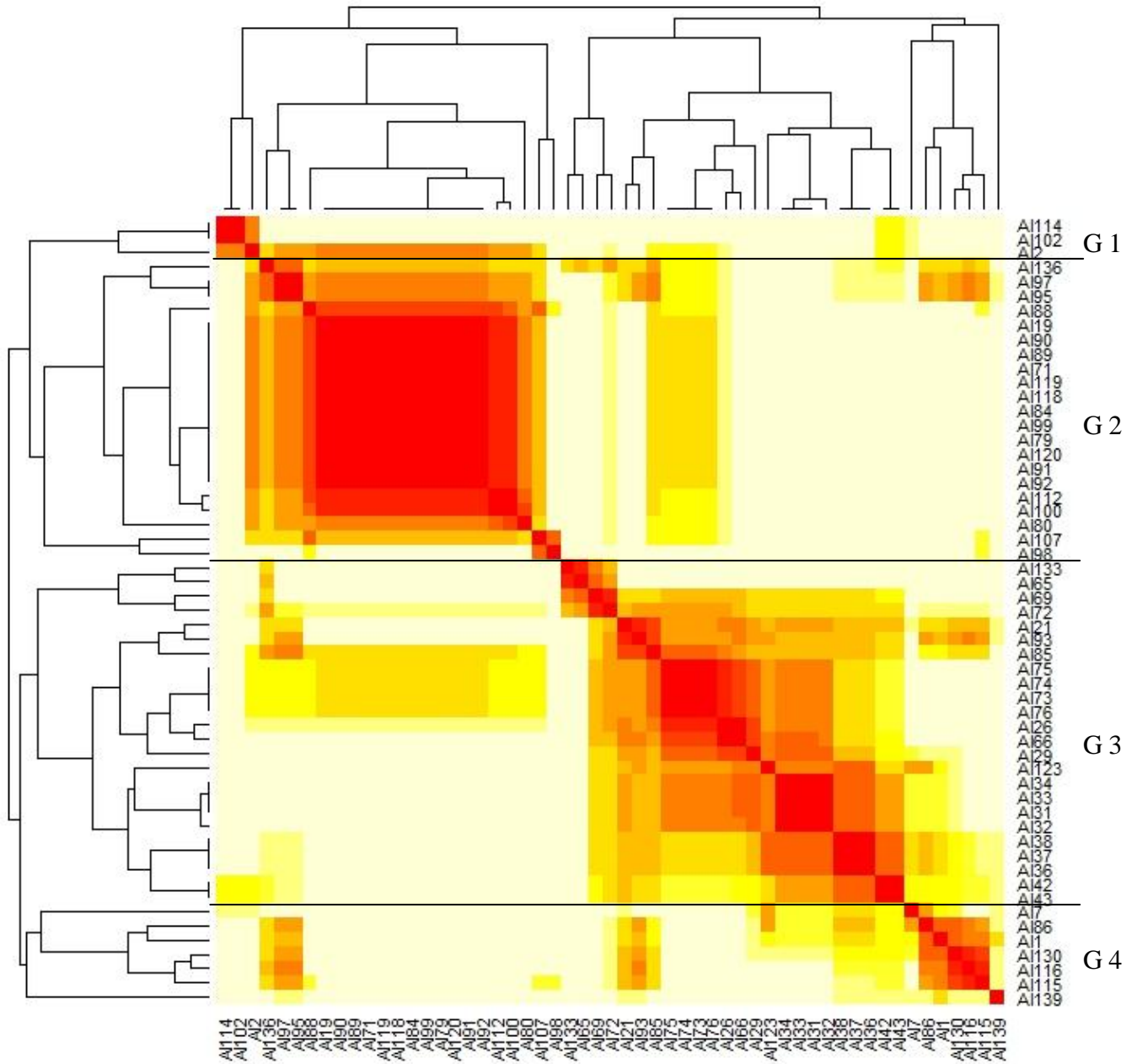
## **APPENDICE AL CAPITOLO 5**

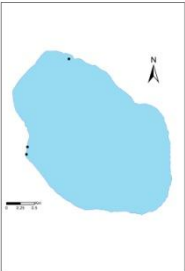
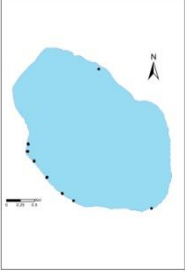
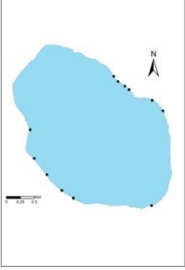
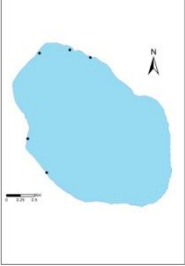
**Schede descrittive dei tipi di vegetazione individuati nei 9 laghi vulcanici italiani indagati**

## LAGO ALBANO

### - Classificazione dei punti di campionamento.

La matrice dei punti campionati nel lago Albano è costituita da 55 punti di campionamento per 13 specie. Dall'analisi della *heatmap* vengono selezionati 4 gruppi.



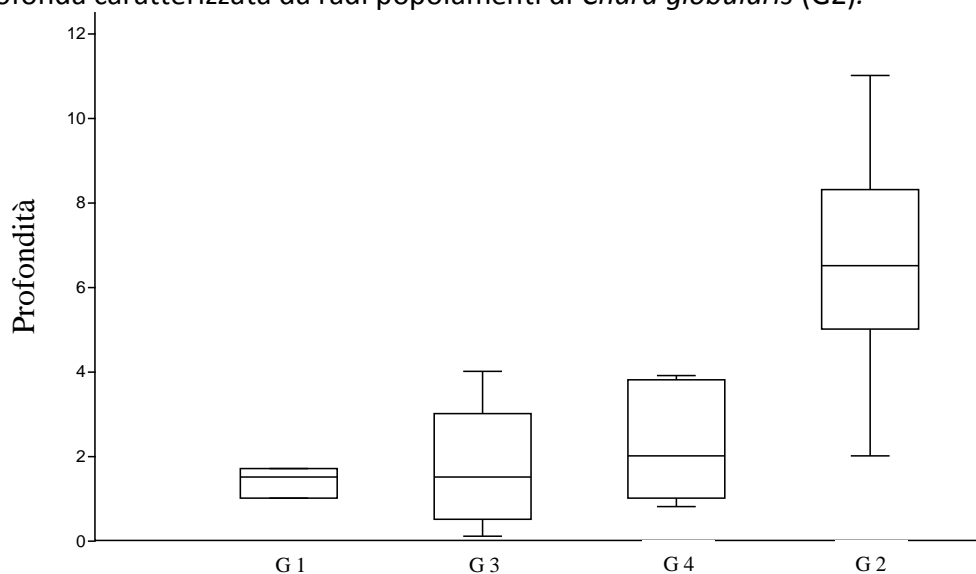
Scheda sintetica del gruppo								Distribuzione	Descrizione
n° punti	3								Poche stazioni in cui sono stati rinvenuti esemplari di <i>Chara vulgaris</i> .
G 1	profondità	Pendenze	Urbano	Agricolo	Naturale	Coperture	n° sp		
Mean	1.40	19.67	55.34	22.55	22.10	0.83	1.33		
Stand. dev	0.4	11.8	50.2	39.1	17.5	0.3	0.6		
Median	1.5	26.2	68.0	0.0	32.0	1.0	1.0		
25 prcntil	1	6	0	0	2	1	1		
75 prcntil	2	27	98	68	32	1	2		
n° punti	21								Popolamenti con coperture basse, dominati da <i>Chara globularis</i> . Quasi sempre monospecifici questi popolamenti possono crescere fino alla profondità di 11 m. Alle alte profondità sono monospecifici, mentre a profondità basse vi si possono trovare altre specie ( <i>Najas marina</i> , <i>Zannichellia palustris</i> ).
G 2	profondità	Pendenze	Urbano	Agricolo	Naturale	Coperture	n° sp		
Mean	6.57	35.66	32.55	2.94	64.51	27.88	1.43		
Stand. dev	2.4	11.1	37.9	13.5	37.6	24.0	0.6		
Median	6.5	32.6	0.0	0.0	49.3	30.0	1.0		
25 prcntil	5	27	0	0	35	4	1		
75 prcntil	8	41	59	0	100	48	2		
n° punti	24								Rilievi con basse coperture, tipici di fondali molto ripidi con substrato roccioso, in cui dominano <i>Vallisneria spiralis</i> , <i>Myriophyllum spicatum</i> e <i>Ranunculus tricophyllus</i> .
G 3	profondità	Pendenze	Urbano	Agricolo	Naturale	Coperture	n° sp		
Mean	1.75	50.22	7.60	5.24	87.16	14.53	2.96		
Stand. dev	1.2	14.2	14.1	16.1	26.4	14.8	1.3		
Median	1.5	52.6	0.0	0.0	100.0	12.0	3.0		
25 prcntil	1	42	0	0	96	5	2		
75 prcntil	3	62	4	0	100	16	4		
n° punti	7								Pochi rilievi con coperture basse dominati da <i>Zannichellia palustris</i>
G 4	profondità	Pendenze	Urbano	Agricolo	Naturale	Coperture	n° sp		
Mean	2.25	21.35	54.76	19.22	26.03	13.25	2.33		
Stand. dev	1.3	11.7	46.2	30.4	38.1	14.1	1.0		
Median	2.0	26.2	66.2	0.0	10.0	10.5	2.0		
25 prcntil	1	7	0	0	2	1	2		
75 prcntil	4	31	98	53	49	25	3		

- PERMDISP. Punti rappresentativi dei gruppi

ID	Gruppo nell'ordinamento	Profondità	<i>Chara globularis</i>	<i>Zannichellia palustris</i>	<i>Vallisneria spiralis</i>	<i>Najas marina subsp. marina</i>	<i>Ranunculus trichophyllus</i>	<i>Chara vulgaris group</i>	<i>Myriophyllum spicatum</i>
Al1	1	1	.	.	.	.	.	0.5	.
Al2	1	1.5	.	.	.	.	.	1	.
Al3	2	6.2	30	.	.	.	.	.	.
Al4	2	6.2	40	.	.	5	.	.	.
Al5	3	0.5	.	.	5	.	1	.	0.5
Al6	3	2	.	.	5	.	1	.	0.5
Al7	4	2	.	15	.	1	.	.	.
Al8	4	3.9	.	5	.	.	.	.	.

- Box-Plot delle profondità misurate per i gruppi selezionati

Nel lago Albano si possono riconoscere due fasce di vegetazione. Una fascia ripariale dominata da *Vallisneria spiralis*, *Myriophyllum spicatum* e *Zannichellia palustris* (G3-G4). In alcuni casi sono stati rinvenuti piccoli popolamenti di *Chara vulgaris* e *Chara aspera* (G1). Manca una fascia intermedia di vegetazione e solo nel settore di sud-ovest del lago si riconosce la presenza di una fascia profonda caratterizzata da radi popolamenti di *Chara globularis* (G2).



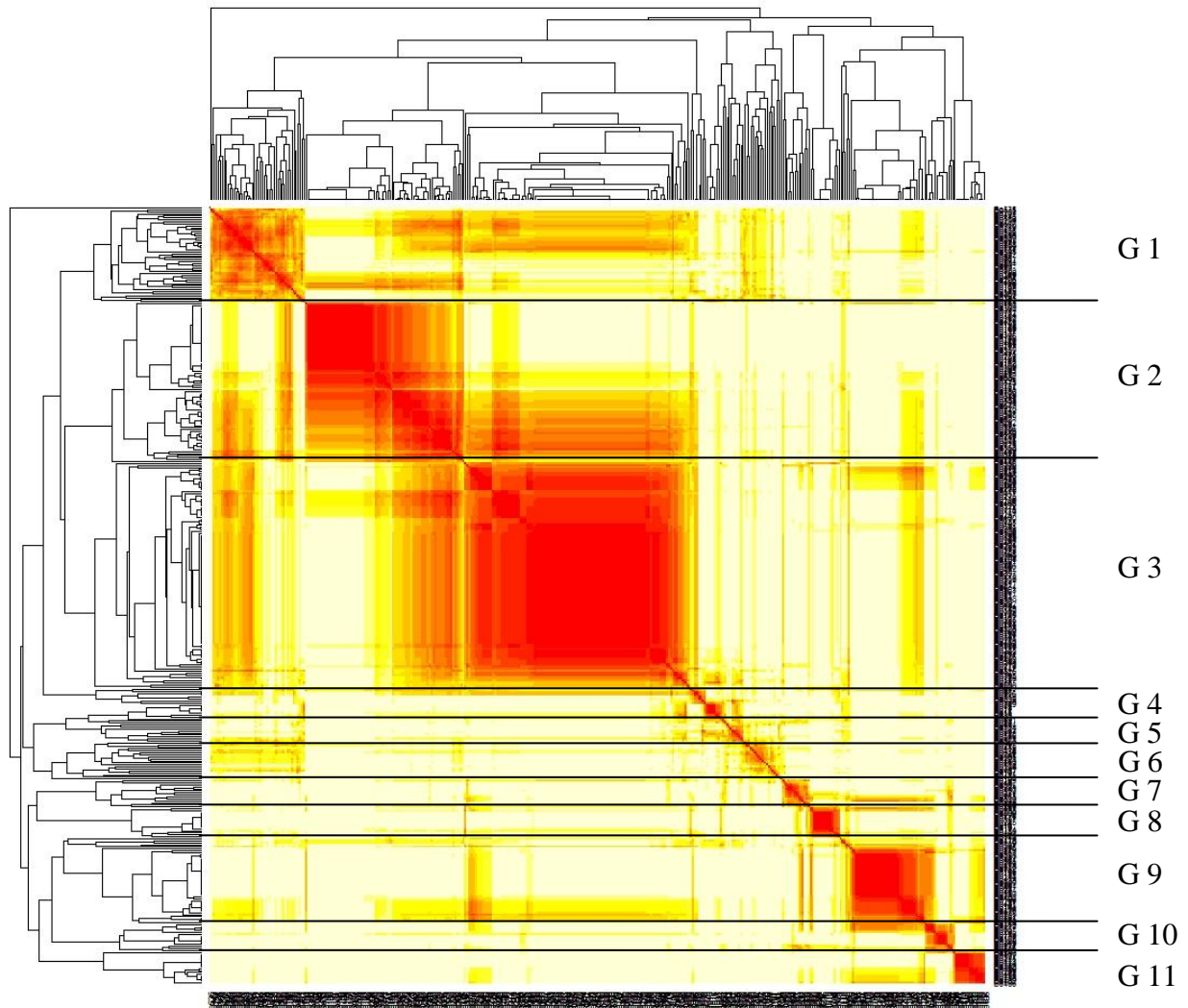
#### - **Direttiva Habitat**

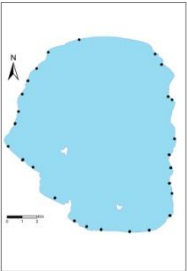
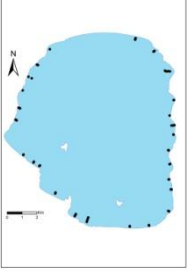
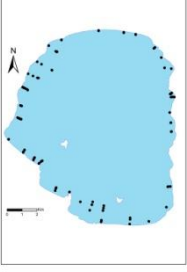
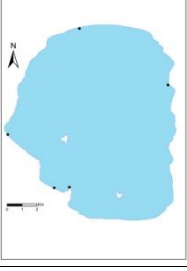
Nel lago Albano la copertura macrofitica è bassissima. In ampie zone del settore sud e sud-est del lago vi è totale assenza di macrofite. Nei restanti settori le coperture sono inferiori al 10% lungo il transetto. Sebbene la presenza di *Chara globularis* sia accertata, non possiamo inquadrare i radi popolamenti formati da questa specie in una "prateria a *Characeae*". Allo stesso modo i popolamenti di *Vallisneria spiralis* o di *Myriophyllum spicatum* che ogni tanto si incontrano nel lago non sono inquadrabili nell'habitat 3150.

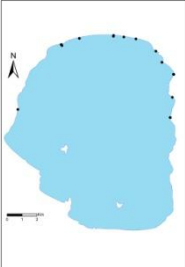
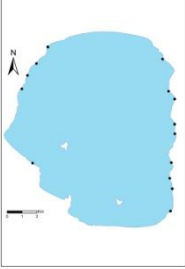
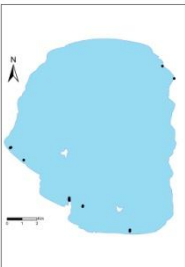
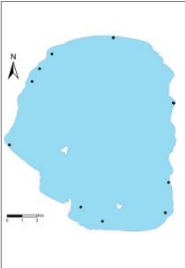
## LAGO DI BOLSENA

### - Classificazione dei punti di campionamento.

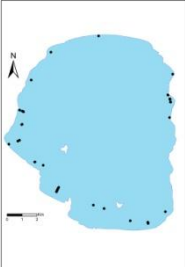
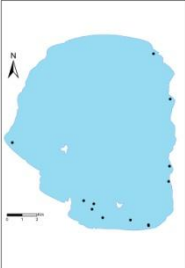
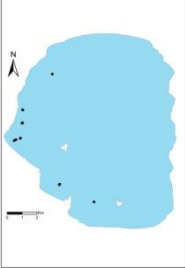
La matrice dei punti campionati nel lago di Bolsena è costituita da 389 punti di campionamento per 35 specie. Dall'analisi della *heatmap* vengono selezionati 11 gruppi.



Scheda sintetica del gruppo								Distribuzione	Descrizione
n° punti	48								<p>Cluster dominato da una comunità ricca di specie in cui la dominanza strutturale è di <i>Chara aspera</i> che presenta coperture generalmente superiori al 50%, inquadrabile nell'habitat 3140 e in cui le piante vascolari hanno sempre coperture esigue. Oltre <i>C. aspera</i> troviamo: <i>C. tomentosa</i>, <i>C. intermedia</i>, <i>C. hispida</i>, <i>C. vulgaris</i>. E' diffuso in tutto il bacino eccettuata la costa nord.</p>
G 1	profondità	Pendenze	Urbano	Agricolo	Naturale	Coperture	n° sp		
Mean	2.13	5.25	20.72	65.40	13.88	79.09	3.96		
Stand. dev	0.7	5.1	31.4	36.9	20.5	41.5	1.9		
Median	2.2	3.4	0.0	86.5	0.0	87.3	4.0		
25 prcntil	2	2	0	35	0	47	2		
75 prcntil	3	8	31	100	26	107	6		
n° punti	80								<p>Cluster che identifica una prateria perenne dominata da <i>Chara polyacantha</i> ascrivibile all'habitat 3140. Comunità paucispecifica in cui spesso è possibile trovare <i>C. tomentosa</i> codominante. La prateria è diffusa in tutto il lago, tranne che nella costa nord e si compenetra o si alterna con la prateria dominata da <i>Chara tomentosa</i> (G3).</p>
G 2	profondità	Pendenze	Urbano	Agricolo	Naturale	Coperture	n° sp		
Mean	5.42	4.99	20.02	68.52	11.46	99.11	2.06		
Stand. dev	1.6	4.1	30.6	34.1	19.7	18.6	1.2		
Median	5.3	3.6	0.0	78.8	0.0	100.0	2.0		
25 prcntil	4	2	0	54	0	100	1		
75 prcntil	7	6	35	100	13	104	2		
n° punti	113								<p>La cenosi più diffusa nel lago di Bolsena, dominata da <i>Chara tomentosa</i> ascrivibile all'habitat 3140. Presente in tutto il lago è una comunità paucispecifica, spesso vede la presenza esclusiva di <i>C. tomentosa</i>, può essere accompagnata da <i>Chara polyacantha</i>, da <i>Chara intermedia</i> e <i>Chara hispida</i>.</p>
G 3	profondità	Pendenze	Urbano	Agricolo	Naturale	Coperture	n° sp		
Mean	6.86	4.33	24.61	66.91	8.48	91.36	1.72		
Stand. dev	2.9	3.8	36.1	39.0	17.6	25.5	0.9		
Median	7.0	3.6	0.0	88.3	0.0	100.0	2.0		
25 prcntil	4	2	0	35	0	100	1		
75 prcntil	9	5	36	100	9	103	2		
n° punti	8								<p>Pochi rilievi di una comunità di <i>Myriophyllum spicatum</i> con basse coperture totali rinvenute nelle zone con pendenza maggiore all'interno del lago.</p>
G 4	profondità	Pendenze	Urbano	Agricolo	Naturale	Coperture	n° sp		
Mean	3.51	9.55	37.50	48.48	14.02	33.96	2.50		
Stand. dev	2.1	8.1	51.8	46.4	26.0	30.9	1.1		
Median	3.0	7.5	0.0	43.9	0.0	30.0	2.0		
25 prcntil	2	3	0	0	0	4	2		
75 prcntil	5	19	100	100	42	58	4		

n° punti	19						
G 5	profondità	Pendenze	Urbano	Agricolo	Naturale	Coperture	n° specie
Mean	1.99	7.33	30.32	68.16	1.52	47.04	3.89
Stand. dev	1.2	4.6	32.9	32.0	6.6	30.4	2.1
Median	1.5	6.6	36.4	63.6	0.0	46.0	4.0
25 prcnil	1	5	0	47	0	20	2
75 prcnil	3	9	53	100	0	61	5
							
Comunità dominata da <i>Potamogeton perfoliatus</i> e <i>Vallisneria spiralis</i> ascrivibile all'habitat 3150. Diffusa soprattutto nelle acque della costa nord del lago a profondità comprese tra 1 e 3 m, in una zona ad alto impatto antropico lungo costa. Oltre le due specie dominanti, vi si possono trovare altre specie di piante vascolari ( <i>Myriophyllum spicatum</i> , <i>Najas marina</i> , <i>Ranunculus tricophyllus</i> )							
n° punti	19						
G 6	profondità	Pendenze	Urbano	Agricolo	Naturale	Coperture	n° sp
Mean	0.88	4.45	6.69	75.02	13.03	73.66	8.05
Stand. dev	0.6	4.5	17.5	32.7	22.9	42.2	3.3
Median	0.7	3.5	0.0	99.3	0.0	71.0	9.0
25 prcnil	1	2	0	44	0	27	5
75 prcnil	1	6	0	100	18	98	10
							
Cluster ricco di specie che racchiude punti campionati nel primo metro di profondità caratterizzati dalla presenza di <i>Phragmites australis</i> , diffusa su tutta la costa est e a nord-ovest del bacino. Normalmente il canneto nel lago di Bolsena presenta coperture basse, che permettono la convivenza con molte altre specie, in particolare <i>Chara aspera</i> , <i>Chara vulgaris</i> e popolamenti che si trovano nel canneto o nelle immediate vicinanze di <i>Eleocharis acicularis</i> e <i>Baldellia ranunculooides</i> che sono ascrivibili all'habitat 3130, diffuso nel lago e strettamente legato al canneto.							
n° punti	14						
G 7	profondità	Pendenze	Urbano	Agricolo	Naturale	Coperture	n° sp
Mean	7.69	3.10	47.73	43.08	9.19	50.93	3.07
Stand. dev	3.2	1.4	44.5	41.8	19.2	42.6	1.2
Median	8.3	3.1	36.9	48.1	0.0	42.5	3.0
25 prcnil	7	2	0	0	0	11	2
75 prcnil	10	4	100	87	9	87	4
							
Cenosi paucispecifiche poco diffuse, dominate generalmente da <i>Najas marina</i> e che vede la presenza costante di <i>Najas minor</i> , che in due casi riesce a dominare. La profondità media di questa comunità, caratterizza da specie annuali, è molto alta e potrebbe rappresentare una comunità che colonizza zone dove la prateria a <i>Characeae</i> è scomparsa. Nella maggior parte dei casi i punti si trovano di fronte ad una zona urbanizzata							
n° punti	15						
G 8	profondità	Pendenze	Urbano	Agricolo	Naturale	Coperture	n° sp
Mean	7.47	4.79	19.75	73.22	7.03	89.00	2.13
Stand. dev	2.2	3.8	23.6	26.4	12.8	29.9	1.6
Median	7.0	3.5	0.0	65.7	0.0	100.0	1.0
25 prcnil	6	1	0	47	0	75	1
75 prcnil	9	7	53	100	18	101	3
							
Rilievi dominati da <i>Ceratophyllum demersum</i> che crescono a profondità simili a quelle delle praterie dominate da <i>Chara polyacantha</i> e da <i>Chara tomentosa</i> . Comunità poco diffusa nel lago.							



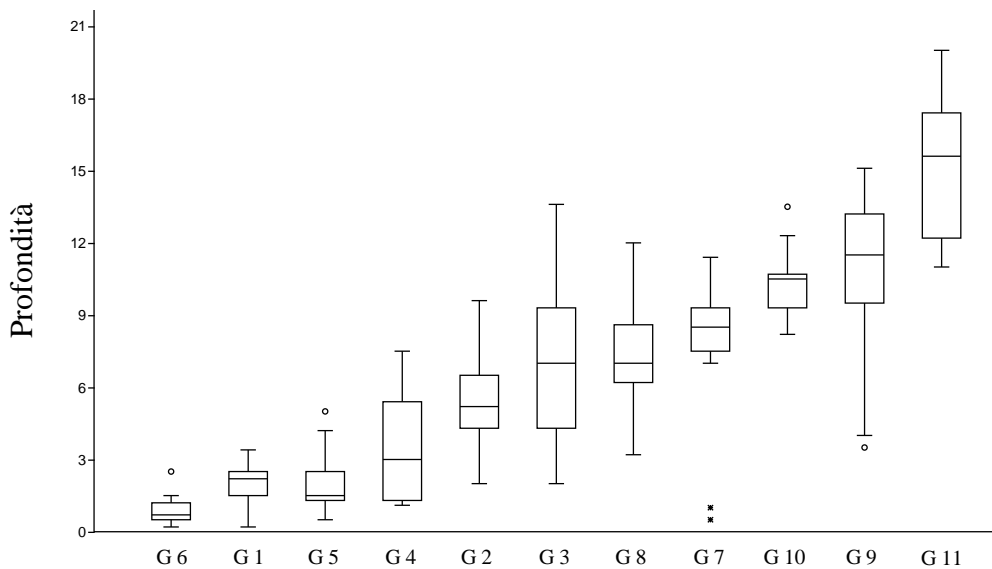
n° punti	43						
G 9	profondità	Pendenze	Urbano	Agricolo	Naturale	Coperture	n° sp
Mean	10.89	5.71	25.36	62.09	12.55	62.23	2.23
Stand. dev	3.1	5.7	38.2	40.1	19.9	41.2	1.7
Median	11.5	3.4	0.0	71.1	0.0	60.0	2.0
25 prcnil	10	2	0	16	0	31	1
75 prcnil	13	6	31	100	29	91	3
							
Popolamenti di <i>Chara globularis</i> generalmente monospecifici, diffuse in tutto il lago eccettuata la zona nord del lago, ascrivibile all'habitat 3140. In poche stazioni a basse profondità (tra 5 e 6 m) <i>C. globularis</i> codomina con <i>Utricularia australis</i> e <i>Ceratophyllum demersum</i> . In altre stazioni si è rilevata la presenza anche di <i>Chara tomentosa</i> . Queste cenosi possono rappresentare l'ultima comunità lungo il transetto.							
n° punti	14						
G 10	profondità	Pendenze	Urbano	Agricolo	Naturale	Coperture	n° sp
Mean	10.31	4.63	33.06	54.41	12.53	76.57	2.29
Stand. dev	1.4	4.2	39.9	42.3	21.2	33.0	1.3
Median	10.5	3.1	18.6	53.5	0.0	82.5	2.0
25 prcnil	9	1	0	16	0	60	1
75 prcnil	11	8	82	100	34	101	3
							
Popolamenti dominati da <i>Nitellopsis obtusa</i> poco diffusi e ascrivibili all'habitat 3140.							
n° punti	16						
G 11	profondità	Pendenze	Urbano	Agricolo	Naturale	Coperture	n° sp
Mean	15.41	2.60	28.40	65.21	6.39	59.50	1.69
Stand. dev	2.7	0.9	38.2	36.7	9.7	38.9	0.7
Median	15.8	2.2	15.4	65.7	0.0	55.0	2.0
25 prcnil	13	2	0	60	0	26	1
75 prcnil	17	4	31	100	9	97	2
							
Cluster delle comunità dominate da <i>Nitella opaca</i> , tipica delle massime profondità colonizzate nel lago di Bolsena, ascrivibile all'habitat 3140, sono state rinvenute solo sulla costa ovest del lago.							

- PERMDISP. Punti rappresentativi dei gruppi

ID	Gruppo nell'ordinamento	Profondità	<i>Chara tomentosa</i>	<i>Ceratophyllum demersum</i>	<i>Chara polyacantha</i>	<i>Chara aspera</i>	<i>Nitellopsis obtusa</i>	<i>Chara globularis</i>	<i>Nitella opaca</i>	<i>Najas marina subsp. marina</i>	<i>Vallisneria spiralis</i>	<i>Myriophyllum spicatum</i>	<i>Eleocharis acicularis</i>	<i>Phragmites australis</i>	<i>Potamogeton perfoliatus</i>	<i>Chara vulgaris group</i>	<i>Najas minor</i>	<i>Ranunculus trichophyllus</i>	<i>Baldellia ranunculoides</i>	<i>Potamogeton crispus</i>	<i>Potamogeton pusillus</i>	<i>Nitella hyalina</i>	
Bo1	1	2.5	20	.	5	60	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Bo2	1	3.2	10	.	.	60	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Bo7	2	8.5	30	.	75	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Bo8	2	4.1	30	.	80	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	0.5	.	.	.	.	.	.	.
Bo9	3	3.1	80	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Bo10	3	5.1	80	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Bo11	4	7.5	5	.	10	.	.	15	.	.	.	30	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Bo12	4	3	.	.	.	.	.	.	.	.	10	30	.	.	5	.	.	.	.	.	.	.	.
Bo13	5	1.5	0.1	.	.	.	.	0.1	.	.	25	.	.	.	20	.	.	.	.	.	.	.	.
Bo14	5	1.4	.	.	.	1	.	.	.	.	20	5	.	.	20	.	.	.	.	.	.	.	.
Bo15	6	0.3	.	.	.	25	.	.	.	0.5	.	1	25	15	.	15	1	0.5	5	5	3	0.1	.
Bo16	6	0.8	.	.	.	20	.	.	.	.	15	1	25	30	.	5	.	10	.	.	.	.	.
Bo17	7	7	.	.	.	.	.	.	.	30	.	.	.	.	.	.	5	.	.	.	.	.	.
Bo18	7	10.1	.	.	.	.	5	.	.	40	.	.	.	.	.	.	5	.	.	.	.	.	.
Bo19	8	5.5	.	75	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Bo20	8	6	1	100	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Bo21	9	14.4	.	.	.	.	.	40	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Bo22	9	10	.	.	.	.	.	40	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Bo3	10	10.5	.	10	.	.	70	15	.	5	.	.	.	.	.	.	5	.	.	.	.	.	.
Bo4	10	10.5	.	.	.	.	75	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Bo5	11	15.5	.	.	.	.	.	.	50	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Bo6	11	16.4	.	.	.	.	.	.	40	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.

### - Box-Plot delle profondità misurate per i gruppi selezionati.

Nel lago di Bolsena si riconoscono tre fasce di vegetazione. La prima fascia è caratterizzata generalmente da popolamenti dominati da *Chara aspera* (G1) che in condizioni di scarsa utilizzazione della linea di costa sono accompagnati da popolamenti ricchi di specie dominati da *Phragmites australis* e praterie ascrivibili all'habitat 3130 (G6) che si possono rilevare all'interfaccia terra acqua, tra la linea di costa e il primo metro di profondità. Nella zona nord del lago la prima fascia è dominata da piante vascolari che formano popolamenti con basse coperture, generalmente dominati da *Potamogeton perfoliatus* e *Vallisneria spiralis* (G5). La seconda fascia di vegetazione è dominata da prateria di *Chara tomentosa* (G3) che in alcuni casi possono essere sostituite da praterie di *Chara polyacantha* (G2). In rare occasioni alle medie profondità è possibile rinvenire radi popolamenti di *Myriophyllum spicatum* (G4), di *Najas marina* e *N. minor* (G7), oppure di *Ceratophyllum demersum* (G8), che potrebbero rappresentare tappe di ricolonizzazione in zone dove la prateria a *Characeae* è scomparsa. Alle profondità maggiori, come terza fascia di vegetazione, si riconoscono comunità di *Nitellopsis obtusa* (G10), *Chara globularis* (G9) o *Nitella opaca* (G11).



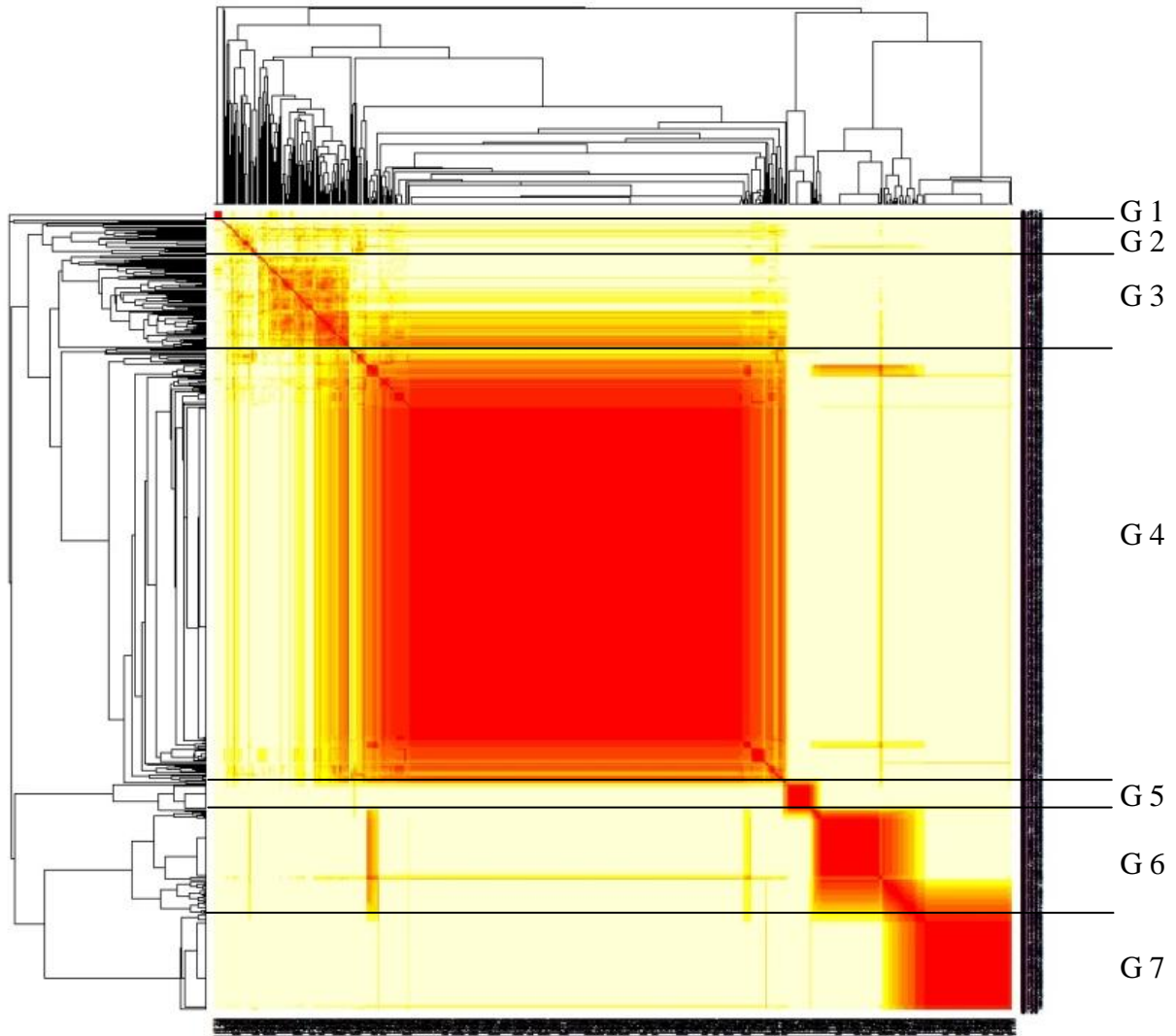
## - Direttiva Habitat

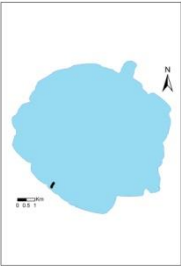
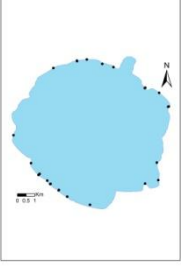
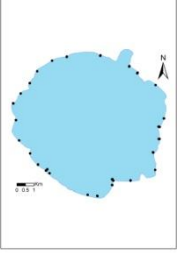
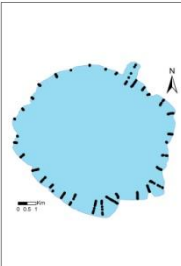
Nel lago di Bolsena l'habitat 3140 è ben rappresentato e domina nel bacino. L'habitat 3150 è limitato ai settori nord del lago, in zone dove l'impatto antropico è maggiore; anche in questo lago, come a Bracciano, l'aumento della qualità ambientale a seguito di un programma di riqualificazione potrebbe portare ad una riduzione della copertura di questo habitat, tipico di acque naturalmente eutrofe (Azzella et al., 2010). Non segnalato nella scheda SIC, risulta presente anche l'habitat 3130 che sembra vegetare in stretta connessione con la *Phragmites australis* che potrebbe giocare un ruolo importante nella protezione delle comunità dominate da *Eleocharis acicularis* e *Baldellia ranunculoides* dall'azione meccanica del moto ondoso e, soprattutto, dal danneggiamento da parte dei bagnanti, che non usano le zone dov'è presente la canna di palude per un'oggettiva difficoltà alla balneazione. Il lago di Bolsena è soggetto a due tipologie di sfruttamento turistico. Turismo per la balneazione e turismo da pesca. Per questa seconda tipologia viene ampiamente sfruttata la costa est, dove si trovano delle stazioni di pesca che vengono affittate dai pescatori sportivi per la pesca alla Carpa (*Carp-fishing*). L'attività ha avuto un effetto secondario molto interessante: la tutela della fascia costiera dalla balneazione, e la conseguente tutela della fascia a *Helophyte*.

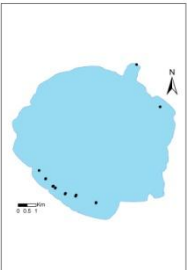
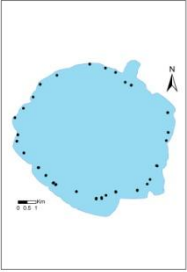
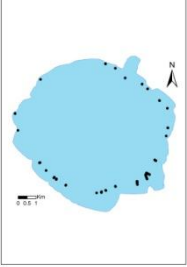
## LAGO DI BRACCIANO

### - Classificazione dei punti di campionamento.

La matrice dei punti campionati nel lago di Bracciano è costituita da 672 punti di campionamento per 42 specie. Dall'analisi della *heatmap* vengono selezionati 7 gruppi.



Scheda sintetica del gruppo								Distribuzione	Descrizione
n° punti	7								<p>Cluster <i>outlier</i> che raccoglie i punti di un transetto caratterizzato dalla dominanza di <i>Chara intermedia</i>. Questa specie mostra di avere lo stesso spazio ecologico di <i>Chara polyacantha</i>. Il popolamento monospecifico si spinge fino a 11 m di profondità.</p>
G 1	profondità	Pendenze	Urbano	Agricolo	Naturale	Coperture	n° sp		
Mean	8.13	4.10	0.00	100.00	0.00	100.00	1.00		
Stand. dev	2.2	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0		
Median	8.0	4.1	0.0	100.0	0.0	100.0	1.0		
75 prcnil	10	4	0	100	0	100	1		
n° punti	33								<p>Cluster eterogeneo in cui la maggior parte dei rilievi sono dominati da <i>Myriophyllum spicatum</i> e da <i>Potamogeton perfoliatus</i> specie caratteristiche dell'habitat 3150. Sono comunità ricche di specie di <i>Hydrophyte</i> radicate che occupano zone a bassa profondità dove il disturbo antropico è alto. Oltre le due specie dominanti, in questo gruppo si trovano principalmente altre piante vascolari: <i>Zannichellia palustris</i>, <i>Potamogeton pusillus</i>, <i>Vallisneria spiralis</i>, <i>Najas marina</i>, <i>Elodea canadensis</i>.</p>
G 2	profondità	Pendenze	Urbano	Agricolo	Naturale	Coperture	n° sp		
Mean	2.24	9.86	53.22	30.09	16.69	71.72	5.15		
Stand. dev	1.9	7.6	40.8	38.1	25.4	53.7	2.4		
Median	1.5	5.0	43.2	0.0	0.0	65.0	5.0		
75 prcnil	3	19	100	69	31	121	7		
n° punti	50								<p>Cluster dominato da una comunità ricca di specie in cui la dominanza strutturale è di <i>Chara aspera</i> che presenta sempre coperture superiori al 50%, inquadrabile nell'habitat 3140. Come il cluster precedente è dominato dalle <i>Hydrophyte</i> radicate, ma al contrario del precedente, le piante vascolari hanno sempre coperture esigue. Dominano invece le <i>Characeae</i> e oltre <i>C. aspera</i> troviamo: <i>C. vulgaris</i>, <i>C. intermedia</i>, <i>C. hispida</i>, <i>C. tomentosa</i> e <i>Nitella hyalina</i>. Il gruppo è il vicariante ecologico del precedente in zone dove l'utilizzo della linea di costa è minore e il disturbo meccanico influisce di meno su le coperture delle <i>Characeae</i>.</p>
G 3	profondità	Pendenze	Urbano	Agricolo	Naturale	Coperture	n° sp		
Mean	1.68	8.96	30.30	44.94	24.77	77.10	5.40		
Stand. dev	0.9	6.8	36.4	39.5	31.3	36.4	2.4		
Median	1.5	5.2	16.7	49.9	14.6	86.8	5.0		
75 prcnil	2	15	47	84	46	106	7		
n° punti	392								<p>Cluster che identifica la comunità dominante nel lago di Bracciano. Una prateria perenne dominata da <i>Chara polyacantha</i> ascrivibile all'habitat 3140. Generalmente monospecifica, la prateria a basse profondità si può arricchire di altre specie, come <i>Chara aspera</i>, <i>C. tomentosa</i>, <i>Myriophyllum spicatum</i> e <i>Potamogeton lucens</i> e alla massima profondità può avere una zona di co-dominanza con <i>Chara globularis</i>.</p>
G 4	profondità	Pendenze	Urbano	Agricolo	Naturale	Coperture	n° sp		
Mean	8.32	8.87	39.63	39.72	20.64	100.21	1.61		
Stand. dev	4.0	7.2	39.6	37.8	27.3	21.9	1.2		
Median	8.0	5.3	28.0	48.1	1.7	100.0	1.0		
75 prcnil	11	14	80	75	36	100	2		

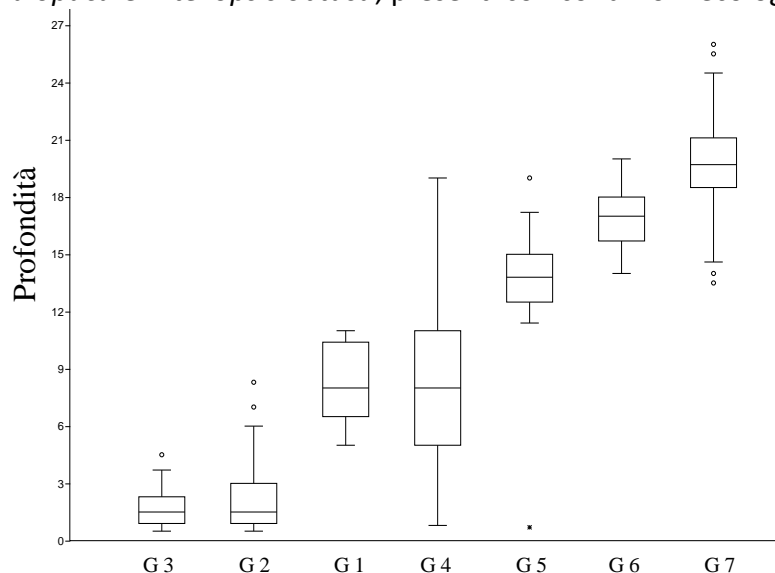
n° punti	28						
G 5	profondità	Pendenze	Urbano	Agricolo	Naturale	Coperture	n° sp
Mean	13.99	3.88	29.47	39.95	30.58	86.61	1.36
Stand. dev	1.9	1.0	34.1	44.9	29.8	19.1	0.5
Median	13.9	4.2	28.0	0.0	31.2	100.0	1.0
25 prcntil	13	3	0	0	0	73	1
75 prcntil	15	4	43	94	57	100	2
							
Prateria paucispecifica di <i>Nitellopsis obtusa</i> , ascrivibile all'habitat 3140, poco diffusa nel bacino. La comunità occupa una fascia tra la prateria di <i>Chara polyacantha</i> e <i>Chara globularis</i> , a profondità comprese tra 12 e 16 m di profondità, nella zona sud del lago, dove le pendenze del fondale sono molto ridotte.							
n° punti	79						
G 6	profondità	Pendenze	Urbano	Agricolo	Naturale	Coperture	n° sp
Mean	16.85	10.05	49.52	35.14	15.34	70.41	1.41
Stand. dev	1.4	9.2	42.6	40.7	27.4	34.0	0.5
Median	17.0	5.3	35.6	0.4	0.0	80.0	1.0
25 prcntil	16	4	0	0	0	45	1
75 prcntil	18	14	100	74	20	100	2
							
Prateria dominata da <i>Chara globularis</i> , diffusa in tutto il lago a profondità superiori ai 15 m, ascrivibile all'habitat 3140. A profondità superiori ai 18 m entra in contatto con la prateria dominata da <i>Nitella opaca</i> , l'ultima comunità nel lago prima della profondità di chiusura, oppure rappresenta essa stessa l'ultima comunità, nella zona W - NW del lago.							
n° punti	82						
G 7	profondità	Pendenze	Urbano	Agricolo	Naturale	Coperture	n° specie
Mean	19.83	7.06	45.19	34.79	20.02	75.20	1.15
Stand. dev	2.4	5.8	36.6	34.5	27.0	33.2	0.4
Median	19.7	4.3	40.2	45.4	0.5	100.0	1.0
25 prcntil	19	4	16	0	0	50	1
75 prcntil	21	8	80	60	36	100	1
							
Comunità dominante alla massima profondità raggiunta dalle macrofite nel lago di Bracciano. Una prateria paucispecifica dominata da <i>Nitella opaca</i> , ascrivibile all'habitat 3140.							

## - PERMDISP. Punti rappresentativi dei gruppi

ID	Gruppo nell'ordinamento	Profondità	<i>Chara polyacantha</i>	<i>Chara hispida</i> group	<i>Nitella opaca</i>	<i>Chara aspera</i>	<i>Nitellopsis obtusa</i>	<i>Chara globularis</i>	<i>Myriophyllum spicatum</i>	<i>Potamogeton perfoliatus</i>	<i>Potamogeton pusillus</i>	<i>Fontinalis squamosa</i>	<i>Nitella hyalina</i>	<i>Potamogeton pectinatus</i>	<i>Vallisneria spiralis</i>	<i>Zannichellia palustris</i>	<i>Schoenoplectus lacustris</i>
Br1	1	11	.	100	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Br2	1	9	.	100	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Br3	2	1.7	.	.	.	15	.	.	40	15	.	5	.	1	1	.	.
Br4	2	1.2	10	.	.	25	.	.	25	40	10	.	1	.	.	1	.
Br5	3	0.9	5	.	.	50	.	.	0.5	.	.	.	1	.	.	.	0.1
Br6	3	2.3	.	.	.	70	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Br7	4	16	100	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Br8	4	15.5	100	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Br9	5	11.5	.	.	.	.	75	10	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Br10	5	13.4	.	.	.	.	80	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Br11	6	20	.	.	10	.	.	70	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Br12	6	19	.	.	10	.	.	70	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Br13	7	22.5	.	.	75	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Br14	7	18.6	.	.	75	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.

## - Box-Plot delle profondità misurate per i gruppi selezionati

Per il lago di Bracciano identifichiamo 3 fasce di vegetazione. La prima fascia caratterizzata dalla presenza di 2 comunità: le praterie dominate da *Chara aspera* (G3) delle aree meno antropizzate e le praterie dominate dalle piante vascolari (G2). Queste due comunità raramente superano i 3 m di profondità e si compenetrano con la seconda fascia di vegetazione, dominata in larga parte da *Chara polyacantha* (G4) ma che può presentare una vicariante ecologica dominata da *Chara intermedia* (G1). Manca una zona dominata dalle *Helophyte* e non sono mai state rilevate delle *Hydrophyte* con foglie flottanti, sebbene ampiamente diffuse in passato nel lago. Oltre i 15 m di profondità si individua la terza ed ultima fascia di vegetazione, in cui si riconosce una comunità molto diffusa a dominanza di *Chara globularis* e la presenza di altre 2 comunità, a dominanza di *Nitella opaca* e *Nitellopsis obtusa*, presenti con condizioni ecologiche favorevoli.





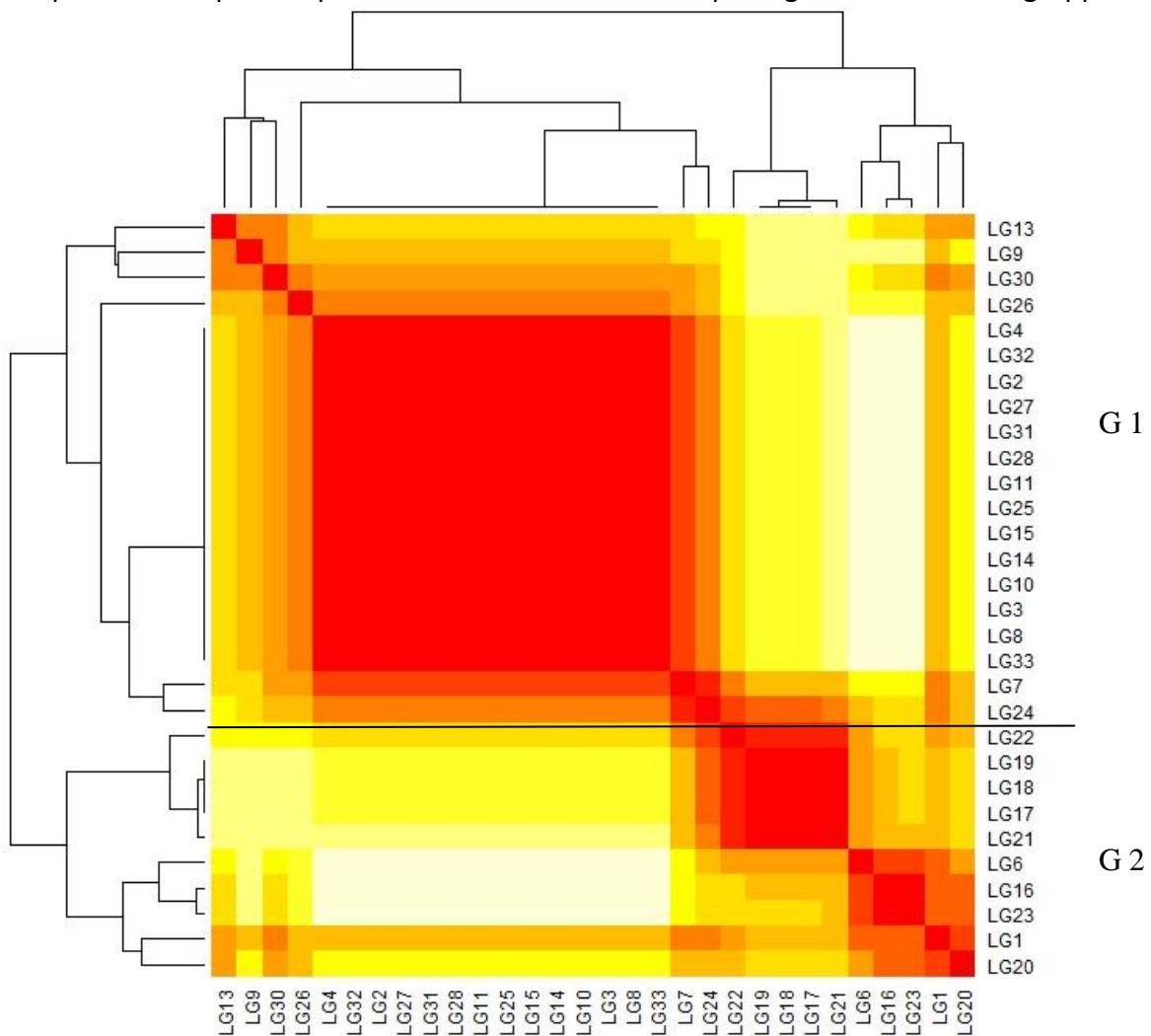
## - Direttiva Habitat

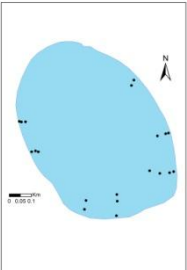
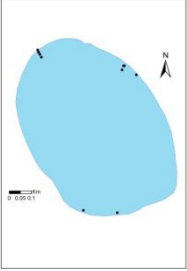
L'habitat 3140 domina nel lago di Bracciano e l'habitat 3150 ha una ridotta presenza legata soprattutto a zone di maggiore impatto antropico. Vi è la possibilità che l'habitat 3150 veda ridurre le proprie coperture all'interno del bacino in presenza di un miglioramento dello stato di conservazione del lago (Azzella et al. 2010). Nel lago di Bracciano è stata rinvenuta la presenza di specie tipiche dell'habitat 3130 (*Isoetes echinospora*, *Eleocharis acicularis*, *Baldellia ranunculoides*) in piccoli popolamenti che si consociano con gli habitat a dominanza di *Chara aspera* delle zone a minor profondità della prima fascia di vegetazione (Azzella & Ragogna, 2011). L'habitat 3130 è stato rinvenuto anche nel lago di Bolsena, dove l'analisi cenologica ha messo in luce la maggiore rappresentatività di queste comunità (vedi scheda di Bolsena) nel grande lago della provincia viterbese. L'habitat 3130 non è mai stato segnalato nei rispettivi SIC (IT6030010 e IT6010007). L'esiguità dei popolamenti rinvenuti nel lago di Bracciano potrebbe essere legata all'assenza di una fascia ad *Helophyte* che potrebbe avere funzione di protezione per l'habitat 3130, sensibile alle sollecitazioni meccaniche.

## LAGO GRANDE DI MONTICCHIO

### - Classificazione dei punti di campionamento

La matrice dei punti campionati nel lago Grande di Monticchio è costituita da 30 punti di campionamento per 10 specie. Dall'analisi della *heatmap* vengono selezionati 2 gruppi.



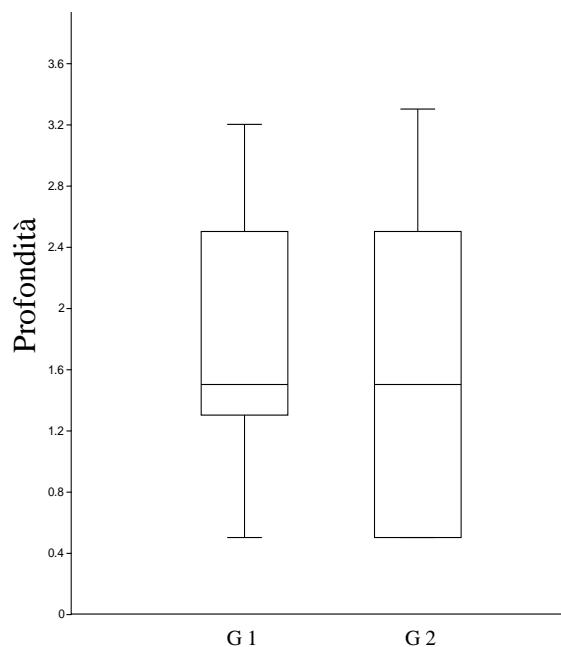
Scheda sintetica del gruppo								Distribuzione	Descrizione
n° punti	20								<p>Gruppo di rilievi dominato da <i>Ceratophyllum demersum</i>. Nel primo metro di profondità è possibile trovare anche <i>Phragmites australis</i>, <i>Typha angustifolia</i> e <i>Schoenoplectus lacustris</i>. A profondità maggiori la comunità è monospecifica e non si trovano altre macrofite.</p>
G 1	profondità	Pendenze	Urbano	Agricolo	Naturale	Coperture	n° sp		
Mean	1.77	4.63	8.40	0.00	91.60	99.06	1.85		
Stand. dev	0.8	1.9	15.6	0.0	15.6	22.3	1.5		
Median	1.5	4.0	0.0	0.0	100.0	100.0	1.0		
25 prcnil	1	3	0	0	87	100	1		
75 prcnil	2	6	13	0	100	108	2		
n° punti	10								<p>Comunità dominata da <i>Nymphaea alba</i> cui si accompagnano nel primo metro di profondità <i>Typha angustifolia</i> e <i>Phragmites australis</i>. A profondità maggiori tra le foglie di <i>N. alba</i> si può rinvenire <i>Ceratophyllum demersum</i> flottante sulla superficie.</p>
G 2	profondità	Pendenze	Urbano	Agricolo	Naturale	Coperture	n° sp		
Mean	1.47	7.30	4.29	0.00	95.71	109.40	2.90		
Stand. dev	1.0	2.2	13.6	0.0	13.6	8.1	1.1		
Median	1.3	7.5	0.0	0.0	100.0	105.5	2.5		
25 prcnil	1	6	0	0	100	105	2		
75 prcnil	3	9	0	0	100	116	4		

**- PERMDISP. Punti rappresentativi dei gruppi**

ID	Gruppo nell'ordinamento	Profondità	<i>Ceratophyllum demersum</i>	<i>Nymphaea alba</i>	<i>Phragmites australis</i>	<i>Typha angustifolia</i>	<i>Carex pseudocyperus</i>
LG1	1	2.2	70	.	.	.	.
LG2	1	2	70	.	.	.	.
LG3	2	0.5	.	70	25	10	1
LG4	2	2.6	25	90	.	.	.

**- Box-Plot delle profondità misurate per i gruppi selezionati**

Si riconosce la presenza di due comunità ben distinte che occupano un'unica fascia di vegetazione. Le comunità dominate da *Nymphaea alba* (G2) che verso riva possono avere la presenza di zone dominate dalle *Helophyte* e le comunità dominate da *Ceratophyllum demersum*.



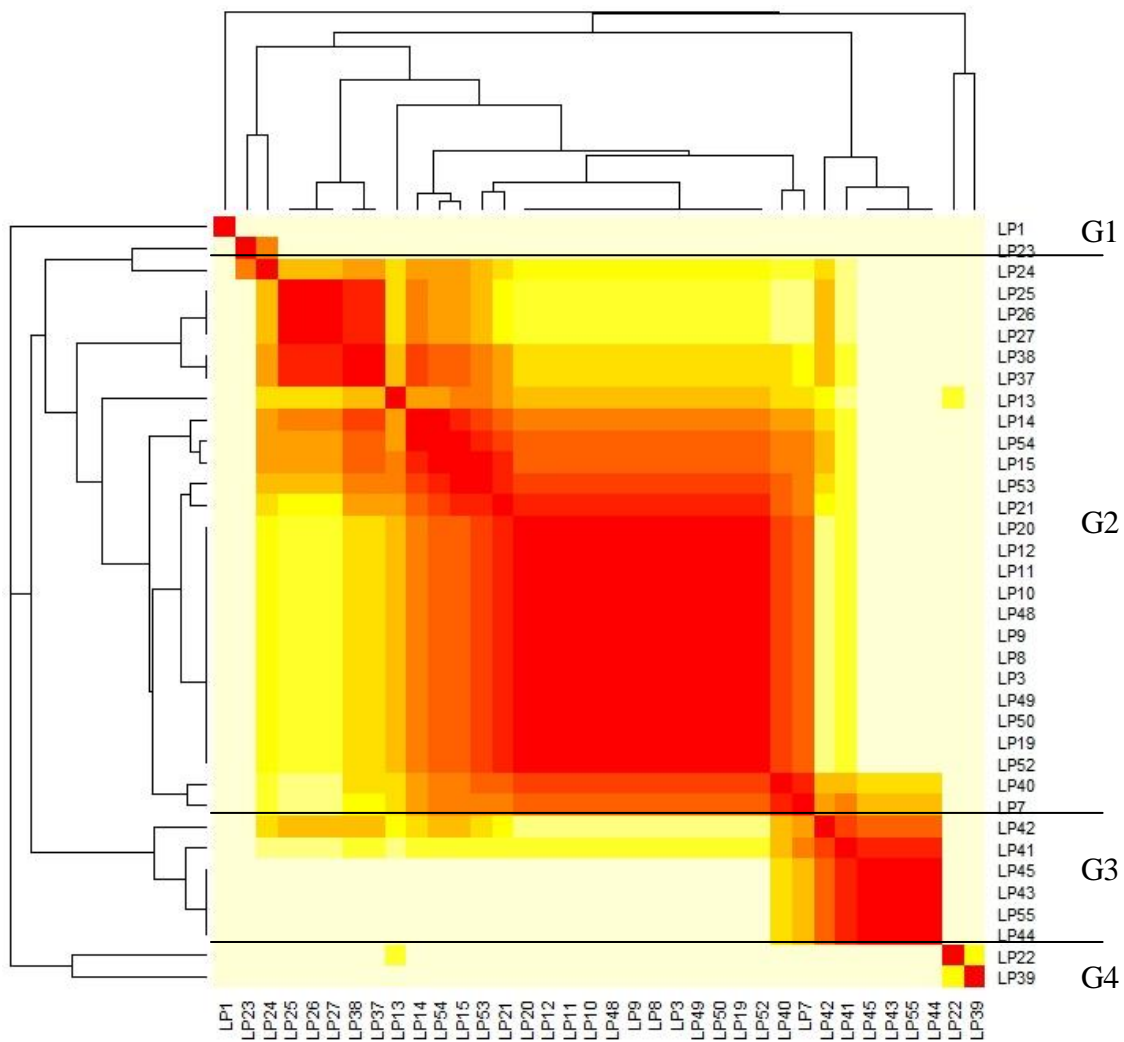
**- Direttiva Habitat**

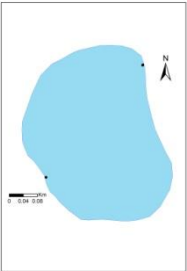
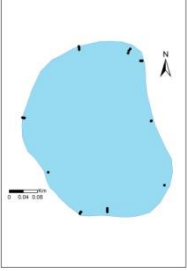
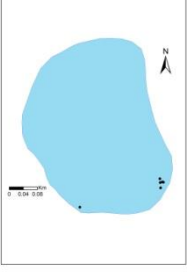
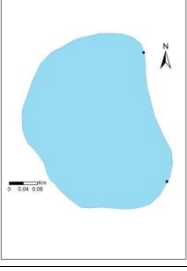
Il Lago Grande di Monticchio nel passato era dominato da comunità ascrivibili all'habitat 3150 (Trotter, 1908) e ancora recentemente *Potamogeton lucens* e *Potamogeton crispus*, specie tipiche dell'habitat 3150, erano presenti nel lago (Venanzoni et al., 2003). Attualmente possiamo ritenere assente l'habitat 3150 dal lago.

## LAGO PICCOLO DI MONTICCHIO

- Classificazione dei punti di campionamento.

La matrice dei punti campionati nel lago Piccolo di Monticchio è costituita da 36 punti di campionamento per 9 specie. Dall'analisi della *heatmap* vengono selezionati 4 gruppi.



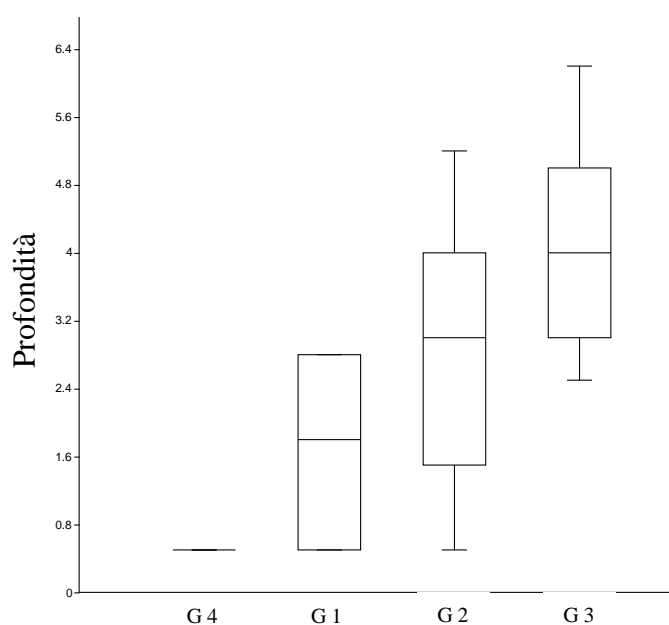
Scheda sintetica del gruppo								Distribuzione	Descrizione
n° punti	3								<p>Cluster di 3 rilievi dominati da <i>Nymphaea alba</i>, comunità poco diffusa nel Lago Piccolo, contrariamente a quanto rilevato nel Lago Grande. Comunità ascrivibile all'habitat 3150.</p>
G 1	profondità	Pendenze	Urbano	Agricolo	Naturale	Coperture	n° sp		
Mean	1.70	45.55	26.30	0.00	73.70	41.67	1.67		
Stand. dev	1.2	14.9	45.5	0.0	45.5	43.7	1.2		
Median	1.8	54.1	0.0	0.0	100.0	30.0	1.0		
25 prcntil	1	28	0	0	21	5	1		
75 prcntil	3	54	79	0	100	90	3		
n° punti	25								<p>Cluster che rappresenta la tipologia di vegetazione maggiormente diffusa nel lago. Comunità dominata da <i>Myriophyllum spicatum</i>, spesso in codominanza con <i>Potamogeton lucens</i>, in una cenosi inquadrabile nell'habitat 3150.</p>
G 2	profondità	Pendenze	Urbano	Agricolo	Naturale	Coperture	n° sp		
Mean	2.87	49.62	23.46	0.00	76.54	28.20	1.60		
Stand. dev	1.4	25.0	25.5	0.0	25.5	24.2	0.7		
Median	3.0	54.1	3.6	0.0	96.4	20.0	2.0		
25 prcntil	2	22	2	0	49	10	1		
75 prcntil	4	73	51	0	98	41	2		
n° punti	6								<p>Comunità che cresce a maggiore profondità nel lago, dominata da <i>Ceratophyllum demersum</i>, è stata rinvenuta solo nella zona sud del lago.</p>
G 3	profondità	Pendenze	Urbano	Agricolo	Naturale	Coperture	n° sp		
Mean	4.05	24.65	8.08	0.00	91.92	86.67	1.50		
Stand. dev	1.4	18.7	19.8	0.0	19.8	28.6	0.8		
Median	3.8	17.0	0.0	0.0	100.0	90.0	1.0		
25 prcntil	3	17	0	0	88	58	1		
75 prcntil	5	28	12	0	100	110	2		
n° punti	2								<p>Due punti rilievo in cui sono state rilevate solo <i>Helophyte</i> (<i>Carex riparia</i> e <i>Iris pseudacorus</i>) e una specie arborea (<i>Fraxinus angustifolia</i>). In acqua totale assenza di <i>Hydrophyte</i>.</p>
G 4	profondità	Pendenze	Urbano	Agricolo	Naturale	Coperture	n° sp		
Mean	0.50	35.58	0.00	0.00	100.00	25.00	2.00		
Stand. dev	0.0	26.2	0.0	0.0	0.0	7.1	1.4		
Median	0.5	35.6	0.0	0.0	100.0	25.0	2.0		
25 prcntil	0	13	0	0	75	15	1		
75 prcntil	0	41	0	0	75	23	2		

- PERMDISP. Punti rappresentativi dei gruppi

ID	Gruppo nell'ordinamento	Profondità	<i>Ceratophyllum demersum</i>	<i>Nymphaea alba</i>	<i>Myriophyllum spicatum</i>	<i>Potamogeton lucens</i>	<i>Carex riparia</i>	<i>Fraxinus angustifolia subsp. oxycarpa</i>	<i>Iris pseudacorus</i>
LP23	1	1.8	.	30	.	.	.	.	.
LP24	1	2.8	.	60	10	20	.	.	.
LP14	2	1.5	.	.	30	20	.	.	.
LP20	2	3	.	.	20	.	.	.	.
LP45	3	5	80	.	.	.	.	.	.
LP44	3	4	100	.	.	.	.	.	.
LP22	4	0.5	.	.	.	.	5	20	5
LP39	4	0.5	.	.	.	.	20	.	.

- Box-Plot delle profondità misurate per i gruppi selezionati.

Anche se non ben distinte, possiamo individuare una comunità legata alle basse profondità (G2) dominata dal *Myriophyllum spicatum* e dal *Potamogeton lucens* e una comunità, poco diffusa, dominante in una seconda cintura di vegetazione, tra 3 e 6 metri di profondità, dominata da *Ceratophyllum demersum* (G3). Nella prima fascia sono inoltre riconoscibili due gruppi poco diffusi: una comunità dominata da *Nymphaea alba*, che occupa una stazione già presente in tempi remoti (Trotter, 1908) e una comunità priva di *Hydrophyte* caratterizzata da rade coperture di *Carex riparia* e *Iris pseudacorus* (G4).



**- Direttiva habitat**

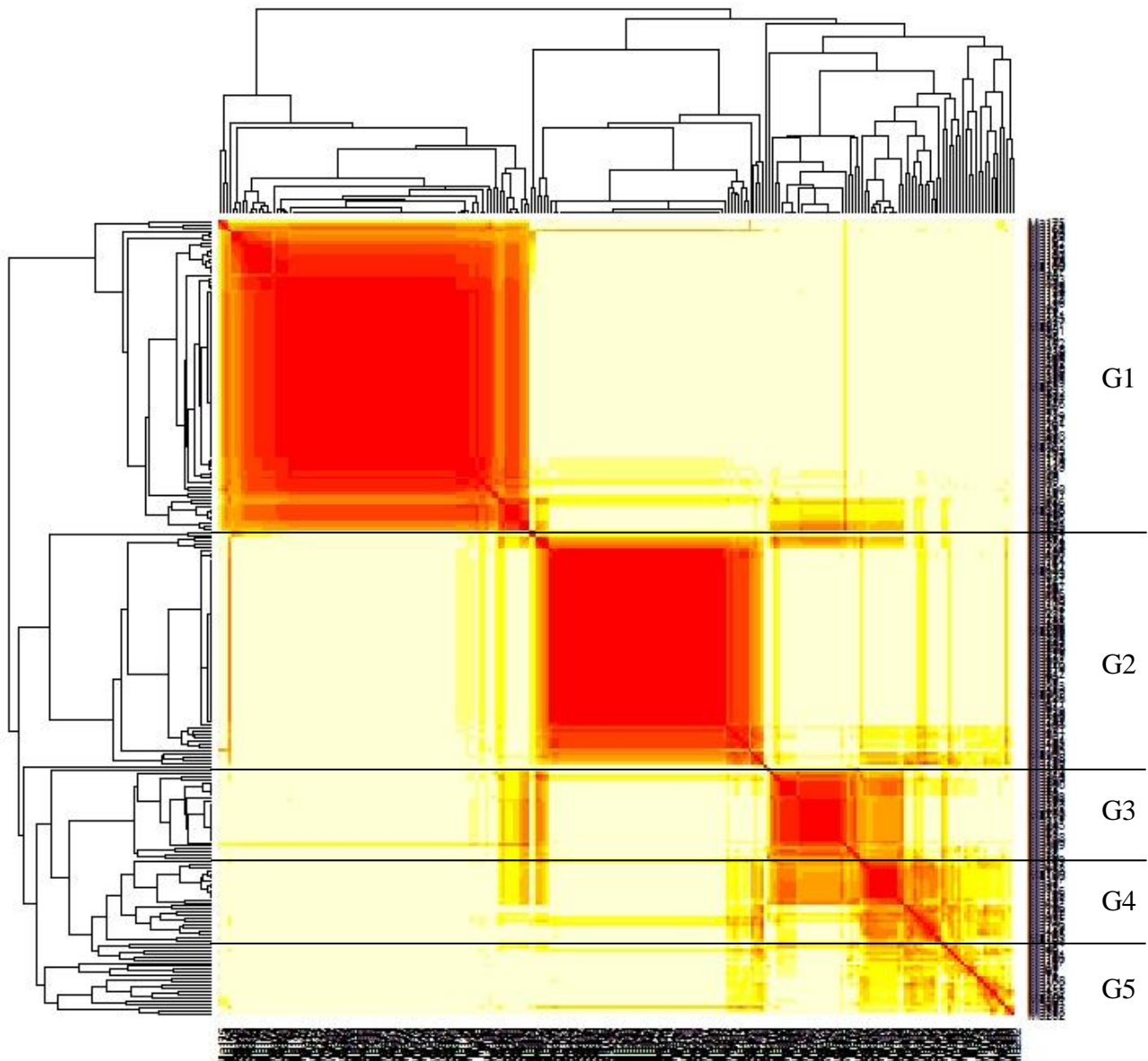
L'habitat 3150 si può ritenere presente nel lago, rappresentato da una comunità dominata da *Potamogeton lucens* e *Myriophyllum spicatum*.

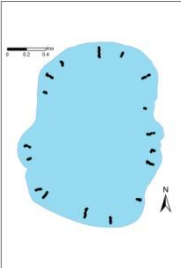
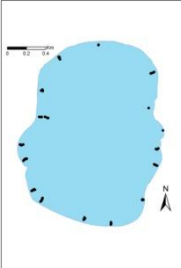
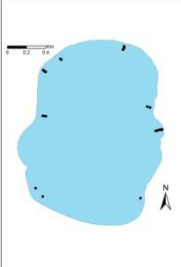
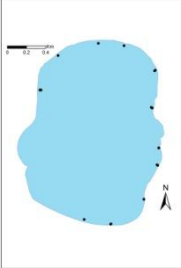


## LAGO DI MARTIGNANO

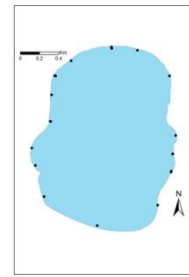
### - Classificazione dei punti di campionamento

La matrice dei punti campionati nel lago di Martignano è costituita da 251 punti di campionamento per 24 specie. Dall'analisi del dendrogramma vengono selezionati 5 gruppi.



Scheda sintetica del gruppo								Distribuzione	Descrizione
n° punti	98								<p>Gruppo omogeneo che identifica la comunità dominata da <i>Chara globularis</i>, tipica della massima profondità di crescita delle macrofite nel lago di Martignano. Prateria generalmente monospecifica che può vedere la presenza di <i>Nitella opaca</i> e <i>Ceratophyllum demersum</i>. La prateria è ascrivibile all'habitat 3140 ed è diffusa in tutto il bacino.</p>
G 1	profondità	Pendenze	Urbano	Agricolo	Naturale	Coperture	n° sp		
Mean	11.31	11.21	12.75	53.04	34.21	74.12	1.54		
Stand. dev	2.1	2.2	26.1	33.2	33.4	28.6	0.6		
Median	11.4	10.2	0.0	57.5	23.0	75.0	1.0		
25 prcnil	10	10	0	17	11	59	1		
75 prcnil	13	12	8	79	44	100	2		
n° punti	75								<p>Comunità dominante nel lago di Martignano: una prateria di <i>Chara polyacantha</i>, raramente accompagnata da altre specie (<i>Ceratophyllum demersum</i> alle profondità maggiori, <i>Potamogeton perfoliatus</i> e <i>Myriophyllum spicatum</i> alle profondità minori), diffusa tra 4 e 7 m di profondità. La prateria è ascrivibile all'habitat 3140.</p>
G 2	profondità	Pendenze	Urbano	Agricolo	Naturale	Coperture	n° sp		
Mean	5.31	11.59	9.71	45.96	44.33	101.90	1.67		
Stand. dev	2.2	2.5	24.2	35.4	37.2	12.2	1.3		
Median	5.0	11.0	0.0	55.9	30.6	100.0	1.0		
25 prcnil	4	10	0	9	12	100	1		
75 prcnil	7	13	2	79	80	100	2		
n° punti	29								<p>Prateria dominata dal <i>Ceratophyllum demersum</i>, che occupa i settori non colonizzati da <i>Chara polyacantha</i> alle stesse profondità. <i>Ceratophyllum demersum</i> si presenta in densi ammassi non radicati in cui raramente altre specie riescono a sopravvivere.</p>
G 3	profondità	Pendenze	Urbano	Agricolo	Naturale	Coperture	n° sp		
Mean	5.69	10.00	8.39	73.84	17.77	99.00	1.79		
Stand. dev	2.0	1.8	15.0	24.1	25.6	18.1	0.8		
Median	6.0	9.8	0.0	80.8	15.0	100.0	2.0		
25 prcnil	4	10	0	64	0	100	1		
75 prcnil	7	10	19	85	19	105	2		
n° punti	26								<p>Rilievi dominati dalle piante vascolari a profondità comprese tra 2 e 3 m. Sempre presenti <i>Myriophyllum spicatum</i> e <i>Ceratophyllum demersum</i> che co-dominano in popolamenti con coperture alte, in cui si trovano numerosi esemplari di <i>Potamogeton perfoliatus</i> che escono dalla densa comunità con i lunghi steli ed <i>Elodea canadensis</i>, che invece riesce a sopravvivere al di sotto degli esemplari di <i>Ceratophyllum demersum</i>. Gruppo ascrivibile all'habitat 3150.</p>
G 4	profondità	Pendenze	Urbano	Agricolo	Naturale	Coperture	n° sp		
Mean	2.72	12.31	5.38	55.63	38.99	105.65	3.35		
Stand. dev	1.6	2.9	19.2	34.0	33.6	45.1	1.2		
Median	2.2	12.8	0.0	57.5	35.5	120.5	3.0		
25 prcnil	2	10	0	41	12	80	3		
75 prcnil	3	15	0	88	44	136	4		

n° punti	21						
G 5	profondità	Pendenze	Urbano	Agricolo	Naturale	Coperture	n° sp
Mean	0.91	11.29	10.63	61.24	28.13	99.77	5.10
Stand. dev	0.6	2.3	22.5	29.6	29.8	40.7	2.2
Median	0.7	10.2	0.0	71.0	23.0	115.0	5.0
25 prcnil	1	10	0	55	4	73	4
75 prcnil	1	13	16	81	42	125	7



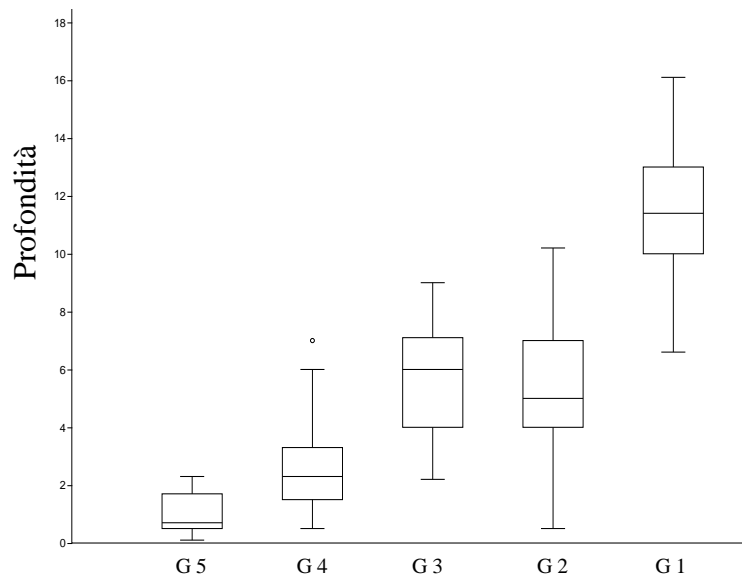
Gruppo eterogeneo in cui rientrano le comunità di macrofite tipiche del primo metro di profondità nel lago di Martignano. Costante la presenza di *Myriophyllum spicatum* e *Potamogeton perfoliatus*, si trovano punti in cui domina *Potamogeton nodosus* e *Potamogeton pectinatus*. Solo in 5 punti si trova *Chara aspera* dominante. Gruppo ascrivibile all'habitat 3150.

- PERMDISP. Punti rappresentativi dei gruppi

ID	Gruppo nell'ordinamento	Profondità	<i>Ceratophyllum demersum</i>	<i>Chara polyacantha</i>	<i>Myriophyllum spicatum</i>	<i>Chara globularis</i>	<i>Potamogeton perfoliatus</i>	<i>Potamogeton pectinatus</i>	<i>Chara aspera</i>	<i>Potamogeton pusillus</i>	<i>Elodea canadensis</i>	<i>Potamogeton nodosus</i>	<i>Chara hispida group</i>	<i>Paspalum distichum</i>	<i>Schoenoplectus lacustris</i>	
Ma1	1	12.1	.	.	.	70	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Ma2	1	11.2	.	.	.	60	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Ma3	2	4.3	.	100	1	.	5	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Ma4	2	5	.	100	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Ma5	3	7.5	100	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Ma6	3	7	100	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Ma7	4	3.2	60	.	50	.	25	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Ma8	4	2	60	.	50	.	20	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Ma9	5	0.5	.	20	25	.	15	30	20	5	5	1	.	.	.	.
Ma10	5	0.7	.	.	35	.	40	60	.	5	1	5	1	1	0.1	.

- Box-Plot delle profondità misurate per i gruppi selezionati

Per il lago di Martignano identifichiamo 3 fasce di vegetazione. La prima fascia è caratterizzata dalla dominanza delle piante vascolari e solo nella zona a sud-ovest del lago si trova un settore in cui *Chara aspera* forma una vera e propria prateria (G4 e G5). Poche le *Helophyte* (*Phragmites australis* è stata rilevata in soli 4 punti), sono invece abbastanza comuni popolamenti dominati da *Hydrophyte* a foglie flottanti, dominati da *Potamogeton nodosus*. La seconda fascia di vegetazione è dominata dalla prateria di *Chara polyacantha*, la comunità più diffusa nel lago (G2) e in alcuni casi è possibile rilevare una comunità a *Ceratophyllum demersum* (G3). La terza ed ultima fascia è una comunità dominata da *Chara globularis* in cui è possibile trovare anche *Nitella opaca* con coperture basse (G1).



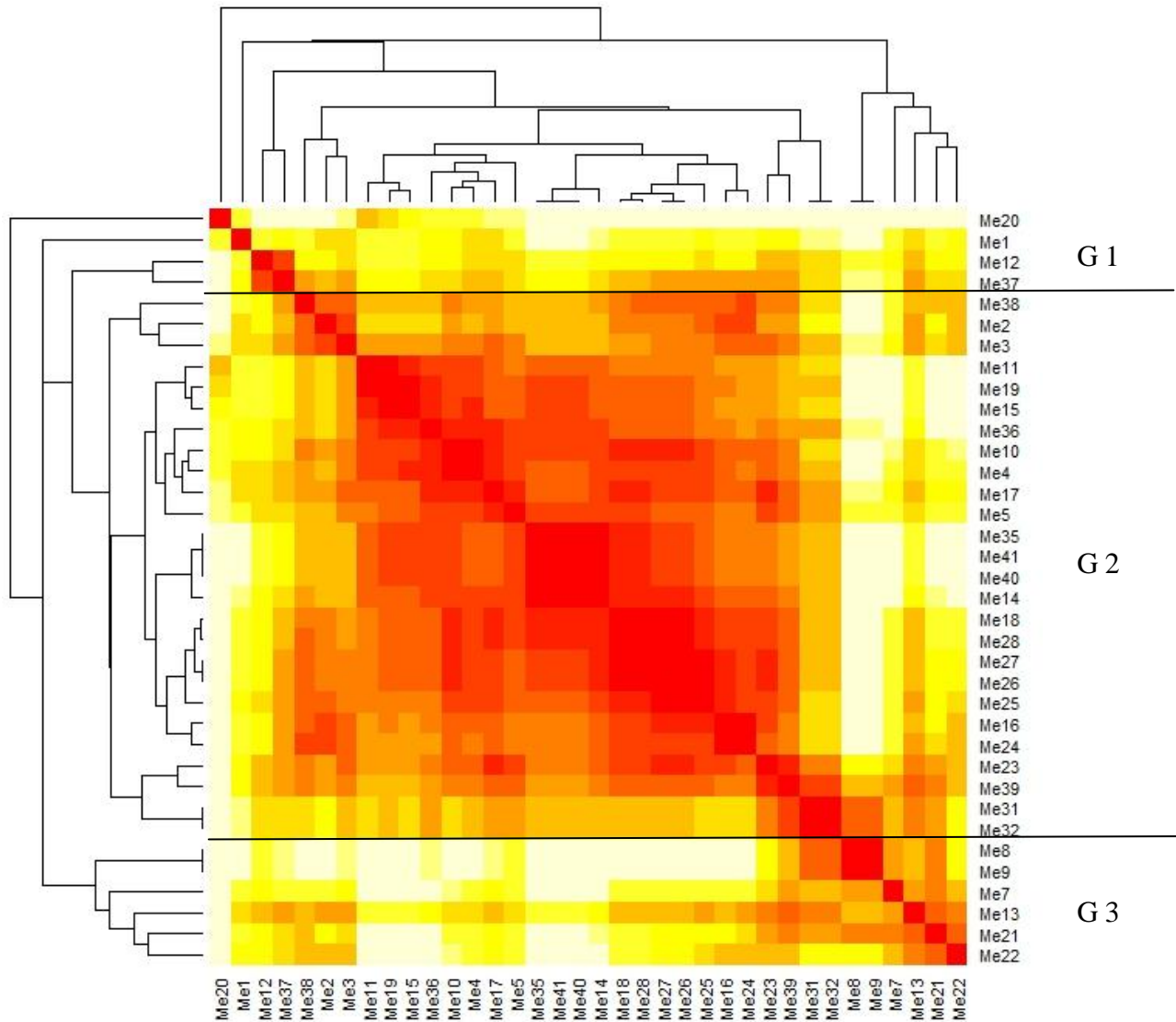
### - Direttiva Habitat

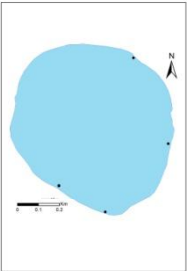
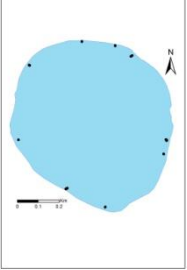
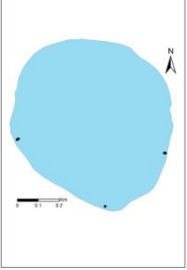
Il lago di Martignano non fa parte della Rete Natura 2000 e non sono mai stati segnalati habitat di interesse comunitario per il lago. Le comunità dominanti nel lago sono praterie a *Characeae* inquadrabili nell'habitat 3140. Come nel lago di Bracciano, la specie dominante è *Chara polyacantha*. Anche per il lago di Martignano vi sono dei popolamenti ascrivibili all'habitat 3150, che potrebbero ridursi se le condizioni di trofia del lago dovessero migliorare.

## LAGO DI MEZZANO

### - Classificazione dei punti di campionamento

La matrice dei punti campionati nel lago di Mezzano è costituita da 36 punti di campionamento per 17 specie. Dall'analisi della *heatmap* vengono selezionati 3 gruppi.



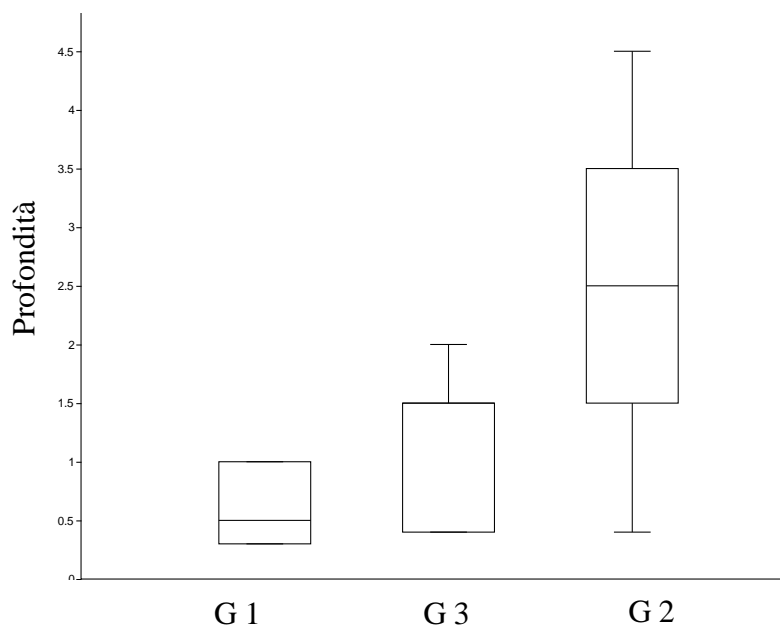
Scheda sintetica del gruppo								Distribuzione	Descrizione
n° punti	4								<p>Piccolo cluster eterogeneo con un rilievo fatto a 4.5 m di profondità in cui domina <i>Ceratophyllum demersum</i> e 3 rilievi in cui si trovano <i>Eleocharis acicularis</i> e <i>Potamogeton gramineus</i>, oltre a <i>Vallisneria spiralis</i> che ha coperture basse ma è sempre presente. Ascrivibile all'habitat 3130, il cluster è limitato al settore est del lago.</p>
G 1	profondità	Pendenze	Urbano	Agricolo	Naturale	Coperture	n° sp		
Mean	0.60	21.08	0.00	38.19	61.81	51.93	6.33		
Stand. dev	0.4	1.0	0.0	47.6	47.6	4.3	2.1		
Median	0.5	21.5	0.0	23.1	76.9	52.3	7.0		
25 prcnil	0	20	0	0	9	48	4		
75 prcnil	1	22	0	91	100	56	8		
n° punti	26								<p>Gruppo di rilievi in cui <i>Vallisneria spiralis</i> è dominante e <i>Myriophyllum spicatum</i> è specie compagna. Vi si possono trovare inoltre <i>Ceratophyllum demersum</i> e <i>Najas marina</i>. In due stazioni è stata rinvenuta <i>Nitellopsis obtusa</i> e in una <i>Chara globularis</i>. Comunità diffusa in tutto il lago a profondità comprese tra il mezzo metro di profondità e la massima profondità di chiusura. Formazione ascrivibile all'habitat 3150.</p>
G 2	profondità	Pendenze	Urbano	Agricolo	Naturale	Coperture	n° sp		
Mean	2.55	26.49	0.00	49.68	50.32	69.62	2.81		
Stand. dev	1.1	7.8	0.0	42.0	42.0	40.1	1.3		
Median	2.5	24.6	0.0	51.8	48.2	80.5	3.0		
25 prcnil	2	21	0	3	9	39	2		
75 prcnil	4	32	0	91	97	102	3		
n° punti	6								<p>Pochi rilievi ascrivibili a una formazione con basse coperture dominata da <i>Najas marina</i> accompagnata da <i>Myriophyllum spicatum</i>.</p>
G 3	profondità	Pendenze	Urbano	Agricolo	Naturale	Coperture	n° sp		
Mean	1.13	18.89	0.00	10.15	89.85	21.42	3.17		
Stand. dev	0.7	5.9	0.0	10.5	10.5	21.0	2.1		
Median	1.3	22.3	0.0	4.6	95.4	18.5	3.0		
25 prcnil	0	11	0	3	77	1	1		
75 prcnil	2	23	0	23	97	41	5		

- PERMDISP. Punti rappresentativi dei gruppi

ID	Gruppo nell'ordinamento	Profondità	<i>Vallisneria spiralis</i>	<i>Eleocharis acicularis</i>	<i>Myriophyllum spicatum</i>	<i>Najas marina subsp. marina</i>	<i>Potamogeton gramineus</i>	<i>Potamogeton pusillus</i>	<i>Schoenoplectus lacustris</i>
Me37	1	0.5	10	30	15	1	.	.	.
Me12	1	0.3	5	40	2	5	0.1	0.1	0.1
Me27	2	3.5	60	.	10	.	.	.	.
Me26	2	2.5	60	.	10	.	.	.	.
Me21	3	0.4	.	.	5	5	.	.	.
Me13	3	1.5	5	.	10	20	1	1	.

- Box-Plot delle profondità misurate per i gruppi selezionati

Vengono riconosciute due fasce di vegetazione: una prima fascia di vegetazione di riva (G1 e G3) che supera raramente il metro di profondità. Una seconda fascia, dominata da *Vallisneria spiralis* (G2), che si spinge fino alla massima profondità colonizzata dalle macrofite nel lago di Mezzano.



- Direttiva habitat

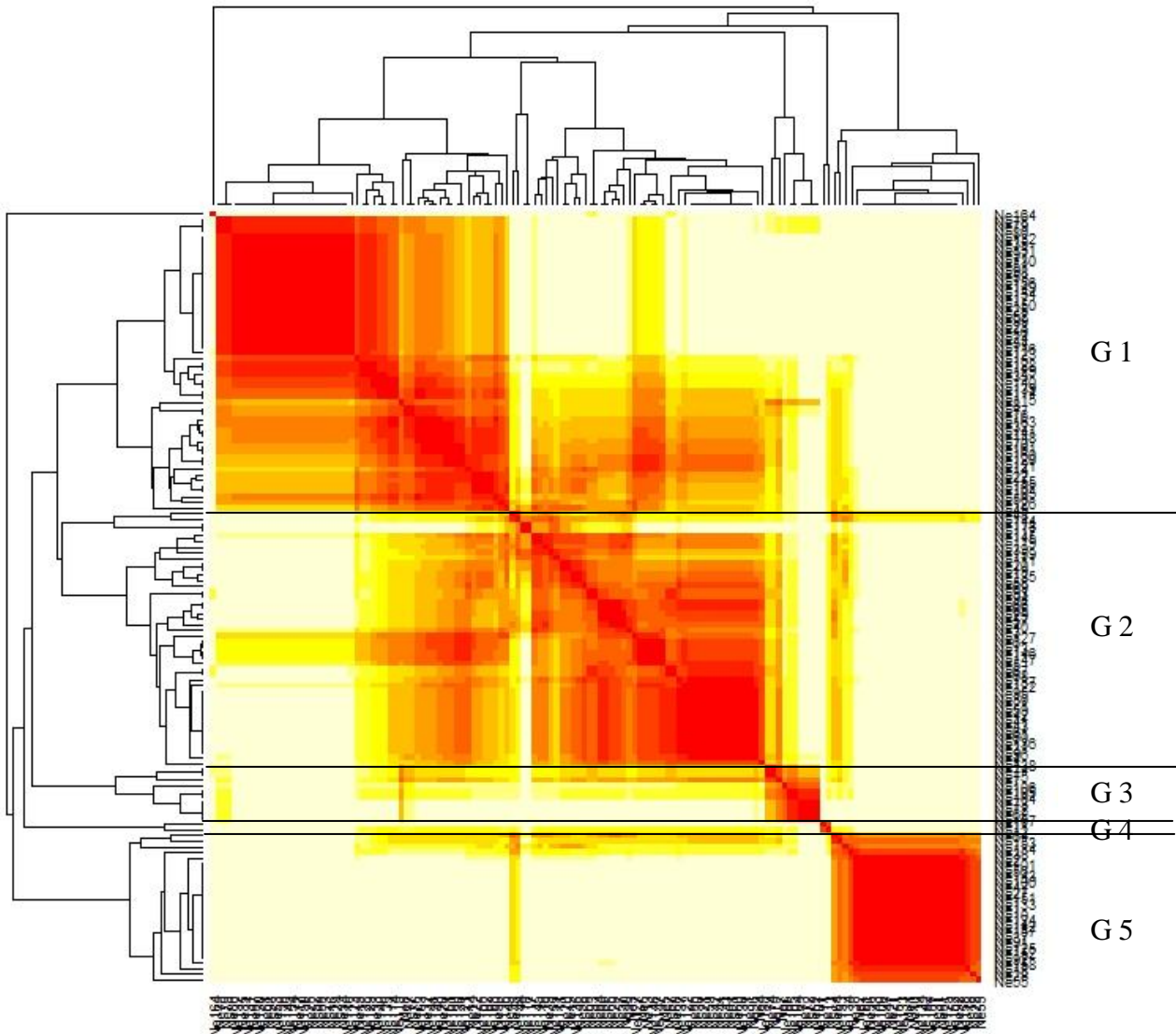
Pochi rilievi in cui sono state rinvenute comunità di *Eleocharis acicularis* e la presenza di *Potamogeton gramineus* fanno supporre la presenza dell'habitat 3130 nel lago. La comunità dominante nel lago a *Vallisneria spiralis* si può inquadrare nell'habitat 3150.

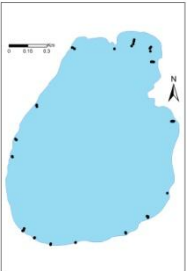
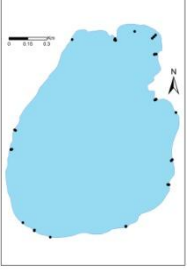
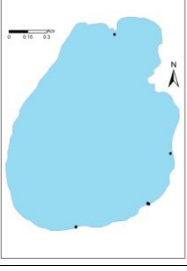
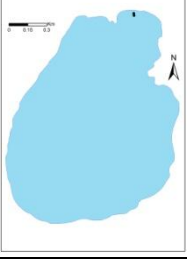


## LAGO DI NEMI

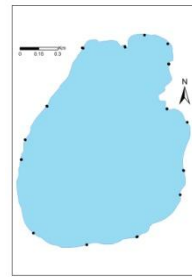
### - Classificazione dei punti di campionamento

La matrice dei punti campionati nel lago di Nemi è costituita da 139 punti di campionamento per 16 specie. Dall'analisi della *heatmap* vengono selezionati 5 gruppi.



Scheda sintetica del gruppo								Distribuzione	Descrizione
n° punti	54								<p>Comunità dominata da <i>Ceratophyllum demersum</i>, tipica della profondità di chiusura del lago. Può essere monospecifica, oppure vi si può trovare <i>Myriophyllum spicatum</i> e in alcuni casi <i>Chara globularis</i>. E' distribuita in tutto il bacino e rappresenta la fascia di vegetazione più profonda</p>
G 1	profondità	Pendenze	Urbano	Agricolo	Naturale	Coperture	n° sp		
Mean	5.92	36.50	0.00	79.50	14.95	84.00	1.89		
Stand. dev	1.7	30.9	0.0	27.2	19.4	30.3	0.9		
Median	6.2	32.0	0.0	86.3	8.5	95.0	2.0		
25 prcntil	5	17	0	79	0	70	1		
75 prcntil	7	37	0	100	21	100	2		
n° punti	45								<p>Comunità diffusa in tutto il lago a profondità comprese tra 2 e 5 m. Dominata da <i>Myriophyllum spicatum</i>, questa comunità rappresenta la fascia di vegetazione delle medie profondità. Nei punti a profondità minore si posso trovare <i>Potamogeton nodosus</i> e <i>P. pectinatus</i>; nelle zone più profonde, invece, è possibile trovare <i>Ceratophyllum demersum</i>.</p>
G 2	profondità	Pendenze	Urbano	Agricolo	Naturale	Coperture	n° sp		
Mean	3.47	36.59	0.00	76.86	14.25	67.51	2.13		
Stand. dev	1.4	18.7	0.0	29.9	18.0	28.3	0.9		
Median	3.4	36.2	0.0	91.2	8.8	71.0	2.0		
25 prcntil	2	20	0	59	0	55	1		
75 prcntil	5	43	0	100	19	90	3		
n° punti	10								<p>Comunità dominata da <i>Chara globularis</i> che è stata rinvenuta in due situazioni diverse. In 3 stazioni (due a sud e una a nord del lago) a profondità superiori ai 6 m, come comunità di chiusura. In una stazione, sulla costa est, a basse profondità nella prima fascia di vegetazione. La mediana dei valori di profondità è a 5.8 m, collocando questa comunità nella fascia di vegetazione profonda del lago. La prateria di <i>Chara globularis</i> è inquadrabile nell'habitat 3140.</p>
G 3	profondità	Pendenze	Urbano	Agricolo	Naturale	Coperture	n° sp		
Mean	4.72	80.95	0.00	77.04	22.96	80.60	2.20		
Stand. dev	2.6	64.2	0.0	15.9	15.9	39.2	1.3		
Median	5.8	35.9	0.0	85.6	14.4	95.0	2.0		
25 prcntil	2	32	0	59	13	58	1		
75 prcntil	7	155	0	87	41	106	4		
n° punti	2								<p>Due rilievi <i>outlier</i> dominati da <i>Nelumbo nucifera</i>, da poco introdotta nel lago di Nemi, nella zona nord del lago.</p>
G 4	profondità	Pendenze	Urbano	Agricolo	Naturale	Coperture	n° sp		
Mean	2.10	6.58	0.00	100.00	0.00	67.50	1.50		
Stand. dev	0.8	0.0	0.0	0.0	0.0	46.0	0.7		
Median	2.1	6.6	0.0	100.0	0.0	67.5	1.5		
25 prcntil	1	5	0	75	0	26	1		
75 prcntil	2	5	0	75	0	75	2		

n° punti	27						
G 5	profondità	Pendenze	Urbano	Agricolo	Naturale	Coperture	n° sp
Mean	1.07	38.62	0.00	82.46	10.13	103.33	1.56
Stand. dev	0.5	35.4	0.0	26.9	13.0	9.3	0.9
Median	1.0	32.1	0.0	91.5	5.0	100.0	1.0
25 prcnil	1	20	0	79	0	100	1
75 prcnil	2	40	0	100	16	101	2



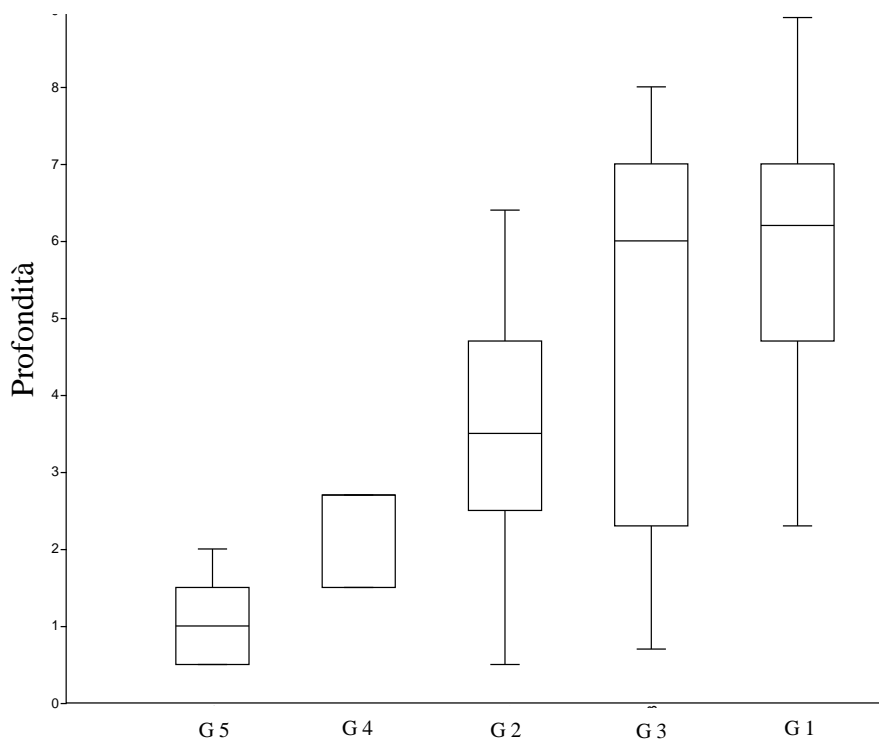
Comunità dominata da *Phragmites australis*, spesso monospecifica, tipica delle prima fascia di vegetazione macrofitica, non si spinge mai mai oltre i 2 m di profondità e si rinviene in tutto il bacino.

- PERMDISP. Punti rappresentativi dei gruppi

ID	Gruppo nell'ordinamento	Profondità	<i>Phragmites australis</i>	<i>Myriophyllum spicatum</i>	<i>Chara globularis</i>	<i>Nelumbo nucifera</i>	<i>Ceratophyllum demersum</i>	<i>Potamogeton nodosus</i>	<i>Potamogeton pectinatus</i>
Ne1	1	5	.	20	.	.	60	.	.
Ne2	1	6	.	20	.	.	60	.	.
Ne3	2	2.3	.	60	.	.	.	10	.
Ne4	2	4	.	60	.	.	.	.	.
Ne5	3	1.5	.	.	70	.	.	.	.
Ne6	3	0.7	.	.	70	.	.	.	.
Ne7	4	1.5	.	.	.	100	.	.	.
Ne8	4	2.7	.	5	.	30	.	.	.
Ne9	5	1.5	100	0.5	.	.	.	.	0.5
Ne10	5	2	100	.	.	.	.	.	.

### - Box-Plot delle profondità misurate per i gruppi selezionati

Nel lago di Nemi si riconosce la presenza di 3 fasce di vegetazione. La prima fascia dominata dalla *Phragmites australis* (G5) che forma spesso densi popolamenti monospecifici che non si spingono mai oltre i 2 m di profondità. Nel nord del lago in questa prima fascia si rinviene un popolamento di *Nelumbo nucifera* che da poco è stata introdotta nel lago. Una seconda fascia di vegetazione dominata da popolamenti di *Myriophyllum spicatum* (G2) diffusi in tutto il lago che alle basse profondità si consocia con *Potamogeton nodosus*. La terza fascia di vegetazione è dominata da popolamenti di *Ceratophyllum demersum* (G3). *Chara globularis* in tre stazioni forma delle piccole praterie nell'ultima fascia di vegetazione a profondità comprese tra 6 e 8 m e in un'unica stazione a sud-est del lago forma un popolamento a profondità comprese tra 0.5 e 3 m di profondità nella prima fascia di vegetazione.



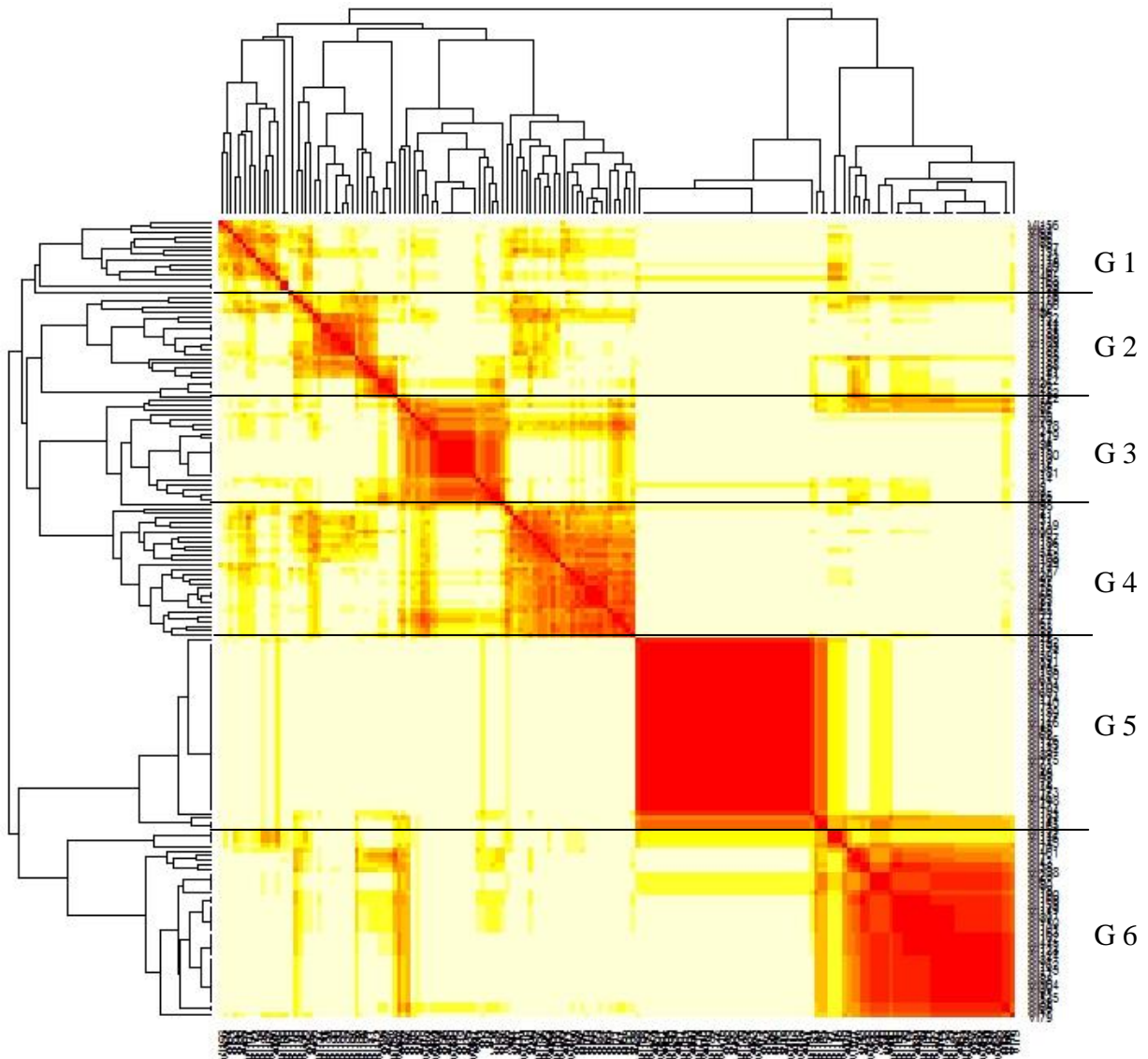
### - Direttiva Habitat

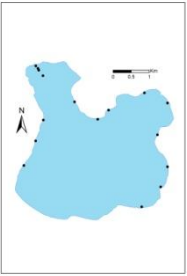
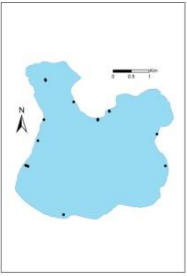
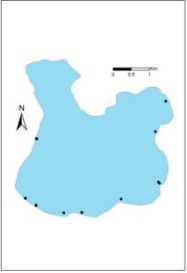
Il lago di Nemi non è inserito nella Rete Natura 2000. All'inizio degli anni '80 la copertura macrofita nel lago era ridotta alle sole *Helophyte* e pochissimi popolamenti di *Hydrophyte* (principalmente *Myriophyllum spicatum* e *Ceratophyllum demersum*) che non si spingevano oltre i 5 m di profondità (Avena & Scoppola, 1987). Attualmente la vegetazione acquatica presenta copertura continua in tutto il lago ed è possibile riconoscere lo sviluppo di piccole praterie ascrivibili all'habitat 3140.

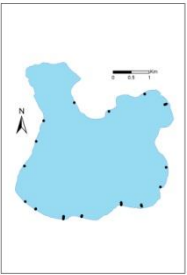
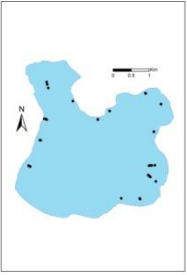
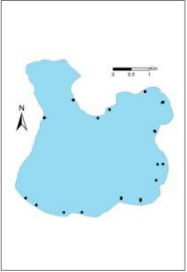
## LAGO DI VICO

### - Classificazione dei punti di campionamento

La matrice dei punti campionati nel lago di Vico è costituita da 170 punti di campionamento per 22 specie. Dall'analisi della *heatmap* vengono selezionati 2 gruppi.



Scheda sintetica del gruppo								Distribuzione	Descrizione
n° punti	16								<p>Cluster di rilievi appartenente a comunità rinvenute nei primi due metri di profondità ricco di specie. Generalmente dominano <i>Phragmites australis</i> e <i>Myriophyllum spicatum</i>, ma in alcuni casi si possono avere popolamenti dominati da <i>Najas minor</i> o <i>Najas marina</i> (nel golfo a nord del lago). Tra i culmi di <i>Phragmites australis</i> si possono trovare anche alcune <i>Characeae</i>, in particolare <i>Chara aspera</i> e <i>Nitella hyalina</i> e altre specie di piante vascolari: <i>Potamogeton nodosus</i>, <i>P. pectinatus</i>, <i>P. lucens</i>. Comunità diffuse in tutto il lago tranne che nel sud del lago, nelle zone dove dominano i <i>Potamogeton</i> è inquadrabile nell'habitat 3150.</p>
G 1	profondità	Pendenze	Urbano	Agricolo	Naturale	Coperture	n° sp		
Mean	0.94	6.31	0.96	61.62	37.41	93.16	5.50		
Stand. dev	0.7	5.1	3.9	43.9	44.6	23.8	2.5		
Median	0.7	4.5	0.0	83.0	15.7	100.0	5.0		
25 prntil	1	1	0	0	0	86	4		
75 prntil	1	11	0	100	100	107	8		
n° punti	22								<p>Rilievi di comunità dominate da <i>Chara hispida</i> e <i>Chara intermedia</i> cui si accompagna spesso <i>Chara globularis</i> che in alcune stazioni può diventare dominante. Sono praterie di <i>Characeae</i> ascrivibili all'habitat 3140, diffuse principalmente nella zona nord e ovest del bacino.</p>
G 2	profondità	Pendenze	Urbano	Agricolo	Naturale	Coperture	n° sp		
Mean	3.85	9.29	0.00	72.09	27.91	89.73	3.05		
Stand. dev	1.8	4.8	0.0	40.6	40.6	31.7	2.1		
Median	3.9	10.7	0.0	87.7	12.3	92.5	2.0		
25 prntil	2	5	0	59	0	78	2		
75 prntil	5	14	0	100	41	105	3		
n° punti	22								<p>Rilievi dominati da <i>Chara polyacantha</i> diffusi nella zona sud ed est del lago. Sono praterie ascrivibili all'habitat 3140.</p>
G 3	profondità	Pendenze	Urbano	Agricolo	Naturale	Coperture	n° sp		
Mean	4.09	13.40	40.40	28.40	31.20	107.95	2.55		
Stand. dev	1.3	7.0	40.7	42.2	33.9	12.5	1.7		
Median	4.1	16.0	34.3	1.6	18.5	105.0	2.0		
25 prntil	3	6	0	0	0	100	1		
75 prntil	5	19	85	70	66	118	3		

n° punti	28						
G 4	profondità	Pendenze	Urbano	Agricolo	Naturale	Coperture	n° sp
Mean	1.65	9.85	28.33	42.36	29.31	89.05	3.46
Stand. dev	0.8	5.6	38.0	46.2	38.0	28.9	1.4
Median	1.4	10.2	0.0	3.2	14.0	91.0	3.0
25 prcnil	1	5	0	0	0	80	3
75 prcnil	2	15	76	87	58	109	5
							
Comunità rilevata a basse profondità, dominata da <i>Chara aspera</i> . Vi si possono trovare molte specie di <i>Characeae</i> ( <i>C. vulgaris</i> , <i>C. tomentosa</i> , <i>C. hispida</i> , <i>C. polyacantha</i> ). Rilievi ascrivibili all'habitat 3140, diffusi in tutto il bacino, tranne nella zona del golfo a nord.							
n° punti	41						
G 5	profondità	Pendenze	Urbano	Agricolo	Naturale	Coperture	n° sp
Mean	7.93	6.37	2.98	71.89	22.70	70.51	1.15
Stand. dev	1.3	4.8	12.4	37.5	34.4	29.0	0.4
Median	8.0	4.6	0.0	87.1	12.3	80.0	1.0
25 prcnil	7	2	0	67	0	50	1
75 prcnil	9	10	0	100	33	100	1
							
Comunità tipica della profondità di chiusura nel lago di Vico, dominata da <i>Ceratophyllum demersum</i> , quasi sempre monospecifico.							
n° punti	40						
G 6	profondità	Pendenze	Urbano	Agricolo	Naturale	Coperture	n° sp
Mean	5.67	9.97	16.73	52.85	25.42	99.44	2.10
Stand. dev	1.6	6.0	31.4	44.2	32.3	17.2	1.0
Median	5.8	10.2	0.0	78.1	16.8	101.0	2.0
25 prcnil	4	5	0	0	0	100	1
75 prcnil	7	13	15	87	24	105	2
							
Comunità dominata da <i>Nitellopsis obtusa</i> , che rappresenta la comunità più profonda nella zona sud-ovest del bacino, dove non è stato rinvenuto <i>Ceratophyllum demersum</i> . Rilievi ascrivibili all'habitat 3140.							

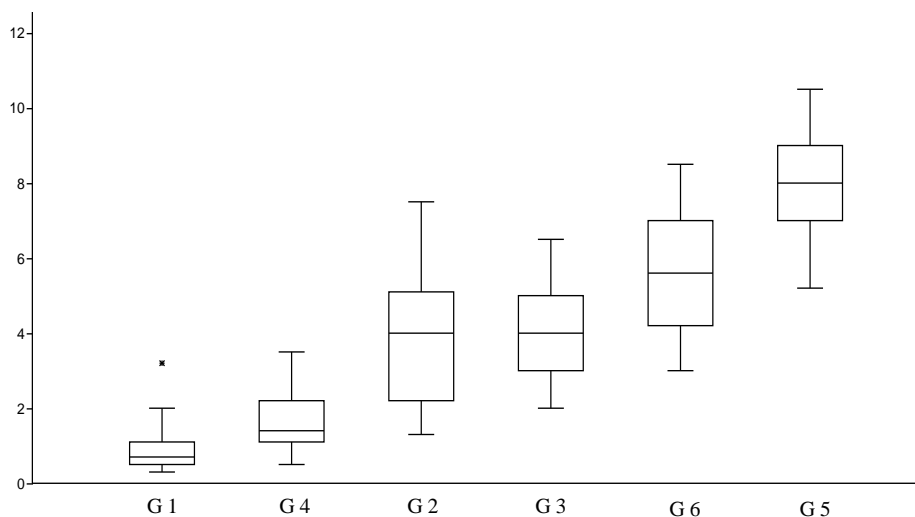


- PERMDISP. Punti rappresentativi dei gruppi

ID	Gruppo nell'ordinamento	Profondità	<i>Nitellopsis obtusa</i>	<i>Chara polyacantha</i>	<i>Chara aspera</i>	<i>Ceratophyllum demersum</i>	<i>Chara hispida group</i>	<i>Myriophyllum spicatum</i>	<i>Chara globularis</i>	<i>Phragmites australis</i>	<i>Nitella hyalina</i>	<i>Najas marina subsp. marina</i>	<i>Najas minor</i>	<i>Potamogeton pectinatus</i>	<i>Potamogeton perfoliatus</i>	<i>Chara tomentosa</i>	<i>Potamogeton nodosus</i>	<i>Ranunculus trichophyllus</i>
Vi1	1	0.7	.	.	.	.	.	30	.	30	25	5	5	5	1	.	1	1
Vi2	1	0.8	.	.	15	.	.	35	.	25	20	1	5	5	1	.	.	.
Vi3	2	6.5	10	.	.	.	50	5	25	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Vi4	2	3.8	.	.	.	.	80	.	20	.	.	5	.	.	.	.	.	.
Vi5	3	3	.	90	10	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Vi6	3	4	.	100	5	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Vi7	4	1.1	.	.	75	.	10	.	.	.	5	.	.	.	.	.	.	.
Vi8	4	1.5	.	.	80	.	5	0.1	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.
Vi9	5	9	.	.	.	70	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Vi10	5	8	.	.	.	70	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Vi11	6	4.5	100	.	.	5	.	.	10	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Vi12	6	8.5	100	.	.	5	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.

### - Box-Plot delle profondità misurate per i gruppi selezionati

Nel lago sono presenti tre fasce di vegetazione. La prima fascia, come nel lago di Bolsena, ospita comunità dominate da *Phragmites australis*, ricche di specie (G1) che non si spingono oltre i 2 m di profondità e praterie dominate da *Chara aspera* (G4). Nella seconda fascia si trovano due praterie dominate dalle *Characeae* della subsezione *Hartmania* (G2 e G3) e infine nella terza fascia si trovano comunità dominate da *Nitellopsis obtusa* (G6) e popolamenti monospecifici dominati da *Ceratophyllum demersum* (G5).



### - Direttiva Habitat

Nel lago di Vico sono segnalati 3 habitat di interesse comunitario. Gli habitat 3140 e 3150 sono ben rappresentati. Anche in questo lago un miglioramento delle condizioni trofiche delle acque potrebbe portare ad una riduzione della superficie occupata dall'habitat 3150. Non sono stati rinvenuti popolamenti inquadrabili nell'habitat 3130, una volta presente nel lago e segnalato nella scheda SIC.

## 6. Analisi dello stato di conservazione dei laghi vulcanici italiani

### 6.1 Introduzione

La WFD (Direttiva 2000/60) richiede agli stati europei di raggiungere un buono stato di conservazione dei corpi idrici entro il 2015. Per valutarne lo stato di conservazione la WFD stabilisce di analizzare 5 Elementi di Qualità Biologica (EQB: Macrofite, Diatomee, Fitoplancton, macroinvertebrati bentonici, fauna ittica) e formalizzare delle metriche di risposta ai fattori di stress antropogenici. Le variazioni misurate negli EQB devono individuare 5 classi di qualità (*high, good, moderate, poor e bad condition*) (CIS, 2005). Per realizzare questa scala di valori si suggerisce di calcolare un *Ecological Quality Ratio* (EQR), con valori compresi tra 0 e 1, che permetta di valutare lo scostamento da lo stato di conservazione di un sito di riferimento (*reference site*) in cui gli EQB hanno alta qualità e dividere questa scala in cinque classi. L'individuazione delle classi di qualità deve passare attraverso un esercizio di calibrazione svolto a livello europeo nell'ambito dei Gruppi di Intercalibrazione, denominati GIG (CIS, 2011). L'Italia fa parte di due GIG: il GIG Alpino e il GIG Mediterraneo. I laghi vulcanici presi in considerazione nel presente studio rientrano tutti nel GIG mediterraneo di cui fa parte l'Italia insieme a Spagna, Francia, Grecia e Portogallo. L'esercizio di intercalibrazione si svolge su tipologie di lago comuni individuate tra i paesi. I laghi naturali presi in considerazione nel GIG mediterraneo sono 38 e solo la tipologia di lago naturale "*Lowland or mid altitude, shallow or deep, calcareous*" (Martínez López et al., 2010) è stata utilizzata per l'esercizio di intercalibrazione. I laghi vulcanici sono stati esclusi dall'intercalibrazione perchè i soli laghi con cui era potenzialmente possibile operare un confronto, i laghi vulcanici dell'arcipelago delle Azzorre, sono ecologicamente molto diversi dai laghi del continente europeo (Hughes & Malmqvist, 2005). Di conseguenza i laghi vulcanici italiani sono considerati una categoria unica, esclusa dal processo di intercalibrazione, anche se non è mai stato stabilito un livello di dissimilarità, al di sopra del quale non è possibile confrontare dei laghi.

Per realizzare indici di valutazione dello stato di conservazione basati sulla macrofite si deve calibrare il potere di bioindicazione del contingente di macrofite rilevato e delle metriche da esso estratte, verificando la correlazione con i parametri ecologici che si vuole monitorare (Hering et al., 2006). L'esiguità del numero di laghi vulcanici e l'assenza di un campionamento idrochimico per ogni punto di campionamento non permette di valutare ex-novo la correlazione tra parametri ambientali e macrofite nel presente lavoro. Si è dimostrato (capitoli 3 e 4) che i laghi vulcanici,

nonostante la loro origine geologica, hanno caratteristiche idrochimiche paragonabili a quelle dei laghi calcarei e sono assimilabili ai laghi a *Characeae* europei. Per questo motivo si propone di utilizzare le metriche esposte in altri contributi scientifici, inerenti laghi con caratteristiche ecologiche simili a quelle rilevate. Nel presente capitolo si presenteranno delle metriche per la valutazione dello stato di conservazione dei laghi vulcanici, si presenteranno i relativi EQR segnalando le condizioni di riferimento. Infine verrà proposto un indice multimetrico per la valutazione dello stato di conservazione delle macrofite.

## 6.2 Dati e Metodi

I dati considerati necessari per la realizzazione di un indice basato su degli EQB devono avere delle caratteristiche (CIS,2011): oltre ai dati relativi a composizione tassonomica, abbondanza e posizione degli EQB si deve disporre di dati geografici e dati relativi ai fattori di stress. Nei capitoli 3 e 4 abbiamo illustrato le metodologie di campionamento utilizzate per raccogliere i dati.

La WFD obbliga gli stati membri a fornire un quadro dello stato di conservazione di tutti i bacini che hanno dimensione superiore a 0.5 km<sup>2</sup>. Questo limite spesso è stato preso in considerazione come limite minimo per l'applicazione degli indici e la classificazione dei corpi idrici (WFD *Annex II, system A*). I laghi piccoli sono stati esclusi nella tipificazione dei laghi italiani (Buraschi et al., 2005) anche se la dimensione minima da prendere in considerazione può essere soggetta a variazioni (Wallin et al., 2003). L'esiguità del numero di laghi nel GIG mediterraneo e la valenza ecologica dei piccoli bacini, inseriti tutti nella Rete Natura 2000, non permette di escluderli dall'analisi dello stato di conservazione; per questo motivo, nel presente lavoro verrà applicato l'indice, anche sul lago di Mezzano e sul Lago Grande e Lago Piccolo di Monticchio.

In Italia sono stati sviluppati due indici nell'ambito del GIG Alpino (Oggioni et al., 2010). Anche se si riconosce una sostanziale somiglianza tra le caratteristiche idrochimiche dei grandi laghi calcarei alpini e i laghi vulcanici il contingente macrofitico rilevato nei laghi alpini è molto ridotto e le specie per cui viene fornito un valore di indicazione dello stato trofico per l'applicazione del *Macrophyte Trophic Index* (MTI) sono troppo poche. In 108 transetti su 171 rilevati nei laghi vulcanici più del 25% delle specie rinvenute non hanno valore di indicazione, valore soglia specificato per l'applicazione del MTI. Quindi al fine di classificare lo stato di conservazione dei laghi vulcanici italiani si adatteranno alcune delle metriche proposte da Pall &

Moser (2009) che hanno esaminato lo stato di conservazione dei laghi austriaci e il *Reference Index* proposto in Stelzer et al. (2005) che presentano un maggior numero di specie indicatrici in comune con i laghi vulcanici e caratteristiche idrochimiche confrontabili (tab. 6.1).

**Tabella 6.1: metriche selezionate per la realizzazione dell'indice di valutazione dello stato di conservazione dei laghi vulcanici**

Metrica	Riferimento
Reference Index (RI)	Stelzer et al., 2005
Vegetation density (Vd)	Pall & Moser, 2009
Vegetation limit (VI)	Pall & Moser, 2009
Characteristic zonation (Z)	Pall & Moser, 2009

Le metriche selezionate sono indicatrici delle modificazioni a medio e lungo termine delle condizioni del sedimento (RI) delle modificazioni delle concentrazioni di nutrienti e della trasparenza delle acque a breve termine ( $V_l$  e  $V_d$ ) e a lungo termine ( $Z_l$ ).

Per ogni metrica viene misurata la deviazione dalla condizione di riferimento (EQR). Le condizioni di riferimento non devono essere necessariamente *pristine* (CIS2003-CIS2011) e verranno valutate per ogni metrica in base alle conoscenze acquisite durante questo lavoro o in studi pregressi. Nel caso non sia possibile segnalare una condizione di riferimento misurata nell'ambito dei laghi vulcanici, si prenderà in considerazione quanto segnalato in Stelzer et al. (2005) e in Pall & Moser (2009) facendo riferimento ai laghi con condizioni idrochimiche e composizione macrofitica simile ai laghi vulcanici.

### **6.2.1 Reference Index (RI)**

Molti autori hanno individuato gruppi di macrofite sensibili o tolleranti all'inquinamento per valutare lo stato trofico di un lago: maggiore è la presenza o l'abbondanza delle specie sensibili e minore è il carico trofico (Melzer, 1999; Stelzer et al., 2005; Wilby et al., 2006; Penning et al., 2008; Pall & Moser, 2009).

Il *Reference Index* (Stelzer et al., 2005) si basa su una classificazione delle sole *Hydrophyte* in 3 classi: piante sensibili al carico trofico (A), piante tolleranti (B) e piante indifferenti (C). Per il presente lavoro il RI è stato calcolato sulle coperture macrofite stimate per il transetto (vedi

capitolo 4<sup>6</sup>). Nella versione originale (Stelzer et al., 2005) si richiede il calcolo del RI su valori di copertura dedotti con il *Plant Quantity Index* (Melzer, 1999): una trasformazione dei valori di copertura misurati in campo su una scala di 5 classi (Kohler, 1978). Nel presente lavoro il campionamento fornisce una stima delle coperture percentuali e quindi non si rende necessaria una trasformazione dei valori.

Il RI si calcola come:

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

in tabella 6.2 le definizioni dei parametri

**Tabella 6.2: definizione dei parametri che compongono il Reference Index**

Parametro	Definizione
RI	<i>Reference Index</i>
$Q_{Ai}$	<i>copertura del i-esimo taxon delle specie del gruppo A (sensibili)</i>
$Q_{Ci}$	<i>copertura del i-esimo taxon delle specie del gruppo C (tolleranti)</i>
$Q_{gi}$	<i>copertura delle specie di tutti i gruppi (A+B+C)</i>
$n_A$	<i>Numero totale dei taxa appartenenti alle specie del gruppo A</i>
$n_C$	<i>Numero totale dei taxa appartenenti alle specie del gruppo C</i>
$n_g$	<i>Numero totale dei taxa</i>

In tabella 6.3 viene presentato l'elenco delle *Hydrophyte* sommerse rilevate e l'assegnazione alle tre classi di sensibilità. Vengono assegnati i valori proposti per i laghi profondi di pianura della Germania del nord (TKg in Stelzer et al., 2005): laghi stratificati con alti valori di conducibilità e alcalinità, concentrazione degli ioni  $Ca^{2+}$  superiore a 15mg/l, dominati dalle *Characeae*.

<sup>6</sup> Il transetto è caratterizzato dalle specie presenti tra la linea di costa e la massima profondità di crescita (Zc) e dalla copertura media valutata come "somma delle coperture di una specie nei punti di campionamento"/"massima profondità di crescita misurate nel lago".

**Tabella 6.3: Elenco delle *Hydrophyte* rilevate nei laghi vulcanici italiani e assegnazione al gruppo di indicazione. A: specie sensibile; C: specie tollerante; B: specie indifferente.**

<i>Amblystegium saxatile</i>	B	<i>Nitella hyalina</i> ***	A
<i>Baldellia ranunculoides</i>	-	<i>Nitella opaca</i>	A
<i>Ceratophyllum demersum</i>	B	<i>Nitella tenuissima</i>	A
<i>Chara aspera</i>	A	<i>Nitellopsis obtusa</i>	A
<i>Chara globularis</i>	B	<i>Nymphaea alba</i> ****	B
<i>Chara hispida</i>	A	<i>Persicaria amphibia</i>	-
<i>Chara intermedia</i>	A	<i>Potamogeton crispus</i>	C
<i>Chara tomentosa</i>	A	<i>Potamogeton gramineus</i>	A
<i>Chara vulgaris</i>	B	<i>Potamogeton lucens</i>	B
<i>Eleocharis acicularis</i>	B	<i>Potamogeton nodosus</i>	C
<i>Elodea canadensis</i>	C	<i>Potamogeton pectinatus</i>	B
<i>Fontinalis squamosa</i>	B	<i>Potamogeton perfoliatus</i>	B
<i>Isoetes echinospora</i> *	A	<i>Potamogeton pusillus</i>	B
<i>Myriophyllum spicatum</i>	B	<i>Ranunculus tricophyllus</i>	C
<i>Najas marina</i>	B	<i>Utricularia australis</i>	B
<i>Najas minor</i>	-	<i>Vallisneria spiralis</i> **	B
<i>Nelumbo nucifera</i> **	C	<i>Zannichellia palustris</i>	C
<i>Nitella gracilis</i> *	A		

\* *I. echinospora* e *N. gracilis* sono specie sensibile all'inquinamento ma rilevata solo nei softwater lakes tedeschi (MTS in Stelzer et al., 2005).

\*\* Valore assegnato in base a quanto rilevato in Oggioni et al. 2010 nel realizzare il MTI.

\*\*\* a rischio di estinzione in Germania (Smidht et al., 1996) e nei Balcani (Blaženčić et al., 2006). Risulta estinta nel Regno Unito (Palmer, 2008). Abbiamo assegnato un valore A anche se non inserite nella tabella di Stelzer et al. (2005).

\*\*\*\* Valore assegnato in Shaumburg et al. (2007) per la stessa categoria di laghi (TKg).

Il RI può assumere valori compresi tra -1 e 1. La definizione delle categorie ecologiche e quindi dell'ampiezza degli intervalli che suddividono la scala di valori che l'indice può assumere è fondamentale. Generalmente in uno stadio iniziale di formulazione degli indici le classi di qualità hanno ampiezza uguale; durante l'esercizio di intercalibrazione l'ampiezza delle classi varia in funzione delle evidenze scientifiche e della valutazione delle relazioni esistenti tra metriche e parametri ecologici (vedi esempio in fig. 6.1 dal CIS, 2011).

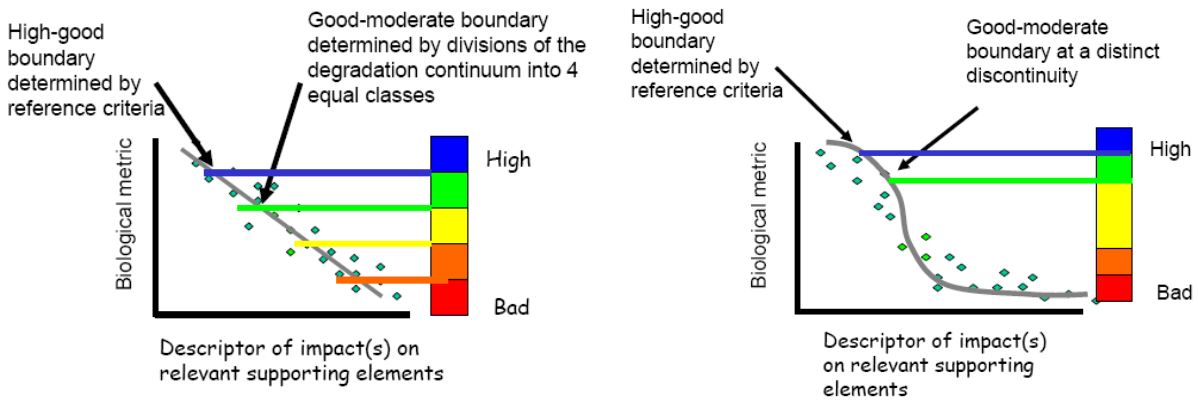


Figura 6.1: esempi di definizione dei limiti all'interno di un EQR in base alla valutazione della risposta all'impatto indagato della metrica biologica (CIS, 2011).

Nella tabella 6.4 viene assegnata una categoria ecologica per gli intervalli individuati nel RI, in linea con quanto proposto in Stelzer et al. (2005) per i laghi calcarei profondi di pianura della Germania del nord (TKg).

Tabella 6.4: Stato ecologico e EQR assegnato in base ai valori del *Reference Index*

Valori del RI	Stato ecologico	Restrizioni
$1 \geq RI \geq 0.4$	High (5)	Se la copertura delle specie del gruppo C > 10% allora lo stato è Good (4)
$0.4 > RI > 0$	Good (4)	Se il transetto è dominato dal <i>Ceratophyllum demersum</i> (copertura > 50%) lo stato è Poor (3)
$0 \geq RI \geq -0.01$	Moderate (3)	
$-0.01 > RI \geq -1$	Poor (2)	Se la copertura delle piante è inferiore al 10% lo stato è Bad (1)
	Bad (1)	

### 6.2.2 Characteristic zonation ( $Z_i$ )

L'analisi cenologica condotta nel capitolo 5 ha evidenziato la presenza di 3 fasce di vegetazione per i laghi di medie e grandi dimensioni e 2 fasce per i laghi di piccole dimensioni. Analoga distribuzione in fasce di vegetazione viene segnalata in Pall & Moser (2009) in cui si descrive la presenza di 3 fasce di vegetazione per i laghi analizzati, che hanno sempre dimensioni superiori a 0.5 km<sup>2</sup>. Il cambiamento della caratteristica zonazione ha grande rilevanza ed è determinato da modificazioni nelle condizioni ecologiche a lungo termine.

Nei laghi di grandi e medie dimensioni si prende come riferimento quanto descritto in Pall & Moser (2009): in un transetto in buone condizioni ambientali deve essere presente una zonazione delle macrofite in 3 fasce di vegetazione dominate dalle *Characeae*. Nei laghi calcarei



del nord dell'Austria a quote inferiori a 600 m, le tre fasce hanno composizione specifica molto simile a quanto rilevato nei laghi vulcanici (Tab 6.5).

**Tabella 6.5:** descrizione delle specie che caratterizzano le fasce di vegetazione rinvenute nei laghi calcarei al pedemonte delle alpi in Pall & Moser (2009). *Cha\_sw*: Chara shallow water; *Cha\_md*: Chara medium water; *Cha\_dw*: Chara deep water.

Fasce	Specie dominante
Cha_sw	<i>Chara aspera</i>
Cha_md	<i>Chara contraria</i> , <i>Chara delicatula</i> , <i>Chara hispida</i> , <i>Chara tomentosa</i> , <i>Tolypella glomerata</i>
Cha_dw	<i>Chara globularis</i> , <i>Nitella opaca</i> , <i>Tolypella glomerata</i>

Per i laghi di piccole dimensioni (Mezzano, Lago Grande e Lago Piccolo) possiamo consultare quanto riportato in Trotter (1908) per avere un quadro di composizione specifica delle diverse fasce di vegetazione. Escludendo la prima fascia ad *Helophyte*, nel lago si trovano due fasce di vegetazione: la prima fascia dominata dalle *Hydrophyte* a foglie flottanti e la seconda da *Hydrophyte* sommerse, tra le quali dominano le piante vascolari, in particolare *Potamogeton* sp.pl. e possono essere presenti anche *Characeae*.

L'assegnazione dello stato ecologico viene fatta in base alla presenza delle fasce di vegetazione e alla dominanza da parte delle specie caratteristiche della fascia. Nella tabella 6.6 vengono presentati gli stati ecologici e le relative descrizioni per i laghi grandi e di medie dimensioni, nella tabella 6.7 per i laghi piccoli.

**Tabella 6.6:** Stato ecologico, descrizione ed EQR per  $Z_1$  nei laghi di medie e grandi dimensioni.

Valori di $Z_1$	Stato ecologico	Descrizione
1.0	High (5)	Sono presenti 3 fasce di vegetazione dominate dalle <i>Characeae</i>
0.7	Good (4)	una delle 3 fasce di vegetazione non è dominata da <i>Characeae</i>
0.5	Moderate (3)	Sono presenti 2 fasce di vegetazione
0.3	Poor (2)	Una delle 2 fasce presenti non è dominata da <i>Characeae</i>
0.1	Bad (1)	E' presente una sola fascia di vegetazione
0		Non sono presenti <i>Hydrophyte</i>

**Tabella 6.7: Stato ecologico, descrizione ed EQR per  $Z_1$  nei laghi di piccole dimensioni.**

Valori di $Z_1$	Stato ecologico	Descrizione
1.0	High (5)	Sono presenti 2 fasce di vegetazione dominate da <i>Hydrophyte</i> a foglie flottanti e <i>Potamogeton</i> sp
0.7	Good (4)	una delle 2 fasce di vegetazione non è dominata da <i>Potamogeton</i> o da <i>Hydrophyte</i> a foglie flottanti
0.5	Moderate (3)	E' presente una sola fascia di vegetazione
0.3	Poor (2)	La fascia di vegetazione presente non è dominata da <i>Potamogeton</i> o <i>Hydrophyte</i> a foglie flottanti
0	Bad (1)	non è presente vegetazione

### 6.2.3 Vegetation limits ( $V_1$ )

La massima profondità di crescita delle macrofite nei laghi ( $Z_c$ ) è influenzata da diversi parametri: luce (Canfield et al., 1985; Chambers & Kalff, 1985; Middleboe & Markager, 1997), temperatura e profondità del termocline (Genkai-Kato & Carpenter, 2005) e pressione (Dale, 1984). La  $Z_c$  è influenzata quindi dalla trasparenza delle acque, misurata con il disco di secchi (DS) e dalle dimensioni del lago che è direttamente correlata con la profondità del termocline (Genkai-Kato & Carpenter, 2005): in condizioni ottimali di trasparenza, la massima profondità di crescita sarà maggiore nei laghi di grandi dimensioni rispetto ai laghi di medie e di piccole dimensioni. L'EQR della metrica  $V_1$  viene calcolata come rapporto tra la  $Z_c$  misura al transetto e la  $Z_c$  massima registrata per le tre categorie dimensionali dei laghi. In tabella 6.8 le  $Z_c$  di riferimento misurate per le 3 categorie dimensionali dei laghi e in tabella 6.9 i valori di riferimento per l'EQR dell'indice  $V_1$  e i valori di stato ecologico.

**Tabella 6.8: massima profondità di crescita riferimento per le diverse categorie dimensionali dei laghi vulcanici**

Categoria	$Z_{cmax}$	riferimento
Laghi Grandi $La > 20 \text{ km}^2$	26 m	profondità misurata nel lago di Bracciano l'8/7/2010
Laghi Medi $0.5 \text{ km}^2 < La < 20 \text{ km}^2$	20 m	profondità segnalata nel lago di Martignano in Margaritora et al. (2003)
Laghi Piccoli $La < 0.5 \text{ km}^2$	6.3 m	profondità misurata nel Lago Piccolo di Monticchio il 30/08/2010

**Tabella 6.9: Stato Ecologico, EQR e descrizione della metrica  $V_1$** 

Valori del $V_1$	Stato ecologico	Descrizione
$1 \geq V_1 \geq 0.8$	High (5)	La Zc è pari a quella potenzialmente raggiungibile nel lago
$0.8 > V_1 \geq 0.6$	Good (4)	La Zc è leggermente diversa dal potenziale raggiungibile
$0.6 > V_1 \geq 0.4$	Moderate (3)	La Zc devia moderatamente dal potenziale raggiungibile
$0.4 > V_1 \geq 0.2$	Poor (2)	La Zc devia sostanzialmente dal potenziale raggiungibile
$0.2 > V_1 \geq 0$	Bad (1)	La Zc delle macrofite è molto distante dal potenziale raggiungibile

#### 6.2.4 *Vegetation Density ( $V_d$ )*

La densità di vegetazione è influenzata da diversi parametri ambientali quali alterazioni della linea di costa (Keddy, 1983; Cheruvilili & Soranno, 2008), oscillazioni del livello delle acque (Coops & van der Velde, 1995; Mastrantuono et al., 2008), azione del moto ondoso (Keddy, 1982). La metrica  $V_d$  è stimata come copertura delle macrofite tra la linea di costa e la massima profondità di crescita di riferimento per la categoria dimensionale del lago (vedi tab. 6.8), quindi l'EQR è dato da una copertura percentuale che oscilla tra 0 e 100. In condizioni di riferimento la copertura deve essere prossima a 100, mentre in presenza di disturbo  $V_d$  diminuisce (tab. 6.10).

**Tabella 6.10: EQR e stato ecologico della metrica *Vegetation Density***

Valori del $V_d$	Stato ecologico	Descrizione
$100 \geq V_d \geq 80$	High (5)	La copertura macrofitica è continua fino alla Zc
$80 > V_d \geq 60$	Good (4)	Ci sono alcuni gap nella copertura macrofitica
$60 > V_d \geq 40$	Moderate (3)	La copertura macrofitica presenta molte zone con basse coperture
$40 > V_d \geq 20$	Poor (2)	Vi sono ampie zone in cui le macrofite sono assenti
$20 > V_d \geq 0$	Bad (1)	Le macrofite sono sporadiche o presenti in piccoli nuclei

#### 6.2.5 *Volcanic Lakes Multimetric Macrophyte Index*

L'indice multimetrico per la valutazione dello stato ecologico dei laghi vulcanici si compone di 4 metriche che possono essere valutate per ogni transetto. Ogni metrica permette la valutazione dello stato ecologico in una scala da 1 a 5. Lo stato ecologico del transetto è pari alla media dedotta dalle 4 metriche:

$$\text{VL-MMI} = \frac{\text{RI} + \text{Z}_l + \text{V}_l + \text{V}_d}{4}$$

In cui VL-MMI è il *Volcanic Lakes-Multimetric Macrophyte Index*, RI è lo stato ecologico dedotto dall'applicazione del *Reference Index*,  $Z_l$  è lo stato ecologico dedotto dalla metrica *Characteristic Zonation*,  $V_l$  è lo stato ecologico dedotto dalla metrica *Vegetation Limit*,  $V_d$  è lo stato ecologico dedotto dalla metrica *Vegetation Density*. Una valutazione dello stato ecologico dell'intero bacino si ottiene calcolando la media del VL-MMI dei transetti rilevati.

### 6.3 Risultati e discussione

Su 171 transetti rilevati in cinque casi, tutti appartenenti al lago di Bracciano, il VL-MMI ha valore massimo (5) e in 6 casi, tutti appartenenti al lago Albano, ha valore minimo (1). Nel complesso i laghi vulcanici italiani risultano in uno stato di conservazione moderatamente compromesso (fig. 6.2): i due laghi nel miglior stato di conservazione sono Bracciano (4.49) e Martignano (4.08), con buon stato di conservazione complessivo e una bassa variabilità dei diversi transetti (fig. 6.3). In un moderato stato di conservazione si trovano i laghi di Vico (3.64), Bolsena (3.39), il Lago Piccolo (3.14) e Mezzano (3.06). Risultano in cattivo stato di conservazione il lago di Nemi (2.65) e il Lago Grande (2.75) e in pessimo stato di conservazione il lago Albano (1.54). Questa situazione rispecchia in parte quanto rilevato in Margaritora et al. (2003); rispetto a questo contributo vengono analizzati anche i piccoli laghi, con dimensione inferiore a 0.5 km<sup>2</sup> e il grande lago di Bolsena. Rispetto a quanto emerso in passato (Margaritora et al., 2003) il lago Albano risulta il bacino con il peggior stato di conservazione, prendendo il posto del lago di Nemi che invece vede migliorare il suo stato da pessimo a cattivo con un recupero che era stato già evidenziato da altri autori (Mastrantuono & Sforza, 2008).

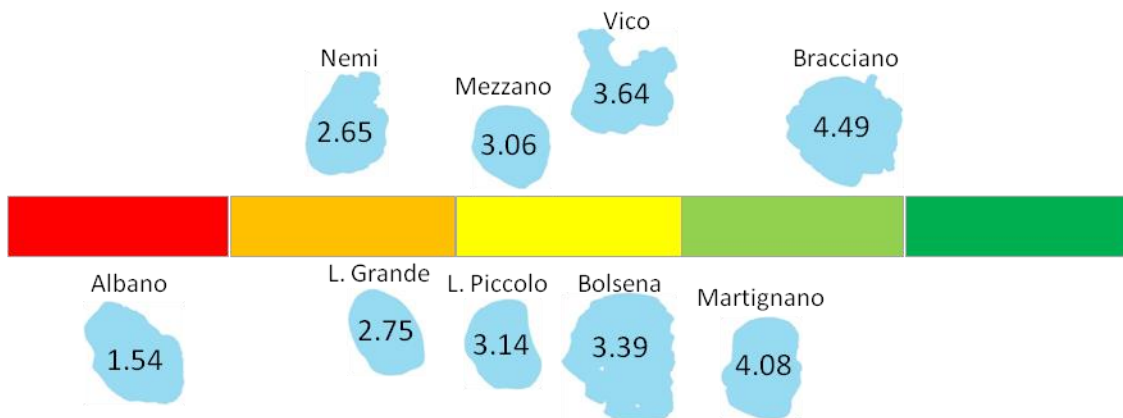


Figura 6.2: stato di conservazione complessivo dei laghi vulcanici italiani, valutato in base al VL-MMI.

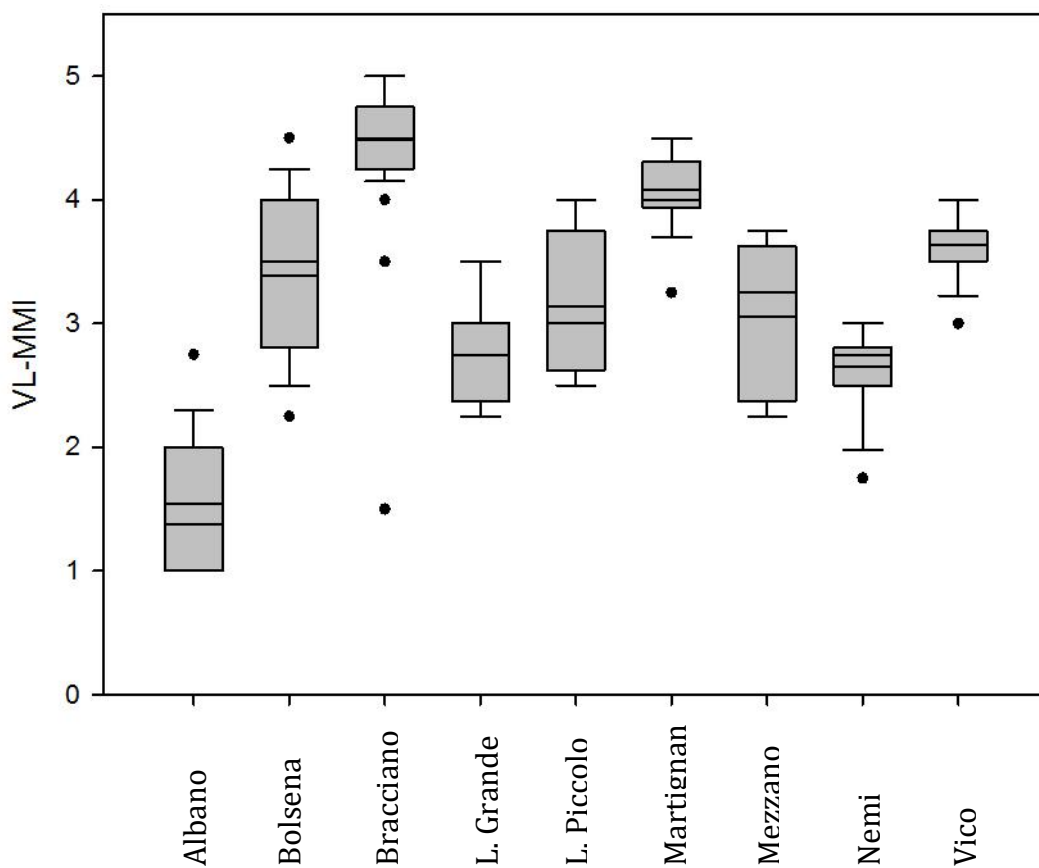


Figura 6.3: box-plot dei valori dell'indice multimetrico calcolati per i transetti nei diversi laghi vulcanici.

Rispetto a quanto rilevato all'inizio degli anni '80 dello scorso secolo (Avena & Scoppola, 1987) quando nel lago la copertura macrofitica era limitata a pochi settori e la massima profondità di

crescita era di circa 4 m, il lago ora presenta una copertura macrofitica continua, una massima profondità di crescita di circa 8 m e la presenza di diverse cinture di vegetazione (fig. 6.4).

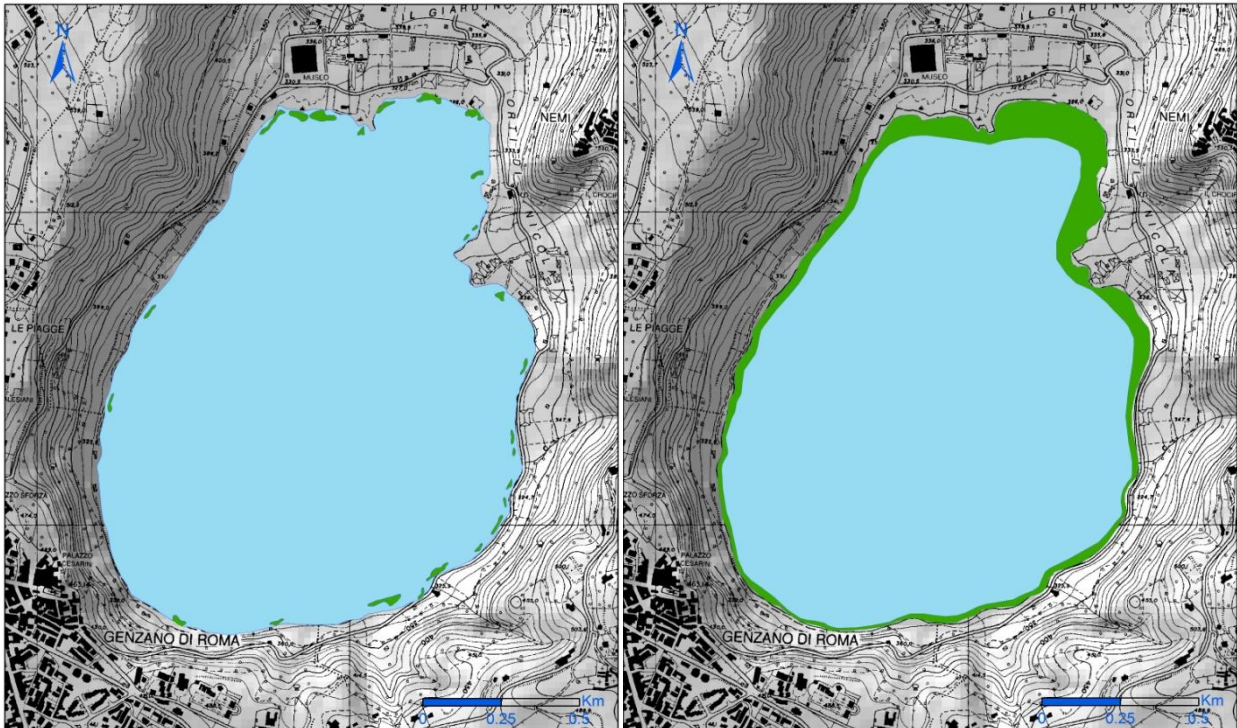
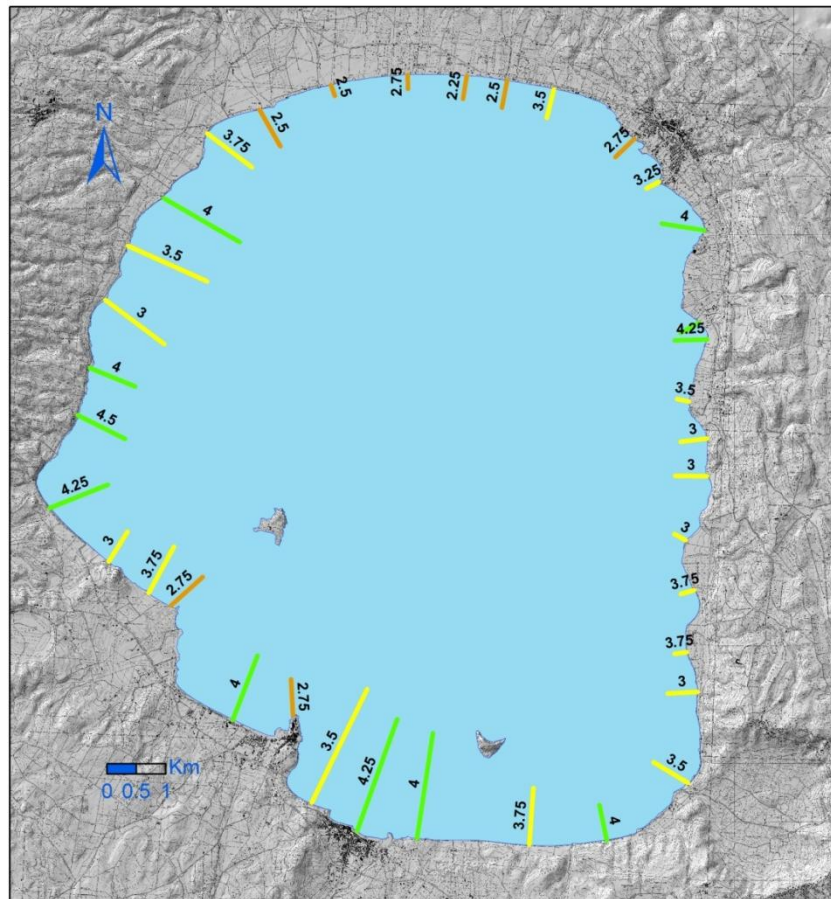


Figura 6.4: a sinistra copertura delle Hydrophyte nel lago di Nemi misurata all'inizio degli anni '80 dello scorso secolo (rielaborazione della carta di vegetazione presentata in Avena & Scoppola, 1987). A destra copertura delle Hydrophyte stimata attraverso l'interpolazione dei dati raccolti nell'estate 2009 e 2010.

Il peggioramento riscontrato nel lago Albano è imputabile al drastico abbassamento del livello delle acque, fenomeno che ha un grande impatto sulla componente macrofitica dei bacini lacustri (Coops & van der Velde, 1995; Mastrantuono et al., 2008). All'abbassamento del livello si associano inoltre altri impatti: l'artificializzazione dell'area litorale (con un livello di urbanizzazione pari al 23% nel buffer di 100 m dalla linea di costa) i fenomeni di eutrofizzazione (Elwood et al., 2009) e le fioriture di *Plantotroix rubescens* (Messineo et al., 2006; Elwood et al., 2009) che hanno un effetto negativo sulla copertura a *Characeae* (Berger & Schagerl, 2004). Un altro fattore che sicuramente influenza sulla copertura macrofitica del lago di Albano è la forte acclività di gran parte del bacino lacustre. Nel futuro si dovrebbe analizzare in che modo questo fattore influisce in maniera naturale sulla riduzione della metrica *Vegetation density* ( $V_d$ ), come documentato in alcuni lavori (Duarte & Kalff, 1990), e quanto invece è dovuto all'impatto antropico.

Il lago di Bolsena, che complessivamente si attesta in una situazione di moderata compromissione dello stato ecologico, presenta una situazione più complessa se analizzata nel

dettaglio (fig. 6.5). Nella zona nord del lago lo stato di conservazione risulta compromesso, probabilmente per la presenza di un'estesa zona agricola e l'artificializzazione della linea di costa. Se si esclude questa zona (compresa tra l'abitato di Bolsena a nord-est e la spiaggia di Gradoli a nord-ovest) la restante parte di bacino si trova in un buono stato di conservazione.



**Figura6.5:** valore del VL-MMI calcolato per i transetti del lago di Bolsena. La colorazione dei transetti rispecchia la colorazione proposta per la WFD.

I laghi di Bracciano e Martignano sono risultati essere i laghi nel miglior stato di conservazione (fig. 6.7). In questi laghi oltre ai 6 transetti in ottimo stato di conservazione (fig. 6.6), la maggior parte dei transetti sono risultati in buono stato di conservazione (41 transetti) pochi in un moderato stato di conservazione (5) e solo in un caso si è registrato un pessimo stato, nel lago di Bracciano alla foce del fosso della Calandrina.

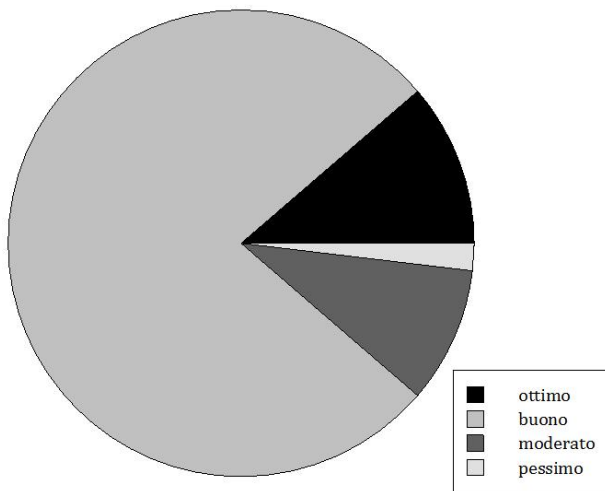


Figura 6.6: stato ecologico dei transetti rilevati nei laghi di Bracciano e Martignano

Nei due laghi il *Reference Index (RI)* ha valori molto elevati per l'estesa prateria di *Chara polyacantha*, specie sensibile all'eutrofizzazione del substrato che caratterizza tutti i transetti e che indica un buono stato di conservazione dei sedimenti. Il *Vegetation limits (V<sub>l</sub>)* è sempre molto alto grazie alle condizioni di meso-oligotrofia delle acque e quindi ad un buono stato di trasparenza che permette inoltre la costante presenza delle tre fasce di vegetazione dominate da *Characeae* (*Characteristic zonation* sempre con valore ottimo). La metrica *Vegetation Density (V<sub>d</sub>)* è l'unica che assume valori leggermente più bassi (in 14 casi ha valore moderato e in 1 caso pessimo), influenzato soprattutto dalle coperture registrate alle basse profondità, dove l'impatto antropico sulla componente macrofita è soprattutto di tipo meccanico (per calpestio o rimozione).



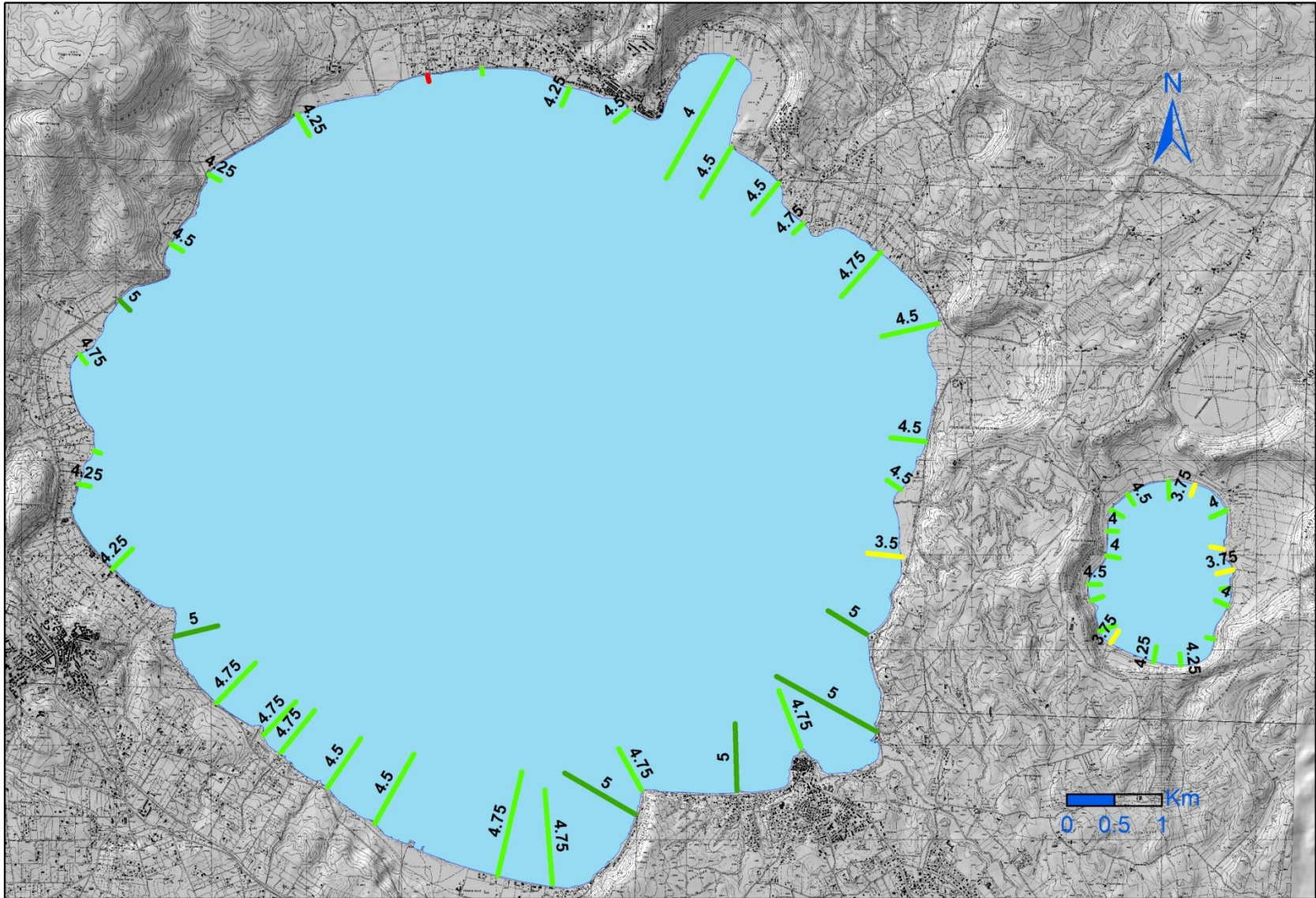


Figura 6.7: Stato di conservazione dei laghi di Bracciano e Martignano (Complesso Sabotino) in base al VL-MMI calcolato sui singoli transetti.

L'indice multimetrico proposto non ha valore predittivo ma va applicato in un'ottica di monitoraggio ambientale. L'applicazione degli indici è limitata alla tipologia di lago presa come riferimento anche se le metriche sono state dedotte da studi pregressi (Pall & Moser, 2009; Stelzer et al., 2005). Come visto nei capitoli precedenti le caratteristiche dei laghi vulcanici sono assimilabili alle caratteristiche dei laghi calcarei del centro Europa e la struttura delle comunità macrofitiche non si discosta da quella dei laghi calcarei al pedemonte alpino austriaco o del nord della Germania. Sebbene i laghi vulcanici siano stati classificati come una tipologia distinta e siano collocati nel Gruppo di Intercalibrazione mediterraneo (GIG mediterraneo) è possibile supporre la possibilità di condurre l'esercizio di intercalibrazione in comune con il GIG alpino.

Il quadro del rapporto storico tra l'uomo e i laghi vulcanici mette in luce una connessione molto antica (capitolo 2). Tutti i laghi vulcanici presi in esame hanno subito un impatto sulle dinamiche idrologiche ad opera dell'uomo. I livelli sono stati fortemente modificati nel tempo e l'acqua viene ampiamente sfruttata, con alcuni casi di eccessivo prelievo. La Direttiva Quadro sulle Acque (WFD 2000/60 CE) propone come elemento fondamentale del percorso di valutazione nello stato di conservazione dei corpi idrici l'individuazione di un sito di riferimento per la valutazione del buono stato di conservazione. Il sito di riferimento viene spesso definito *pristine* (incontaminato) e tra i laghi vulcanici non esiste nessun bacino che conservi delle condizioni incontaminate. Ciononostante si sottolinea come risultato di particolare importanza, ai fini conservazionistici e gestionali oltre che scientifico-conoscitivi la ricerca e individuazione del sito di riferimento che rappresenti al meglio le potenzialità della vegetazione macrofitica dei laghi a *Chara*. I due laghi del complesso Sabatino sono risultati essere un *hot spot* di biodiversità macrofitica, caratterizzati dalla presenza di 17 specie di *Characeae*, rappresentanti di circa un terzo della flora europea e di metà della flora rilevata a livello nazionale (Bazzichelli & Abdelahad, 2009). Sono state inoltre rinvenute popolazioni di specie di particolare interesse, come *Lychnothamnus barbatus* nel lago di Martignano (Azzella & Abdelahad, 2011) e *Isoetes echinospora* nel lago di Bracciano (Azzella & Ragogna, 2011). Lo stato di conservazione valutato sulla componente macrofitica è buono e in alcuni settori risulta essere ottimo e quindi possiamo affermare che in questi bacini è possibile rinvenire zone che possono essere utilizzate come siti di riferimento per questa tipologia di laghi e, dopo un processo di intercalibrazione, a scala europea per i laghi calcarei profondi.

La *Water Framework Directive* prescrive di raggiungere un buono stato di conservazione dei bacini lacustri con dimensioni superiori a 0.5 km<sup>2</sup> entro il 2015. Dal nostro studio emerge che solo i laghi

di Bracciano e Martignano si trovano in uno stato di conservazione conforme alla richieste della direttiva. Per i restanti bacini si dovranno adottare tempestivamente delle politiche di gestione ambientali che permettano di raggiungere un accettabile livello di conservazione di questi ecosistemi.

## 7 Conclusioni

Il presente studio traccia un quadro organico, finora mai realizzato, della componente macrofittica dei laghi vulcanici italiani; in altre parole, rappresenta un punto di riferimento su cui sostanziare future ricerche volte ad analizzare le dinamiche ecologiche della componente produttiva primaria dei laghi vulcanici e di tipo calcareo, oltre che per adempiere alle imposizioni dettate dalla *Water Framework Directive* (Direttiva 2000/60). Il campionamento ideato ha permesso di ottenere un quadro ottimale di presenza, abbondanza e distribuzione delle specie di macrofite presenti nei laghi indagati come verificato dalle curve di accumulazione (cfr. Cap. 5). I laghi vulcanici di grandi e medie dimensioni (con superficie superiore a 0.5 km<sup>2</sup>) sono caratterizzati da tre fasce di vegetazione in cui dominano le *Characeae*. Nei laghi piccoli (superficie inferiore a 0.5 km<sup>2</sup>) dominano le piante vascolari anche se in condizioni di buono stato di conservazione non mancano le *Characeae* (Trotter, 1908). Probabilmente la bassa profondità dei piccoli laghi e il conseguente livellamento del termoclino a profondità non superiori ai 10 m deprimono lo sviluppo di fasce di vegetazione dominate dalle *Characeae*, come già osservato in Trotter (1908).

Le *Characeae*, che dominano nella maggior parte dei laghi vulcanici italiani, sono un gruppo sistematico in stato critico di conservazione e, quindi, generalmente tutelate e inserite in liste rosse europee (Stewart & Church, 1992; Smidht et al.; 1996; Palamar-Mordvintseva & Tsarenko 2004; Blazencic et al., 2006; Palmer, 2008; Bjelke, 2010). Le specie individuate nell'area di studio rappresentano il 30% della flora europea (Krause, 1997) e metà della flora italiana (Bazzichelli & Abdelahad, 2009). Per questi motivi, e poiché le praterie di *Characeae* sono considerate habitat di interesse comunitario ai sensi della Direttiva Habitat 92/43 (Codice Natura 2000: 3140), i laghi vulcanici dovrebbero avere un ruolo di primo piano nella conservazione di questo importante *taxon* fortemente minacciato.

I risultati dell'analisi cenologica confermano la sostanziale somiglianza tra i laghi vulcanici italiani. Il *pattern* di distribuzione delle comunità lungo il gradiente di profondità subisce modificazioni in funzione delle dimensioni del lago, delle sue condizioni trofiche e dell'urbanizzazione. L'aumento della ricchezza in piante vascolari e in particolare i popolamenti di *Ceratophyllum demersum* a grandi profondità sono chiaramente correlate con l'aumento del carico trofico. I laghi con il maggior grado di urbanizzazione lungo costa sono anche i laghi con le concentrazioni di nutrienti più basse: questo risultato, anche se paradossale, è legato al fatto che i laghi fortemente

urbanizzati sono di solito circondati da un sistema fognario che diminuisce drasticamente il carico di nutrienti nelle acque. L'urbanizzazione, nel nostro caso specifico, non è quindi correlata con la modificazione della vegetazione *Hydrophytica* radicata; sono invece influenzate le cinture a *Helophyte* e *Hydrophyte* a foglie flottanti che si riducono, in termini di copertura e ricchezza delle specie, all'aumentare dell'urbanizzazione lungo costa e dell'utilizzo delle rive a fini turistici e di pascolo.

Sono state proposte delle metriche per la realizzazione di un indice multimetrico, il *Volcanic Lake Multi-Metric Index* (VL-MMI), utilizzando come riferimento studi svolti in Europa in laghi calcarei, con condizioni fisico-chimiche delle acque paragonabili a quelle rilevate nei laghi vulcanici italiani e con una struttura della componente macrofita simile. L'applicazione dell'indice ai transetti indagati fornisce un quadro dello stato di conservazione di questi bacini che presenta una grande variabilità. Sono risultati in buono stato di conservazione i laghi di Martignano e Bracciano nei quali fin'ora non era mai stato realizzato uno studio sistematico delle macrofite. In questi due laghi sono presenti tutte le specie di *Characeae* rilevate oltre ad estese praterie dell'habitat di interesse comunitario 3140 (fin'ora mai segnalato per il lago di Martignano). Sicuramente in questi due bacini è possibile individuare delle zone che possono essere prese in considerazione come siti di riferimento per la valutazione dello stato di conservazione in ottica Direttiva 2000/60. Il lago Albano è risultato avere un pessimo stato di conservazione, confermando una situazione che risultava già profondamente compromessa alla fine dello scorso secolo (Margaritora et al., 2003), soprattutto per il costante abbassamento del livello delle acque. Un'emorragia che tuttora le autorità preposte alla gestione del territorio non hanno saputo arginare. I restanti laghi si trovano in cattive condizioni di conservazione (lago di Nemi e Lago Grande di Monticchio) o in un moderato stato di compromissione (Mezzano, Bolsena, Vico e Lago Piccolo di Monticchio). La Direttiva 2000/60/CE obbliga gli stati membri ad attuare politiche di tutela e valorizzazione della risorsa idrica volte al miglioramento dello stato di conservazione dei corpi idrici fino al raggiungimento, entro il 2015, di un buono stato di conservazione per tutta la rete idrografica superficiale. I risultati di questo studio chiariscono come per i laghi di Bracciano e Martignano si dovrà procedere all'affinamento di strategie gestionali per conservare uno stato che attualmente è ottimale, mentre per i rimanenti sistemi lacustri si dovranno ideare azioni di ripristino per migliorarne lo stato di conservazione.

## 8. Bibliografia

- (AFNOR), A. F. d. N. (2003). *Qualité de l'eau. Détermination de l'Indice Biologique Macrophytique en Rivière (IBMR)*.
- Almquist, E. (1929). Upplands vegetation och flora. *Acta Phytogeographica Suecica*, 1, 1-624.
- Anderson, M. J. (2001). A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. *Austral Ecology*, 26(1), 32-46.
- ARP (Cartographer). (2010). *Carta delle formazioni naturali e seminaturali della Regione Lazio*
- ARP-Lazio (Cartographer). (2010). *Carta delle formazioni naturali e seminaturali della Regione Lazio mediante approfondimento a IV e V livello Corine Land Cover della Carta dell'Uso del Suolo della Regione Lazio Lazio*.
- Avena, G., & Scoppola, A. (1987). Caratteristiche dei complessi ad idrofite ed elofite. In V. Carunchio (Ed.), *Valutazione della situazione ambientale del Lago di Nemi* (pp. 75). Roma: Università degli Studi di Roma "La Sapienza" e Provincia di Roma.
- Azzella, M. M., & Abdelahad, N. (2011). Une station actuelle de *Lychnothamnus barbatus* (Charophyceae) en Italie Centrale: le Lac de Martignano (Latium). *Cryptogamie Algologie*, 32(3), 301-307.
- Azzella, M. M., Iberite, M., & Blasi, C. (2009). Flora vegetazione e indicatori macrofitici dei laghi vulcanici italiani - XIX Congresso della Società Italiana di Ecologia "Dalle vette alpine alle profondità marine". *EURAC book*, 58, 225-239.
- Azzella, M. M., & Ragogna, F. (2011). Notulae alla checklist. Isoetes echinospora. *Informatore Botanico*, 43(1), 125.
- Azzella, M. M., Rosati, L., Fascetti, S., & Blasi, C. (2009). *Monitoring plant species and communities changes in lacustrine environment*. Paper presented at the II contributo della scienza della vegetazione - 46° congresso Società Italiana di Scienza della Vegetazione, Pavia.
- Azzella, M. M., & Scarfò, F. (2010). *Atlante della vegetazione ripariale e sommersa della Riserva naturale del lago di Vico*. Roma: Edizioni ARP.
- Baretta-Bakker, J., van den Berg, M., Bijkerk, R., van Dam, H., Ietswaart, T., Joosten, A., et al. (2007). *Achtergronddocument, referenties en maatlatten fytoplankton ten behoeve van de Kaderrichtlijn Water*.
- Barko, J., Adams, M., & Clesceri, N. (1986). Environmental factors and their consideration in the management of submersed aquatic vegetation: a review. *Journal of Aquatic Plant*

*Management*, 24(1), 1-10.

- Barko, J. W., & Smart, R. M. (1986). Sediment-related mechanisms of growth limitation in submersed macrophytes. *Ecology*, 67(5), 1328-1340.
- Bazzichelli, G., & Abdelahad, N. (2009). *Flora analitica delle Caroficee*. Roma: Sapienza, Università di Roma.
- Beck, M. W., Hatch, L. K., Vondracek, B., & Valley, R. D. (2010). Development of a macrophyte-based index of biotic integrity for Minnesota lakes. *Ecological Indicators*, 10(5), 968-979.
- Berger, J., & Schagerl, M. (2004). Allelopathic activity of Characeae. *Biologia, Bratislava*, 59(1), 9-16.
- Biondi, E., Blasi, C., Burrascano, S., Casavecchia, S., Copiz, R., Del Vico, E., et al. (2009). Manuale italiano di interpretazione degli habitat della Direttiva 92/43/CEE. *Disponibile su <http://vnr.unipg.it/habitat/>*.
- Bjelke, U. (2010). *Analys av rödlistade sötvattensarter* (No. 6): ArtDatabanken.
- Blasi, C., Scagliusi, E., & Scoppola, A. (1986). Primo contributo alla conoscenza della flora della caldera del lago di Vico. *Annali di Botanica*, 44(Suppl 4), 47-75.
- Blazencic, J., Stevanovic, B., Blazencic, Z., & Stevanovic, V. (2006). Red data list of charophytes in the Balkans. *Biodiversity and Conservation*, 15(11), 3445-3457.
- Blindow, I. (1992). Decline of charophytes during eutrophication: comparison with angiosperms. *Freshwater Biology*, 28(1), 9-14.
- Borcard, D., Gillet, F., & Legendre, P. (2011). *Numerical ecology with R*: Springer Verlag.
- Bornette, G., & Puijalon, S. (2011). Response of aquatic plants to abiotic factors: a review. *Aquatic Sciences-Research Across Boundaries*, 73(1), 1-14.
- Boschilia, S. M., Oliveira, E. F., & Thomaz, S. M. (2008). Do aquatic macrophytes co-occur randomly? An analysis of null models in a tropical floodplain. *Oecologia*, 156(1), 203-214.
- Bossard, M., Feranec, J., & Otahel, J. (2000). CORINE land cover technical guide—Addendum 2000. *European Environment Agency, Copenhagen*, 105.
- Boutin, C., & Keddy, P. A. (1993). A functional classification of wetland plants. *Journal of Vegetation Science*, 4(5), 591-600.
- Braun-Blanquet, J. (1932). Plant Sociology. The study of plant communities. *Plant sociology. The study of plant communities. First ed.*
- Brinson, M. M., & Malvarez, A. I. (2002). Temperate freshwater wetlands: types, status, and threats. *Environmental Conservation*, 29(2), 115-133.

- Bryant, J., Stewart, N., & Stace, C. (2002). A checklist of Characeae of the British Isles. *Watsonia*, 24(2), 203-208.
- Buraschi, E., Buzzi, F., Garibaldi, L., Legnani, E., Morabito, G., Oggioni, A., et al. (2007). *Protocollo di campionamento di macrofite acquatiche in ambiente lacustre.*: APAT - CNR - MATTM.
- Buraschi, E., Salerno, F., Monguzzi, C., Barbiero, G., & Tartari, G. (2005). Characterization of the Italian lake-types and identification of their reference sites using anthropogenic pressure factors. *Journal of Limnology*, 64(1), 75-84.
- Camponeschi, B., & Lombardi, L. (1969). Regione vulcanica dei Monti Sabatini: carta idrogeologica 1:100000. *Memorie della Società geologica d'Italia*, 8(1), 25-55.
- Canfield, D., Langeland, K., Linda, S., & Haller, W. (1985). Relations between water transparency and maximum depth of macrophyte colonization in lakes. *Journal of Aquatic Plant Management*, 23, 25-28.
- Caracausi, A., Nuccio, P. M., Favara, R., Nicolosi, M., & Paternoster, M. (2009). Gas hazard assessment at the Monticchio crater lakes of Mt. Vulture, a volcano in Southern Italy. *Terra Nova*, 21(2), 83-87.
- Carignan, R., & Kalff, J. (1980). Phosphorus sources for aquatic weeds: water or sediments? *Science*, 207(4434), 987.
- Carlson, R. E. (1977). A trophic state index for lakes. *Limnology and oceanography*, 22(2), 361-369.
- Carlson, R. E. (1992). *Expanding the trophic state concept to identify non-nutrient limited lakes and reservoirs*. Paper presented at the National Conference on Enhancing the States' Lake Management Programs. Monitoring and Lake Impact Assessment., Chicago.
- Carollo, A., Barbanti, L., & Gerletti, M. (1974). *Indagini limnologiche sui laghi di Bolsena, Bracciano, Vico e Trasimeno*: Istituto di Ricerca sulle Acque.
- Cattaneo, A., & Kalff, J. (1980). The relative contribution of aquatic macrophytes and their epiphytes to the production of macrophyte beds. *Limnology and Oceanography*, 25(2), 280-289.
- Chambers, P. A., & Kalff, J. (1985). Depth distribution and biomass of submersed aquatic macrophyte communities in relation to Secchi depth. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 42(4), 701-709.
- Cheruvilil, K. S., & Soranno, P. A. (2008). Relationships between lake macrophyte cover and lake and landscape features. *Aquatic Botany*, 88(3), 219-227.
- CIS. (2005). *Overall approach to the classification of ecological status and ecological potential*:



European Commission.

- CIS. (2011). *Guidance document on the intercalibration process 2008-2011.*: European Commission.
- Clarke, K., & Gorley, R. (2006). PRIMER v6: User Manual/tutorial. Primer-E Ltd Plymouth. *the text*.
- Colwell, R. (1997). EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 7.5. *User's Guide and application published at <http://viceroy.eeb.uconn.edu/estimates>.*
- Conti, F. (2005). *An annotated checklist of the Italian vascular flora*: Palombi e Partner Srl.
- Coops, H., & van der Velde, G. (1995). Seed dispersal, germination and seedling growth of six helophyte species in relation to water level zonation. *Freshwater Biology*, 34(1), 13-20.
- Costantini, M. L., Rossi, L., Scialanca, F., Nascetti, G., Rossi, D., & Sabetta, L. (2007). Association of riparian features and water chemistry with reed litter breakdown in a volcanic lake (Lake Vico, Italy). *Aquatic Sciences-Research Across Boundaries*, 69(4), 503-510.
- Croft, M. V., & Chow-Fraser, P. (2009). Non-random sampling and its role in habitat conservation: a comparison of three wetland macrophyte sampling protocols. *Biodiversity and Conservation*, 18(9), 2283-2306.
- Dale, H. (1984). Hydrostatic pressure and aquatic plant growth: a laboratory study. *Hydrobiologia*, 111(3), 193-200.
- Dale, H. (1986). Temperature and light: the determining factors in maximum depth distribution of aquatic macrophytes in Ontario, Canada. *Hydrobiologia*, 133(1), 73-77.
- Damska, I. (1967). La végétation des „Lobelia lacs" en Pologne. *Travaux-Association internationale de limnologie théorique et appliquée*, 16(3), 1609-1613.
- Daubenmire, R. (1968). *Plant communities. A textbook of plant synecology.*: New York, Evanston, London: Harper & Row.
- De Rita, D., Fabbri, M., Mazzini, I., Paccara, P., Sposato, A., & Trigari, A. (2002). Volcaniclastic sedimentation in coastal environments: the interplay between volcanism and Quaternary sea level changes (central Italy). *Quaternary International*, 95, 141-154.
- Del Pozo, R., Fernández-Aláez, C., & Fernández-Aláez, M. (2010). An assessment of macrophyte community metrics in the determination of the ecological condition and total phosphorus concentration of Mediterranean ponds. *Aquatic Botany*, 92(1), 55-62.
- Den Hartog, C., & Segal, S. (1964). A new classification of the waterplant communities. *Acta botanica neerlandica*, 13, 367-393.

- Den Hartog, C., & van der Velde, G. (1988). Structural aspects of aquatic plant communities. In J. J. Symoens (Ed.), *Vegetation of inland waters* (Vol. 15): Kluwer.
- Di Filippo, M., Ruspandini, T., & Toro, B. (1998). Geophysical contribution to the study of Bracciano Lake. *Quaternary International*, 47, 29-34.
- Dragoni, W. (1998). *Some considerations on climatic changes, water resources and water needs in the Italian region south of 43 N*. Paper presented at the Water, environment and society in times of climatic change: contributions from an International workshop within the framework of International Hydrological Program (IHP) UNESCO, held at Ben-Gurion University, Sede Boker, Israel from 7-12 July 1996.
- Dragoni, W., & Valigi, D. (1994). Contributo alla stima dell'evaporazione dalle superfici liquide nell'Italia Centrale. *Geologica Romana*, 30, 151-158.
- Duarte, C. M., & Kalff, J. (1990). Patterns in the submerged macrophyte biomass of lakes and the importance of the scale of analysis in the interpretation. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 47(2), 357-363.
- Dudgeon, D., Arthington, A. H., Gessner, M. O., Kawabata, Z. I., Knowler, D. J., Lévêque, C., et al. (2006). Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. *Biological Reviews of the Cambridge Philosophical Society*, 81(2), 163-182.
- Ecke, F. (2007). *Bedömningsgrunder för makrofyter i sjöar – Bakgrundsrapport (in Swedish)*. (No. 1402-1528): Lulea University of Technology, Department of Chemical Engineering and Geosciences.
- Ellwood, N. T. W., Albertano, P., Galvez, R., Funicello, R., & Mosello, R. (2009). Water chemistry and trophic evaluation of Lake Albano (Central Italy): a four year water monitoring study. *Journal of Limnology*, 68(2), 288-303.
- Forbes, S. A. (1887). The Lake as a Microcosmos. *Bullettin of the Peoria Scientific Association*, 11, 77-87.
- Frantz, T. C., & Cordone, A. J. (1967). Observations on deepwater plants in Lake Tahoe, California and Nevada. *Ecology*, 48(5), 710-714.
- Free, G., Bowman, J., McGarrigle, M., Caroni, R., Donnelly, K., Tierney, D., et al. (2009). The identification, characterization and conservation value of isoetid lakes in Ireland. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 19(3), 264-273.
- Free, G., Little, R., Tierney, D., Donnelly, K., & Caroni, R. (2006). A reference based typology and ecological assessment system for Irish lakes-preliminary investigations. *Environmental*

Protection Agency, Wexford. [www.epa.ie](http://www.epa.ie).

- Fugazzola Delpino, M., & Mineo, M. (1995). La piroga neolitica del lago di Bracciano ("La Marmotta 1"). *Bullettino di Paleontologia Italiana*, 86, 197-266.
- Funciello, R., Giordano, G., De Rita, D., Barberi, F., & Carapezza, M. L. (2002). L'attività recente del cratere del Lago Albano di Castelgandolfo. *Rendiconti Lincei*, 13(3), 113-143.
- Gambardella, B., Cardellini, C., Chiodini, G., Frondini, F., Marini, L., Ottonello, G., et al. (2004). Fluxes of deep CO<sub>2</sub> in the volcanic areas of central-southern Italy. *Journal of volcanology and geothermal research*, 136(1-2), 31-52.
- Genkai-Kato, M., & Carpenter, S. R. (2005). Eutrophication due to phosphorus recycling in relation to lake morphometry, temperature, and macrophytes. *Ecology*, 86(1), 210-219.
- Gotelli, N. J. (2000). Null model analysis of species co-occurrence patterns. *Ecology*, 81(9), 2606-2621.
- Gotelli, N. J., & Colwell, R. K. (2001). Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. *Ecology letters*, 4(4), 379-391.
- Gotelli, N. J., & Entsminger, G. (2001). EcoSim. null models software for ecology (Version 700): Acquired Intelligence and Keesy-Bear.
- Gross, E. M. (2003). Allelopathy of aquatic autotrophs. *Critical Reviews in Plant Sciences*, 22(3-4), 313-339.
- Hawksworth, D., & Kalin-Arroyo, M. (1995). Magnitude and distribution of biodiversity. *Global biodiversity assessment*, 107-191.
- Heegaard, E., Birks, H. H., Gibson, C. E., Smith, S. J., & Wolfe-Murphy, S. (2001). Species-environmental relationships of aquatic macrophytes in Northern Ireland. *Aquatic Botany*, 70(3), 175-223.
- Hellsten, S. K. (2002). Aquatic macrophytes as indicators of water-level regulation in Northern Finland. *Proceedings-international association of theoretical and applied limnology*, 28(2), 601-606.
- Hering, D., Feld, C. K., Moog, O., & Ofenböck, T. (2006). Cook book for the development of a multimetric index for biological condition of aquatic ecosystems: experiences from the European AQEM and STAR projects and related initiatives. *Hydrobiologia*, 566, 311-324.
- Hicks, A. L., & Frost, P. C. (2010). Shifts in aquatic macrophyte abundance and community composition in cottages developed lakes of the Canadian Shield. *Aquatic Botany*, 94(1), 9-16.

- Holmes, N., & Whitton, B. (1977). Macrophytic vegetation of the River Swale, Yorkshire. *Freshwater Biology*, 7(6), 545-558.
- Hughes, S. J., & Malmqvist, B. (2005). Atlantic Island freshwater ecosystems: challenges and considerations following the EU Water Framework Directive. *Hydrobiologia*, 544(1), 289-297.
- Hutchinson, G. (1975). *A Treatise on Limnology: Limnological Botany (vol. 3)*: Wiley, New York.
- Hutchinson, G. E. (1957). *A treatise on limnology. Geography Physics, and Chemistry. Wiley, New York (Vol. 1)*.
- Iberite, M., Palozzi, A., & Resini, A. (1995). La vegetazione del lago di Bolsena (Viterbo, Italia centrale). *Fitosociologia*, 29, 151-164.
- Jackson, R. B., Carpenter, S. R., Dahm, C. N., McKnight, D. M., Naiman, R. J., Postel, S. L., et al. (2001). Water in a changing world. *Ecological applications*, 11(4), 1027-1045.
- Jäger, P., Pall, K., & Dumfarth, E. (2004). A method of mapping macrophytes in large lakes with regard to the requirements of the Water Framework Directive. *Limnologica-Ecology and Management of Inland Waters*, 34(1-2), 140-146.
- Jensén, S. (1977). An objective method for sampling the macrophyte vegetation in lakes. *Vegetatio*, 33(2), 107-118.
- Jensén, S. (1979). Classification of lakes in southern Sweden on the basis of their macrophyte composition by means of multivariate methods. *Plant Ecology*, 39(3), 129-146.
- Jimbo, T., Takamatsu, M., & Kuraishi, H. (1955). Notes on the aquatic vegetation of Lake Towada. *Ecological Review*, 14, 1-9.
- Kairesalo, T., St. Jonsson, G., Gunnarsson, K., Lindegaard, C., & Jonasson, P. M. (1992). Metabolism and community dynamics within *Nitella opaca* (Charophyceae) beds in Thingvallavatn. *Oikos*, 64(1-2), 241-256.
- Karr, J. R. (1991). Biological integrity: a long-neglected aspect of water resource management. *Ecological applications*, 1(1), 66-84.
- Keddy, P., & Reznicek, A. (1986). Great Lakes vegetation dynamics: the role of fluctuating water levels and buried seeds. *Journal of Great Lakes Research*, 12(1), 25-36.
- Keddy, P. A. (1982). Quantifying within-lake gradients of wave energy: interrelationships of wave energy, substrate particle size and shoreline plants in Axe Lake, Ontario. *Aquatic Botany*, 14, 41-58.
- Keddy, P. A. (1983). Shoreline vegetation in Axe Lake, Ontario: effects of exposure on zonation

- patterns. *Ecology*, 64(2), 331-344.
- Keddy, P. A. (2000). *Wetland ecology: principles and conservation*: Cambridge University Press.
- Kohler, A. (1978). Methoden der Kartierung von Flora und Vegetation von Süßwasserbiotopen. *Landschaft+ Stadt*, 10(2), 73-85.
- Kolada, A. (2010). The use of aquatic vegetation in lake assessment: testing the sensitivity of macrophyte metrics to anthropogenic pressures and water quality. *Hydrobiologia*, 656(1), 133-147.
- Kolada, A., Hellsten, S., Kanninen, A., Sondergaard, M., Dudley, B., Noges, P., et al. (2009). Deliverable D3. 2-1: Overview and comparison of macrophyte survey methods used in European countries and a proposal of harmonized common sampling protocol to be used for WISER uncertainty exercise including a relevant common species list.
- Kratz, T., Webster, K., Bowser, C., Maguson, J., & Benson, B. (1997). The influence of landscape position on lakes in northern Wisconsin. *Freshwater Biology*, 37(1), 209-217.
- Krause, W. (1997). *Charales (Charophyceae). Süßwasserflora von Mitteleuropa, Band 18*: Gustav Fischer Verlag.
- Kufel, L., & Kufel, I. (2002). Chara beds acting as nutrient sinks in shallow lakes - a review. *Aquatic Botany*, 72(3-4), 249-260.
- Lacoul, P., & Freedman, B. (2006). Environmental influences on aquatic plants in freshwater ecosystems. *Environmental Reviews*, 14(2), 89-136.
- Landucci F., Gigante D., Venanzoni, R., & Chytry, M. (2011, 20-24 June 2011). *Formalized phytosociological classification of Italian wetland vegetation: suitability, results and open questions*. Paper presented at the 54th Symposium of the IAVS, Lyon, France.
- Lee, S. W., Hwang, S. J., Lee, S. B., Hwang, H. S., & Sung, H. C. (2009). Landscape ecological approach to the relationships of land use patterns in watersheds to water quality characteristics. *Landscape and Urban Planning*, 92(2), 80-89.
- Legendre, P., & Gallagher, E. D. (2001). Ecologically meaningful transformations for ordination of species data. *Oecologia*, 129(2), 271-280.
- Legnani, E., Copetti, D., Oggioni, A., Tartari, G., Palumbo, M. T., & Morabito, G. (2005). Planktothrix rubescens' seasonal dynamics and vertical distribution in Lake Pusiano (North Italy). *Journal of Limnology*, 64(1), 61.
- Lehmann, A., Jaquet, J. M., & Lachavanne, J. B. (1997). A GIS approach of aquatic plant spatial heterogeneity in relation to sediment and depth gradients, Lake Geneva, Switzerland.

*Aquatic botany*, 58(3-4), 347-361.

- Lehmann, A., & Lachavanne, J. B. (1999). Changes in the water quality of Lake Geneva indicated by submerged macrophytes. *Freshwater biology*, 42(3), 457-466.
- Leka, J., Toivonen, H., Leikola, N., & Hellsten, S. (2007). *Makrofytyt Suomen järvien ekologisen tilan ilmentäjinä . Valtakunnallisen makrofytyttiaineiston käyttöekologisen tilaluokittelun kehittämisessä*. Suomen ympäristökeskuksen raportteja.
- Lewis, L. A., & McCourt, R. M. (2004). Green algae and the origin of land plants. *American Journal of Botany*, 91(10), 1535.
- Leyssen, A., Adriaens, P., Denys, L., Packet, J., Schneiders, A., Van Looy, K., et al. (2005). *Toepassing van verschillende biologische beoordelingssystemen op Vlaamse potentiële interkalibratielocaties overeenkomstig de Europese Kaderrichtlijn Water – Partim “Macrophyten”*. Brussel.
- Lowe, J. J., Accorsi, C. A., Bandini Mazzanti, M., Bishop, A., VAN DER KAARS, S., Forlani, L., et al. (1996). Pollen stratigraphy of sediment sequences from lakes Albano and Nemi (near Rome) and from the central Adriatic, spanning the interval from oxygen isotope Stage 2 to the present day. *Memorie dell'Istituto Italiano di Idrobiologia*, 55, 71-98.
- Lundberg, J. G., Kottelat, M., Smith, G. R., Stiasny, M. L. J., & Gill, A. C. (2000). So many fishes, so little time: an overview of recent ichthyological discovery in continental waters. *Annals of the Missouri Botanical Garden*, 87(1), 26-62.
- Madsen, J. (1999). Point and line intercept methods for aquatic plant management. APCRP Technical Notes Collection (TN APCRP-M1-02). *US Army Engineer Research and Development Center, Vicksburg, MS, USA*.
- Madsen, J., Chambers, P., James, W., Koch, E., & Westlake, D. (2001). The interaction between water movement, sediment dynamics and submersed macrophytes. *Hydrobiologia*, 444(1), 71-84.
- Mäkirinta, U. (1978). *Die pflanzensoziologische Gliederung der Wasservegetation im See Kukkia, Südfinnland*: Universität Oulu.
- Manca, M., Nocentini, A. M., Belis, C. A., Comoli, P., & Corbella, L. (1996). Invertebrate fossil remains as indicators of late Quaternary environmental changes in Latium crater lakes (L Albano and L Nemi). *Memorie dell'Istituto Italiano di Idrobiologia*, 55, 149-176.
- Mancinelli, G., Costantini, M. L., & Rossi, L. (2007). Top-down control of reed detritus processing in a lake littoral zone: experimental evidence of a seasonal compensation between fish and

- invertebrate predation. *International review of hydrobiology*, 92(2), 117-134.
- Marchesoni, V. (1940). Il fitoplancton del Lago di Nemi prima e dopo l'abbassamento del suo livello (1923-1939). *Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie und Hydrographie*, 30(3-4), 305-345.
- Margaritora, F. G. (1992). Limnology in Latium: the volcanic lakes. *Memorie dell'Istituto italiano di idrobiologia*, 50, 319-336.
- Margaritora, F. G., Bazzanti, M., Ferrara, O., Mastrantuono, L., Seminara, M., & Vagaggini, D. (2003). Classification of the ecological status of volcanic lakes in Central Italy. *Journal of Limnology*, 62, 49-59.
- Maristo, L. (1941). Die Seetypen Finnlands auf floristischer und vegetationsphysiognomischer Grundlage. *Ann. Bot. Soc. Zool. - Botanica Fennica*, 15(5), 1-314.
- Martínez López, G., Fiaño, C. C., Polykarpou, P., Kemitzoglou, D., Argillier, C., Laplace, C., et al. (2010). *Macrophyte Milestone LM-GIG*.
- Martini, M., Giannini, L., Prati, F., Tassi, F., Capaccioni, B., & Iozzelli, P. (1994). Chemical characters of crater lakes in the Azores and Italy: the anomaly of Lake Albano. *Geochemical Journal*, 28(3), 173-184.
- Mastrantuono, L. (1990). Composition and distribution of the zoobenthos associated with submerged macrophytes in Lake Albano (Italy) and environmental quality in the littoral. *Rivista di idrobiologia. Monte del Lago sul Trasimeno*, 29(3), 709-727.
- Mastrantuono, L. (1995). Composition and structure of the invertebrate fauna in littoral sandy shores of Lake Bracciano (Central Italy) and water quality monitoring. *Limnetica*, 11, 17-27.
- Mastrantuono, L., & Mancinelli, T. (2003). Meio-macroinvertebrates associated with submerged vegetation in a Chara-Lake (Lake Martignano, Italy). *Atti dell'Associazione Italiana di Oceanologia e Limnologia*, 16, 187-201.
- Mastrantuono, L., & Mancinelli, T. (2005). Littoral invertebrates associated with aquatic plants and bioassessment of ecological status in Lake Bracciano (Central Italy). *Journal of Limnology*, 64(1), 43.
- Mastrantuono, L., & Sforza, M. (2008). Recovery assessment in Lake Nemi (Italy) after a twenty year period (1981-2001) using plant-associated invertebrates. *Aquatic Ecosystem Health & Management*, 11(3), 310-320.
- Mastrantuono, L., Solimini, A. G., Noges, P., & Bazzanti, M. (2008). Plant-associated invertebrates and hydrological balance in the large volcanic Lake Bracciano (Central Italy) during two

- years with different water levels. *Hydrobiologia*, 599, 143-152.
- McCune, B., Grace, J. B., & Urban, D. L. (2002). *Analysis of ecological communities* (Vol. 28): MjM Software Design Gleneden Beach, Oregon.
- Medici, F. (2005). Laghi Albano e di Nemi: carenza idrica e alterazione della qualità delle acque. *Geologia dell'Ambiente-Periodico trimestrale della Società Italiana di Geologia Ambientale*, 13(1), 8-13.
- Medici, F., & Rinaldi, G. (2008). An updated report on the water chemistry of the lakes of central Italy. In F. R. Miranda & L. M. Bernard (Eds.), *Lake Pollution Research Progress* (pp. 1-12).
- Melzer, A. (1999). Aquatic macrophytes as tools for lake management. *Hydrobiologia*, 395, 181-190.
- Messineo, V., Mattei, D., Melchiorre, S., Salvatore, G., Bogialli, S., Salzano, R., et al. (2006). Microcystin diversity in a *Planktothrix rubescens* population from Lake Albano (Central Italy). *Toxicon*, 48(2), 160-174.
- Middelboe, A. L., & Markager, S. (1997). Depth limits and minimum light requirements of freshwater macrophytes. *Freshwater Biology*, 37(3), 553-568.
- Miller, S. A., & Provenza, F. D. (2007). Mechanisms of resistance of freshwater macrophytes to herbivory by invasive juvenile common carp. *Freshwater Biology*, 52(1), 39-49.
- Mosello, R., Arisci, S., & Bruni, P. (2004). Lake Bolsena (Central Italy): an updating study on its water chemistry. *Journal of Limnology*, 63(1), 1-12.
- Moss, B. (2008). The Water Framework Directive: total environment or political compromise? *Science of the Total Environment*, 400(1-3), 32-41.
- Nappi, G., Renzulli, A., Santi, P., & Gillot, P. (1995). Geological evolution and geochronology of the Vulsini Volcanic District. *Bollettino della Società Geologica Italiana*, 114, 599.
- Nichols, S., Weber, S., & Shaw, B. (2000). A proposed aquatic plant community biotic index for Wisconsin lakes. *Environmental Management*, 26(5), 491-502.
- Oggioni, A., Buzzi, F., & Bolpagni, R. (2010). Indici macrofitici per la valutazione della qualità ecologica dei laghi: MacroIMMI e MTIspecies. In *indici per la valutazione della qualità ecologica dei laghi*. Report CNR-ISE,02-2009.
- Oliveira, E. F., Minte-Vera, C. V., & Goulart, E. (2005). Structure of fish assemblages along spatial gradients in a deep subtropical reservoir (Itaipu Reservoir, Brazil-Paraguay border). *Environmental biology of fishes*, 72(3), 283-304.
- Pagano, G., Menghini, A., & Floris, S. (2000). Bilancio idrogeologico del Bacino Vulcano-



- Groundwater budget of the Vulsini Basin. *Geologia Tecnica & Ambientale*, 3, 31–42.
- Palamar-Mordvintseva, G., & Tsarenko, P. (2004). Red List of Charales of the Ukraine. *International Journal on Algae*, 6(4), 305-318.
- Pall, K., & Moser, V. (2009). Austrian Index Macrophytes (AIM-Module 1) for lakes: a Water Framework Directive compliant assessment system for lakes using aquatic macrophytes. *Hydrobiologia*, 633(1), 83-104.
- Palmer, M. (2008). *Plants of British standing waters: A conservation fact file*: Joint nature conservation committee.
- Palmer, M. W. (1991). Estimating species richness: the second-order jackknife reconsidered. *Ecology*, 72(4), 1512-1513.
- Pasternack, G. B., & Varekamp, J. C. (1997). Volcanic lake systematics I. Physical constraints. *Bulletin of volcanology*, 58(7), 528-538.
- Pearsall, W. (1920). The aquatic vegetation of the English lakes. *The Journal of Ecology*, 8(3), 163-201.
- Penning, W. E., Mjelde, M., Dudley, B., Hellsten, S., Hanganu, J., Kolada, A., et al. (2008). Classifying aquatic macrophytes as indicators of eutrophication in European lakes. *Aquatic Ecology*, 42(2), 237-251.
- Pignatti, S. (1982). *Flora d'italia*: Edagricole.
- R, D. C. T. (2011). *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing. Vienna, Austria.
- Raunkiær, C. (1934). *The life forms of plants and statistical plant geography; being the collected papers of C. Raunkiaer*: Oxford University Press.
- Richardson, K., Griffiths, H., Reed, M., Raven, J., & Griffiths, N. (1984). Inorganic carbon assimilation in the Isoetids, *Isoetes lacustris* L. and *Lobelia dortmanna* L. *Oecologia*, 61(1), 115-121.
- Rintanen, T. (1996). Changes in the flora and vegetation of 113 Finnish lakes during 40 years. *Annales Botanici Fennici*, 33(2), 101-122.
- Rodwell, J. S. (1998). *British Plant Communities: Aquatic communities, swamps and tall-herb fens* (Vol. 4): Cambridge Univ Pr.
- Rørslett, B. (1991). Principal determinants of aquatic macrophyte richness in northern European lakes. *Aquatic Botany*, 39(1-2), 173-193.
- Rossi, D. (2006). *Variazioni della linea di costa del lago di Bracciano in relazione al nuvo modello 3D*

*bati-morfologico del fondale*. Paper presented at the XVI Congresso della Società Italiana di Ecologia, Viterbo/Civitavecchia.

- Rossi, L., Costantini, M. L., Carlino, P., di Lascio, A., & Rossi, D. (2010). Autochthonous and allochthonous plant contributions to coastal benthic detritus deposits: a dual-stable isotope study in a volcanic lake. *Aquatic Sciences-Research Across Boundaries*, 72(2), 227-236.
- Sadori, L., Giraudi, C., Petitti, P., & Ramrath, A. (2004). Human impact at Lago di Mezzano (central Italy) during the Bronze Age: a multidisciplinary approach. *Quaternary International*, 113(1), 5-17.
- Sala, O. E., & Stuart Chapin, F. (2000). Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science*, 287(5459), 1770.
- Sand-Jensen, K., & Madsen, T. V. (1991). Minimum light requirements of submerged freshwater macrophytes in laboratory growth experiments. *The Journal of Ecology*, 79, 749-764.
- Schaumburg, J., Schranz, C., Hofmann, G., Stelzer, D., Schneider, S., & Schmedtje, U. (2004). Macrophytes and phytobenthos as indicators of ecological status in German lakes--a contribution to the implementation of the water framework directive. *Limnologica-Ecology and Management of Inland Waters*, 34(4), 302-314.
- Schaumburg, J., Schranz, C., Stelzer, D., & Hofmann, G. (2007). Action Instructions for the ecological Evaluation of Lakes for Implementation of the EU Water Framework Directive: Makrophytes and Phytobenthos. *Bavarian Environment Agency*.
- Schmidt, D., Van De Weyer, K., Krause, W., Kies, L., Garniel, A., Geissler, U., et al. (1996). Rote Liste der Armelechthermalgen (Charophyceae) Deutschlands, 2. Fassung, Stand: Februar 1995. *Schr.-R. f. Vegetationskde.*(23), 547-576.
- Scoppola, A., & Blasi, C. (1990). Secondo contributo alla conoscenza della flora della caldera del lago Vico (Viterbo). *Annali di Botanica*, 47, 15-43.
- Scoppola, A., Blasi, C., Abbate, G., Michetti, L., Scagliusi, E., Kuzminsky, E., et al. (1991). *La vegetazione della caldera del Lago di Vico*: Regione Lazio, Ass. Programmazione, Dip. Biologia Vegetale Univ. "La Sapienza", Roma.
- Seele, J., Mayr, M., Staab, F., & Raeder, U. (2000). Combination of two indication systems in pre-alpine lakes - diatom index and macrophyte index. *Ecological modelling*, 130(1-3), 145-149.
- Sheldon, R. B., & Boylen, C. W. (1977). Maximum depth inhabited by aquatic vascular plants. *American midland naturalist*, 248-254.

- Simons, J., & Nat, E. (1996). Past and present distribution of stoneworts (Characeae) in The Netherlands. *Hydrobiologia*, 340(1), 127-135.
- Singer, R., Roberts, D. A., & Boylen, C. W. (1983). The macrophytic community of an acidic lake in Adirondack (New York, USA): a new depth record for aquatic angiosperms. *Aquatic Botany*, 16(1), 49-57.
- Smolders, A., Lucassen, E., & Roelofs, J. (2002). The isoetid environment: biogeochemistry and threats. *Aquatic Botany*, 73(4), 325-350.
- Søndergaard, M., JOHANSSON, L. S., LAURIDSEN, T. L., JOERGENSEN, T. B., Liboriussen, L., & Jeppesen, E. (2010). Submerged macrophytes as indicators of the ecological quality of lakes. *Freshwater Biology*, 55(4), 893-908.
- Spence, D. H. N. (1982). The zonation of plants in freshwater lakes. *Advances in ecological research*, 12, 37-125.
- Stella, E. (1951). Il lago di Albano. Parte II. Le società litorali. *Bollettino Pesca Piscicoltura e Idrobiologia*, 6, 23-53.
- Stella, E., Margaritora, F., Palmegiano, G., & Bazzanti, M. (1972). Il Lago di Martignano: prime osservazioni sulla struttura e distribuzione delle biocenosi. *Rendiconti Accademia Nazionale dei Lincei*, 22, 3-17.
- Stella, E., Ferrero, L., & Margaritora, F. (1978). Alterations of the Plankton in a Much Polluted Lake in Central Italy(Latium), The Volcanic Lake Nemi. *Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie*, 20, 1049-1054.
- Stelzer, D., Schneider, S., & Melzer, A. (2005). Macrophyte based assessment of lakes—a contribution to the implementation of the European Water Framework Directive in Germany. *International review of hydrobiology*, 90(2), 223-237.
- Stewart, N., & Church, J. (1992). Red Data Books of Britain and Ireland Stoneworts.
- Stone, L., & Roberts, A. (1990). The checkerboard score and species distributions. *Oecologia*, 85(1), 74-79.
- Talevska, M., Petrovic, D., Milosevic, D., Talevski, T., Maric, D., & Talevska, A. (2009). *Biodiversity of macrophyte vegetation from lake Prespa, lake Ohrid and lake Skadar*. Paper presented at the XI anniversary scientific conference 120 years of academic education in biology.
- Tartari, G., Buraschi, E., Monguzzi, C., Marchetto, A., Copetti, D., Salerno, F., et al. (2004). Progetto LIMNO: qualità delle acque lacustri italiane. Vol. 1: sintesi dei risultati. *Quaderni Istituto Ricerca sulle Acque*, 120, 334.

- Tiner, R. W. (1991). The concept of a hydrophyte for wetland identification. *Bioscience*, 41(4), 236-247.
- Toivonen, H., & Huttunen, P. (1995). Aquatic macrophytes and ecological gradients in 57 small lakes in southern Finland. *Aquatic Botany*, 51(3-4), 197-221.
- Tomasella, M., & Oriolo, G. (2006). Primo contributo alla conoscenza delle *Characeae* del Friuli Venezia Giulia e dei territori limitrofi: il genere *Chara* L. *Gortania - Atti del Museo Friulano di Storia Naturale*, 28, 109-122.
- Torn, K., Martin, G., Kotta, J., & Kupp, M. (2010). Effects of different types of mechanical disturbances on a charophyte dominated macrophyte community. *Estuarine, coastal and shelf science*, 87(1), 27-32.
- Trotter, A. (1908). Laghi di monticchio - introduzione, considerazioni generali, sguardo botanico, cenni sulla morfologia fisica e sulla biologia. *Annali di Botanica*, XI, 1-30.
- Valentini, E., di Lascio, A., Andreoli, F., Calizza, E., Carlino, P., Marone, A., et al. (2005). Influenza del predatore sulla struttura della rete trofica a base detrito in un lago vulcanico: lago di Bracciano (Italia Centrale). *16th Meeting of the Italian Society of Ecology, 19-22 September 2006*.
- Van den Berg, M. (2004). Achtergronddocument referenties en maatlatten waterflora en Fytoplankton.
- Van den Berg, M., & Pot, R. (2007). *Achtergronddocument referenties en maatlatten waterflora: STOWA*.
- Van den Berg, M. S., Coops, H., Simons, J., & de Keizer, A. (1998). Competition between *Chara aspera* and *Potamogeton pectinatus* as a function of temperature and light. *Aquatic botany*, 60(3), 241-250.
- Van den Berg, M. S., Scheffer, M., Van Nes, E., & Coops, H. (1999). Dynamics and stability of *Chara* sp. and *Potamogeton pectinatus* in a shallow lake changing in eutrophication level. *Hydrobiologia*, 408, 335-342.
- Varekamp, J., & Pasternack, G. (2000). Volcanic lake systematics II. Chemical constraints. *Journal of volcanology and geothermal research*, 97(1-4), 161-179.
- Venanzoni, R., Apruzzese, A., Gigante, D., Suanno, G., & Vale, F. (2003). Contributo alla conoscenza della vegetazione acquatica e igrofitica dei Laghi di Monticchio. *Inform. Bot. Ital*, 35(1), 69-80.
- Vestergaard, O., & Sand-Jensen, K. (2000). Alkalinity and trophic state regulate aquatic plant

- distribution in Danish lakes. *Aquatic Botany*, 67(2), 85-107.
- Vollenweider, R. A. (1982). *Eutrophication of waters: Monitoring, assessment and control*: Organisation for Economic Co-operation and Development.
- Wallin, M., Wiederholm, T., & Johnson, R. K. (2003). Guidance on establishing reference conditions and ecological status class boundaries for inland surface waters. *CIS Working Group*, 2(3).
- Wetzel, R. G. (2001). *Limnology: lake and river ecosystems* (Vol. 1006): Academic press San Diego, California.
- Willby, N. J., Abernethy, V. J., & Demars, B. O. L. (2000). Attribute-based classification of European hydrophytes and its relationship to habitat utilization. *Freshwater Biology*, 43(1), 43-74.
- Willby, N. J., Pitt, J., & Phillips, G. (2006). Summary of approach used in LEAFPACS for defining ecological quality of rivers and lakes using macrophyte composition. *Interim Report June*.
- Xiao, C., Wang, X., Xia, J., & Liu, G. (2010). The effect of temperature, water level and burial depth on seed germination of *Myriophyllum spicatum* and *Potamogeton malaianus*. *Aquatic Botany*, 92(1), 28-32.

## Ringraziamenti

Una tesi di dottorato sperimentale richiede la partecipazione di molti attori che contribuiscono a vario titolo alla riuscita del progetto.

Desidero innanzi tutti ringraziare il Prof. Blasi e tutto il Laboratorio che mi è stato vicino e mi ospita sin dalla tesi di laurea.

Voglio ringraziare la Prof.ssa Nadia Abdelahad per la pazienza con cui ha condiviso la sua conoscenza delle *Characeae*, per i numerosi consigli e per la gentilezza dimostrata in più occasioni. Mauro Iberite per avermi accompagnato a Bracciano e a Bolsena, per aver collaborato con la sua conoscenza dei sistemi acquatici, per gli strumenti di campo prestati per la logistica, perchè è un vero amico! Leonardo Rosati per l'aiuto ai laghi di Monticchio e negli altri laghi, in condizioni che avrebbero scoraggiato chiunque (gennaio a Monticchio con la neve... non l'ho scorderò mai). Il Prof. Pier Luigi Viaroli per i preziosi consigli e la revisione della tesi. Rossano Bolpagni, correlatore e amico che mi ha ospitato in più occasioni a Parma e ha permesso di migliorare moltissimo questo lavoro. Alessandro Oggioni per aver condiviso la sua esperienza, le sue ricerche e le sue idee. Marco Seminara per le chiacchierate e la condivisione della conoscenza accumulata negli anni in merito ai laghi vulcanici. Stefano Gomarasca per l'aiuto e per l'amicizia dimostrata. Fabio Scarfò che ha contribuito alla nascita della mia passione per gli ambienti acquatici. Il personale del Parco Regionale dei Castelli Romani e il personale della Riserva Naturale Regionale Lago di Vico. Luca Luiselli per la revisione del metodo di campionamento e le chiacchierate sui temi dell'ecologia. Carlo Ricotta per aver dipanato diversi dubbi. Fabio Ragogna per aver condiviso la fatica al lago di Bracciano, come solo un amico può fare.

Un ringraziamento particolare lo voglio fare ai miei genitori che hanno sempre appoggiato la mia passione per le scienze naturali.

Grazie Luciana. Perchè sei importante e perchè senza di te non ce l'avrei fatta.