

Facoltà di Scienze Matematiche, Fisiche e Naturali

Dottorato in Biologia Vegetale XXI Ciclo

Settore Disciplinare Bio/07

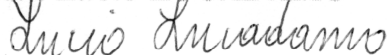
Dipartimento di Ecologia

Tesi di Dottorato

**STUDIO DELLE MACROFITE ACQUATICHE
PER LA CARATTERIZZAZIONE
DI ALCUNI CORSI D'ACQUA DELLA CALABRIA**


Tutor

Dott. Lucio LUCADAMO



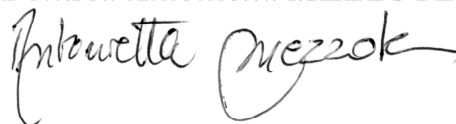
Co-tutor

Dott.ssa Maria Rita MINCIARDI



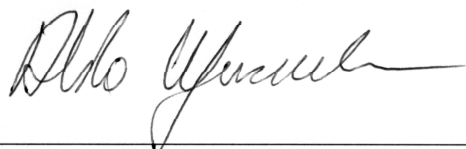
Dottoranda

Dott.ssa Antonietta MEZZOTERO



Coordinatore

Prof. Aldo MUSACCHIO



*A Giuseppe Mattia e Antonello
l'"ometto" e l'uomo della mia vita...*

INDICE

INTRODUZIONE	pag. 1
CAPITOLO 1	
LE MACROFITE ACQUATICHE	“ “ 4
1.1 Generalità.....	“ “ 4
1.2 Macrofite ed habitat acquatici.....	“ “ 6
CAPITOLO 2	
ECOLOGIA DELLE MACROFITE NEGLI ECOSISTEMI FLUVIALI	“ “ 14
2.1 Introduzione.....	“ “ 14
2.2 Fattori abiotici.....	“ “ 14
2.2.1 La luce.....	“ “ 14
2.2.2 Temperatura.....	“ “ 15
2.2.3 Dinamismo fluviale.....	“ “ 15
2.2.4 Regime idrologico.....	“ “ 16
2.2.5 Profondità.....	“ “ 16
2.2.6 Trasparenza.....	“ “ 17
2.2.7 Substrato.....	“ “ 17
2.2.8 Caratteristiche chimiche dell'acqua.....	“ “ 18
2.2.9 Sedimento.....	“ “ 19
2.2.10 Altitudine.....	“ “ 19
2.3 Fattori biotici.....	“ “ 19
2.3.1 Riproduzione.....	“ “ 19
2.3.2 Modalità di dispersione.....	“ “ 20
2.3.3 Relazioni interspecifiche.....	“ “ 20
2.3.4 Interazioni con la componente animale.....	“ “ 21
2.4 Fattori antropici.....	“ “ 21
2.4.1 Alterazioni della morfologia e delle caratteristiche idrauliche del corso d'acqua.....	“ “ 22
2.4.2 Alterazione dell'integrità chimica delle acque.....	“ “ 22
2.4.3 Introduzione e diffusione di specie esotiche.....	“ “ 23

2.4.4 <i>Sfalcio</i>	pag. 24
2.5 Ruolo ecologico delle macrofite.....	“ “ 24
2.5.1 <i>Influenza sui sedimenti e sul regime idraulico</i>	“ “ 26
2.5.2 <i>Influenza sulla dinamica dei nutrienti</i>	“ “ 27
2.5.3 <i>Influenza sulla chimica dei sedimenti</i>	“ “ 28
2.5.4 <i>Influenza della struttura macrofitica</i>	“ “ 28
2.6 Distribuzione “monte-valle” delle macrofite.....	“ “ 28
CAPITOLO 3	
<i>INDICI BIOLOGICI NELLA VALUTAZIONE DELLA QUALITÀ DELLE ACQUE</i>	“ “ 31
3.1 Indicatori biologici.....	“ “ 31
3.2 Macrofite come indicatori biologici.....	“ “ 32
3.3 Stato dell’arte degli indici macrofitici.....	“ “ 32
3.4 Macrophyte Index Scheme (MIS).....	“ “ 33
3.5 Trophie Index Macrophyten (TIM).....	“ “ 36
3.6 Mean Trophic Rank (MTR).....	“ “ 38
3.7 Groupement d’Intérêt Scientifique (GIS).....	“ “ 43
3.8 Indice Biologique Macrophytique en Rivière (IBMR).....	“ “ 46
3.9 Plant Score e Trophic Index.....	“ “ 49
3.10 Ricerche e sperimentazioni condotte in Italia.....	“ “ 49
CAPITOLO 4	
<i>MATERIALI E METODI</i>	“ “ 52
4.1 Area di studio.....	“ “ 52
4.2 Attività di campo.....	“ “ 56
4.2.1 <i>Rilievo e campionamento macrofitico</i>	“ “ 57
4.2.2 <i>Campionamento della colonna d’acqua</i>	“ “ 59
4.3 Attività di laboratorio.....	“ “ 60
4.3.1 <i>Riconoscimento dei campioni macrofitici</i>	“ “ 60
4.3.2 <i>Analisi chimiche</i>	“ “ 60
4.3.2.1 <i>Temperatura, pH, conducibilità elettrica, TDS</i>	“ “ 60
4.3.2.2 <i>Determinazione dell’ossigeno disciolto e della percentuale di saturazione</i>	“ “ 61

4.3.2.3	<i>Determinazione dell'alcalinità</i>	pag. 61
4.3.2.4	<i>Determinazione del COD (Chemical Oxygen Demand)</i>	“ “ 61
4.3.2.5	<i>Nutrienti</i>	“ “ 62
4.4	Indici applicati.....	“ “ 62
4.5	Elaborazione dati.....	“ “ 63
<i>CAPITOLO 5</i>		
	<i>RISULTATI E DISCUSSIONE</i>	“ “ 64
	<i>CONCLUSIONI</i>	“ “ 90
	<i>BIBLIOGRAFIA</i>	“ “ 92
<i>ALLEGATO 1</i>		
	<i>Inquadramento eco-idromorfologico delle stazioni di campionamento</i>	
<i>ALLEGATO 2</i>		
	<i>Report delle analisi statistiche</i>	

INTRODUZIONE

Le tematiche legate alla conservazione ed alla riqualificazione degli ecosistemi acquatici sono divenute, a livello globale, sempre più oggetto di attenzione da parte del mondo scientifico e delle istituzioni coinvolte nelle scelte politiche e gestionali. La messa a punto di strategie di monitoraggio, finalizzate alla valutazione dello “stato di salute” dei sistemi di riferimento (ambienti inalterati ove l’antropizzazione del territorio è nulla o molto scarsa) ha trovato, nell’emanazione della Direttiva Quadro 2000/60/CE sulle acque, il recepimento di strategie integrate innovative volte al raggiungimento di obiettivi di qualità.

La Direttiva Europea 2000/60 attribuisce un’importanza prioritaria ai parametri biologici come elementi qualitativi di base per definire lo stato ecologico delle acque superficiali. Fondamentale è soprattutto l’interesse verso le comunità acquatiche, vegetali e animali, studiate attraverso l’uso di indicatori biologici, fonte preziosa di informazioni per la protezione e la gestione dei reticoli idrologici. È noto, infatti, che tutti gli organismi, direttamente o indirettamente, rappresentano il prodotto del proprio ambiente di vita e, in presenza di alterazioni fisiche e chimiche, subiscono modificazioni più o meno marcate del proprio stato naturale. Studiando la composizione delle comunità acquatiche e valutando lo stato di salute degli individui, è possibile evidenziare le zone in cui il livello di compromissione ambientale ha raggiunto livelli critici. L’utilizzo di indicatori biologici permette di sintetizzare tutte le diverse cause di stress ambientale; successivamente, attraverso alcuni “indici numerici” specifici per i diversi bioindicatori, la risposta biologica può essere quantificata e rappresentata cartograficamente.

L’aspetto innovativo introdotto dalla Direttiva consiste nella valutazione dello stato ecologico degli ambienti dulcacquicoli attraverso la comparazione della struttura delle comunità dei siti di riferimento con quella dei siti da sottoporre a monitoraggio, verificandone, così, il grado di scostamento. Ovviamente quanto più è diversificata la risposta dei differenti taxon (nell’ambito delle varie comunità) agli stress (funzione di bioindicazione), tanto più essi si prestano alla quantificazione dello scarto tra siti di riferimento e siti impattati.

Esistono diversi esempi di indicatori biologici e, per le acque interne superficiali, la Direttiva prevede il monitoraggio del fitoplancton, delle macrofite e del fitobenthos, delle comunità di macroinvertebrati bentonici e della fauna ittica.

Le macrofite acquatiche raccolgono numerose specie vegetali che hanno in comune le dimensioni macroscopiche e l'essere rinvenibili sia in prossimità che all'interno di acque dolci superficiali lotiche e lentiche; si tratta, per la massima parte, di Fanerogame erbacee ma tale gruppo è composto anche da alcune Pteridofite, da numerose Briofite e da alghe macroscopiche.

Anche per esse, associate al fitobenthos (diatomee), la legislazione ha individuato tre differenti *stati* delle relative comunità che corrispondono a diversi, e progressivamente peggiori, assetti quali-quantitativi rispetto alle condizioni di riferimento:

1. *stato elevato*, in cui la composizione tassonomica corrisponde totalmente, o quasi, alle condizioni inalterate. Non è riscontrabile nessuna variazione dell'abbondanza macrofita e fitobentonica media;
2. *stato buono*, con lievi variazioni nella composizione e abbondanza di taxa macrofitici e fitobentonici rispetto alle comunità tipiche specifiche. Tali variazioni non indicano nessuna crescita accelerata di fitobenthos o di forme più elevate di vita vegetale tale da provocare un'alterazione indesiderata della composizione equilibrata degli organismi presenti nel corpo idrico o della qualità fisico-chimica delle acque o dei sedimenti. Sono presenti forme batteriche dovute alle attività antropiche che, comunque, non danneggiano la comunità fitobentonica;
3. *stato sufficiente*, in cui la composizione dei taxa macrofitici e fitobentonici si discosta moderatamente dalle comunità tipiche specifiche e diverge molto di più dallo stato buono. Sono evidenti variazioni moderate dell'abbondanza macrofita e fitobentonica media. Sono presenti forme batteriche dovute ad attività antropiche che possono interferire e, in talune aree, soppiantare la comunità fitobentonica presente.

Gli indici basati sulle macrofite acquatiche danno indicazioni complessive sulla qualità dell'acqua e sul livello di alterazione dei corsi idrici sulla base dei cambiamenti nei popolamenti macrofitici presenti (Caffrey, 1987; Dennison *et al.*, 1993; Peltre and Leglize, 1992; Haury and Peltre, 1993; Kelly and Whitton, 1995; Haury *et al.*, 1996). Attraverso l'esame della struttura e della composizione dei popolamenti acquatici, infatti, possono essere raccolte indicazioni abbastanza precise sul livello di alterazione della qualità chimica, fisica e biologica dell'acqua, in quanto tali popolamenti sono costituiti da specie dipendenti totalmente, o in misura decisamente elevata, dall'acqua come mezzo da cui trarre elementi nutritivi.

In particolare, gli indici macrofitici hanno in comune con quelli diatomici una spiccata sensibilità nei confronti dell'inquinamento trofico, che potrebbe essere sottostimato dagli indici macrobentonici, registrandone la comparsa e l'entità con maggior precisione (Kelly and Whitton, 1995; Robach *et al.*, 1996; Grasmuck *et al.*, 1995). Vengono, inoltre, studiate da anni anche allo scopo di correlare composizione e struttura del popolamento con la qualità o, più genericamente, con le caratteristiche degli ecosistemi fluviali in cui si rinvencono (Butcher, 1933; Holmes and Whitton, 1977a; 1981; Holmes and Newbold, 1984; Wiegleb, 1981; Carpenter and Lodge, 1986; Haslam, 1987; Leglize *et al.*, 1990; Grasmuck *et al.*, 1993; 1995; Carbiener *et al.*, 1995; Tremp and Kohler, 1995; Botineau and Ghestem, 1995; Haury, 1996a; Bielli *et al.*, 1999; Minciardi and Rossi, 2001).

Il presente lavoro di dottorato di ricerca, realizzato in collaborazione tra il Laboratorio di Ecologia Generale ed Applicata del Dipartimento di Ecologia dell'UNICAL e la Sezione di Biologia Ambientale e Conservazione della Natura dell'ENEA di Saluggia (VC), è volto allo studio quali-quantitativo delle comunità delle macrofite fluviali e, attraverso lo svolgimento del relativo programma di attività, intende perseguire il raggiungimento dei seguenti obiettivi:

- ▲ caratterizzare gli assetti tassonomici ed i relativi valori di copertura delle comunità a macrofite di un gruppo di fiumi della regione Calabria in relazione alle differenti tipologie di ambienti fluviali che si rinvencono lungo l'asta del corpo idrico;
- ▲ valutare l'efficacia dell'utilizzo delle comunità di macrofite acquatiche ai fini della determinazione della qualità ambientale degli ecosistemi lotici verificando l'applicabilità alle realtà fluviali mediterranee di uno o più indici tra quelli maggiormente utilizzati in ambito europeo;
- ▲ individuare, nell'ambito delle tipologie indagate, quelle di "riferimento". Ciò consente di prendere parte al processo di intercalibrazione europeo per idroecoregione fornendo un contributo da contesti mediterranei, al momento piuttosto carente. Tale processo dovrà condurre alla definizione di set di metodiche da proporre per giungere ad una standardizzazione europea che, in seguito, potranno essere utilizzate routinariamente nell'ambito del monitoraggio dei corpi idrici superficiali.

CAPITOLO 1

LE MACROFITE ACQUATICHE

1.1 Generalità

Le macrofite acquatiche comprendono i vegetali presenti negli ambienti acquatici, palustri e di greto. Il loro raggruppamento è composto da angiosperme erbacee, pteridofite, briofite ed alghe filamentose (più specificamente, si fa riferimento ad alghe formanti aggregati macroscopicamente visibili).

Vi sono delle metodologie che prendono in considerazione anche un piccolo numero di licheni acquatici; alcuni Autori ascrivono tra le macrofite anche alcuni funghi (Haury *et al.*, 1996; 2000; Haslam, 1997; Bielli *et al.*, 1999; Azzollini *et al.*, 2003; Minciardi *et al.*, 2003).

Nell'ambito dell'ecosistema fluviale, può essere più utile considerare complessivamente i popolamenti vegetali insediati nell'ambito dell'alveo bagnato e non solo quelli completamente sommersi. È possibile delineare uno schema di distribuzione di tale popolamento in corrispondenza di una sezione tipo teorica, in funzione delle forme biologiche delle specie vegetali che vi si insediano (Fig. 1.1).

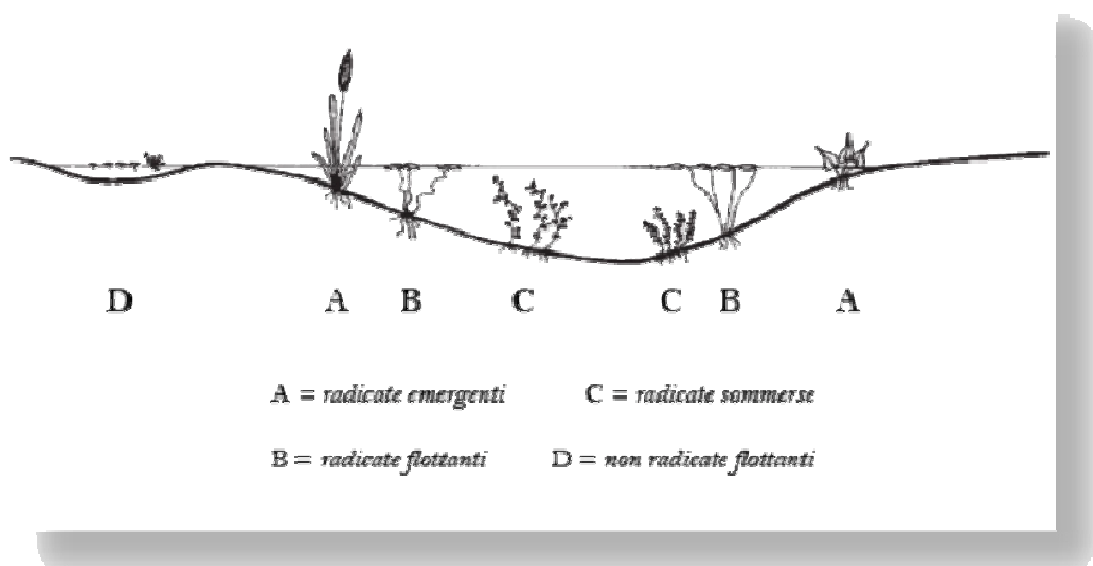


Figura 1.1 – Disposizione delle tipologie di piante acquatiche lungo una sezione trasversale (da Siligardi *et al.*, 2001, modificato)

Partendo dalla porzione centrale del corso d'acqua possono insediarsi specie **radicate sommerse**, caratterizzate dall'essere completamente sommerse e ancorate al substrato per mezzo di radici o rizoidi che, in linea di massima, non hanno alcuna funzione nutritiva (come *Ceratophyllum* spp., *Chara* spp., *Fontinalis* spp.).

Laddove si ha una minore profondità si rinvencono le specie **radicate flottanti** i cui individui sono ancorati al substrato per mezzo di radici o rizoidi; sono comunque presenti foglie e organi riproduttivi che galleggiano sulla superficie. Spesso tali specie presentano eterofilia, nel senso che è presente un dimorfismo fogliare molto spinto tra le foglie sommerse, fortemente laciniate, e quelle flottanti, laminari (ad esempio *Potamogeton* spp., *Nuphar* spp., *Ranunculus* spp.).

Nelle porzioni a velocità bassa o nulla è possibile rinvenire in superficie le specie **non radicate flottanti**. Gli individui di queste specie galleggiano sull'acqua e non sono in alcun modo ancorati al fondo; le radici, se presenti, sono libere e non hanno, ovviamente, funzione di ancoraggio (*Lemna* spp., *Trapa* spp.).

Le specie finora elencate rientrano tutte nel gruppo delle **idrofite**.

Sono da intendere come una tipologia di idrofite le **anfifite**, specie capaci di colonizzare anche substrati non costantemente sommersi. Presentano spesso importante dimorfismo in funzione della profondità dell'acqua presente nel sito colonizzato (*Sagittaria* spp., *Alisma* spp., *Sparganium* spp.) (Haury *et al.*, 2000; AFNOR, 2004).

Nei pressi delle rive si collocano le specie radicate emergenti (**elofite**). Si tratta di piante radicate che emergono con un'ampia porzione del loro corpo vegetativo e che presentano caratteristiche di idrofilia minore rispetto a quelle sinora descritte, potendo tollerare anche periodi di emersione. Le specie radicate emergenti si insediano in quella porzione dell'alveo di morbida soggetta alle maggiori variazioni di livello dell'acqua e possono appartenere sia ai canneti (fragmiteti, tifeti, scirpeti, cariceti) sia alle formazioni pioniere di greto (o sopracquatiche). Queste ultime formazioni si insediano a partire dal limite dell'acqua, nell'alveo di morbida, e sono costituite da specie erbacee pioniere, spesso annue (*Chenopodium* spp., *Polygonum* spp., *Bidens* spp.) (Holmes and Whitton, 1975; Haury *et al.*, 2000). La buona resistenza all'inondazione, la capacità di crescere su substrati con pedogenesi scarsa o nulla e la veloce propagazione fanno sì che queste specie possano colonizzare tali ambienti; l'alveo di morbida risulta, infatti, frequentemente inondato e ciò impedisce il consolidarsi di una vera fitocenosi.

Nell'ambito degli ecosistemi fluviali i vegetali acquatici rivestono non solo il ruolo di produttori primari, in particolare con la componente autotrofa del perifiton,

ma anche quello di costituenti di habitat. In funzione della collocazione dei diversi raggruppamenti vegetali lungo la sezione trasversale del corso d'acqua, si differenziano diversi microhabitat che possono ospitare faune diversificate a seconda delle caratteristiche delle specie vegetali che li costituiscono. Inoltre, attraverso i processi di organizzazione dei nutrienti, contribuiscono significativamente ai processi di autodepurazione delle acque.

1.2 Macrofite ed habitat acquatici

Le piante acquatiche si suddividono in base ai tipi di zone umide in cui sono presenti.

La vegetazione degli ecosistemi lotici è caratterizzata da piante munite di apparato radicale la cui funzione è solo in parte paragonabile a quella dei vegetali terrestri; il problema principale è, infatti, rappresentato dalla necessità di un buon ancoraggio al fondo per evitare il trascinarsi da parte della corrente. Se una pianta terrestre necessita dell'apparato radicale per assorbire acqua e sali dal terreno umido, un vegetale acquatico si trova immerso in un ambiente acquatico; l'apparato radicale perde buona parte delle funzioni di assorbimento diventando più importante quella di ancoraggio. Tuttavia, nei corsi d'acqua con corrente molto veloce e con regime idrologico variabile, le idrofite possono essere del tutto assenti. Il caso estremo è rappresentato dai corsi a regime nivoglaciale nei quali nel periodo estivo (quello più adatto, teoricamente per la vegetazione), l'acqua è fortemente torbida per l'elevato carico solido derivante dal detrito morenico compreso nel ghiaccio di origine; la torbidità ostacola lo sviluppo dei vegetali per l'azione di abrasione da parte dei detriti fini sul corpo delle piante ed impedisce alla luce di penetrare in modo sufficiente per lo svolgimento della fotosintesi. Inoltre l'elevato carico solido favorisce i fenomeni di erosione e di instabilità del fondale a svantaggio delle piante acquatiche. L'estremo opposto è rappresentato dai canali con acque limpide, a lento corso e con regime idrologico costante che presentano le migliori condizioni per lo sviluppo della vegetazione acquatica.

Le piante acquatiche delle acque correnti, anche se adattate al movimento dell'acqua, hanno precisi limiti alla loro diffusione; nella maggior parte dei corsi la vegetazione acquatica è poco abbondante (o, almeno, non lo è come nelle zone umide ad acque stagnanti); fanno eccezione alcuni lenti canali e fiumi di pianura, alcuni corsi

d'acqua a valle di sbarramenti artificiali (dove le piene sono impedito dall'accumulo dell'acqua a monte) oppure determinate situazioni dove la vegetazione si sviluppa massivamente durante limitati periodi estivi con scarse portate e come conseguenza dell'eutrofizzazione. Fra le specie d'acqua corrente si possono ricordare *Ranunculus fluitans* (ranuncolo fluitante: fig. 1.2a) e *Ranunculus trichophyllus* (ranuncolo a foglie capillari: fig. 1.2b) che formano

“isole” verdi sul fondo di acque limpide e fresche;

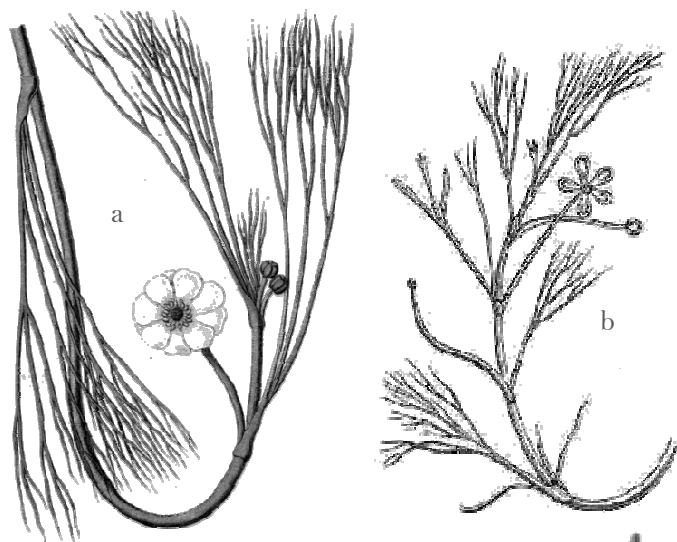


Figura 1.2 – *Ranunculus fluitans* (a) e *R. trichophyllus* (b)

Potamogeton crispus (lattuga ranina: fig. 1.3a), che forma grossi cespi sommersi di colore glauco, e *Potamogeton natans* (brasca comune: fig. 1.3b);



Figura 1.3 – *Potamogeton crispus* (a) e *P. natans* (b)

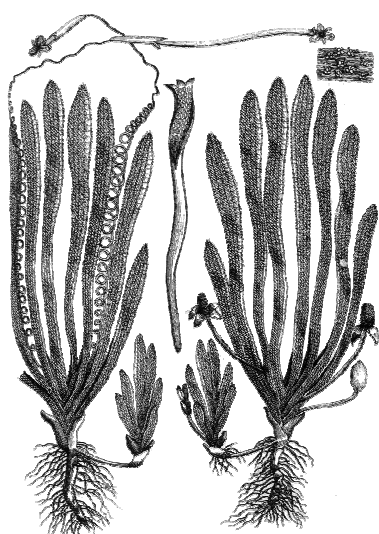


Figura 1.4 – *Vallisneria spiralis*

Vallisneria spiralis (lima: fig. 1.4), nota soprattutto per le foglie lineari e nastriformi e dai fiori portati da un lungo peduncolo ad affiorare sulla superficie dell'acqua.

La vegetazione delle acque sorgive (e di fontanile) assume caratteristiche che la distinguono dalle altre piante acquatiche. Si tratta di vegetali che richiedono acque particolarmente limpide e con regime idrico costante. Hanno un importante sviluppo aereo oltre che subacqueo e si trovano frequentemente in corrispondenza di sorgive ai margini degli alvei fluviali, lungo i fontanili ed anche presso le rive dove la corrente è più debole. Si possono ricordare *Veronica anagallis-aquatica* (beccalunga grossa: fig. 1.5) che cresce sia completamente sommersa sul bordo delle acque correnti sia sulla bordura sopra la superficie dell'acqua con fusti alti fino ad 80 cm;



Figura 1.5 – *Veronica anagallis-aquatica*



Figura 1.6 – *Apium nodiflorum*

Apium nodiflorum (sedano d'acqua: fig. 1.6) che può formare estese isole di vegetazione che sovrastano l'acqua;

Mentha aquatica (menta acquaiola: fig. 1.7) dal caratteristico profumo, soprattutto quando colpita dai raggi solari;



Figura 1.7 – *Mentha aquatica*



Figura 1.8 – *Nasturtium officinale*

Nasturtium officinale (crescione: fig. 1.8) molto comune e diffuso nei canaletti, sui bordi delle rogge e dei corsi maggiori.

La vegetazione delle acque stagnanti è tipica delle acque ferme fino al limite inferiore della zona fotica; il fattore limitante principale è la trasparenza, che dipende essenzialmente dalle particelle in sospensione di origine organica ed inorganica, oltre che dalla presenza di plancton soprattutto in condizioni di eutrofia. Normalmente le idrofite delle acque stagnanti occupano le zone litorali dei laghi e degli stagni, la superficie delle paludi e le zone con le acque più tranquille delle rive dei fiumi, in genere non oltre i 2-3 metri di profondità. L'apparato radicale è ridotto rispetto a quello delle piante che vivono in acque correnti in quanto il problema dell'ancoraggio al fondo è meno importante. Negli ambienti ricchi di vegetazione sono presenti specie adattate ad occupare diversi livelli di profondità; alcune piante sono completamente sommerse, in grado di svilupparsi con poca luce e di compiere l'intero ciclo sott'acqua; altre hanno fusto e, talora, foglie sommerse mentre il resto del corpo giunge fino alla

superficie acqua/aria (ad esempio le foglie della ninfea) soprattutto con i fiori che emergono decisamente rendendosi così ben visibili; queste piante necessitano di molta luce e la sottraggono agli organismi che vivono alle maggiori profondità. Oltre alle ninfee, che sono forse le più conosciute, si possono ricordare *Myriophyllum spicatum* (millefoglio d'acqua comune: fig. 1.9a) che ben si adatta agli ambienti eutrofici e torbidi e *Myriophyllum verticillatum* (millefoglio d'acqua ascellare: fig. 1.9b), specie più strettamente legata alle acque stagnanti rispetto alla precedente;

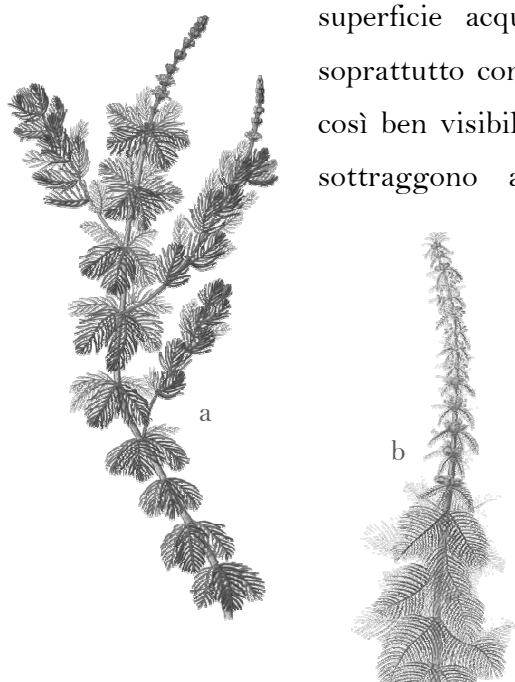


Figura 1.9 – *Myriophyllum spicatum* (a) e *M. verticillatum* (b)

Potamogeton lucens (erba tinca: fig. 1.10) che, nel periodo della fioritura, da maggio ad agosto, espone alla superficie dell'acqua spighe verde bruno lunghe fino a 5 cm; *Nymphoides peltata* (limnantemio: fig. 1.11) con foglie simili a quelle delle ninfee con fiori emergenti color giallo molto vivo,



Figura 1.10 – *Potamogeton lucens*

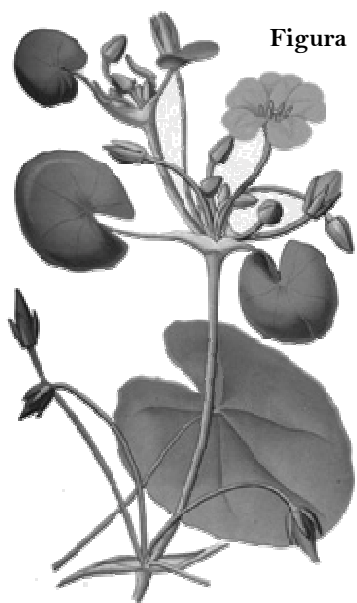


Figura 1.11 – *Nymphoides peltata*

Trapa natans (castagna d'acqua: fig. 1.12), presente nel bacino occidentale del Po, dal caratteristico frutto legnoso munito di punte molto acuminate;

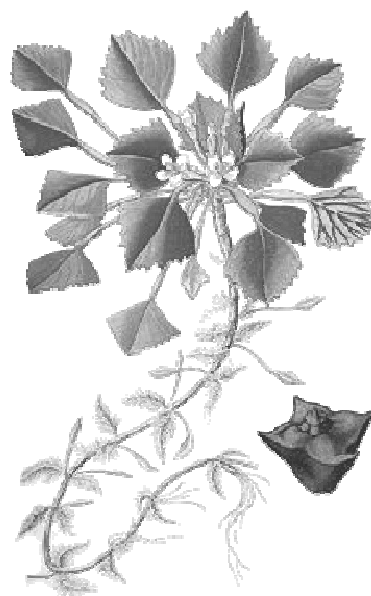


Figura 1.12 – *Trapa natans*

Hottonia palustris (erba scopina: fig. 1.13), che vive in acque molto pulite.

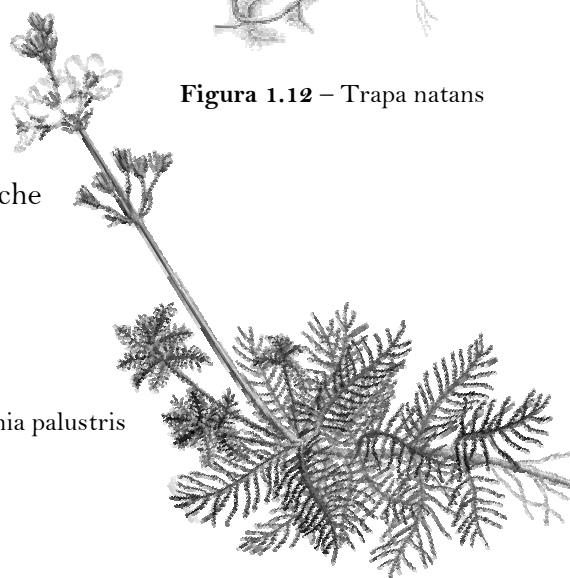


Figura 1.13 – *Hottonia palustris*

Una parte delle piante acquatiche presenti nelle acque stagnanti costituisce la cosiddetta vegetazione galleggiante; caratteristica principale è quella di possedere un apparato radicale che non si ancora al fondale ma è libero nell'ambiente. Queste piante "galleggiano" sulla superficie dell'acqua e traggono luce e gas respiratori direttamente dall'atmosfera. Tale vegetazione è totalmente dipendente dai movimenti dell'acqua; essa può costituire strati che mantengono le acque sottostanti in penombra. Possiamo citare, oltre alla *Salvinia natans* (erba pesce: fig. 1.14) quale rappresentante delle briofite, le varie forme delle ben note lenticchie d'acqua.

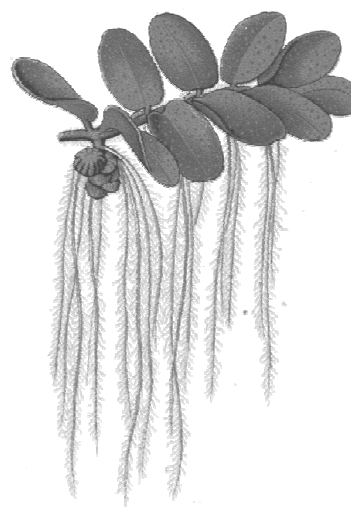


Figura 1.14 – *Salvinia natans*

La bordura prossimale, dove l'acqua diventa poco profonda e molto vicina alle rive, è caratterizzata da vegetazione con apparato radicale e base del fusto completamente sommersi, ma con buona parte del corpo emergente per utilizzare i gas dell'atmosfera (zona del canneto). Verso l'esterno lo strato d'acqua diventa più sottile ed il suo livello può variare in funzione del ciclo idrologico annuale o di temporanee situazioni idrometeorologiche; al di fuori dell'ambiente il terreno è impregnato d'acqua e spesso ricco di materiali organici in lenta decomposizione. È questo il dominio delle alofite precedentemente menzionate.

La vegetazione di bordura forma ambienti che sono rifugio ideale per molte specie animali, in particolare vertebrati (uccelli). Dove l'acqua è sempre presente (bordura interna) sono abbondanti piante quali *Alisma plantago aquatica* (mestolaccia), *Butomus umbellatus* (giunco fiorito), *Polygonum hydropiper* (pepe d'acqua: fig. 1.15),



Figura 1.15 – *Polygonum hydropiper*

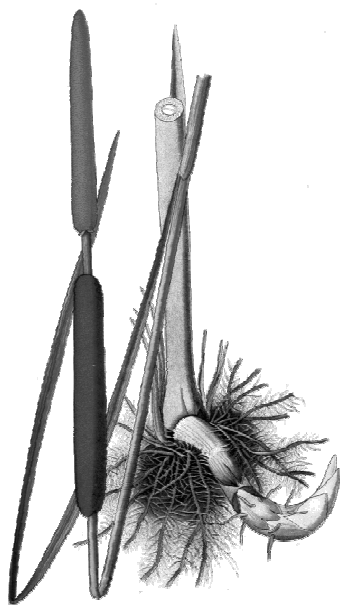
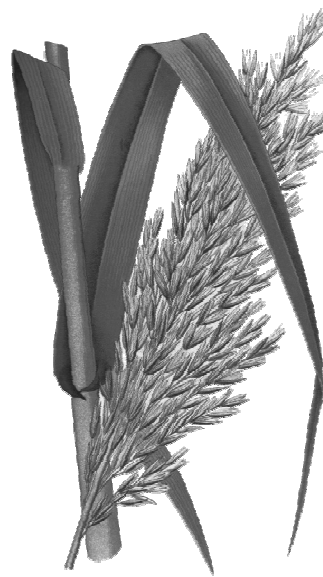
Phragmites australis (cannuccia di palude: fig. 1.16), *Sparganium erectum* (sala: fig. 1.17), *Schoenoplectus lacustris* (lisca lacustre), *Typha latifolia* (mazzasorda: fig. 1.18), *Arundo donax* (canna domestica: fig. 1.19), etc.



Figura 1.16 – *Phragmites australis*



Figura 1.17 – *Sparganium erectum*

Figura 1.18 – *Typha latifolia*Figura 1.19 – *Arundo donax*

La vegetazione della bordura esterna comprende alofite quali le felci palustri, giunghi, carici, etc.

Un cenno merita la vegetazione riparia, in particolare alberi ed arbusti.

L'ambiente ripario è una zona d'interfaccia, o ecotono, tra l'ambiente acquatico in senso stretto e il territorio circostante, contigua al corso d'acqua ed ancora interessata dalle piene o dalla falda freatica fluviale. La definizione di ambiente ripario è strettamente connessa a quella di vegetazione riparia: è proprio la presenza delle formazioni vegetali riparie che delimita ed evidenzia l'esistenza di una zona riparia, rendendo possibile la distinzione tra aree prossime all'alveo, in cui la vegetazione è ancora influenzata dal corso d'acqua, e aree circostanti in cui sono insediate le formazioni zonali.

Rispetto ai fattori ecologici, le specie riparie sono caratterizzate da adattamenti morfologici e fisiologici quali la flessibilità di fusti e radici, la presenza di aerenchimi o la presenza di radici avventizie, tipica di generi arborei quali *Populus*, *Salix* e *Alnus*. Oltre a questi adattamenti ne sono presenti anche altri di tipo riproduttivo, quali la riproduzione vegetativa anche per eradicamento di porzioni vegetative (rami, fusti, radici), la dispersione di semi e frammenti vegetativi per trasporto acqueo (idrocoria) e la produzione dei semi durante il ritiro delle acque di piena al fine di permetterne la germinazione su substrati umidi ma non dilavati.

Dal punto di vista strutturale, la copertura vegetale degli ambienti ripari è costituita da diverse formazioni che s'insediano, una di fianco all'altra, con sviluppo parallelo rispetto al corso d'acqua, a partire dal limite esterno dell'alveo di morbida, strutturandosi in fasce di vegetazione. Il popolamento della fascia a erbacee pioniere di greto che si sviluppa nell'alveo di morbida non viene considerato ripario, ma piuttosto appartenente all'insieme dei popolamenti acquatici in senso lato. Esternamente ad esso, nella porzione di letto definibile come alveo di piena, si rinvengono le formazioni arbustive riparie, generalmente a prevalenza di salici (saliceti arbustivi). Le formazioni arboree riparie, spesso a prevalenza di ontani e/o di salici arborei e pioppi, si insediano esternamente agli arbusteti (Fig. 1.20). La vegetazione riparia contribuisce in modo importante alla stabilità delle sponde fluviali opponendosi, con efficacia, all'erosione dell'acqua contro le sponde.

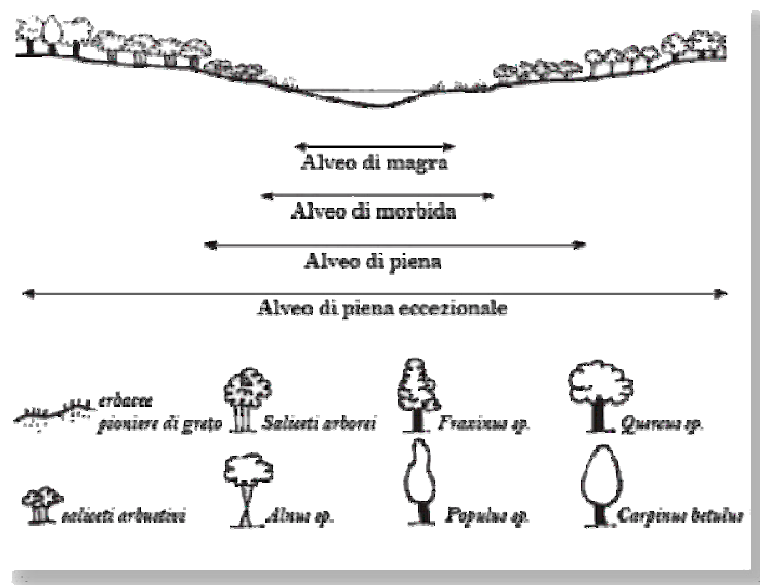


Figura 1.20 – Distribuzione delle tipologie di vegetazione riparia lungo una sezione trasversale (da Siligardi *et al.*, 2001, modificato)

CAPITOLO 2

ECOLOGIA DELLE MACROFITE NEGLI ECOSISTEMI FLUVIALI

2.1 Introduzione

Le cenosi ed i popolamenti a macrofite acquatiche rinvenibili nei fiumi sono soggetti ad una serie di fattori ambientali che possono essere schematicamente descritti ma che interagiscono in maniera complessa dipendendo gli uni dagli altri.

L'insieme dei fattori ambientali determina la struttura, la composizione e l'esistenza stessa delle cenosi a macrofite. La colonizzazione dei diversi tipi di habitat avviene in virtù degli adattamenti sviluppati dalle diverse specie.

2.2 Fattori abiotici

2.2.1 La luce

La quantità di irraggiamento solare determina il tasso fotosintetico delle piante; anche per le macrofite acquatiche questo si configura, quindi, come uno dei fattori ambientali di maggior rilievo (Carr *et al.*, 1997; Haury *et al.*, 2000; Fletcher *et al.*, 2000; Flynn *et al.*, 2002; Scott *et al.*, 2002; Mackay *et al.*, 2003; Hrivnák *et al.*, 2004; Westlake, 1965; Spence, 1974; Middelboe and Markager, 1997; Kern-Hansen and Dawson, 1978).

In siti fortemente ombreggiati si ha assenza di specie eliofile ed una maggiore diffusione di forme vegetali maggiormente sciafile quali, ad esempio, alcune specie di briofite (Haury *et al.*, 2000). Conseguentemente, assume particolare rilievo anche l'ombreggiamento fornito dalla vegetazione ripariale (Langford *et al.*, 2001) nonché l'ombreggiamento determinato dalle macrofite natanti e flottanti rispetto alle macrofite sommerse (Haury, 1985).

Le cenosi a macrofite sommerse sembrano maggiormente influenzate dall'ombreggiamento derivante dalle macrofite galleggianti rispetto a quello dovuto alla presenza di formazioni riparie (Fletcher *et al.*, 2000).

Forte irraggiamento associato a portata ridotta (condizioni che si verificano normalmente durante il periodo estivo di magra) possono determinare un consistente sviluppo di alghe filamentose epifitiche; queste possono condizionare, a loro volta, la crescita delle macrofite su cui si sviluppano limitandone la funzione fotosintetica (Wade *et al.*, 2002).

2.2.2 Temperatura

Tra i fattori abiotici determinanti deve essere ricordata anche la temperatura (Carr *et al.*, 1997; Scott *et al.*, 2002) che determina, oltre la fenologia, anche la dinamica dei popolamenti e delle cenosi su base stagionale (Dawson *et al.*, 1982; Madsen and Brix, 1997), in particolare l'andamento dello sviluppo algale (Haury *et al.*, 2000).

La temperatura influisce direttamente anche nel determinare la composizione specifica della comunità in funzione dell'autoecologia delle specie di macrofite: alcuni taxa si insediano elettivamente laddove sono presenti acque relativamente più calde quali *Potamogeton* spp.. Altri, tra cui *Callitriche* spp., prediligono stazioni caratterizzate da acque più fredde (Riis *et al.*, 2000).

Le fluttuazioni giornaliere e stagionali della temperatura dell'acqua sono modulate dal suo alto calore specifico: ciò fa sì che le piante acquatiche siano meno soggette di quelle terrestri a brusche variazioni della temperatura.

2.2.3 Dinamismo fluviale

Il flusso del corso d'acqua, caratterizzabile in termini di portata e di velocità della corrente, è fondamentale nel determinare la presenza stessa delle cenosi a macrofite (Carr *et al.*, 1997; Scott *et al.*, 2002).

In generale si può affermare che condizioni di portata e velocità di corrente troppo elevate inibiscono la crescita delle macrofite, in particolare delle fanerogame (Butcher, 1933; Haury *et al.*, 2000; Flynn *et al.*, 2002; Wade *et al.*, 2002; Barendregt and Bio, 2003), anche se vi sono taxa, quali *Ranunculus* spp., che appaiono relativamente poco condizionati dalla portata e più dipendenti da parametri quali la radiazione solare (Flynn *et al.*, 2002; Wright *et al.*, 2002).

In particolare, secondo alcuni Autori, al di sotto di una certa soglia di portata il proliferare di alghe epifitiche può inibire la fotosintesi e, quindi, la crescita degli altri vegetali presenti; al contrario, corsi d'acqua o, meglio, porzioni di corsi d'acqua caratterizzati da portate elevate costituiscono ambiti difficilmente colonizzabili da parte delle macrofite (Wade *et al.*, 2002). Al di sopra della soglia di 1 m s^{-1} sembra sia possibile evidenziare una correlazione negativa tra aumento della velocità di corrente e biomassa vegetale (Barendregt and Bio, 2003), spiegabile in termini di problemi di ancoraggio anche per le piante radicate (Butcher, 1933). Altri Autori notano come una moderata velocità della corrente possa stimolare la crescita delle macrofite in quanto aumenta la disponibilità di ossigeno.

Le briofite appaiono prediligere, invece, acque turbolente e a corso rapido (Haury *et al.*, 2000; Vanderpoorten and Klein, 1999); spesso, infatti, nei tratti rhithrali dei corsi d'acqua, si rinvergono comunità macrofite formate quasi esclusivamente da muschi. I muschi reofili sono caratterizzati da adattamenti strutturali quali rizoidi molto forti, foglie carenate, margine fogliare multicellulare, etc. (Vanderpoorten and Klein, 1999).

Si può, quindi, concludere che la presenza di cenosi acquatiche è favorita da condizioni di portata e velocità di corrente intermedie (Langford *et al.*, 2001).

2.2.4 Regime idrologico

Il regime idrologico di un fiume condiziona le cenosi a macrofite acquatiche (Butcher, 1933; Haslam, 1978; Dawson, 1988; Bornette and Amoros, 1991; Daniel and Haury, 1996a). Corsi d'acqua caratterizzati da importanti variazioni di portata stagionali mostrano la presenza di greti ampi colonizzati da cenosi a pioniere di greto. Inoltre, brusche variazioni di portata stagionali determinano, a seguito di eventi di piena, la necessità, per le cenosi a macrofite, di ricolonizzare ciclicamente ampi ambiti alveali anche più volte nel corso della stessa stagione vegetativa.

2.2.5 Profondità

La profondità dell'acqua determina le condizioni idrodinamiche stazionali ma, soprattutto, è correlabile alla trasparenza dell'acqua (Haslam, 1978).

Per le cenosi schiettamente acquatiche si nota, in prima approssimazione, l'esistenza di una correlazione negativa tra profondità dell'acqua e sviluppo delle macrofite. Al crescere del livello dell'acqua, infatti, spesso diminuisce la quantità di luce che può giungere sul fondo; ciò rende impossibile, oltre un certo limite, la fotosintesi (Butcher, 1933; Haury *et al.*, 2000; Flynn *et al.*, 2002; Scott *et al.*, 2002; Barendregt and Bio, 2003).

2.2.6 Trasparenza

La trasparenza dell'acqua è condizionata, seppur indirettamente, dal regime idrologico. Infatti, nel caso di brusche variazioni stagionali della portata e laddove vi sia elevata turbolenza, si ha un incremento della torbidità (Haury *et al.*, 2000; Flynn *et al.*, 2002).

In acque limpide si possono rinvenire cenosi a macrofite acquatiche anche sino a circa 15 metri (Haury *et al.*, 2000).

Le profondità limite dipendono, comunque, dalle esigenze del singolo taxon e dal complesso di condizioni stazionali che possono facilitare, o meno, la penetrazione della radiazione solare.

2.2.7 Substrato

La tipologia di substrato condiziona le cenosi a macrofite principalmente in relazione alla sua stabilità ma anche in termini di chimismo (Butcher, 1933; Carr *et al.*, 1997; Scott *et al.*, 2002). La stabilità del substrato è, nella maggior parte dei casi, il fattore che condiziona più fortemente lo sviluppo di cenosi a macrofite (Haury *et al.*, 2000).

La stabilità del fondo è funzione della granulometria e, in ultima istanza, della velocità di corrente (Butcher, 1933). Si spiega, in questo senso, la diffusa e scarsa copertura delle cenosi a macrofite nei tratti montani e pedemontani di molti corsi d'acqua; in queste porzioni del corso d'acqua, infatti, il substrato è continuamente rimaneggiato dal dinamismo fluviale (Haury *et al.*, 2000; Minciardi *et al.*, 2003).

La tipologia di substrato può influire anche sulla composizione della cenosi. Le briofite, ad esempio, prediligono substrati duri ed il più possibile stabili quali rocce,

massi e ciottoli. Nei tratti iniziali dei corsi d'acqua la vegetazione acquatica è spesso costituita quasi esclusivamente da briofite (Vanderpoorten, 1999; Haury *et al.*, 2000).

Tra le macrofite appartenenti alle angiosperme si evidenzia la correlazione tra alcune specie di ranuncoli acquatici e substrato ghiaioso; viceversa, *Callitriche* spp. sembrano crescere preferibilmente in zone con fondo sabbioso-limoso (Prosser and Sarzo, 2003; Riis *et al.*, 2000; Wright *et al.*, 2002); le elofite si insediano su substrati sciolti e mobili.

2.2.8 Caratteristiche chimiche dell'acqua

Tra le caratteristiche chimiche dell'acqua che influenzano le cenosi a macrofite acquatiche è particolarmente rilevante il livello di trofia, rappresentato dal contenuto in nutrienti (principalmente azoto e fosforo) (Haslam, 1978; Robach *et al.*, 1996). Tale fattore appare determinante nella definizione della fisionomia e della struttura dei raggruppamenti vegetali.

La gran parte degli indici macrofitici si basa, appunto, sull'assunto che la comunità macrofitica è fortemente condizionata dal livello trofico delle acque. In massima parte gli indici si fondano sull'utilizzo di specie o, più genericamente, taxa come indicatori caratterizzati da un diverso livello di sensibilità o tolleranza nei confronti del livello trofico delle acque (Butcher, 1933; Turin and Wegher, 1991; Wegher and Turin, 1992; Chambers and Prepas, 1994; Carr *et al.*, 1997; Haury *et al.*, 1996; 2000; Newman *et al.*, 1997; Demars and Harper, 1998; Thiébaud and Muller, 1999; Scott *et al.*, 2002; AFNOR, 2004; Azzollini *et al.*, 2003; Barendregt and Bio, 2003; Minciardi *et al.*, 2003; Schneider and Melzer, 2003; Hrivnák *et al.*, 2004).

Tra i parametri che caratterizzano il chimismo delle acque, l'alcalinità sembra poter influenzare le cenosi a macrofite (Thiébaud *et al.*, 1998; Thiébaud and Muller, 1999; Mackay *et al.*, 2003; Riis *et al.*, 2000).

Alcune specie sembra utilizzino, nel processo di fotosintesi, lo ione bicarbonato in alternativa all'anidride carbonica (Riis *et al.*, 2000), sebbene questo meccanismo pare rivesta maggiore importanza nei laghi dove la concentrazione di anidride carbonica può essere molto inferiore rispetto agli ambienti lotici (Riis *et al.*, 2000; Petraglia and Tomaselli, 2003).

La dipendenza delle macrofite dal chimismo dell'acqua viene ritenuta più marcata per le idrofite sommerse e flottanti, in larga misura caratterizzate dalla

presenza di strutture di ancoraggio al substrato e, quindi dipendenti, secondo la gran parte degli Autori, per gli scambi trofici dall'acqua in cui sono immerse. Le anfifite, ed ancor più le elofite, dovrebbero, invece, dipendere in minor misura dall'acqua e, per contro, sarebbe il chimismo del sedimento a poter esercitare un'influenza diretta su tali specie (Riis *et al.*, 2000).

2.2.9 Sedimento

Le caratteristiche del sedimento, in primo luogo il chimismo, possono influenzare le cenosi a macrofite.

Il contenuto in nutrienti del sedimento è una fonte primaria di azoto e fosforo e può essere assunto direttamente dalla macrofite radicate (Butcher, 1933; Clarke and Wharton, 2001; Barendregt and Bio, 2003; Schneider and Melzer, 2003).

Il chimismo dei sedimenti può, comunque, influenzare globalmente le cenosi poiché le sostanze immagazzinate nel sedimento possono essere rilasciate in acqua.

2.2.10 Altitudine

L'influenza dell'altitudine si manifesta, in realtà, indirettamente.

La quota della stazione determina, infatti, altri fattori ambientali quali portata, velocità della corrente, qualità dell'acqua e la profondità che, invece, influenzano direttamente le cenosi a macrofite (Barendregt and Bio, 2003; Mackay *et al.*, 2003).

2.3 Fattori biotici

2.3.1 Riproduzione

Le elofite e le anfifite hanno organi riproduttivi aerei; la fecondazione e la disseminazione può essere sia entomofila (ad opera di insetti) sia anemofila (per azione del vento).

Molte idrofite sono caratterizzate da organi riproduttivi emersi ma sono numerose anche quelle che si riproducono totalmente sott'acqua. Per la gran parte delle idrofite la diffusione è legata, in larga misura, alla riproduzione vegetativa.

2.3.2 Modalità di dispersione

Per tutte le macrofite la dispersione per talea è il principale sistema di diffusione. Si tratta di un efficace adattamento per specie, comunque, fortemente soggette al dinamismo fluviale.

Le elofite, insediate in corrispondenza delle porzioni lentiche poco profonde (alcune specie si ritrovano solo accidentalmente in acqua durante morbide particolarmente rilevanti o piene), si diffondono a partire dai popolamenti emersi, spesso, attraverso rizomi o stoloni (Riis *et al.*, 2001).

Le anfite si insediano in ambiti simili o contigui a quelli colonizzati dalle elofite, seppur in zone più frequentemente inondate. Come le idrofite, esse si diffondono a partire dai popolamenti sommersi ma molte specie sono in grado di colonizzare una stazione a partire da frammenti trasportati dalla corrente.

Per le idrofite la dispersione avviene prevalentemente per trasporto in acqua di frammenti e propaguli che colonizzano gli ambienti a valle (Riis *et al.*, 2001).

2.3.3 Relazioni interspecifiche

Ciascuna cenosi, o popolamento, è funzione dell'interazione delle diverse specie che la compongono con i vari fattori ecologici presenti a scala stazionale ma anche dalle relazioni che si instaurano tra le varie specie o gruppi di specie.

Le relazioni interspecifiche possono essere di competizione o di coordinamento. Nella competizione interspecifica assume rilevanza la competitività delle specie sia in termini di tolleranza ad uno o più fattori ambientali sia in termini di capacità di diffusione (Abernethy *et al.*, 1996; Barrat-Segretain, 1996; Phillips *et al.*, 1978). È sostanziale, nel determinare le caratteristiche delle cenosi a macrofite, anche la tempistica di colonizzazione; in ambiti quali quelli acquatici e di greto, in cui periodicamente si riavvia il processo di colonizzazione, possono instaurarsi

popolamenti paucispecifici a forte dominanza di specie pioniere che inibiscono lo sviluppo delle altre specie.

La costituzione di cenosi a macrofite, coordinate secondo serie dinamiche di comunità, si configura come una forma di cooperazione tra le specie (Dawson, 1978).

2.3.4 Interazioni con la componente animale

Tra i fattori biologici che influenzano la distribuzione delle macrofite sono da considerare le interazioni con la componente animale.

Le macrofite sono soggette al pascolamento (*grazing*) da parte dei consumatori primari (Butcher, 1933; Wright *et al.*, 2002; Barendregt and Bio, 2003), quali gli organismi macrobentonici pascolatori. Gli organismi fossori, che vivono nel sedimento, possono perturbarne la stabilità e causare l'eradicationo di alcune piante e/o l'aumento del materiale in sospensione, il che comporta limitazioni nella crescita o scomparsa di alcune specie a causa della minore quantità di luce disponibile.

Gli organismi decompositori hanno un ruolo fondamentale per la ciclizzazione degli elementi minerali (Haury *et al.*, 2000).

2.4 Fattori antropici

L'intervento antropico può incidere fortemente sulle cenosi a macrofite presenti lungo il corso d'acqua, sia direttamente che indirettamente (Butcher, 1933; Vanderpoorten and Klein, 1999; Riis *et al.*, 2000; 2001; Haury *et al.*, 2000; Barendregt and Bio, 2003).

Le fonti di impatto indirette determinano il mutamento dei fattori ecologici che controllano direttamente la cenosi a macrofite.

Gli impatti antropici diretti possono condurre ad alterazione della struttura e composizione delle comunità che si manifesta in termini di riduzione della copertura della cenosi, di proliferazione invasiva di popolamenti paucispecifici, di perdita di specie sensibili e/o rare, di comparsa ed incremento di specie esotiche, di incremento di specie tolleranti (Haury *et al.*, 2000; Mackay *et al.*, 2003).

2.4.1 Alterazioni della morfologia e delle caratteristiche idrauliche del corso d'acqua

La regimazione dei corsi d'acqua riduce le dimensioni dei territori fluviali, aumenta la velocità della corrente, riduce la diversità ambientale e la dimensione degli ambienti di acque lentiche o lentamente fluenti in particolare.

I lavori in alveo, causando l'immissione di grandi quantitativi di materiale in sospensione, possono inibire significativamente la fotosintesi da parte delle macrofite ed impattare fortemente le cenosi fino, in alcuni casi, a determinarne la scomparsa.

2.4.2 Alterazione dell'integrità chimica delle acque

Uno degli impatti più pesanti dell'attività antropica sugli idroecosistemi è rappresentato dall'inquinamento delle acque.

Le comunità a macrofite risentono pesantemente l'inquinamento idrico, soprattutto di tipo organico (Butcher, 1933; Turin and Wegher, 1991; Wegher and Turin, 1992; Demars and Harper, 1998; Thiébaud and Muller, 1999; Haury *et al.*, 2000; Barendregt and Bio, 2003; Minciardi *et al.*, 2003; Schneider and Melzer, 2003; Hrivnák *et al.*, 2004).

Eutrofizzazione

I corsi d'acqua sono i recettori di impianti di depurazione e di effluenti non depurati oltre ad essere soggetti a inquinamento organico diffuso (dovuto in massima parte all'agricoltura), soprattutto di tipo intensivo. Ciò ha determinato, per molti sistemi idrici, un notevole arricchimento del contenuto di azoto e fosforo delle acque.

L'alterazione della trofia derivante da carico organico determina, dapprima, riduzione o scomparsa dei taxa più esigenti (Turin and Wegher, 1991; Haury *et al.*, 1996; 2000; Thiébaud and Muller, 1999; Vanderpoorten and Klein, 1999) e si associa, in genere, alla perdita di diversità della cenosi sino alla proliferazione dei taxa più tolleranti nei confronti di livelli trofici significativamente elevati (Turin and Wegher, 1991; Haury *et al.*, 1996; Vanderpoorten and Klein, 1999); secondo alcuni Autori si assiste, in genere, anche ad aumento della biomassa totale (Thiébaud and Muller, 1999; Scott *et al.*, 2002).

Numerosi metodi di valutazione della qualità delle acque che utilizzano le macrofite acquatiche si fondano sulla constatazione che la composizione e la struttura delle cenosi a macrofite dipendono dal livello trofico delle acque (AFNOR, 2004; Caffrey, 1987; Haury *et al.*, 1996; Newman *et al.*, 1997; Schneider and Melzer, 2003; Minciardi *et al.*, 2003).

Presenza di pesticidi

L'inquinamento da pesticidi incide in maniera rilevante sulle cenosi a macrofite. I principi attivi utilizzati hanno come specie bersaglio, infatti, vegetali infestanti le colture spesso sistematicamente vicini ai taxa macrofitici. Talvolta, in corrispondenza di canali irrigui e piccoli corsi d'acqua semiartificiali compresi nell'ambito di reticoli irrigui, vengono utilizzati pesticidi anche per il controllo della vegetazione igrofila di margine; in tal caso l'impatto sulle cenosi macrofitiche è relevantissimo.

Altri inquinanti

Le cenosi a macrofite sono sensibili anche alla presenza di metalli in traccia e composti di sintesi. La risposta delle comunità è, comunque, la perdita di diversità, la progressiva scomparsa di specie sensibili e la proliferazione di altre più tolleranti (Haury *et al.*, 2000). Alcune macrofite, in particolare alcuni muschi, sono caratterizzati da una significativa tolleranza nei confronti dell'inquinamento da metalli in traccia tanto da essere utilizzati come bioaccumulatori (Mouvet, 1986). Le briofite sarebbero, inoltre, tolleranti nei confronti di fenomeni di acidificazione delle acque (Thiébaud *et al.*, 1998; Thiébaud and Muller, 1999).

2.4.3 Introduzione e diffusione di specie esotiche

Gli ambienti fluviali sono spesso caratterizzati dalla presenza di specie esotiche; queste colonizzano più frequentemente gli ambiti fluviali fortemente antropizzati.

Gli ambienti ripari sono, fisiologicamente, ambienti elettivi di diffusione per le specie esotiche divenute invasive: si tratta, infatti, di ambienti estremi che le piante pioniere possono colonizzare molto velocemente, specialmente laddove la vegetazione potenziale è disturbata da interventi antropici.

La presenza delle specie esotiche è fortemente limitata, per ragioni climatiche, al di sopra dei 1000 m s.l.m.

2.4.4 Sfalcio

Lo sfalcio della vegetazione acquatica, palustre e di greto, viene periodicamente attuato lungo molti corsi d'acqua. Si tratta di una comune pratica di gestione e manutenzione che viene effettuata per facilitare il deflusso dell'acqua (Haury *et al.*, 2000; Riis *et al.*, 2000; 2001; Wright *et al.*, 2002).

Lo sfalcio della vegetazione in alveo, anche qualora non sia pesantemente distruttivo, altera la struttura e la composizione specifica delle comunità, modificando i rapporti di competizione interspecifica.

Alcune specie, infatti, sono più resistenti al taglio e, nei tratti soggetti a sfalcio, divengono più frequenti a scapito delle specie meno tolleranti. Sono solitamente favorite le specie caratterizzate da efficienti modalità di dispersione e da accrescimento rapido. Ad esempio, in tratti soggetti a taglio frequente, risultano spesso abbondanti *Sparganium emersum* ed *Elodea canadensis*. Mentre quest'ultima si riproduce per talea in modo molto efficiente, traendo vantaggio dalle operazioni di taglio che producono un gran numero di talee, *Sparganium emersum*, oltre ad essere caratterizzato da rizomi sviluppati, ha un meristema basale che, dopo lo sfalcio, consente una veloce ricrescita delle parti epigee (Riis *et al.*, 2000).

Specie ad accrescimento lento, quali molte specie di *Potamogeton* e di *Ranunculus*, possono regredire significativamente, in termini di copertura, nei tratti soggetti a sfalcio periodico (Riis *et al.*, 2000; 2001).

Le modalità con cui avviene il taglio della vegetazione possono influenzare, ovviamente, l'intensità dell'impatto: l'uso di macchine che, durante il taglio, determinano anche una sorta di aratura del fondo compromette la sopravvivenza stessa delle cenosi.

2.5 Ruolo ecologico delle macrofite

Le macrofite mostrano, in generale, un pattern di crescita stagionale che ha inizio in primavera e che culmina in estate; la senescenza e la morte delle porzioni

epigee si ha in autunno (Fig. 2.1). Numerosi studi hanno dimostrato che esse assolvono numerose funzioni:

- a) conferiscono una maggiore complessità ed eterogeneità agli habitat (Tokeshi and Pinder, 1985);
- b) offrono zone di rifugio per molti organismi (zona di sosta per gli uccelli migratori, zona di riproduzione e sviluppo per gli anfibi, etc.);
- c) forniscono energia attraverso la produzione primaria (Westlake, 1966);
- d) giocano un ruolo chiave nel trasporto dei sedimenti attraverso l'“intrappolamento” fisico dei materiali oppure alterando il regime idraulico dell'alveo, poiché la loro presenza riduce la velocità di corrente e trattiene il sedimento in posto. In virtù di questo peculiare ruolo nella dinamica dei sedimenti e del regime idrico, la macrofite sono state descritte come “ingegneri biologici” (Sand-Jensen, 1997).

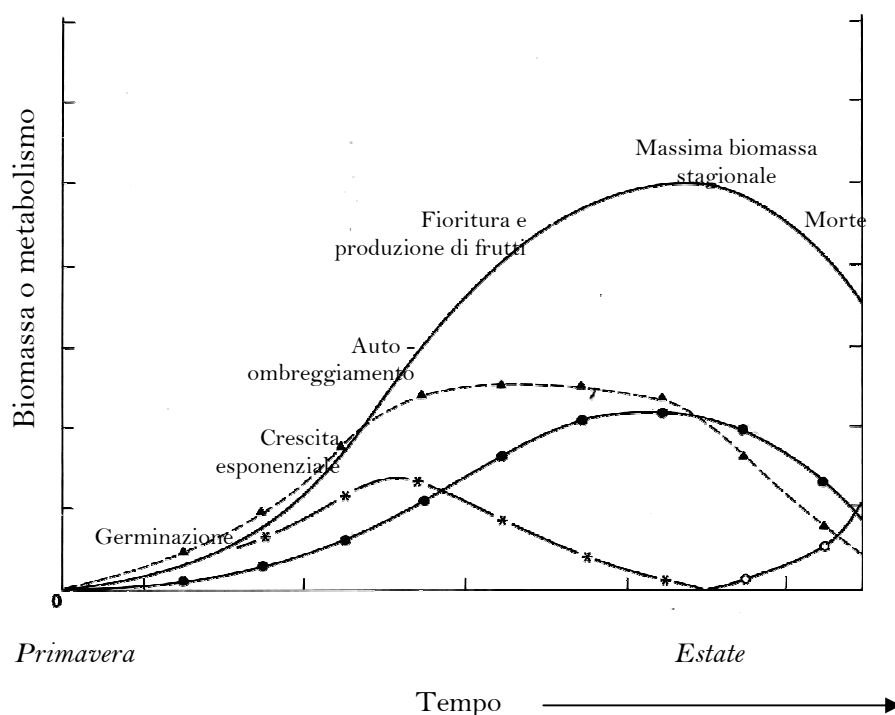


Figura 2.1 – Crescita ipotetica e curve metaboliche per una pianta annuale. ▲: produttività primaria lorda; *: produttività netta; ●: tasso di respirazione; ○: perdita per morte (da Westlake, 1965, modificato)

2.5.1 Influenza sui sedimenti e sul regime idraulico

La figura 2.2 mostra le relazioni esistenti tra macrofite, sedimenti e regime idraulico in un corso fluviale che, chiaramente, influenzeranno la geomorfologia ed il funzionamento ecologico. Numerosi studi hanno dimostrato che la presenza e l'abbondanza della vegetazione in alveo ne aumenta la scabrosità (Watson, 1987), rallentando la velocità dell'acqua e promuovendo la sedimentazione dei solidi sospesi (Dawson, 1978), riducendo lo stress fisico ed aumentando, attraverso la ritenzione dei sedimenti, le risorse trofiche disponibili (Sand-Jensen and Madsen, 1992; French and Chambers, 1996).

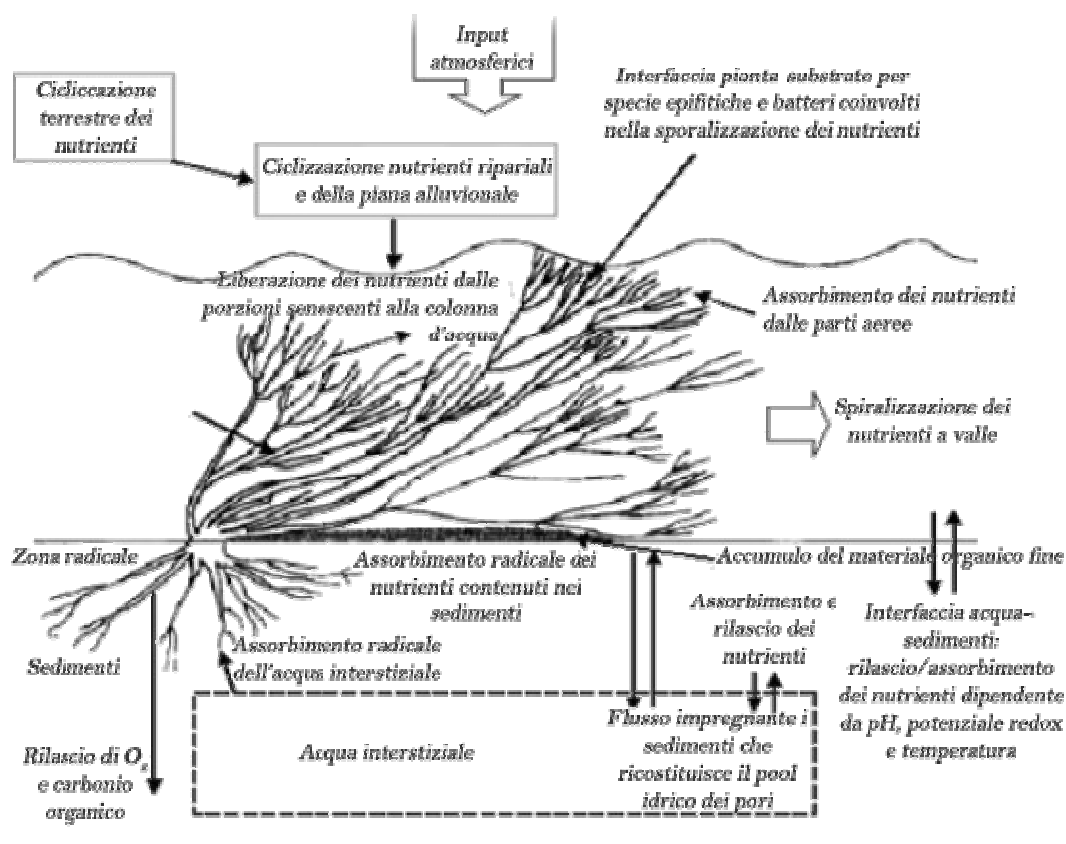


Figura 2.2 – Uno schema concettuale del coinvolgimento delle macrofite nella dinamica dei nutrienti fluviali (da Clarke, 2002, modificato)

Questo duplice effetto dipende dalla morfologia della pianta e dalla forma e flessibilità delle sue parti epigee (Sand-Jensen and Pedersen, 1999). L'effetto sulla velocità e sulla geomorfologia dipende dalle specie macrofite presenti. Specie con foglie finemente divise che si sviluppano in dense formazioni possono influenzare

maggiormente la velocità rispetto a quelle specie con foglie nastriformi e a crescita più rada (Tab. 2.1).


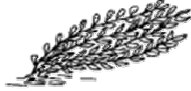

			
Morfologia/curvatura delle parti epigee	Foglie finemente suddivise. Densità formazioni	Foglie larghe. Da aperti a densi tappeti a seconda delle specie	Foglie nastriformi. Tappeti aperti. Alcune specie possono crescere come emergenti
		<i>Moderato</i>	
Effetti sul flusso e sulla dinamica dei sedimenti	<i>Alto</i> Ridotte velocità di flusso in tappeti aperti e ritenzione del materiale fine	Alcune specie possono provocare flusso turbolento; specie con dense formazioni possono ridurre la velocità di corrente e causare la ritenzione del materiale fine	<i>Basso</i> Possono causare turbolenza ma non influenzare significativamente le velocità se non vi sono abbondanti crescite
Specie tipiche	<i>Ranunculus</i> spp. <i>Potamogeton pectinatus</i> <i>Myriophyllum</i> spp.	<i>Elodea</i> spp. <i>Callitriche</i> spp.	<i>Sparganium</i> spp. <i>Sagittaria sagittifolia</i>

Tabella 2.1 – Caratteristiche di crescita di tre classi di macrofite sommerse e potenziale impatto sulla dinamica di flusso e nutrienti (da Clarke, 2002)

2.5.2 Influenza sulla dinamica dei nutrienti

Numerosi esperimenti hanno dimostrato che le macrofite sono capaci di assorbire l'azoto ed il fosforo contenuti nell'acqua e nei sedimenti attraverso le radici (Carignan and Kalff, 1980; Barko and Smart, 1981; Waisel *et al.*, 1990; Pelton *et al.*, 1998), rilasciandoli, poi, dalle porzioni epigee danneggiate o senescenti (Gabrielson *et al.*, 1984). Questa è l'evidenza che le macrofite giocano un ruolo chiave nella ciclizzazione dei nutrienti dai sedimenti alla colonna d'acqua (Agami and Waisel, 1986). Studi condotti in sistemi artificiali e che prevedevano l'aggiunta di nitrati all'acqua ne mostrarono una rapida diminuzione laddove vi erano formazioni vegetali ben sviluppate (Faafeng and Roseth, 1993). L'azoto totale diminuiva in parallelo ai nitrati/nitriti, suggerendo che la denitrificazione (batterica) o l'assimilazione da parte dei produttori primari era responsabile della diminuita concentrazione di nitrati osservata.

La decomposizione delle porzioni macrofite è più lenta rispetto a quella del materiale fitoplanctonico a causa del tessuto strutturale e resistente (Goldshalk and

Wetzel, 1976), per cui c'è da aspettarsi che la ciclizzazione dei nutrienti sia relativamente più lenta negli ecosistemi a macrofite.

2.5.3 Influenza sulla chimica dei sedimenti

La traslocazione dell'ossigeno dalle radici delle specie macrofite può promuovere la degradazione della sostanza organica (e, quindi, la liberazione di nutrienti), impedendo lo sviluppo di forme tossiche che si originano nei sedimenti anaerobici (Sand-Jensen *et al.*, 1982).

Le macrofite, inoltre, forniscono condizioni redox appropriate per i batteri denitrificanti agenti sul particolato organico (Howard-Williams, 1985). L'aumentato tasso di nitrificazione-denitrificazione ad opera delle radici macrofite è, probabilmente, il risultato della produzione, rispettivamente, di ossigeno e carbonio organico.

2.5.4 Influenza della struttura macrofitica

Negli ecosistemi fluviali le macrofite influenzano la dinamica dei nutrienti non solo per assorbimento e liberazione di nutrienti ma anche, per esempio, fornendo un substrato per le specie epifitiche e batteri coinvolti nel ciclo di azoto. Possono, inoltre, incidere sui processi chimici che avvengono nella colonna d'acqua (produzione fotosintetica di ossigeno e, quindi, aumento del pH), nonché modificarne l'assetto termico per l'ombreggiamento più o meno marcato.

È ragionevole concludere che l'arricchimento di sedimento da macrofite, attraverso l'aumentata ritenzione di particelle ricche in nutrienti, può essere una significativa fonte di azoto e fosforo nei corsi d'acqua oligotrofici.

2.6 Distribuzione “monte-valle” delle macrofite

Interessante è l'analisi di come la comunità vegetale si distribuisce lungo l'asse longitudinale del corso d'acqua, ovvero nelle tre zone: superiore, intermedia ed inferiore (Fig. 3.1). Il tratto superiore corrisponde al tratto torrentizio del fiume con

acque tipicamente fredde, veloci, ben ossigenate e dotate di una buona trasparenza. In questa situazione la comunità vegetale è rappresentata soprattutto da alghe epilittiche incrostanti e, subito più a valle, da quelle epifitiche e filamentose. Vi si ritrovano anche alcune specie di muschi reofili e, sui massi bagnati dagli spruzzi d'acqua, qualche epatica.

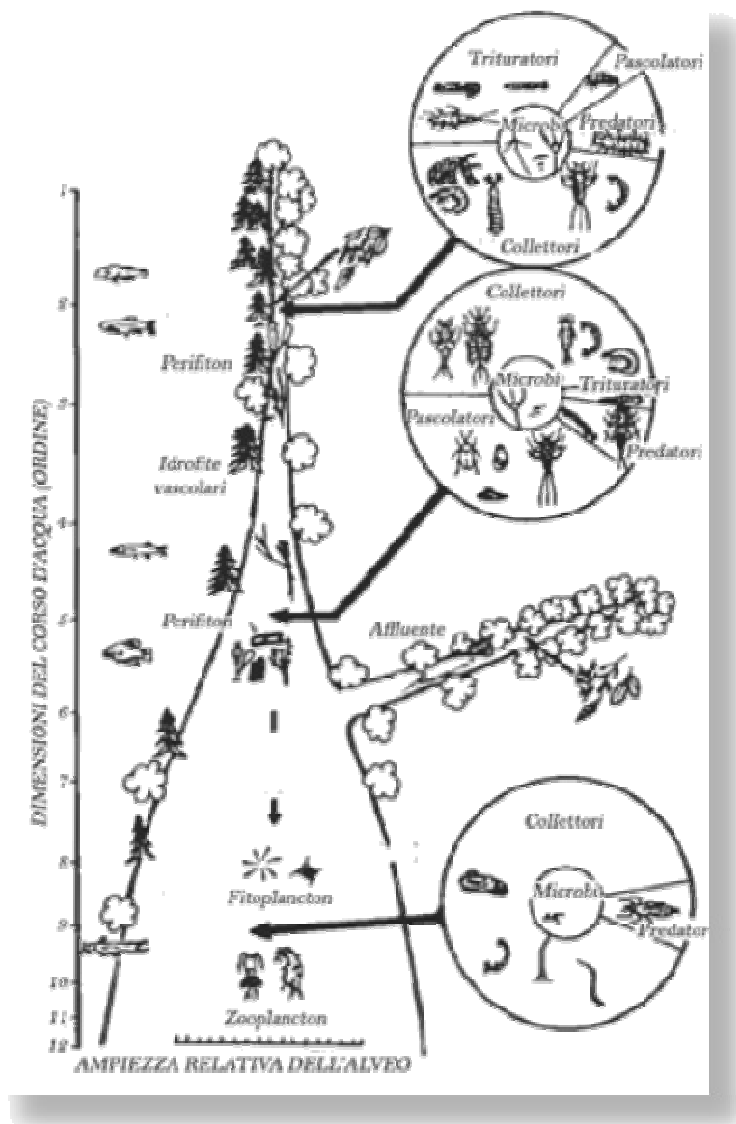


Figura 2.3 – Modificazioni della componente biologica dalla sorgente alla foce di un corso fluviale (da Vannote *et al.*, 1980, modificato)

Il corso medio del fiume scorre in territorio pedemontano e collinare: i valori di temperatura media dell'acqua aumentano, la velocità della corrente si riduce, aumenta il contenuto di sostanza organica ma il buon tenore di ossigeno disciolto ne consente la completa mineralizzazione.

Le fanerogame propriamente acquatiche compaiono nell'ultima parte del corso superiore, lungo le rive o dove la velocità della corrente si riduce ed iniziano i fenomeni di sedimentazione del materiale fine trasportato mentre sulle rive possono essere già presenti i cariceti e anche i giuncheti.

Il popolamento algale in questo tratto aumenta nettamente, sia in modo qualitativo che quantitativo: è di norma costituito da Cloroficee e Xantoficee, con associazioni epilitiche e filamentose che formano dei ciuffi anche di notevoli dimensioni e che presentano una tipica variabilità stagionale; a queste può sommarsi la presenza delle colonie filamentose di Diatomee.

Nel tratto medio può essere presente anche qualche rara specie muscinale ma lo sono certamente le fanerogame che qui compaiono con una grande varietà di forme. Esse tendono a formare delle associazioni particolari in funzione del microhabitat in cui si sviluppano, identificando abbastanza bene ad esempio i tratti a diversa profondità oppure quelli a diversa velocità di corrente o a diversa granulometria del fondo. Molto sviluppata è la vegetazione spondale costituita sia da alberi che da arbusti, con le varie specie di pioppi, ontani e salici.

Nel tratto inferiore del fiume si ha una notevole riduzione della velocità di corrente; la temperatura dell'acqua può raggiungere, in estate, valori piuttosto alti; la trasparenza si riduce e l'ossigeno disciolto viene rapidamente consumato dai batteri per mineralizzare le notevoli quantità di sostanza organica ivi presenti. La flora algale è costituita, essenzialmente, da specie saprobionti come varie Cianoficee filamentose, diverse Euglenoficee, Cloroficee e Diatomee. È evidente che, quando l'ambiente diventa eccessivamente limitante (asfittico), tutte queste specie scompaiono. Raramente si ritrovano muschi. Le fanerogame tendono a insediarsi sulle sponde melmose o sugli isolotti di limo e sono rappresentate essenzialmente da specie che prediligono le acque stagnanti o a lento decorso. Tipici in questo caso sono i canneti che si sviluppano lungo le rive.

CAPITOLO 3

INDICI BIOLOGICI NELLA VALUTAZIONE DELLA QUALITÀ DELLE ACQUE

3.1 Indicatori biologici

La valutazione della qualità delle acque attraverso l'utilizzo di indicatori biologici si fonda sul principio che cambiamenti nella presenza/assenza, abbondanza, morfologia, fisiologia o comportamento delle specie indicano condizioni fisico-chimiche alterate rispetto al loro intervallo di tolleranza.

Ciascun organismo è, infatti, caratterizzato da una propria nicchia ecologica definita da fattori fisico-chimici, quali l'ossigeno, il pH, la temperatura e il substrato, e da fattori biotici come la competizione con altre specie, la predazione ed il parassitismo.

Un indicatore biologico è definito, quindi, come *“una specie o insieme di specie che mostrano particolari esigenze rispetto a un insieme di variabili fisiche o chimiche”* (Johnson *et al.*, 1992).

L'uso degli indicatori biologici permette di evidenziare gli effetti sinergici di più fonti di stress e di registrare eventi di inquinamento anche intermittenti.

D'altro canto è difficile che un indicatore biologico permetta di individuare la causa prima di inquinamento, in quanto evidenzia solo se la comunità è soggetta a dei disturbi.

Di contro le analisi chimiche riescono ad evidenziare le concentrazioni alterate di sostanze presenti nell'ambiente; purtroppo, però, il loro limite più grande è che forniscono informazioni di tipo puntiforme e strettamente riferite al momento del campionamento.

Come si può notare i due tipi di analisi si integrano a vicenda, fornendo informazioni diverse e complementari; per questo si parla spesso di approccio integrato che prevede l'utilizzo di entrambe le metodologie.

Solo così il quadro di informazioni sarà completo.

3.2. Macrofite come indicatori biologici

Dalle caratteristiche ecologiche emerse risulta chiaro che le macrofite contribuiscono al funzionamento degli ecosistemi acquatici. Inoltre la loro sensibilità nei confronti dell'inquinamento è stata dimostrata da diversi contributi scientifici (Seddon, 1972; Haslam, 1978; 1990; Carbiener *et al.*, 1990; Robach *et al.*, 1996; Haury, 1996b; Daniel, 1998; Bernez, 1999).

Le macrofite possono essere ritenute degli ottimi indicatori in quanto molto sensibili ad alcuni tipi di inquinanti come i biocidi, l'inquinamento organico e l'inquinamento da nutrienti (eutrofizzazione).

Presentano, inoltre, una relativa facilità di identificazione, una mobilità ovviamente limitata, che permette l'identificazione della situazione specifica per quel sito, ed una durata del ciclo vitale, annuale o pluriennale, che permette di esprimere un effetto cumulativo rispetto all'azione, nel tempo, dei vari fattori di stress.

Lo studio delle comunità macrofitiche permette, quindi, di poter fotografare una particolare situazione, definita da molteplici caratteristiche, per cui sarà facile poter paragonare gli eventuali cambiamenti dovuti alle continue pressioni che l'uomo esercita sull'ambiente.

Bisogna comunque dire che lo studio delle macrofite come indicatori biologici presenta dei limiti di base da analizzare. Si è visto come le macrofite siano influenzate, oltre che dalle caratteristiche qualitative di un corso d'acqua, anche dai parametri fisici come il regime idrico o il grado di ombreggiamento. Questi parametri sono, spesso, altamente selettivi.

Le macrofite, dunque, non sono organismi ubiquitari: spesso non si ritrovano in siti non perché particolarmente inquinati ma perché i fattori edafici sono particolarmente limitanti. La loro analisi potrà, quindi, dare delle informazioni corrette solo dove la copertura vegetazionale è significativa.

3.3 Stato dell'arte degli indici macrofitici

I popolamenti a macrofite acquatiche sono studiati ormai da anni anche allo scopo di correlare composizione e struttura del popolamento con la qualità o, più genericamente, le caratteristiche degli ecosistemi fluviali in cui si rinvengono (Butcher, 1933; Holmes and Whitton, 1977b; Wiegleb, 1981; Carpenter and Lodge, 1986;

Haslam, 1987; Leglize *et al.*, 1990; Grasmuck *et al.*, 1993; 1995; Carbiener *et al.*, 1995; Tremp and Kohler, 1995; Botineau and Ghestem, 1995; Haury, 1996a; Bielli *et al.*, 1999; Minciardi and Rossi, 2001).

Gli indici basati sull'uso delle macrofite acquatiche danno indicazioni complessive sulla qualità dell'acqua e sul livello di alterazione dei corpi idrici presenti (Caffrey, 1987; Haury and Peltre, 1993; Haury *et al.*, 1996). Come già detto in precedenza hanno in comune con gli indici diatomici una spiccata sensibilità nei confronti dell'inquinamento organico, che potrebbe essere sottostimato dagli indici macrobentonici (Kelly and Whitton, 1995; Robach *et al.*, 1996).

Gli indici basati sull'uso delle macrofite sono stati e sono tuttora ampiamente utilizzati in Inghilterra, Irlanda, Francia e Austria (Haury and Peltre, 1993; Kelly and Whitton, 1995; Tremp and Kohler, 1995; ÖNORM, 1995; Haury *et al.*, 1996; Caffrey, 1987; AFNOR, 2004).

Solitamente la determinazione si spinge alla specie per la maggior parte delle macrofite. Normalmente, anche in altri raggruppamenti per cui la determinazione a livello di specie non è effettuabile *in situ*, quali alcune briofite acquatiche dei generi *Fissidens* e *Sphagnum*, la determinazione arriva solo al genere (Haury *et al.*, 1996).

È possibile suddividere schematicamente gli indici macrofitici in due distinte tipologie strutturali:

- I. metodi che conducono al calcolo dell'indice attraverso la valutazione di presenza/assenza ed abbondanza di un numero limitato di taxa indicatori, "specie chiave", opportunamente scelte e raccolte in gruppi di sensibilità (metodologie più note come il MIS);
- II. metodi a *score* che associano a ciascuna specie, relativamente ad un elenco di tutte le specie rilevabili, valori di sensibilità; successivamente, sulla base di formule che considerano tutte le specie censite (eventualmente aggiungendo forme di valutazione relative alla copertura) si arriva alla formulazione dell'indice.

3.4 Macrophyte Index Scheme (MIS)

Tra i metodi appartenenti alla prima tipologia l'unico ad essere stato applicato in Italia è il *Macrophyte Index Scheme* (MIS) che si basa sulla presenza/assenza di alcuni taxa appartenenti a gruppi di sensibilità (Caffrey, 1985; Wegher and Turin, 1992).

Vengono definiti così 4 gruppi (A-D) secondo un gradiente a sensibilità decrescente (Tab. 3.1).

GRUPPI DI SENSIBILITÀ	MACROFITE	
Gruppo A (forme sensibili)	<i>Ranunculus penicillatus</i>	<i>Callitriche intermedia</i>
Gruppo B (forme meno sensibili)	<i>Ranunculus aquatilis</i> <i>Potamogeton lucens</i> <i>Ranunculus peltatus</i> <i>Potamogeton obtusifolius</i> <i>Callitriche stagnalis</i> <i>Elodea canadensis</i> <i>Callitriche obtusangula</i>	<i>Callitriche platycarpa</i> <i>Chara spp.</i> <i>Fontinalis antipyretica</i> <i>Hippuris vulgaris</i> <i>Apium nodiflorum</i> <i>Rorippa nasturium-aquaticum</i>
Gruppo C (forme tolleranti)	<i>Zannichellia palustris</i> <i>Sparganium spp.</i> <i>Callitriche hermaphroditica</i> <i>Potamogeton crispus</i> <i>Potamogeton natans</i> <i>Potamogeton perfoliatus</i>	<i>Nuphar lutea</i> <i>Lemna minor</i> <i>Lemna trisulca</i> <i>Enteromorpha spp.</i> <i>Scirpus lacustris</i> <i>Myriophyllum spicatum</i>
Gruppo D (forme favorite)	<i>Potamogeton pectinatus</i>	<i>Cladophora glomerata</i>

Tabella 3.1 – Specie indicatrici e gruppi di sensibilità definiti dal MIS (da Caffrey, 1987)

Questa classificazione tiene conto delle risposte delle comunità di macrofite al variare del tasso di inquinamento.

La successione dei processi di alterazione è la stessa descritta da Hynes (1960). La prima fase consiste nel decremento delle abbondanze relative delle specie più sensibili all'inquinamento; la seconda fase consiste in una diminuzione del numero di specie; la terza fase è caratterizzata da un incremento delle abbondanze delle specie più tolleranti l'inquinamento. È sfruttando le risposte delle varie specie ai diversi carichi inquinanti che il MIS individua le quattro classi di sensibilità elencate in precedenza.

In base ai rapporti di presenza/assenza e dominanza tra questi gruppi si definiscono 5 classi di qualità (Tab. 3.2).

<i>CLASSE DI QUALITÀ</i>	<i>GRUPPI DI SENSIBILITÀ</i>	<i>ABBONDANZE RELATIVE</i>
<i>Q1 - Classe V</i> (cattiva qualità)	Gruppo A Gruppo B Gruppo C Gruppo D	Assente Assente Rare emergenti Dominante
<i>Q2 - Classe IV</i> (scadente qualità)	Gruppo A Gruppo B Gruppo C Gruppo D	Assente Assente o scarso Abbondante Dominante
<i>Q3 - Classe III</i> (dubbia qualità)	Gruppo A Gruppo B Gruppo C Gruppo D	Assente Comune Dominante Abbondante
<i>Q4 - Classe II</i> (discreta qualità)	Gruppo A Gruppo B Gruppo C Gruppo D	Comune Comune o abbondante Comune Alcune alghe
<i>Q5 - Classe I</i> (buona qualità)	Gruppo A Gruppo B Gruppo C Gruppo D	Dominante Abbondante Raro Assente

Tabella 3.2 – Classi di qualità, gruppi di sensibilità e stima delle abbondanze relative delle macrofite indicatrici secondo il MIS (da Caffrey, 1987)

Le classi intermedie (Q1-Q2, Q2-Q3, Q3-Q4, e Q4-Q5) vengono assegnate a quelle situazioni in cui le proporzioni fra le specie vegetali rinvenute non permettono di inserire la stazione in nessuna delle due classi contigue (Turin and Wegher, 1991).

Per quel che riguarda la metodologia di campionamento, i prelievi devono necessariamente interessare non solo la *facies* lotica del fiume, come avviene per la maggior parte degli indici basati sui macroinvertebrati bentonici, ma anche quella lenticola e, se presenti, le pozze.

Il tratto da campionare si aggira sui 100 m ed interessa tutta l'ampiezza del corso d'acqua; il materiale viene raccolto seguendo un andamento a zig-zag attraverso la sezione del fiume, con l'eventuale ausilio di una benna dentata per la raccolta delle macrofite più profonde. È, chiaramente, importante anche la scelta del periodo di campionamento: la classificazione a livello di specie di molti vegetali richiede, infatti, l'analisi delle strutture riproduttive che, nella maggior parte dei casi, sono presenti solo nei mesi estivi. In compenso, molte delle specie considerate dal MIS sono abbastanza comuni nei corsi d'acqua; ciò consente, dopo l'acquisizione di una discreta

esperienza, di compilare già *in loco* dettagliate liste floristiche, riducendo al minimo il lavoro di determinazione sistematica in laboratorio.

Le difficoltà di applicazione per questo indice sono state riscontrate soprattutto in ragione del limitato numero di stazioni in cui è possibile rinvenire, lungo i corsi d'acqua, cenosi a macrofite tanto sviluppate da consentire una corretta applicazione. Appare, inoltre, evidente l'esiguità numerica dei taxa indicatori individuati (solo 29); in particolare l'utilizzo previsto dal MIS di solo due specie indicatrici sensibili (*Ranunculus penicillatus* e *Callitriche intermedia*) potrebbe non consentire una corretta valutazione di quei corsi d'acqua che, pur essendo di buona qualità, non vengono colonizzati da queste forme vegetali.

Gli indici riferibili alla seconda tipologia utilizzano un numero maggiore di taxa ed a ciascuno di essi viene associato un valore di sensibilità/tolleranza. Per questo motivo vengono spesso definiti "indici a punteggio" o "indici ponderati". I valori si differenziano l'uno dall'altro in funzione dei taxa considerati e dell'indice di sensibilità/tolleranza attribuito agli indicatori.

Di seguito si riportano alcuni esempi.

3.5 Trophie Index Macrophyten (TIM)

Per il calcolo del *Trophie Index Macrophyten* (TIM) si procede per gradi.

Inizialmente viene calcolata una valutazione della trofia basata sulle concentrazioni di fosfato nell'acqua e nei sedimenti. Vengono così definite 7 classi di trofia e attribuito, in virtù di tali valori, un indice di valenza (Schneider, 2000) (Tab. 3.3).

<i>[P] g L⁻¹</i>	LIVELLO TROFICO	INDICE DI VALENZA
<i>x < 15</i>	<i>Oligotrofo</i>	1,0
<i>15 < x < 50</i>	<i>Oligo/mesotrofo</i>	1,5
<i>50 < x < 100</i>	<i>Mesotrofo</i>	2,0
<i>100 < x < 200</i>	<i>Meso/Eutrofo</i>	2,5
<i>200 < x < 500</i>	<i>Eutrofo</i>	3,0
<i>500 < x < 1500</i>	<i>Eu/Ipereutrofo</i>	3,5
<i>x > 1500</i>	<i>Ipereutrofo</i>	4,0

Tabella 3.3 – Classi di trofia e indici di valenza

Viene successivamente calcolato un valore indicatore di ciascuna specie secondo la formula:

$$Iwa = \frac{\sum_{i=1}^n Pai \cdot Ti}{\sum_{i=1}^n Pai}$$

dove:

Iwa = valore indicatore specie *a*

Pai = n. specie con il valore *i*

Ti = indice di valenza del livello trofico *i*.

Successivamente si calcola l'indice di tolleranza di ciascuna specie:

$$Ta = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (Ti - Iwa)^2}{\sum_{i=1}^n Pai}}$$

In funzione di questi valori vengono definiti, per ciascuna specie, degli indici di peso *G* (Tab. 3.4).

<i>INDICE Ta</i>	<i>INDICE G</i>
<i>Ta < 0,2</i>	16
<i>0,2 < Ta < 0,4</i>	8
<i>0,4 < Ta < 0,6</i>	4
<i>0,6 < Ta < 0,8</i>	2
<i>Ta > 0,8</i>	1

Tabella 3.4 – Indici *G*

Infine viene preso in considerazione un indice di quantità delle specie (*Q*) in funzione delle abbondanze che variano da 1 a 5 (Tab. 3.5).

<i>ABBONDANZA</i>	<i>INDICE DI QUANTITÀ Q</i>
1	1
2	8
3	27
4	64
5	125

Tabella 3.5 – Indici *Q*

L'indice TIM si calcola secondo la formula:

$$TIM = \frac{\sum_{i=1}^n I Wa \cdot Ga \cdot Qa}{\sum_{i=1}^n Ga \cdot Qa}$$

dove:

IWa = valore indicatore della specie *a*

Ga = indice di peso G per la specie *a*

Qa = indice di quantità della specie *a*.

L'applicazione di tale indice permette la classificazione delle stazioni in 7 livelli trofici (Tab. 3.6).

<i>TIM</i>	<i>STATO TROFICO</i>
<i>1,00 < TIM < 1,45</i>	<i>Oligotrofo</i>
<i>1,45 < TIM < 1,87</i>	<i>Oligo/mesotrofo</i>
<i>1,87 < TIM < 2,25</i>	<i>Mesotrofo</i>
<i>2,25 < TIM < 2,63</i>	<i>Meso/Eutrofo</i>
<i>2,63 < TIM < 3,05</i>	<i>Eutrofo</i>
<i>3,05 < TIM < 3,50</i>	<i>Eu/Ipereutrofo</i>
<i>3,50 < TIM < 4,00</i>	<i>Ipereutrofo</i>

Tabella 3.6 – Valori TIM e relativi livelli trofici

Rispetto all'indice MIS il numero dei taxa indicatori risulta ampliato (49) e ciò permette una applicazione più ampia.

3.6 Mean Trophic Rank (MTR)

Il *Mean Trophic Rank* (MTR) è una metodologia inglese, inizialmente proposta da Holmes (1995; 1996) e poi messa a punto con la successiva pubblicazione di un manuale di applicazione da parte dell'*Environment Agency* d'Inghilterra (Newman *et al.*, 1997), che definiva l'MTR come metodologia standard da seguire per il monitoraggio dei corsi d'acqua, attraverso le macrofite, ai fini della *European Union Urban Waste Water Treatment Directive* (UWWTD, 91/271/EEC).

Secondo il manuale per l'applicazione, l'MTR è una metodologia adatta al monitoraggio delle acque lotiche, applicabile in tutta la Gran Bretagna, basata sulla presenza ed abbondanza delle macrofite acquatiche. Il *Mean Trophic Rank* esprime l'impatto dell'eutrofizzazione sulla comunità macrofittica, in forma di indice biotico con un punteggio che va da 10 a 100, dove 100 corrisponde ad una situazione in cui non c'è alcun tipo di impatto, dovuto a nutrienti, sul corpo d'acqua.

Il metodo si basa sull'attribuzione di un valore indicatore a 129 diverse specie di macrofite, in base alla loro sensibilità o tolleranza ad un alto tenore di nutrienti. Tale valore, definito *Species Trophic Rank* (STR), va da un minimo di 1 ad un massimo di 10. Le specie con un punteggio alto sono associate a corsi d'acqua oligotrofici mentre quelle con valori bassi possono essere piante tolleranti l'eutrofizzazione oppure specie euriechie.

L'MTR è stato sviluppato, in particolare, per valutare l'impatto dovuto all'arricchimento in fosfati delle acque correnti. Sembra, infatti, che il metodo sia capace di rispondere a cambiamenti del contenuto in fosfati, anche a concentrazioni inferiori a 1.0 mg L^{-1} o addirittura 0.5 mg L^{-1} . Il livello di eutrofizzazione dovuto ai nitrati non può, invece, essere stabilito tramite l'MTR.

Il principio del metodo è quello di osservare, identificare e registrare le specie di macrofite presenti su un tratto fluviale di lunghezza standard. Viene, inoltre, fatta una stima semiquantitativa della percentuale di copertura totale e ad ogni specie viene attribuito un valore di copertura individuale (*Species Cover Value*) in base alla sua abbondanza.

Il campionamento deve essere effettuato solo sulle piante che si trovano all'interno della zona acquatica, ovvero l'area che risulta sommersa per più dell'85% del tempo. Viene, quindi, esclusa la vegetazione delle rive, ovvero di quella parte di alveo che si trova sommersa per più del 40%, ma per meno dell'85% del tempo (Newman *et al.*, 1997).

Il periodo adatto al rilievo è tra metà giugno e metà settembre, ovvero quello di massimo sviluppo della vegetazione acquatica, in regime idrologico preferibilmente di magra e, comunque, mai subito dopo una morbida al fine di evitare il disturbo sulla comunità macrofittica dovuto ad un elevato flusso. Inoltre è necessario evitare anche altri tipi di interferenze che possono inficiare il campionamento quali, ad esempio, lo sfalcio della vegetazione in alveo.

Per l'accertamento dello stato trofico la metodologia MTR dovrebbe essere applicata su base annuale, ripetendo il campionamento nello stesso periodo ogni anno,

per almeno tre anni. Nel caso in cui si vogliano osservare anche eventuali differenze intra-stagionali di crescita delle macrofite, può essere effettuato anche un secondo rilievo nel corso di una stagione, ma almeno a sette settimane di distanza dal primo.

Il tratto da campionare ha una lunghezza standard di 100 m, deve essere rappresentativo del corso d'acqua considerato e, possibilmente, abbastanza distante da qualsiasi fattore di disturbo localizzato (ponti, briglie isolate, sbarramenti, etc.). In alcuni casi e per particolari finalità, il campionamento può essere effettuato su un tratto di 500 m. In tal caso viene utilizzata, per la stima delle coperture, una scala a 5 valori anziché 9 ed il rilievo viene ripetuto ogni 5 anni anziché annualmente.

Il prelievo delle piante viene fatto a mano, dove possibile, o con l'aiuto di un rampino ed, eventualmente, di una videocamera subacquea in corsi d'acqua profondi, procedendo a zig-zag da una sponda all'altra.

Il metodo prevede che tutte le piante vengano identificate fino al livello di specie. Ove ciò non sia possibile il taxon viene indicato ma non utilizzato nel calcolo dell'indice (*non-scoring plant*).

Oltre a ciò deve essere fatta, in campo, una stima delle percentuali di copertura totali e specifiche. In base alla percentuale di copertura specifica viene poi assegnato uno *Species Cover Value*, utilizzando una delle 2 scale di seguito elencate (Tab. 3.7).

Una volta fatto il rilievo in campo delle macrofite e di tutti i fattori aggiuntivi che possono, poi, servire nell'interpretazione dei risultati (regime idrologico, dimensioni del sito, tipo di substrato, vegetazione riparia, percentuali dei diversi habitat, etc.), viene calcolato il valore di MTR secondo una serie di passaggi.

SCALA A		SCALA C	
A1	< 0.1%	C1	<0,1%
A2	0,1-1%	C2	0.1-1%
A3	1-5%	C3	1-2,5%
A4	5-10%	C4	2,5-5%
A5	> 10%	C5	5-10%
		C6	10-25%
		C7	25-50%
		C8	50-75%
		C9	> 75%

Tabella 3.7 – Classi di copertura specifica per il *Mean Trophic Rank* (da Newman *et al.*, 1997)

Innanzitutto ad ogni specie presente sul campo ed elencata nella tabella di riferimento viene assegnato il punteggio corrispondente, lo *Species Trophic Rank* (STR), che attribuisce ad alcune specie un valore indicatore.

Una volta attribuito lo *Species Trophic Rank* ad ogni taxon, questo valore viene moltiplicato per il coefficiente di copertura (*Species Cover Value*), assegnato sulla base della scala A o C riportate precedentemente; si ottiene, così, il *Cover Value Score* per ogni singola specie.

Infine la sommatoria dei *Cover Value Score* di tutte le specie indicatrici viene divisa per la sommatoria degli *Species Cover Value*; per ottenere, infine, il *Mean Trophic Rank* il risultato viene moltiplicato per 10.

$$MTR = \frac{\sum CVS}{\sum SCV} \cdot 10$$

Il valore che si ottiene non viene però utilizzato per classificare il sito con il conferimento di una classe di qualità. Vengono, invece, date delle indicazioni piuttosto generiche sullo stato del tratto fluviale considerato (Newman *et al.*, 1997):

- siti con valore di MTR superiore a 65 è improbabile che siano eutrofici. Comunque possono essere a rischio di eutrofia e il valore di MTR dovrebbe essere confrontato con il valore atteso per un tratto fisicamente simile;
- siti con valore di MTR minore di 25 possono essere fisicamente danneggiati o risentire di inquinamento organico o da sostanze tossiche;
- siti con valore di MTR tra 25 e 65 è probabile che siano eutrofici o a rischio di eutrofia. In ogni caso, dal momento che l'MTR potrebbe essere abbassato anche solamente dalle caratteristiche fisiche del sito, dovrebbe essere confrontato con il valore atteso in un tratto morfologicamente simile. Questo fatto è probabilmente più rilevante per quei siti con valore di MTR compreso tra 45 e 65; al di sotto di un valore di 45 è verosimile che il sito mostri un impatto dovuto ad eutrofizzazione. Siti non impattati con un grande numero di specie possono avere spesso un punteggio MTR tra 45 e 65, dovuto all'enorme numero di specie con *Species Trophic Rank* pari a 4-6 che abbassano l'MTR a 40-60. I siti che sono chiaramente non impattati (ad esempio con più di 20 specie presenti) dovrebbero essere riconosciuti come tali all'interno di questa categoria.

La metodologia ora esposta si basa su un ampio numero di campionamenti effettuati, al fine di taratura del metodo, da parte dell'*Institute of Freshwater Ecology* durante l'estate del 1996.

Inoltre il manuale conferisce all'MTR il carattere di metodologia standard, stabilendo delle linee guida di applicazione ed indicando tutte le azioni che devono essere messe in atto per effettuare il necessario controllo di qualità e per ridurre al minimo le fonti di errore (Newman *et al.*, 1997).

Il *Mean Trophic Rank* presenta, inoltre, il vantaggio di essere un indice basato su un numero di specie indicatrici ben più ampio del *Macrophyte Index Scheme*, dal momento che la tabella prende in considerazione quasi 130 taxa. Anche il metodo di calcolo si presenta più rigoroso, partendo da dei dati di copertura semi-quantitativi e non basati su dei giudizi totalmente arbitrari.

Tuttavia la scala di attribuzione delle coperture rappresenta allo stesso tempo un limite della metodologia, perché richiede di discriminare tra livelli di copertura molto prossimi, ad esempio 2,5 e 5%. Per avere dei risultati affidabili, quindi, sorge la necessità di misurare in modo preciso i livelli di copertura, rendendo il metodo meno speditivo in campo.

Uno dei principali limiti nell'applicazione dell'MTR in altri Paesi e in modo diffuso sta, comunque, nel fatto che questa metodologia è stata pensata e creata con uno scopo ben preciso, ovvero per rispondere alle richieste della UWWTD (*Urban Waste Water Treatment Directive*) come strumento per verificare l'impatto dovuto agli scarichi di tipo organico sulla comunità macrofita (Newman *et al.*, 1997).

Questo indice può, quindi, non essere adatto per fini più generici di biomonitoraggio che implicano, ad esempio, la necessità di valutare l'impatto di fonti diffuse di inquinamento. Nel manuale di applicazione viene espressamente indicato, infatti, che questo tipo di utilizzo dell'MTR non è stato ancora sufficientemente sperimentato. Allo stesso modo si riconosce la necessità di continuare a lavorare sull'MTR per minimizzare l'influenza degli altri fattori interagenti (Haury *et al.*, 2000; Newman *et al.*, 1997). Si è visto, difatti, che un grande limite di questa metodologia è rappresentato dalla difficoltà nel discriminare, all'interno di quei siti che raggiungono un valore medio di MTR, tra ambienti con valore naturalmente basso di MTR ed ambienti che presentano un impatto da eutrofizzazione.

Infine deve essere prestata grande attenzione nell'utilizzare l'MTR in siti che presentano pochi taxa indicatori: sembra plausibile poterlo calcolare per siti con

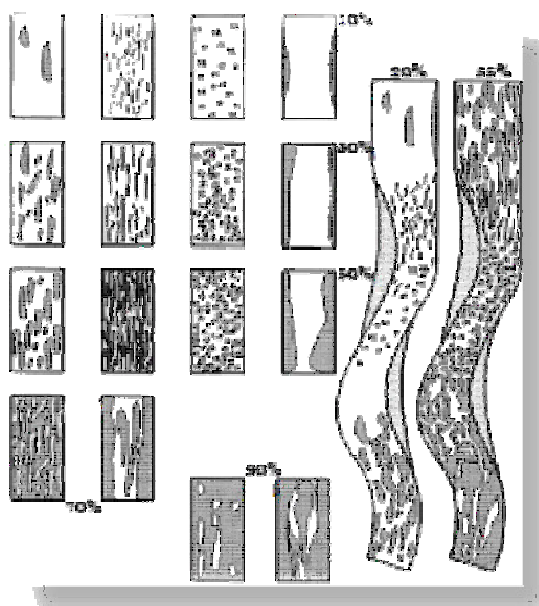
almeno 5 taxa indicatori e considerare il risultato di validità certa solo ove se ne ritrovino almeno 10 (Holmes, 1995).

3.7 Groupement d'Intérêt Scientifique (GIS)

Fra i Paesi in cui la ricerca sugli indici macrofitici è più sviluppata si può sicuramente annoverare la Francia. Il *Groupement d'Intérêt Scientifique* (GIS) “*Macrophytes des Eaux continentales*” ha sviluppato un indice, basato sulle macrofite, utilizzabile per monitorare la qualità delle acque correnti in diversi contesti climatici, di mineralizzazione, di pH, di trofia e di ambiente fisico (Haury *et al.*, 1996). Gli indici elaborati dal GIS prevedono l’inventario delle specie vegetali tra maggio e ottobre, su dei tratti fluviali di lunghezza minima di 50 m, possibilmente omogenei dal punto di vista delle condizioni di flusso e di ombreggiamento.

Il rilievo viene fatto nella zona acquatica ma è possibile effettuare dei campionamenti complementari anche nella zona sopracquatica (la parte sommersa per meno del 40% dell’anno, secondo la definizione di Holmes and Whitton, 1977a) che viene colonizzata da specie considerate indicatrici della qualità dell’acqua (Harding, 1981; Holmes, 1983; Newbold and Holmes, 1987).

Le alghe vengono identificate a livello di genere mentre la determinazione di briofite e piante vascolari viene richiesta fino a livello di specie. Per ogni taxon rinvenuto nel sito viene fatta anche una stima del grado di copertura. Le percentuali così ottenute (Fig. 3.1) (Tab. 3.8) vengono utilizzate per attribuire alle diverse



macrofite dei coefficienti di copertura, seguendo la scala di abbondanza e dominanza utilizzata negli studi fitosociologici (Braun-Blanquet, 1964; Guinocet, 1973).

Figura 3.1 – Grado di copertura macrofitica e relative % in alcune fisionomie fluviali (da Haury *et al.*, 1996, modificato)

La scala di abbondanza-dominanza di Braun-Blanquet prevede che venga assegnato un + nel caso in cui la specie sia presente ma con copertura troppo limitata perché possa esserle assegnata una percentuale. In questo caso, per poter effettuare il calcolo dell'indice GIS, gli Autori hanno stabilito la convenzione + = 0,5 (Haury *et al.*, 1996).

PERCENTUALE	DESCRIZIONE	COEFFICIENTE
+	<i>qualche individuo con copertura molto limitata</i>	0,5
$r < 5\%$	<i>individui abbastanza numerosi con copertura inferiore al 5%</i>	1
$5\% \leq r < 25\%$	<i>individui molto numerosi con copertura compresa tra il 5 e il 25%</i>	2
$25\% \leq r < 50\%$	<i>individui molto numerosi e copertura compresa tra il 25 e il 50%</i>	3
$50\% \leq r < 75\%$	<i>individui molto numerosi e copertura compresa tra il 50 e il 75%</i>	4
$r \geq 75\%$	<i>individui molto numerosi e copertura superiore o uguale al 75%</i>	5

Tabella 3.8 – Coefficienti di copertura attribuiti alle diverse specie in base alla loro percentuale di ricoprimento sul sito (da Haury *et al.*, 1996, modificato)

Oltre al coefficiente di abbondanza-dominanza il metodo prevede l'attribuzione di un punteggio (*Cotes Spécifiques CSi*) da assegnare ad ogni taxon sulla base delle rispettive richieste ecologiche. Tale punteggio va da un minimo di 0, assegnato a taxa che vivono in acque molto degradate con forte inquinamento organico e caratterizzate da colonie di batteri e funghi eterotrofi, ad un massimo di 10, per specie che colonizzano ambienti con buona qualità dell'acqua, senza segni rilevabili di inquinamento.

È possibile calcolare diversi indici GIS: per la zona acquatica + sopracquatica (A + SA), per la zona acquatica (A), sia di presenza/assenza che di abbondanza/dominanza, secondo le formule riportate di seguito (Haury *et al.*, 1996):

$$GIS_{(pa) presenza/ assenza} = \sum \frac{CSi}{n}$$

$$GIS_{(ad) abbondanza/dominanza} = \frac{\left(\sum ADi \cdot CSi\right)}{\sum ADi}$$

dove:

CS_i = score specifico del taxa i rilevato

AD_i = coefficiente di abbondanza/dominanza della specie i

n = numero di specie rilevate.

Il valore di ciascun indice GIS può variare tra 1 e 10 secondo un gradiente di sensibilità crescente. Gli indici GIS non prevedono, in base al risultato ottenuto, una classificazione del corso d'acqua. Viene stabilita, invece, una correlazione tra il valore dell'indice e la concentrazione di azoto ammoniacale e di ortofosfati nella stazione indagata (Haury *et al.*, 1996). Tale correlazione prevede, però, solamente tre intervalli.

Gli Autori della metodologia suggeriscono, sulla base di studi statistici, l'esistenza di una correlazione tra i valori assunti dagli indici e le concentrazioni in acqua di azoto ammoniacale e ortofosfati approssimativamente riconducibili a:

- ✓ $GIS > 7$ per concentrazioni inferiori a $50 \mu\text{g L}^{-1}$;
- ✓ $5 < GIS < 7$ per concentrazioni comprese tra 50 e $100 \mu\text{g L}^{-1}$;
- ✓ $GIS \leq 5$ per concentrazioni maggiori di $100\text{-}150 \mu\text{g L}^{-1}$.

Per consentire una facile lettura dei dati si procede a tradurre in scale colorimetriche i risultati ottenuti.





Una delle principali difficoltà che si riscontra con questo tipo di lettura dei risultati è data dal fatto che la maggior parte delle stazioni campionate finiscono all'interno dell'intervallo più basso. Quest'ultimo sembra, infatti, essere troppo ampio per permettere di discriminare situazioni con carico trofico molto diverso (Minciardi *et al.*, 2003).

Per ovviare a questo inconveniente si sono elaborate scale a 4 ed a 5 intervalli.





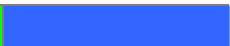
Mentre la scala a 4 intervalli è stata costruita suddividendo il primo intervallo ($GIS \leq 5$), la scala a 5 intervalli deriva dalla semplice suddivisione dell'intero range ammissibile per i valori dell'indice (1-10).

La scala a 4 intervalli è particolarmente sensibile nella discriminazione delle situazioni di degrado medio-alto. La suddivisione in 5 intervalli ha un'accurata capacità di discriminazione nell'ambito di ambienti a buona integrità e, inoltre, consente una più immediata lettura dei risultati, utilizzando una modalità di rappresentazione molto consolidata nell'ambito del monitoraggio dei corsi d'acqua.

Qui di seguito si riportano le scale di rappresentazione a 4 ed a 5 intervalli per gli Indici GIS.

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
									
<i>Rosso</i>			<i>Arancio</i>		<i>Giallo</i>		<i>Turchese</i>		
$GIS \leq 3$			$3 < GIS \leq 5$		$5 < GIS \leq 7$		$GIS > 7$		

Scala a 4 intervalli

1	2,8	4,6	6,4	8,2	10	
						
<i>Rosso</i>		<i>Arancio</i>		<i>Giallo</i>	<i>Verde</i>	<i>Blu</i>
$GIS \leq 2,8$		$2,8 < GIS \leq 4,6$		$4,6 < GIS \leq 6,4$	$6,4 < GIS \leq 8,2$	$8,2 < GIS \leq 10$

Scala a 5 intervalli

3.8 Indice Biologique Macrophytique en Rivière (IBMR)

Nel 2003 l'Ente di Normalizzazione francese ha pubblicato un metodo per monitorare la qualità dell'acqua, basato sulle macrofite, che differisce in parte dagli indici elaborati nel 1996 da Haury *et al.*: si tratta dell'*Indice Biologique Macrophytique en Rivière*, o IBMR (AFNOR, 2004). L'indice è utilizzabile, come specificato nella pubblicazione che ne illustra l'applicazione, per determinare lo stato trofico della parte continentale di fiumi naturali ed artificiali.

L'IBMR traduce essenzialmente il grado di trofia legato al tenore in ammonio e ortofosfati, così come a quegli eventi di inquinamento organico più manifesti. Il punteggio ottenuto, indipendentemente dal grado trofico del corso d'acqua, può variare ugualmente secondo alcune caratteristiche fisiche dell'ambiente come il grado d'illuminazione e l'intensità di corrente.

Il principio del metodo è uguale a quello visto precedentemente per gli altri indici, ovvero l'osservazione *in situ* dei popolamenti macrofitici, con identificazione dei taxa ed una stima del loro ricoprimento, ed eventuale prelievo di campioni per la verifica tassonomica. Il metodo fornisce un valore che va da 0 a 20.

Come negli altri casi, i rilievi devono essere effettuati nel periodo di sviluppo della vegetazione, con acque sufficientemente limpide e con un livello d'acqua alquanto basso. Il momento adatto deve, quindi, essere scelto in base all'idrologia e al regime termico del corso d'acqua studiato.

La stazione di studio deve avere una lunghezza minima di 50 m (che possono estendersi fino a 100 m se la vegetazione è sparsa, ovvero ricopre meno del 5% della superficie fluviale) e deve comprendere, se possibile, almeno una *facies* lotica ed una lenticale, sia in successione verticale che trasversale. Nella norma si raccomanda, però, che le diverse *facies* di corrente vengano rilevate separatamente, dopo aver annotato le rispettive superfici, per facilitare, poi, ulteriori interpretazioni. Inoltre la superficie rilevata non può essere inferiore ai 100 m², il che vuol dire che se la larghezza del corso d'acqua è inferiore ai 2 m, il tratto deve essere allungato.

Devono essere prese in considerazione tutte le specie che si trovano in acqua, visibili ad occhio nudo, tralasciando i frammenti vegetali non ancorati al substrato (fatta eccezione per le specie liberamente flottanti) che potrebbero essere stati trasportati, da monte all'interno dalla stazione, dalla corrente.

Vengono, quindi, attribuite le percentuali di ricoprimento dei diversi taxa (segnando anche le percentuali occupate dalle *facies* lentiche e lotiche), utilizzando una scala a 5 livelli, per la stima del coefficiente di copertura Ki (Tab. 3.9).

VALORE DI KI	DESCRIZIONE	% DI COPERTURA
1	<i>Specie solamente presente</i>	<i>Copertura < 0,1%</i>
2	<i>Specie scarsamente coprente</i>	<i>0,1% ≤ copertura < 1%</i>
3	<i>Specie abbastanza coprente e abbastanza frequente</i>	<i>1% ≤ copertura < 10%</i>
4	<i>Specie mediamente coprente</i>	<i>10% ≤ copertura < 50%</i>
5	<i>Specie molto abbondante o molto coprente</i>	<i>Copertura ≥ 50%</i>

Tabella 3.9 – Valori del coefficiente Ki in base alla percentuale di copertura (da AFNOR, 2004)

Il rilievo delle macrofite deve essere effettuato procedendo a zig-zag all'interno del corso d'acqua, segnando, oltre alle specie presenti ed alla relativa copertura, tutti gli altri tipi di eterogeneità presenti (profondità, substrato, corrente, etc.).

Se il corso d'acqua è troppo profondo per essere attraversato a piedi, le zone non rilevabili a vista devono essere campionate con l'aiuto di un rastrello, effettuando almeno 100 prelievi puntuali.

Per quanto riguarda gli aggregati macroscopici di alghe, vengono presi in considerazione solamente i taxa dominanti e non quelli scarsamente presenti.

Il metodo prevede l'assegnazione, ad una lista di specie considerate significative, di un punteggio specifico di oligotrofia "Csi", che va da 1 a 20, dove 20 indica un taxon indicatore di acque decisamente oligotrofe, e di un coefficiente di stenoecia E_i , che va da 1 a 3, dove 3 indica il livello più alto di stenoecia.

A questo punto è possibile calcolare l'IBMR secondo la seguente formula:

$$IBMR = \frac{\sum_{i=1}^n E_i \cdot K_i \cdot C_{si}}{\sum_{i=1}^n E_i \cdot K_i}$$

dove:

i = specie indicatrice;

n = numero totale delle specie indicatrici;

C_{si} = punteggio specifico di oligotrofia (da 0 a 20);

K_i = coefficiente d'abbondanza (da 1 a 5);

E_i = coefficiente di stenoecia (da 1 a 3).

Una volta ottenuto il valore IBMR, è possibile classificare, in termini di livello trofico dell'acqua, la relativa stazione (Tab. 3.10).






<i>LIVELLO TROFICO</i>	<i>VALORE IBMR</i>	<i>COLORE</i>
<i>Molto basso</i>	$IBMR > 14$	
<i>Basso</i>	$12 < IBMR \leq 14$	
<i>Medio</i>	$10 < IBMR \leq 12$	
<i>Elevato</i>	$8 < IBMR \leq 10$	
<i>Molto elevato</i>	$IBMR \leq 8$	

Tabella 3.10 – Categorie trofiche per la classificazione della stazione sulla base del valore IBMR, con relativo colore per il mappaggio (da AFNOR, 2004)

È da notare, comunque, che anche se un tratto fluviale si colloca in una categoria trofica alta, non significa necessariamente che vi sia stata una degradazione della qualità dell'acqua.

Anche in questo caso il metodo prevede un numero elevato di taxa indicatori (209) facilitando, così, l'applicazione dell'indice anche fuori della realtà francese. Inoltre

L'IBMR valuta più attentamente, rispetto ad altri metodi, il significato della presenza di determinate specie, perché nel calcolo tiene conto anche della stenoecia dei diversi taxa, similmente a quanto accade nell'indice GIS calcolato per le sole specie stenoecie.

L'IBMR sembra, però, essere più preciso perché quantifica numericamente l'ampiezza ecologica della specie. Il fatto che il valore indicatore sia espresso con un punteggio che va da 0 a 20 (negli indici GIS la scala va da 0 a 10) permette, teoricamente, di discriminare in modo migliore le situazioni intermedie che si distribuiscono su un range più ampio. Ne è prova il fatto che la classificazione finale viene fatta su 5 classi e non su 3 come per gli indici GIS.

Il sistema di interpretazione del risultato è uno dei punti più importanti di questo metodo, perché è omogeneo, per quanto riguarda i colori e il numero di classi, a quello di molti altri indici usati nel monitoraggio delle acque correnti quali (limitandoci solo a quelli usati in Italia) l'Indice Biotico Esteso (Ghetti, 2001) e l'Indice di Funzionalità Fluviale (Siligardi *et al.*, 2001).

La principale difficoltà nell'applicazione dell'IBMR è rappresentata dalla scala di attribuzione delle coperture macrofittiche che ai primi 2 livelli impone di discriminare tra percentuali molto piccole, richiedendo così una valutazione della copertura estremamente precisa e, quindi, più difficile da effettuare.

3.9 Plant Score e Trophic Index

Tra i numerosi indici macrofittici rinvenibili in letteratura e utilizzati in molti paesi europei sono da ritenere utilizzabili il *Plant Score* (Harding, 1981; 1996) ed il *Trophic Index* (Newbold and Holmes, 1987).

Il *Plant Score* utilizza circa 70 specie indicatrici, per ciascuna delle quali individua indici specifici di sensibilità. Il *Trophic Index* prende in considerazione oltre un centinaio di specie, per le quali viene indicato un valore specifico di tolleranza ad elevati livelli di trofia.

3.10 Ricerche e sperimentazioni condotte in Italia

In Italia, alcune sperimentazioni circa l'utilizzo di indici macrofittici sono state condotte sin dall'inizio degli anni '90. Le prime applicazioni riguardano la

sperimentazione del *Macrophyte Index Scheme* (MIS) condotta nell'ambito di studi di caratterizzazione di corsi d'acqua nell'Italia nord-orientale (Turin and Wegher, 1991). Tali applicazioni evidenziano, da un lato, la possibilità di utilizzare le macrofite acquatiche come indicatori e, dall'altro, alcune tra le problematiche di applicazione di maggior rilievo, in particolare quelle legate all'esiguità del numero di taxa indicatori utilizzato dalla metodologia testata (Turin and Wegher, 1991; Wegher and Turin, 1992).

A partire dal 1996 sono state condotte numerose applicazioni, prevalentemente nel settore nord-occidentale dell'Italia, nell'ambito di progetti di ricerca nazionali ed a carattere locale che hanno coinvolto Enti di Ricerca, Università, il Ministero della Ricerca Scientifica, il Ministero per la Tutela dell'Ambiente e del Territorio ed Enti Locali. Le sperimentazioni sono state condotte sia in ambito pedemontano ed alpino (Minciardi *et al.*, 2003) lungo numerosi affluenti del Po, sia in corrispondenza di piccoli corsi d'acqua di pianura localizzati nella piana vercellese (Azzollini *et al.*, 2003; Minciardi *et al.*, 2004).

A queste sperimentazioni se ne sono aggiunte alcune localizzate nell'Italia Centrale, in Campania e in Lazio (Morgana *et al.*, 2003).

Le ricerche hanno comportato l'applicazione dei numerosi indici macrofitici: il *Macrophyte Index Scheme* MIS (Caffrey, 1987), il *Nutrient Status Order color band* (Haslam, 1997), il *Plant Score* (Harding, 1981; 1996), il *Trophic Index* (Newbold and Holmes, 1987), gli Indici GIS (Haury *et al.*, 1996) e l'indice IBMR (AFNOR, 2004).

Le sperimentazioni condotte hanno avuto come obiettivo primario l'applicazione congiunta e la valutazione critica delle metodologie applicate allo scopo di verificarne applicabilità ed affidabilità.

Per perseguire queste finalità sono stati formulati e testati limiti di applicabilità delle metodiche, riferiti alle caratteristiche delle cenosi a macrofite rilevate e, per rendere possibile il confronto dei risultati derivanti dall'applicazione delle diverse metodologie, sono state definite modalità di normalizzazione delle scale di valutazione dei diversi indici e scale colorimetriche per la classificazione delle stazioni.

L'applicabilità e l'affidabilità delle metodologie è risultata ampiamente diversa anche in funzione delle tipologie di corso d'acqua in cui è stata effettuata l'applicazione. In particolare, nei tratti alpini dei corsi d'acqua è risultato importante poter utilizzare, come comunità indicatrice, anche quella costituita dalle erbacee di greto. A questo scopo sono risultati efficacemente applicabili solo gli indici GIS riferiti anche all'ambito sopracquatico (Minciardi *et al.*, 2003).

Viceversa, in corrispondenza dei piccoli corsi d'acqua di pianura è risultata applicabile la gran parte degli indici macrofitici. Studi in questi ambienti hanno, inoltre, evidenziato che gli indici macrofitici consentono di individuare il livello trofico della stazione ma non permettono di valutare se tale livello trofico sia fisiologico o derivante da alterazione da carico organico (Minciardi *et al.*, 2004). Le indagini hanno, comunque, confermato la maggiore sensibilità degli indici macrofitici rispetto a quelli macrobentonici agli impatti da carico organico (Minciardi *et al.*, 2003; 2004).

Le evidenze raccolte dimostrano l'utilità di condurre nuove sperimentazioni oltre alla necessità di uniformare e standardizzare le modalità di raccolta dei dati attraverso l'adozione di protocolli di rilevamento e campionamento.

CAPITOLO 4

MATERIALI E METODI

4.1 Area di studio

I bacini oggetto d'indagine, tutti ricadenti nella provincia di Cosenza, sono stati complessivamente 17 (Fig. 1.1), dei quali otto studiati nel corso del I anno di attività (F. Argentino, F. Abatemarco, T. Rosa, T. Occido, F. Bagni, F. Coscile, F. Arente, F. Busento) e 9 nel secondo (T. Laurenzana, T. Ortiano, T. Santa Croce, F. Crati, T. Oliva, T. Grande, F. Fabiano, T. Corvino, F. Nicà).

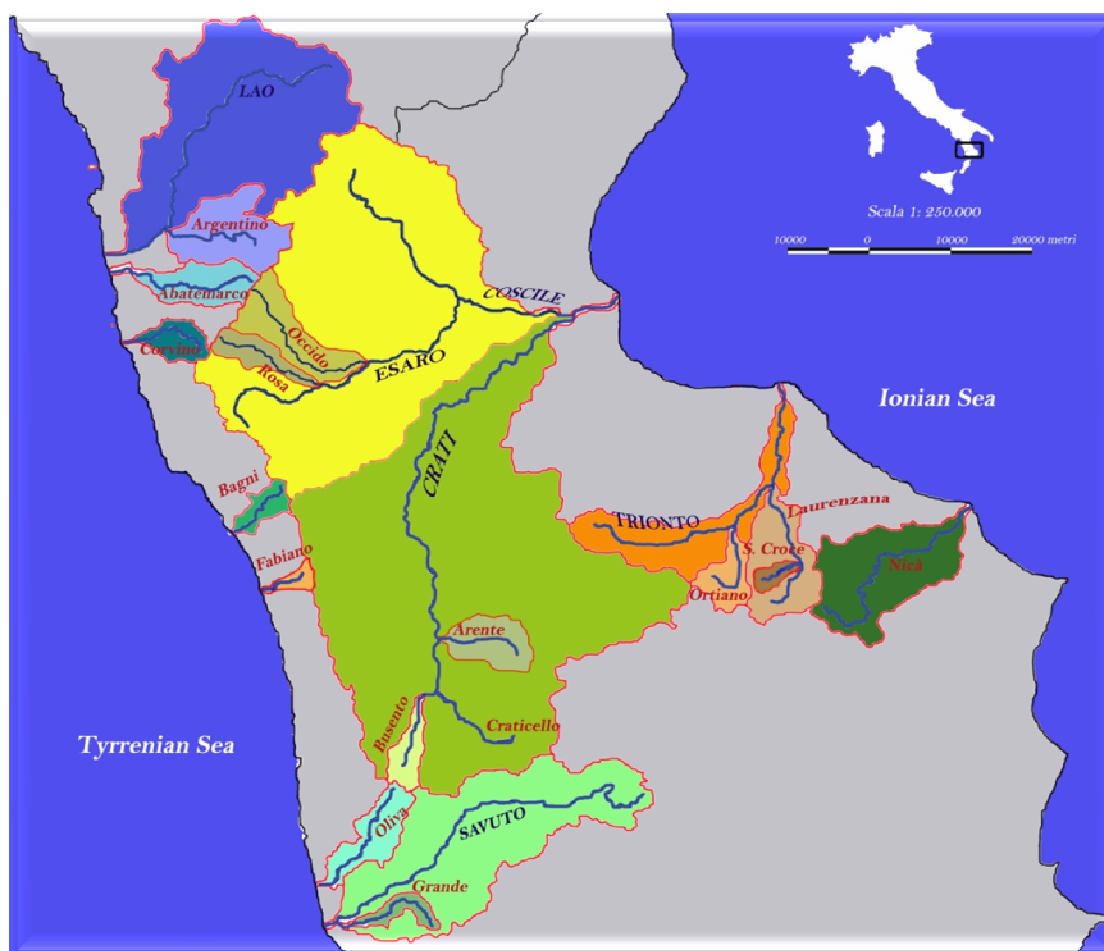


Figura 4.1 – Bacini idrografici esaminati nei due anni di attività di dottorato di ricerca

La dislocazione delle stazioni lungo le aste fluviali e le relative sigle identificative vengono illustrate nella figura 4.2.



Figura 4.2 – Ubicazione dei siti di campionamento nei corsi d'acqua indagati

Le caratteristiche di ogni singolo corpo idrico vengono mostrate nella tabella 4.1.

Da un punto di vista geologico essi possono suddividersi sostanzialmente in tre tipologie.

1. Bacini con substrati prevalentemente **basici** quali quelli collocati nella parte settentrionale della provincia di Cosenza (*Argentino, Abatemarco, Rosa, Occido e Coscile*), che si sviluppano per tratti più o meno ampi all'interno del Massiccio del Pollino (presenza di dolomie cristalline e calcari marnosi e dolomitici e, secondariamente, conglomerati e sabbie) ed i bacini del *Nicà*, del *Laurenzana* e del *Corvino* che si collocano rispettivamente nella piana di Sibari, nel lembo nord-orientale della Sila e nell'Appennino costiero

- (arenarie, conglomerati, argille, marne i primi due, dolomie cristalline di facies neritica e di piattaforma, calcari, marne ed argille il secondo).
2. Bacini che si caratterizzano per la presenza di substrati **acidi** (graniti, granodioriti, granuliti acide nonché filladi e micascisti) e segnatamente quelli del *Bagni* (catena appenninica costiera), dell'*Arente*, del *Busento* e del *Craticello* (altopiano silano).
 3. Bacini che scorrono su substrati recanti tanto componenti **acide** che **basiche** (filladi con paragneiss albitici, porfiroidi, marmi e scisti verdi, depositi marini del Giurassico, del Pleistocene e del Permiano) ovvero quelli del *Santa Croce* e dell'*Ortiano* da un lato (versante nord-orientale della Sila) e del *Grande* e dell'*Oliva* dall'altro (catena appenninica costiera).

<i>ASTA FLUVIALE</i>	<i>LUNGHEZZA (km)</i>	<i>SUPERFICIE DEL BACINO (km²)</i>
T. Corvino	13,72	35,68
T. Oliva	32,26	59,23
F. Abatemarco	22,85	63,73
T. Grande	17,53	33
F. Bagni	11	24,13
F. Coscile	45	203,34
T. Rosa	13	38,63
F. Argentino	18,5	80,49
T. Occido	25	79,41
F. Arente	22,9	78,88
F. Busento	16,6	37,18
F. Fabiano	7	12
F. Nicà	28,33	174,96
T. Laurenzana	26,33	105,01
T. Santa Croce	7,17	10
T. Ortiano	15,07	56,14
T. Craticello	11,46	10

Tabella 4.1 – Lunghezza dei corsi fluviali studiati e superficie del relativo bacino

È stato possibile definire il quadro d'insieme dei livelli di pressione antropica presenti nei bacini esaminati attraverso l'osservazione delle carte 1: 250.000 relative all'utilizzo del suolo del Piano Regionale per l'Assetto Idrogeologico (PAI, 2001).

L'antropizzazione del territorio riguarda prevalentemente la presenza di aree, di superfici variabili, destinate all'agricoltura e sottoposte a differenti regimi colturali (cerealicoltura, arboricoltura ed orticoltura), di aree urbane di dimensioni medio-piccole, di attività di cavatura e rimozione della vegetazione arborea (con grave compromissione dell'ecotono ripario), associata prevalentemente allo sfruttamento agricolo della piana alluvionale.

Per quanto riguarda i segmenti fluviali oggetto di studio, quelli che appaiono collocati in zone dei bacini a minore pressione antropica risultano essere le stazioni "di monte" dell'Argentino (ARG1) e dell'Abatemarco (AB1) (sebbene questa sia situata in vicinanza dell'area sorgiva, sottoposta a captazione idrica per scopo idropotabile), quelle sul Rosa (R1) e sul Busento (B) (entrambe caratterizzate da una rada antropizzazione e la seconda da una ridotta attività agricola) e quella sul Craticello (CRA) (soggetta ad un'intensa attività di taglio delle componenti arboree riparie e perifluviali che, tuttavia, non sembra produrre un loro diradamento eccessivo).

Molti segmenti sono inseriti in contesti territoriali ove l'agricoltura appare intensamente esercitata e, in alcuni casi, non solo produce captazioni e sviluppo di *run off* inquinante ma anche distruzione dell'ecotono ripario determinando, presumibilmente, gravi impatti a carico del chimismo, dell'idrologia e delle componenti biotiche dei corpi idrici. Segnatamente tali situazioni riguardano le stazioni inferiori dei fiumi Arente (AR2), Abatemarco (AB2) ed Argentino (ARG2) (per il quale va segnalata anche la presenza, a monte, del centro di Orsomarso), nonché quelle site sui fiumi Nicà (NI), Laurenzana (LAU), Santa Croce (SC) e Coscile (CO).

In altri casi, pur in presenza di un'attività agricola meno intensa, ad essa si sommano i reflui rilasciati da aree urbane di varia dimensione, come nel caso delle stazioni sui fiumi Oliva (OLV), Grande (GRA) e Fabiano (FA).

Apparentemente meno critica sembra la collocazione delle stazioni sui fiumi Corvino (COV) (antropizzazione rada), Occido (OC) (scarsa urbanizzazione e attività agricola poco diffusa) e Bagni (BA) (a ridosso delle Terme Luigiane ed a valle di un comprensorio agricolo che, tuttavia, determina crisi idriche notevoli per captazioni a scopo irriguo).

Nelle schede di caratterizzazione dei segmenti campionati (Allegato 1) sono riportati alcuni dei tratti idrogeomorfologici salienti delle stazioni sperimentali che possono avere una sensibile influenza sullo sviluppo delle comunità a macrofite.

In primo luogo si può notare che solo due stazioni (CRA e B) hanno un'altitudine tipica di tratti montani, la maggior parte mostra una collocazione

collinare o pedemontana (100-500 m s.l.m.) mentre tre (FA, ARG2 ed AB2) possono definirsi “planiziali”.

Diverse stazioni presentano un substrato sostanzialmente stabile composto da unità grossolane quali massi e ciottoli, tipici di fisionomie metarhithrali, sebbene in alcune la componente ghiaiosa non appaia irrilevante. Quest’ultima diventa, in altre, un elemento importante all’interno di barre di deposizione, soprattutto in stazioni fondovalive, ove la fisionomia diventa di tipo iporhithrale, alla quale si affianca la sabbia e, talvolta, il limo.

La natura prevalentemente torrentizia dei corpi idrici esaminati viene confermata dall’oscillazione dei valori di velocità di corrente, di profondità (media) e dallo scarto esistente tra alveo di magra ed alveo di morbida. La velocità oscilla tra 0,9 m s⁻¹ in primavera e 0,6 m s⁻¹ in estate (valori sostanzialmente medio-alti) mentre la profondità varia tra 30 cm in primavera e 20 cm in estate. D’altro canto il rapporto tra alveo di piena ed alveo di magra è pari a circa 2 (7,6 m-3,7m) denotando la presenza di un alveo a fisionomia mediamente erosa (sub-cuneiforme) a conferma dei valori abbastanza elevati di velocità in entrambe le stagioni e la virtuale assenza di interventi di regimazione idrologica particolarmente spinti.

L’ombreggiamento varia su base stagionale e, comunque, sembra dipendere soprattutto dal livello di preservazione della vegetazione arborea riparia. Da questo punto di vista i valori più bassi sono stati riscontrati nelle stazioni NI, ORT, AR2, CO, ARG2 ed AB1.

Nella maggior parte dei casi l’alveo non presentava elementi di artificializzazione, sebbene talvolta fossero presenti a valle e/o a monte dei segmenti studiati briglie di varie dimensioni e consolidamenti spondali. Si equivale il numero dei casi in cui il territorio circostante mostrava assenza o presenza di utilizzo agricolo del suolo.

4.2 Attività di campo

Il rilievo macrofitico in ciascun sito di campionamento è stato effettuato in 50 m lineari (transetto allargato), come suggerito dalla letteratura (Hauray *et al.*, 1996; Scott *et al.*, 2002; AFNOR, 2004) e come definito in ambito CEN (*Guidance Standard for the Surveying of Aquatic Macrophyte in Running Water* - EN 14184) (2003).

I valori di copertura delle tipologie macrofite rinvenute sono stati annotati su una scheda di rilevamento (Foto 4.1), unitamente a una serie di dati stazionali ritenuti utili ai fini dell'interpretazione ecologica complessiva del sito campionato quali l'ampiezza media dell'alveo bagnato nell'ambito del quale si è effettuato il rilievo, l'ampiezza media dell'alveo di morbida e quella dell'alveo di piena. Sulla scheda si è disegnata la sezione trasversale dell'alveo di piena ed uno schema semplificato in pianta della stazione.



Foto 4.1 – Annotazione delle caratteristiche stazionali durante il campionamento macrofitico

Sono stati, inoltre, rilevati ed annotati i valori relativi ad alcuni parametri fortemente condizionanti la distribuzione e la composizione delle comunità a macrofite ovvero la velocità della corrente al momento del rilievo, l'altezza media e massima della colonna d'acqua, la granulometria del substrato dell'alveo bagnato, di piena e di morbida, etc.

4.2.1 Rilievo e campionamento macrofitico

Il campionamento macrofitico si è effettuato dapprima percorrendo, in direzione della corrente, l'intero sviluppo della stazione (Foto 4.2), andando a zig-zag da una sponda all'altra ed annotando sulla scheda di campo la presenza di tutti i taxa (Minciardi *et al.*, 2006).



Foto 4.2 – Campionamento macrofitico

I campioni macrofitici sono stati raccolti in una busta di plastica trasparente etichettata. Si è avuta particolare cura nel raccogliere campioni il più possibile completi (muschi con sporofiti e, laddove possibile, radici, fusto, foglie e fiori nelle fanerogame erbacee).

Per quanto riguarda la componente algale, considerato che gli aggregati algali omogenei (in termini di colore, spessore, struttura degli aggregati) sono, solitamente, costituiti da diversi generi algali, sono stati raccolti, per ciascuna tipologia individuata, dei subcampioni (Foto 4.3) in più punti randomizzati nell'ambito della stazione al fine di ottenere un campione complessivo effettivamente rappresentativo.

Terminato il campionamento, si è ripercorsa la stazione in direzione opposta (controcorrente) per verificare la corretta individuazione di tutti i taxa annotati, attribuendo loro i valori di copertura percentuali secondo un approccio fitosociologico. Si è quindi rilevata, dapprima, la copertura della comunità a macrofite, espressa in termini di copertura percentuale rispetto alla superficie dell'alveo bagnato. I valori sono stati espressi sulla base di una scala che va da 5 a 100 secondo valori che coincidono, comunque, con numeri interi multipli di cinque.

Successivamente si è determinata la copertura percentuale dei diversi taxa presenti. La totalità della comunità macrofitica rinvenuta è stata, perciò, considerata il totale (100%) rispetto al quale sono state valutate le coperture percentuali dei singoli taxa, secondo la scala precedentemente menzionata.



Foto 4.3 - Campionamento della componente algale

Praticamente per far tutto ciò è stato assegnato inizialmente il valore di copertura più elevato al taxon (o ai taxa) più abbondante; poi, sono stati individuati i taxa ancora significativamente presenti ma con valori di copertura via via minori. Ai taxa caratterizzati da presenza solo puntuale è stato attribuito un valore di copertura + analogamente a quanto previsto nel rilievo fitosociologico. Ultimato il rilievo, le macrofite raccolte nei sacchetti e nei barattoli sono state conservate in frigothermos portatili fino al loro recapito in laboratorio dove sono state opportunamente trattate.

4.2.2 Campionamento della colonna d'acqua

Attraverso l'utilizzo di sonde multiparametriche sono stati misurati alcuni parametri (pH, temperatura, conducibilità elettrica, potenziale redox, solidi disciolti totali, ossigeno disciolto e relativa % di saturazione).

I campioni d'acqua sono stati prelevati utilizzando bottiglie in polietilene scure della capacità di 1 litro, conservati a 4 °C e condotti in laboratorio dove sono stati, poi, analizzati.

4.3 Attività di laboratorio

Le fanerogame sono state fatte seccare tra fogli di giornale avendo cura di disporle in modo tale da facilitare la conservazione di tutti gli organi; i campioni sono stati, quindi, impilati e messi a seccare sotto un peso. È stato necessario cambiare con una certa frequenza, soprattutto nei primi giorni, i fogli di giornale al fine di impedire la formazione di muffa e, quindi, la perdita dei campioni.

I muschi e le epatiche sono stati conservati all'interno di sacchetti di carta opportunamente siglati.

Le alghe sono state preservate aggiungendo, all'acqua di raccolta, un volume di formalina tamponata fino a raggiungere una diluizione pari al 4%.

4.3.1 Riconoscimento dei campioni macrofitici

La determinazione delle macrofite è stata effettuata con l'ausilio di uno stereomicroscopio *Leica* e di un microscopio ottico *Axioscope Zeiss*, utilizzando apposite chiavi dicotomiche (Bourrelly, 1966; Paton, 1999; Cortini Pedrotti, 2001; Merryweather and Hill, 1992; Pignatti, 1982; Smith, 1996; 2004; Wehr and Sheath, 2005; John *et al.*, 2002; Schauer and Caspari, 1987).

Fanerogame, Pteridofite e Briofite sono state riconosciute a livello di specie, le alghe, invece, a livello di genere.

4.3.2 Analisi chimiche

I campioni d'acqua raccolti nelle stazioni sperimentali sono stati sottoposti a determinazioni analitiche sulla base dei sotto indicati protocolli sperimentali (CNR-IRSA/APAT, 2003).

4.3.2.1 Temperatura, pH, conducibilità elettrica, TDS

Il pH, la temperatura, la conducibilità elettrica e la quota di Solidi Totali Disciolti sono stati misurati *in situ*. Per lo scopo si è utilizzata la sonda multiparametrica *Hanna Instruments* Mod. 991300.

Prima delle misurazioni in campo si è resa necessaria la calibrazione. I valori corrispondenti di temperatura, pH e conducibilità sono stati letti direttamente sul display dello strumento.

4.3.2.2 Determinazione dell'ossigeno disciolto e della percentuale di saturazione

Per la misurazione dell'ossigeno disciolto e della relativa % di saturazione si è utilizzato l'ossimetro *Hanna Instruments* Mod. 9143, dotato di sonda a membrana semipermeabile ricoperta da un film di teflon che provvede a separare un sensore dalla soluzione da testare, permettendo solo il passaggio dell'ossigeno. Fornendo al sensore una tensione, si ottiene una corrente proporzionale alla quantità di ossigeno contenuta. Anche in questo caso i valori di concentrazione e % di saturazione d'ossigeno sono stati letti direttamente sul display.

4.3.2.3 Determinazione dell'alcalinità

L'alcalinità di una soluzione è la sua capacità di reagire con gli ioni idrogeno (ovvero l'alcalinità stechiometrica) e dipende dalla presenza, in soluzione, di idrossidi di metalli alcalini ed alcalino terrosi, carbonati e bicarbonati.

La determinazione viene realizzata utilizzando due indicatori a differente pH ed operando una titolazione con un acido forte. Il primo viraggio (alla fenolftaleina) denota l'alcalinità dovuta alla presenza di carbonati ed idrossidi (la soluzione assume un pH superiore a 8,2-8,3), il secondo (al metilarancio) è da ascrivere ai bicarbonati.

È chiaro che:

- i carbonati sono presenti se: $0 < A.F. < A.M.$
- i bicarbonati sono presenti se: $A.F. < \frac{1}{2} A.M.$
- sono presenti esclusivamente bicarbonati se: $A.F. = 0$
- gli idrossidi sono presenti se: $A.F. > \frac{1}{2} A.M.$ (Bianucci-Ribaldone, 1980).

4.3.2.4 Determinazione del COD (Chemical Oxygen Demand)

La determinazione del COD prevede l'ossidazione, a caldo, delle sostanze organiche ed inorganiche presenti in un campione d'acqua, per mezzo di una soluzione

di bicromato di potassio in presenza di acido solforico concentrato e di solfato d'argento come catalizzatore dell'ossidazione. L'eccesso di bicromato viene titolato con una soluzione di solfato di ammonio e ferro (II).

La concentrazione delle sostanze organiche ed inorganiche ossidabili è proporzionale alla quantità di bicromato di potassio consumato.

4.3.2.5 Nutrienti

Gli anioni (F^- , Cl^- , NO_3^- , NO_2^- , PO_4^{3-} , SO_4^{2-}) ed i cationi (Li^+ , Na^+ , NH_4^+ , K^+ , Mg^{2+} , Ca^{2+}) sono stati saggiati con il cromatografo ionico *Dionex ICS 1000*.

Le condizioni di corsa per ciascun gruppo vengono elencate nella tabella 4.2.

	<i>ANIONI</i>	<i>CATIONI</i>
<i>Eluent</i>	8,0 mM Na_2CO_3 /1,0 mM $NaHCO_3$	20 mM methanesulfonic acid
<i>Flow rate</i>	1,0 mL min^{-1}	1,0 mL min^{-1}
<i>Temperature</i>	30°C	Ambient temperature
<i>Detection</i>	Suppressed conductivity using a CD25	Suppressed conductivity using a CD25
<i>Suppressor</i>	Anion self-regenerating suppressor (AAES® Ultra II, 4 mm)	Cation self-regenerating suppressor (CAES® Ultra II, 4 mm)
<i>Applied current</i>	90 mA	65 mA
<i>Injecton volume</i>	10 μ L	25 μ L
<i>Storage solution</i>	Eluent	Eluent

Tabella 4.2 – Condizioni di corsa per la determinazione cromatografica dei nutrienti

4.4 Indici applicati

In questo lavoro si è tentato di applicare, ai fini della valutazione della qualità ambientale, l'indice attualmente utilizzato nel processo di intercalibrazione europeo ovvero l'IBMR (*Indice Biologique Macrophytique en Rivière*) (AFNOR, 2004), e l'MTR (*Mean Trophic Rank*) (Holmes, 1995; 1996).

4.5 Elaborazione dati

I dati sperimentali sono stati sottoposti tanto ad analisi multivariata (DCA: *Detrended Correspondence Analysis*; CCA: *Canonical Correspondence Analysis*) quanto ad analisi bivariata (analisi di correlazione non parametrica Spearman).

I software statistici utilizzati per l'esecuzione delle summenzionate analisi sono state, nel primo caso, PC-ORD 4 e, nel secondo, Minitab Realase 13.2.

CAPITOLO 5

RISULTATI E DISCUSSIONE

Le attività sperimentali realizzate hanno portato complessivamente al riconoscimento di 115 taxa dei quali 35 Muschi, 11 Epatiche, 30 Alghe, 35 Fanerogame e 4 Pteridofite (Tab. 5.1).

ALGAE

CYANOPHYTA

Chroococcales

Merismopedia Meyen

Nostocales

Nostoc (Vaucher) Bornet et Flahault

Anabaena [Bory] Bornet et Flahault

Calothrix [C. Agardh] Bornet et Flahault cfr.

Rivularia [J. Agardh] Bornet et Flahault

Nodularia (Mertens in Jürgens) Bornet et Flahault

Rivularia [J. Agardh] Bornet et Flahault

Oedogoniales

Oedogonium Link

Oscillatoriales

Homeothrix (Thuret) Kirchner

Phormidium (Kützing) Gomont cfr.

Pseudanabaena Lauterborn

Lyngbya (C. Agardh) Gomont

Oscillatoria (Vaucher) Gomont

Plectonema (Thuret) Gomont

Spirulina [Turpin] Gomont

RHODOPHYTA

Acrochaetiales

Audouinella Bory

Bangiales

Bangia atropurpurea (Roth) C. Agardh

Batrachospermales

Batrachospermum Roth

Lemanea Bory

CHRYSOPHYTA

Hydrurales

Hydrurus foetidus (Villars) Trevisan

XANTHOPHYTA

Vaucheriales

Vaucheria de Candolle

	BACILLARIOPHYTA	
	<i>Coscinodiscales</i>	Melosira C. Agardh
	CHLOROPHYTA	
	<i>Charales</i>	Chara vulgaris Linnaeus
	<i>Siphonocladales</i>	Cladophora glomerata (Linnaeus) Kützing Rhizoclonium Kützing
	<i>Ulotrichales</i>	Binuclearia Wittrock Ulothrix Kützing
	<i>Ulvales</i>	Enteromorpha Link in Nees
	<i>Zygnematales</i>	Mougeotia C. Agardh Spirogyra Link Zygogonium Kützing Zygnema C. Agardh
BRIOPHYTA		
	HEPATICAE	
	<i>Conocephalaceae</i>	Conocephalum conicum (L.) Underw.
	<i>Geocalycaceae</i>	Chiloscyphus polyanthos (L.) Corda Lophocorea bidentata (L.) Dum.
	<i>Lophoziaceae</i>	Gymnocolea inflata (Huds.) Dum. Cfr. Leiocolea turbinata (Raddi) Buch
	<i>Jungermanniaceae</i>	Jungermannia L. cfr. Jungermannia atrovirens Dum.
	<i>Marchantiaceae</i>	Marchantia polymorpha (L.) Preissia quadrata (Scop.) Nees
	<i>Pelliaceae</i>	Pellia Raddi Pellia endiviifolia (Dicks.) Dumort. Pellia neesiana (Gott.) Limpr. in Cohn cfr. Pellia endiviifolia (Dicks.) Dumort.
	<i>Plagiochilaceae</i>	Pedinophyllum interruptum (Nees) Kaal.
MUSCI		
	<i>Amblystegiaceae</i>	Cratoneuron filicinum (Hedw.) Spruce Cratoneuron filicinum (Hedw.) Spruce CFR. Hygroamblystegium fluviatile (Hedw.) Schimp.
	<i>Brachytheciaceae</i>	Hygroamblystegium tenax (Hedw.) Jenn. Brachythecium rivulare Bruch & al. Brachythecium rutabulum (Hedw.) Schimp. Eurhynchium striatum (Schreb.ex Hedw.) Schimp. Isothecium myosuroides Brid. Oxyrrhynchium speciosum (Brid.) Warnst.

- Oxyrrhynchium hyans (Hedw.) Loeske.
 Platyhypnidium riparioides (Hedw.) Dixon
 Rhynchostegiella curviseta (Brid.) Limpr.
 Rhynchostegium confertum (Dicks.) Schimp.
 Scleropodium cespitans (Wilson ex Müll. Hal.) L.
 F. Koch
- Bryaceae***
- Bryum Hedw.
 Bryum capillare Hedw.
- Campyliaceae***
- Hygrohypnum ochraceum (Turner ex Wilson)
 Loeske
 Hygrohypnum luridum (Hedw.) Jenn.
- Fissidentaceae***
- Fissidens crassipes Wilson ex Brunch & Schimp.
 Fissidens pusillus (Wilson) Milde
 Fissidens rivularis (Spruce) Schimp.
- Grimmiaceae***
- Grimmia Hedw.
 Racomitrium sp. Brid.
 Racomitrium aquaticum (Brid. Ex Schrad.) Brid.
- Helodiaceae***
- Palustriella commutata (Hedw.) Ochyra
- Mniaceae***
- Plagiomnium ellipticum (Brid.) T. J. Kop.
 Plagiomnium medium (Bruch & Schimp.)
 Plagiomnium rostratum (Schrad.) T. J. Kop.
 Plagiomnium undulatum (Hedw.) T. J. Kop.
- Pottiaceae***
- Dydimon fallax (Hedw.) R. H. Zander
 Dydimodon insulanus (De Not.) M. O. Hill
 Eucladium verticillatum (Brid.) Brunch & Schimp.
 Gymnostomum aeruginosum Sm.
 Tortella tortuosa (Hedw.) Limpr.
 Tortula muralis Hedw.
- Thamnobryaceae***
- Thamnobryum alopecurum (Hedw.) Gangulee
- PTERIDOPHYTA**
- Equisetaceae***
- Equisetum L.
 Equisetum palustre – G rhiz – Circumbor.
 Equisetum telmateja Ehrh. – G rhiz – Circumbor.
- Selaginellaceae***
- Selaginella denticulata (L.) Link – Ch rept –
 Steno-Medit.
- FANEROGAMAE**
- DICOTYLEDONES**
- Amaranthaceae***
- Amaranthus cruentus – T. scap – Neotropic.
- Apiaceae***
- Apium nodiflorum L. – H scap/ I rad – Euri-
 Medit.
- Boraginaceae***
- Heliotropium europaeum L. – T scap – Euri-
 Medit.-Turan.

Verbenaceae

Verbena officinalis L. – H scap – Paleotemp.
divenuta Cosmop.

Caryophyllaceae

Stellaria media (L.) – T rept/H bienn – Cosmopol.

Compositae

Artemisia campestris L. – Ch suffr – Circumbor.
Aster linosyris (L.) Bernh. – H scap – Eurimedit. –
S-Siber.
Bidens frondosa L. – T scap – Nordamer.
Erigeron annuus – T scap – Nordamer.

Cruciferae

Nasturtium officinale R. Br. – H scap – Cosmop.

Geraniaceae

Geranium lucidum – T scap – Euri-Medit.

Juncaceae

Juncus L.
Juncus conglomeratus L. – H caesp (G rhiz) –
Eurosib.
Juncus articulatus L. – G rhiz – Circumbor.

Labiatae

Lycopus aeuropaeus L. – H scap – Paleotemp.
divenuta Circumbor.
Mentha suaveolens – H scap – Ehrh. Euri-Medit.

Onagraceae

Epilobium parviflorum Schreber – H scap –
Paleotemp.

Poaceae

Agrostis stolonifera L. – H rept – Circumbor.

Polygonaceae

Polygonum hydropiper L. T scap – Circumbor.
Rumex acetosella L. – H scap – Subcosmop

Plantaginaceae

Plantago major L. – H ros – Eurasiat. divenuta
Subcosmop.

Scrophulariaceae

Veronica anagallis-aquatica L. – H scap (T scap) –
Cosmop.
Veronica beccabunga L. – H rept – Eurasiat.

Umbelliferae

Berula erecta (Hudson) Coville – G rhiz –
Circumbor.

MONOCOTYLEDONES

Alismataceae

Alisma plantago-aquatica L. – I rad – Subcosmop.

Cyperaceae

Carex paniculata L. – H caesp – Europeo-Caucas.
Carex pendula (Hudson) – He/H caesp – Eurasiat.
Holoschoenus australis (L.) Rchb. – G rhiz – Euri-
Medit.

Graminaceae

Brachypodium sylvaticum (Hudson) Beauv. – H
caesp – Paleotemp.
Digitaria sanguinalis (L.) Scop. – T scap –
Cosmop.

Phragmites australis (Cav.) Trin. – He/G rhiz – Subcosmop.
Polypogon monspeliensis (L.) Desf. – T scap – Paleosubtrop.

Iridaceae
Sparganiaceae

Sparganium L.
Sparganium emersum Rehm. – I rad – Eurasiat.

Potamogetonaceae

Groenlandia densa (L.) Fourr. – I rad – Euro-Sib.

Tabella 5.1 – Elenco floristico dei taxa macrofitici rinvenuti nelle stazioni sperimentali

Le figure 5.1 e 5.2 offrono un quadro di sintesi sulle coperture reali delle tipologie macrofitiche rinvenute, sul numero complessivo di taxa per singola tipologia e sul numero di campionamenti nei quali ciascuna tipologia macrofitica è stata rinvenuta, tutte espresse come quote percentuali totali.

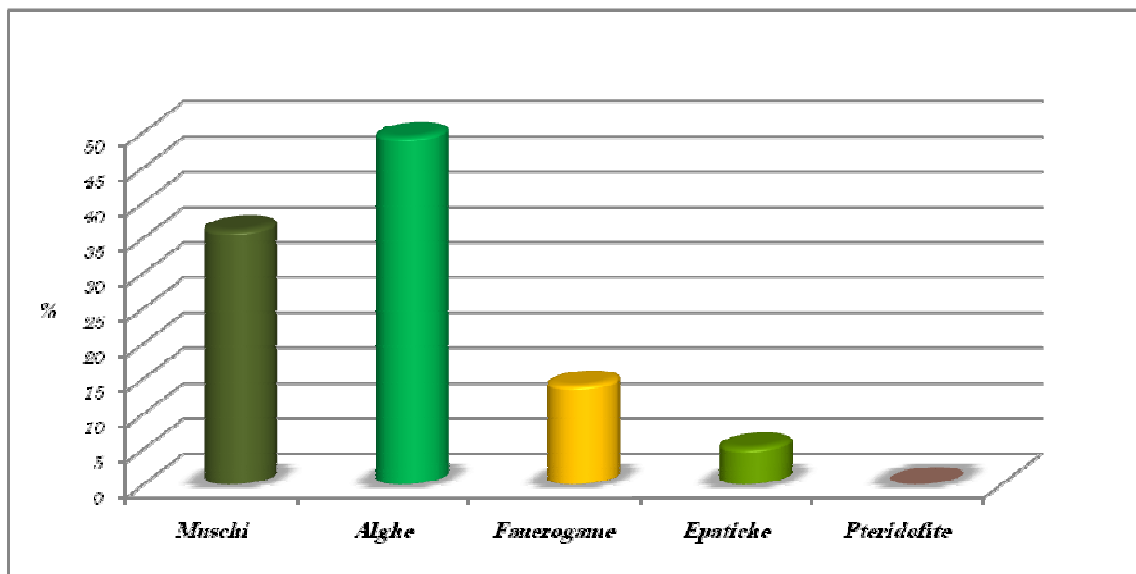


Figura 5.1 – Valori di copertura percentuale delle tipologie macrofitiche rinvenute

Muschi ed alge appaiono essere le componenti delle comunità macrofitiche decisamente più importanti.

Nel caso dei muschi ciò, molto verosimilmente, dipende dalle caratteristiche delle stazioni prese in esame che, come visto, mostrano un substrato stabile, un buon grado di ombreggiamento ed una velocità di corrente apprezzabile alla quale si associa una turbolenza sensibile e, quindi, un buon dissolvimento della CO₂ atmosferica in

acqua, tutti fattori che promuovono lo sviluppo dei taxa muscinali (Suren, 1991; Englund, 1991; Allan, 1996).

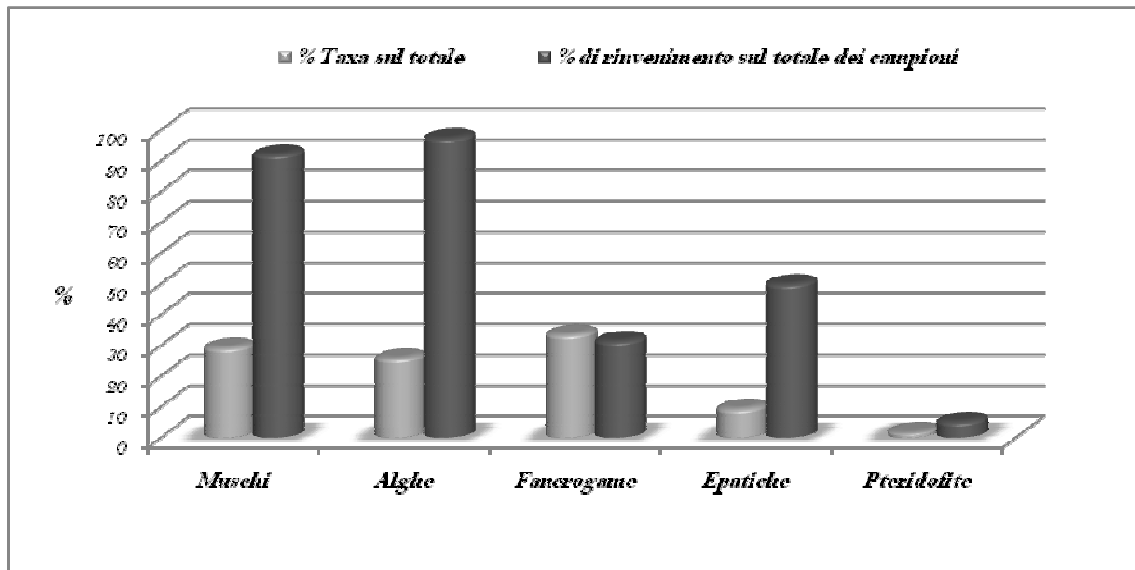


Figura 5.2 – Numero di taxa per singola tipologia macrofitica e frequenza di rinvenimento

Va notato che anche le epatiche mostrano preferire habitat di acque correnti simili a quelli dei muschi; tuttavia le loro nicchie appaiono decisamente “marginali”, anche se apprezzabile risulta la loro frequenza di rinvenimento.

Tra le alghe, invece, si rinvencono specie adattate ad un ampio spettro di valori di nutrienti, irraggiamento e velocità di corrente per cui esse risultano intensamente presenti lungo tutta la dimensione dell’asta fluviale.

Il numero assai basso di rinvenimenti stazionali di fanerogame, unitamente ad una copertura complessiva piuttosto scarsa, è il risultato della quantità modesta di siti campionati con caratteristiche ecologiche idonee alla crescita delle fanerogame (circa 1/3 del totale).

Tra tali siti l’unica stazione dove sono stati rinvenuti valori molto elevati di copertura e di ricchezza tassonomica risulta quella sul fiume Coscile (CO) (posizionata a qualche centinaio di metri dall’area sorgiva), ove una combinazione di scarsa velocità di corrente che promuove la deposizione di sabbia, diradamento della vegetazione arborea riparia e *run off* agricolo che arricchisce di nutrienti i sedimenti e la colonna d’acqua, risulta estremamente favorevole alla crescita di fanerogame (Giller and Malmqvist, 1998).

La stazione sul fiume Ortiano (ORT) e quella inferiore sul fiume Arente (AR2) mostrano una fisionomia intrecciata, con barre di deposizione sabbioso-ghiaiose, tipica di ambienti caratterizzati da una sensibile irregolarità nel regime idrodinamico che destabilizza i depositi di substrato limitando la crescita vegetale soprattutto in ambito spondale (Leopold *et al.*, 1964).

Inoltre la stazione AR2 appare inserita in un contesto agricolo le cui attività determinano non solo lo sviluppo di deflussi inquinanti ma anche captazioni idriche sostenute con conseguenti drastiche riduzioni di portata.

Il sito sul fiume Nicà (NI) è collocato in un'area sottoposta ad agricoltura intensiva e soggetta a frequenti disturbi fisici, rimaneggiamenti e processi di escavazione, attività che fortemente penalizzano la crescita di tali organismi vegetali.

In fine le stazioni sui fiumi Laurenzana (LAU) ed Oliva (OLV) appaiono, complessivamente, più fisionomie metarhithrali, sebbene nella prima siano identificabili alcune morfologie (barre) deposizionali per cui le caratteristiche ambientali risultano poco favorevoli alla crescita di fanerogame e ciò giustifica la dimensione molto ridotta delle nicchie da esse occupate.

Le figure sottostanti (Figg. 5.3 – 5.10) mostrano la mediana con i relativi percentili inerenti il valore medio, per campionamento, del numero di taxa e % di copertura.

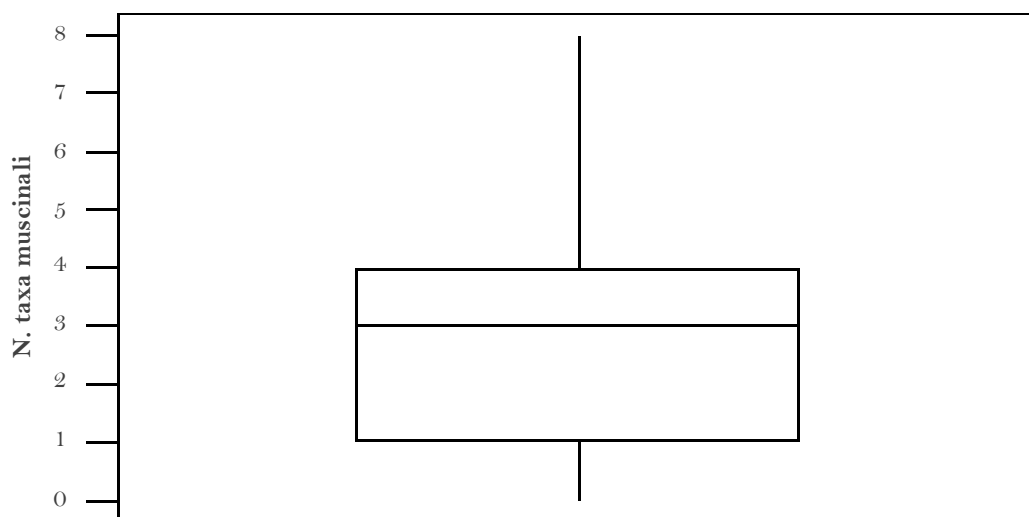


Figura 5.3 – Boxplot relativo al numero di taxa muscinali (calcolato in base al totale dei campionamenti)

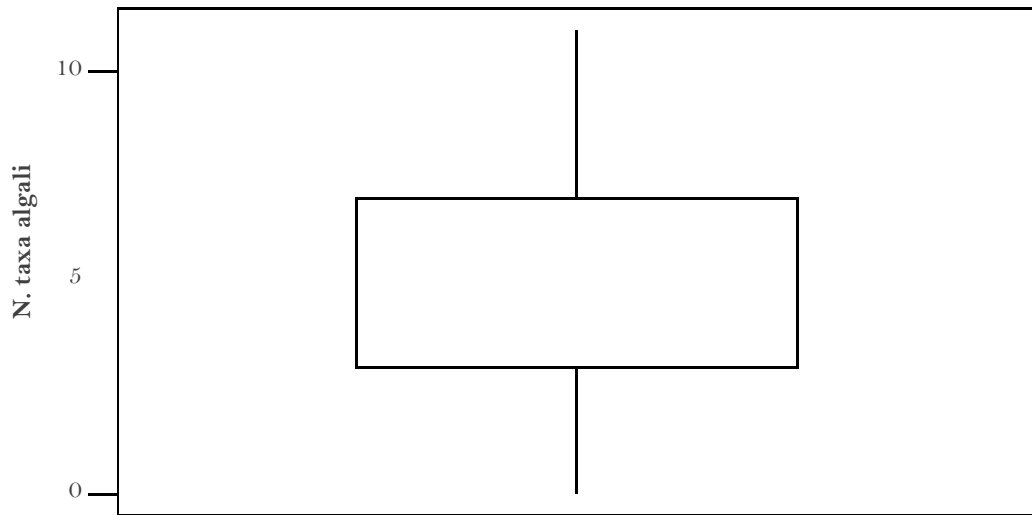


Figura 5.4 – Boxplot relativo al numero di taxa algali (calcolato in base al totale dei campionamenti)

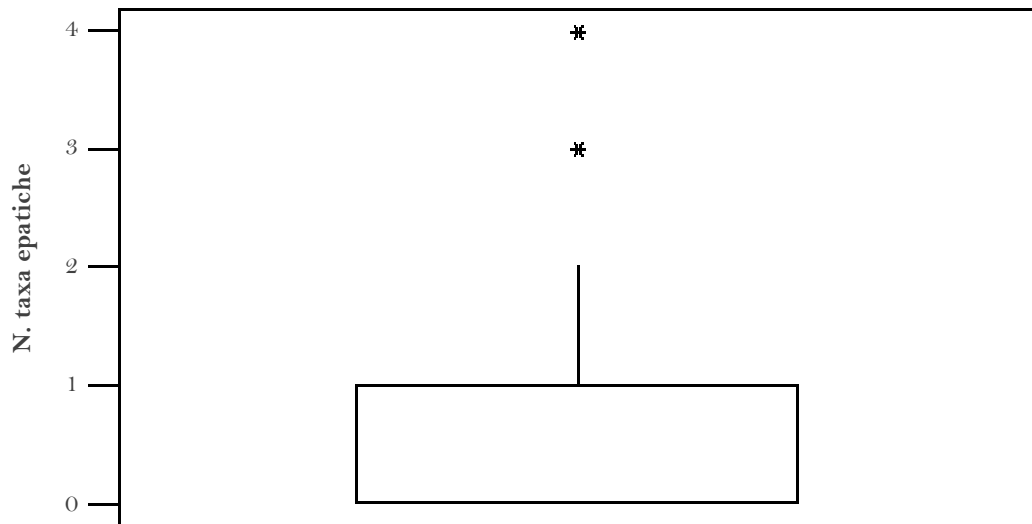


Figura 5.5 – Boxplot relativo al numero di taxa di epatiche (calcolato in base al totale dei campionamenti)

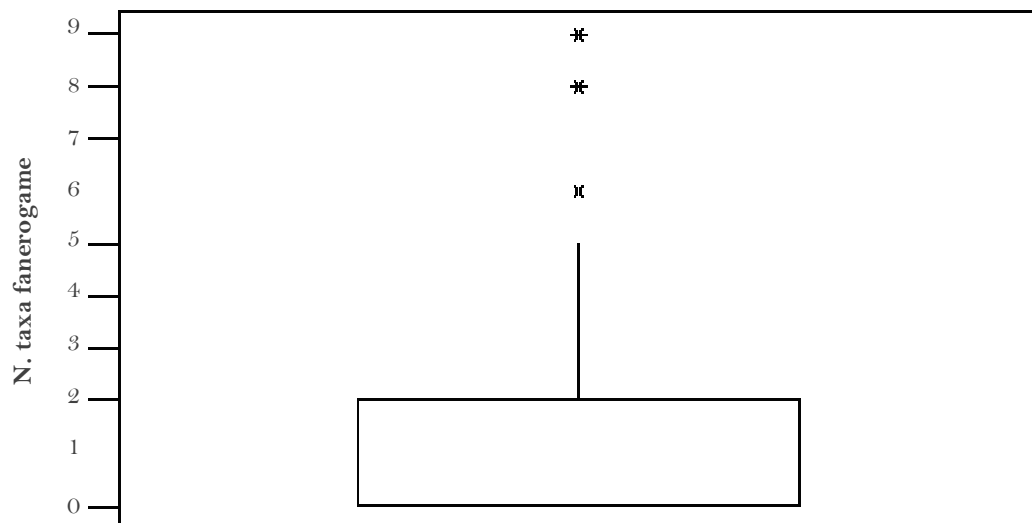


Figura 5.6 – Boxplot relativo al numero di taxa di fanerogame (calcolato in base al totale dei campionamenti)

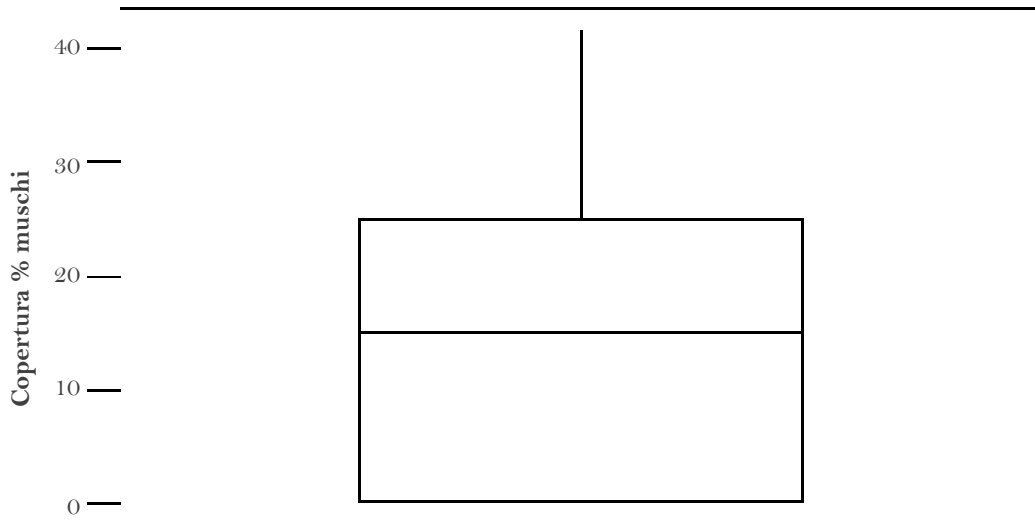


Figura 5.7 – Boxplot relativo alla % di copertura muscinale (calcolato in base al totale dei campionamenti)

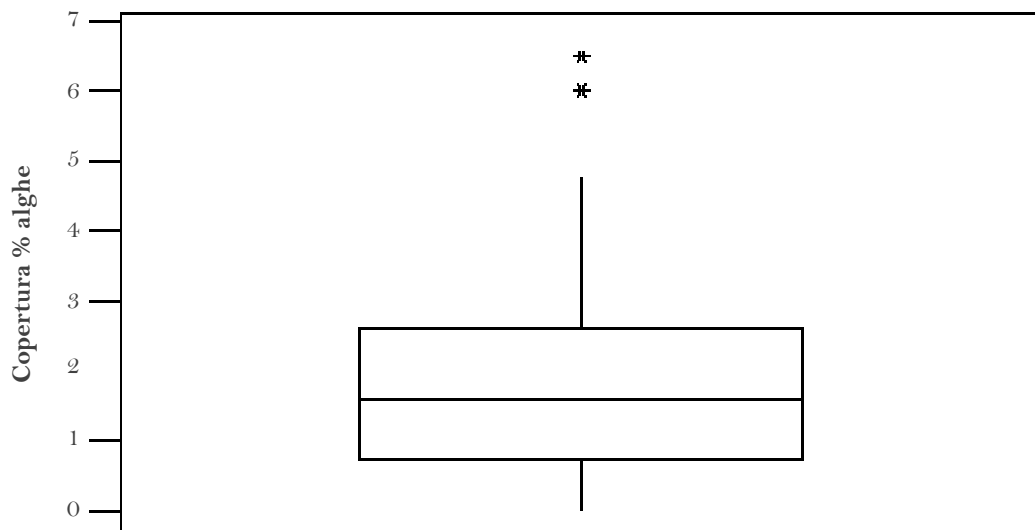


Figura 5.8 – Boxplot relativo al % di copertura delle alghe (calcolato in base al totale dei campionamenti)

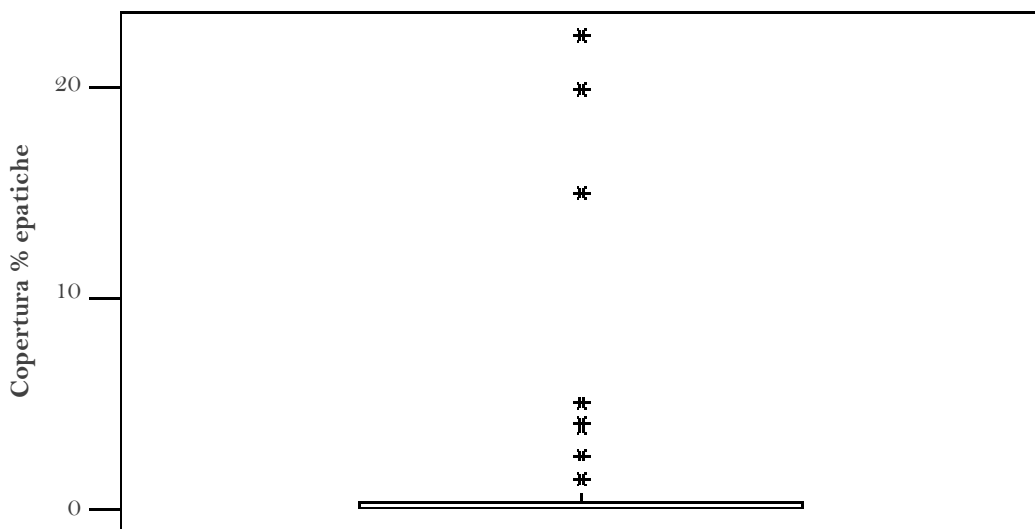


Figura 5.9 – Boxplot relativo al % di copertura delle epatiche (calcolato in base al totale dei campionamenti)

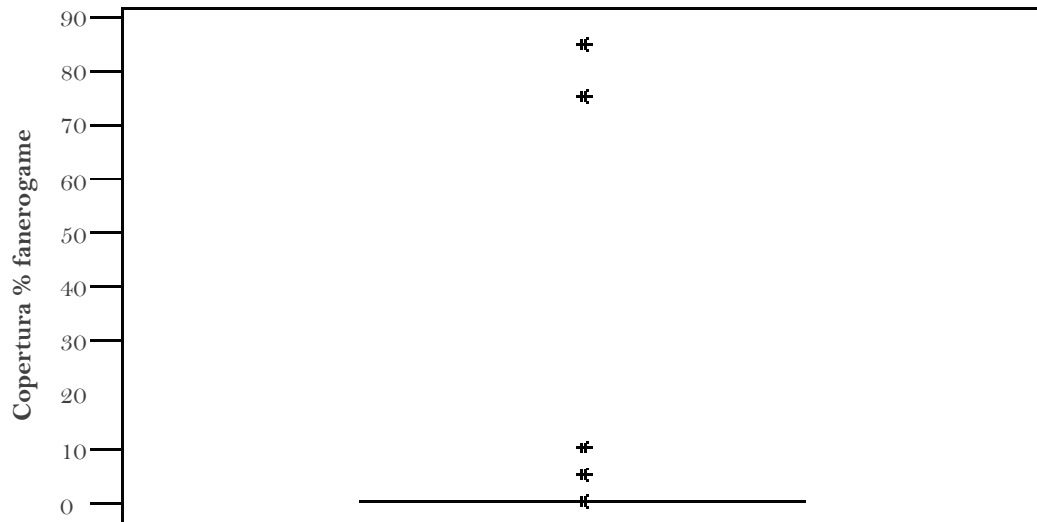
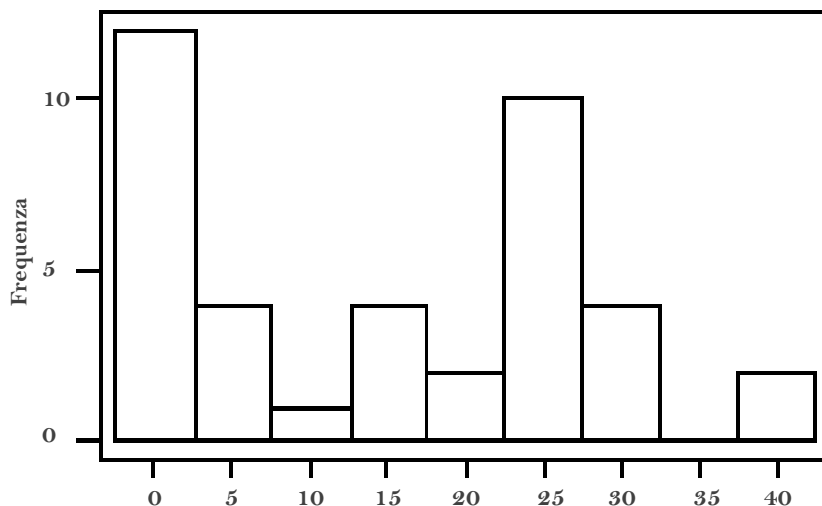


Figura 5.10 – Boxplot relativo al % di copertura delle fanerogame (calcolato in base al totale dei campionamenti)

Il confronto dei dati relativi a muschi ed alghe mostra come i primi si caratterizzino per un numero medio di taxa, a stazione, più basso rispetto alle alghe ma per una dimensione di nicchia sensibilmente maggiore. Difatti la mediana del numero di taxa algali si attesta intorno a 5 e quella dei taxa muscinali intorno a 3 mentre il valore di tendenza centrale per le coperture %, in entrambi i casi, risulta essere circa 15.

In questo secondo caso, tuttavia, va notato che se da un lato il numero di campionamenti in cui le coperture muscinali, comprese tra 0 ed 1%, appare superiore rispetto a quello delle alghe (18% ed 8% dei casi, rispettivamente), la classe di frequenza di coperture superiore all'1% (comprendente il 25,6% dei casi) risulta essere



per i muschi quella compresa tra 22,5% e 27,5% mentre per le alghe (comprendente il 23% dei casi) oscilla tra 2,5% e 17,5% (Figg. 5.11 e 5.12).

Figura 5.11 – Distribuzione delle classi di frequenza di copertura % dei taxa muscinali

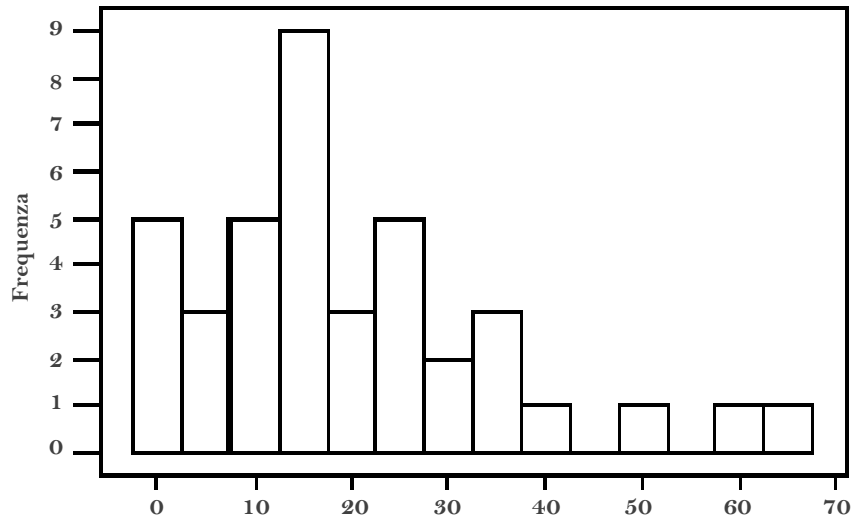


Figura 5.12 – Distribuzione delle classi di frequenza di copertura % dei taxa algali

Ciò appare del tutto coerente con le caratteristiche degli ambienti studiati.

Difatti da un lato le condizioni di ridotto irraggiamento ($r(\% \text{ copertura muschi} - \text{ombreggiamento}) = 0,475, p = 0,007$), flusso turbolento e stabilità del substrato promuovono la crescita dei muschi che occupano nicchie delle dimensioni di ciottoli o massi, dall'altro la diversificazione su microscala dei suddetti fattori limitanti, unitamente alla disponibilità di nutrienti ed al *grazing* da parte di organismi erbivori, determina un vasto mosaico di microhabitat potenzialmente colonizzabile dai taxa algali (Giller and Malmqvist, 1998). Di converso, in quei contesti ove le condizioni appaiono particolarmente favorevoli alla crescita di determinati taxa algali si nota un notevole aumento del valore di copertura stazionale associato alla marcata dilatazione di una o, al più, due nicchie (spesso come risultato dello sviluppo di perturbazioni di natura antropica).

Nel caso delle epatiche si può rilevare come, a fronte di una frequenza di rinvenimento apprezzabile (50% dei campionamenti), il numero di taxa risulti estremamente ridotto (1-2 per campionamento) ed anche la loro dimensione di nicchia appare molto ristretta, sebbene in qualche campionamento si attesta su valori sensibili (15%-20%), probabilmente per lo sviluppo di condizioni alquanto favorevoli, dato che appare confermato anche in letteratura (Steinman and Boston, 1993).

Le fanerogame si caratterizzano, a fronte di una frequenza di rinvenimento poco inferiore al 30%, per un numero (39) molto alto di taxa complessivamente ritrovato (γ -diversità) e, laddove presenti, mostrano in circa il 60% dei casi una

ricchezza tassonomica da apprezzabile ad alquanto elevata (Fig. 5.6). D’altro canto, il corrispondente valore di copertura, fatta qualche eccezione, risulta molto basso

Tali dati suggeriscono come i tratti fondovallici e planiziali dei corsi fluviali esaminati, in realtà, mostrino un numero sensibile di ambienti potenzialmente colonizzabili dalle fanerogame acquatiche (alta diversità di habitat), ma un complesso di fattori naturali ed antropici concorrono a ridurre, o frammentare, le dimensioni di nicchia.

Se si prendono in esame i taxa che, tra tutti i campionamenti, appaiono caratterizzare maggiormente le comunità a macrofite, in termini di valore medio di copertura e numero di campioni in cui risultano rinvenuti, si possono effettuare le seguenti considerazioni.

Osservando il raggruppamento dei muschi si può notare come al suo interno si ritrovi il taxon, in assoluto, a più ampia distribuzione territoriale, *Platyhypnidium riparioides* (Fig. 5.13).

Tale ritrovamento è del tutto coerente con le caratteristiche ecologiche di questo organismo, capace di colonizzare un ampio spettro di substrati (sia organici che inorganici), in ambienti che vanno dalle aree planiziali a quelle di montagna, preferibilmente in presenza di sensibili regimi idrodinamici e nei contesti geografici più disparati (Smith, 2004).

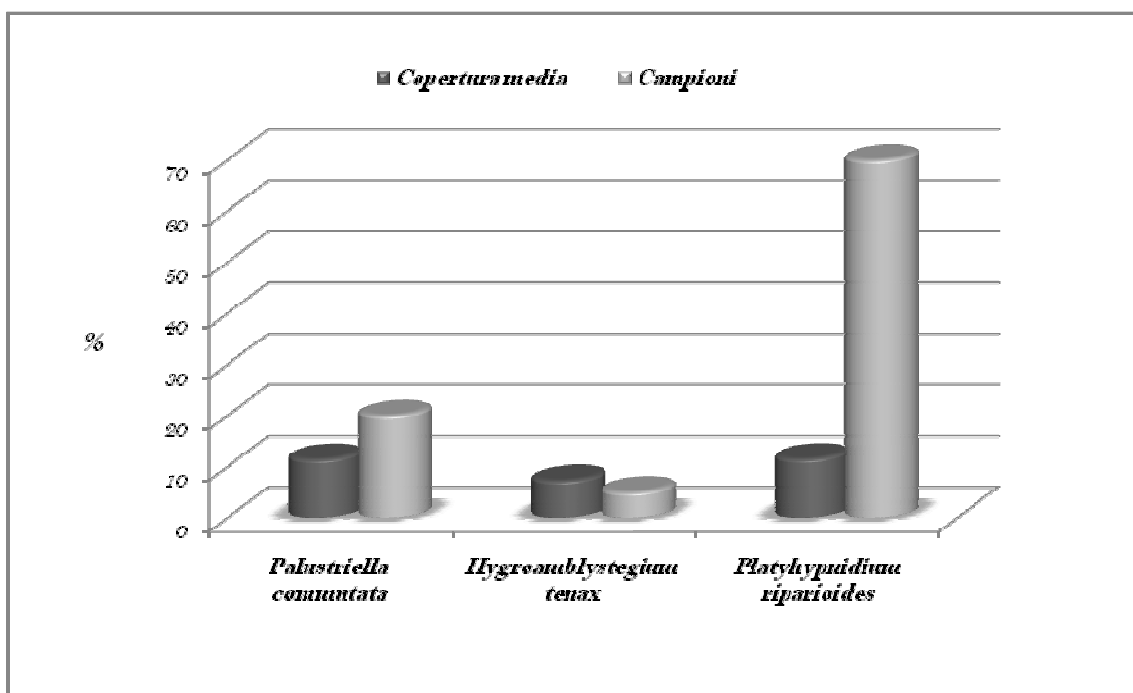


Figura 5.13 – Taxa muscinali maggiormente caratterizzanti le comunità (campionamenti = 39)

Più esigente, in termini di richieste ambientali, appare il secondo taxon muscinale a maggiore frequenza di rinvenimento, vale a dire *Palustriella commutata* che, in letteratura, viene indicato quale specie preferenziale di ambienti di acque correnti oligotrofe, che scorrono su substrati alcalini (Cantonati and Lange Bertalot, 2006) e che, in tale attività di studio, è stato rinvenuto in tutte le stazioni site nel Massiccio del Pollino, ad eccezione di quella sul Coscile ove, presumibilmente, le peculiari condizioni del sito, quali eccesso di substrato fine (ghiaia+sabbia = 95% del totale delle unità) e scarso-moderato ombreggiamento, penalizzano l’attecchimento di taxa muscinali.

In fine va ricordato *Hygroamblystegium tenax*, anch’esso ritrovato solo nel Pollino (per la sua preferenza di substrati basici) sebbene si sia rinvenuto anche in corsi fluviali ad elevata conducibilità ed alcalinità (Suren and Ormerod, 1998).

Analogamente ai muschi anche nel caso delle alghe si riscontra la presenza di una specie, *Cladophora glomerata*, a maggiore distribuzione territoriale (Fig. 5.14) e, quindi, con una valenza ambientale piuttosto ampia, sebbene risulti spesso associata a condizioni di elevato carico trofico (Welch *et al.*, 1998) ed organico (Schmieder and Lehmann, 2004).

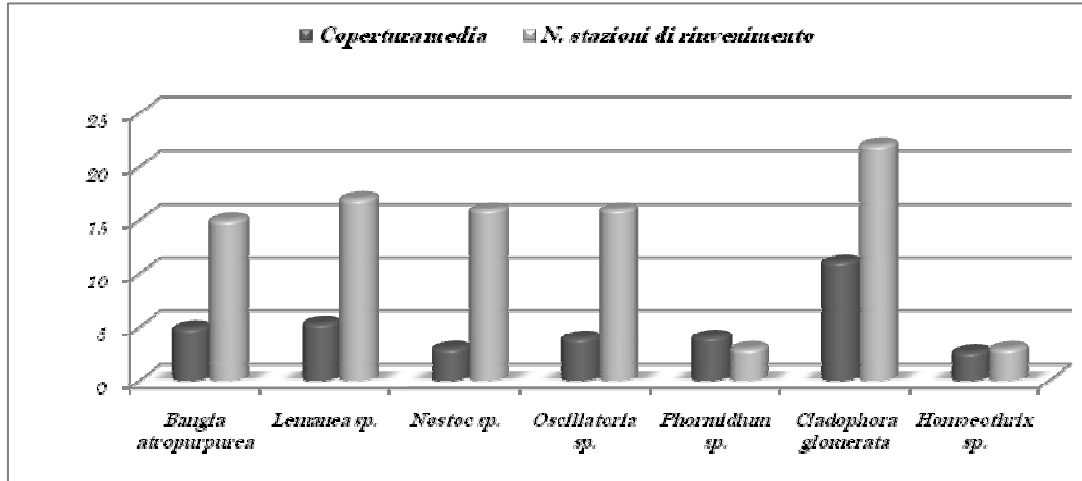
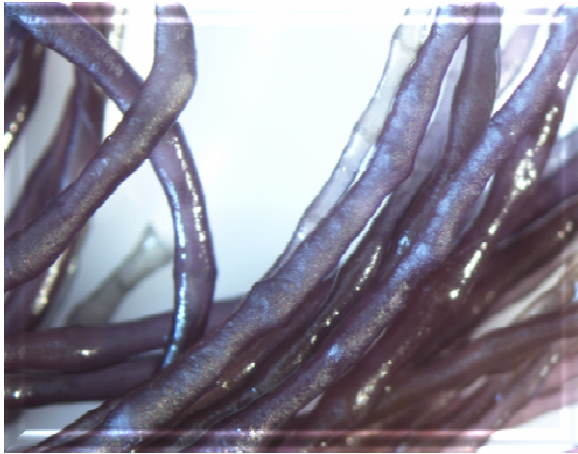


Figura 5.14 – Taxa algali maggiormente caratterizzanti le comunità (campionamenti = 39)

Tra gli altri taxa vanno ricordati anche i generi *Nostoc* (AFNOR, 2004), *Oscillatoria*, *Phormidium* (Kumar and Chakrabarty, 2007) ed *Homeothrix*, quest’ultimo favorito soprattutto dalle temperature estive (Biggs, 1996). Sono tutti taxa indicatori di aumento, più o meno marcato, dei carichi trofici ed organici sebbene i primi due risultino, rispetto ai secondi, di gran lunga più frequentemente rinvenuti, suggerendo

che anche altri fattori (oltre alla disponibilità di risorse energetiche), probabilmente, entrano in gioco nel creare, in alveo, condizioni di maggiore idoneità alla loro persistenza. Notevolmente rappresentati sono anche i generi *Lemanea* (Foto 5.1) e *Bangia* (specie *atropurpurea*). Sono entrambe delle Rodoficee, ad ampia distribuzione nell'emisfero settentrionale, delle quali la prima risulta tipica di tratti fluviali di alta



quota ed esenti da inquinamento (Kucera and Marvan, 2004) mentre la seconda, pur prediligendo ambienti non alterati, può rinvenirsi anche in corpi idrici a vario grado di compromissione (Lowe *et al.*, 1982).

Foto 5.1 – Lemanea: particolare

Per quanto riguarda le fanerogame il termine “caratterizzante” fa riferimento più alla frequenza di rinvenimento di un certo numero di taxa: *Groenlandia densa*, *Apium nodiflorum*, *Nasturtium officinale*, *Veronica beccabunga*, *Veronica anagallis-aquatica* (in media intorno al 30% dei campionamenti in cui sono state rinvenute fanerogame) piuttosto che alla dimensione di nicchia, che risulta costantemente assai modesta, ad eccezione di *Groenlandia densa*, una macrofita radicata sommersa che, nella stazione CO, trova delle condizioni particolarmente favorevoli al suo sviluppo (Fig. 5.15).

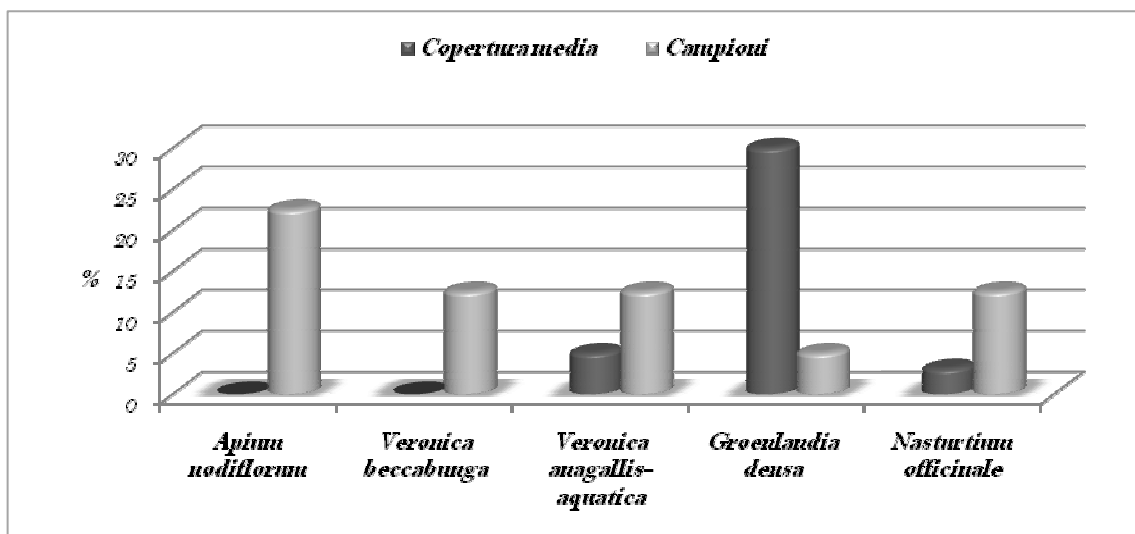


Figura 5.15 – Taxa a fanerogame maggiormente caratterizzanti le comunità (campionamenti = 39)

Va ricordato che tutti questi taxa sono indicatori di un moderato incremento del carico trofico (AFNOR, 2004).

Anche per le epatiche la definizione di taxa caratterizzanti deriva dalla loro più elevata frequenza di rinvenimento rispetto agli altri taxa dello stesso raggruppamento piuttosto che dal valore di copertura, il quale risulta, mediamente, molto ridotto. Le specie più frequentemente rinvenute, *Marchantia polymorpha* e *Pellia endiviifolia*, taxa a distribuzione piuttosto ampia, sono state ritrovate tanto in ambienti ben preservati quanto in corpi idrici in condizioni non ottimali (Fig. 5.16).

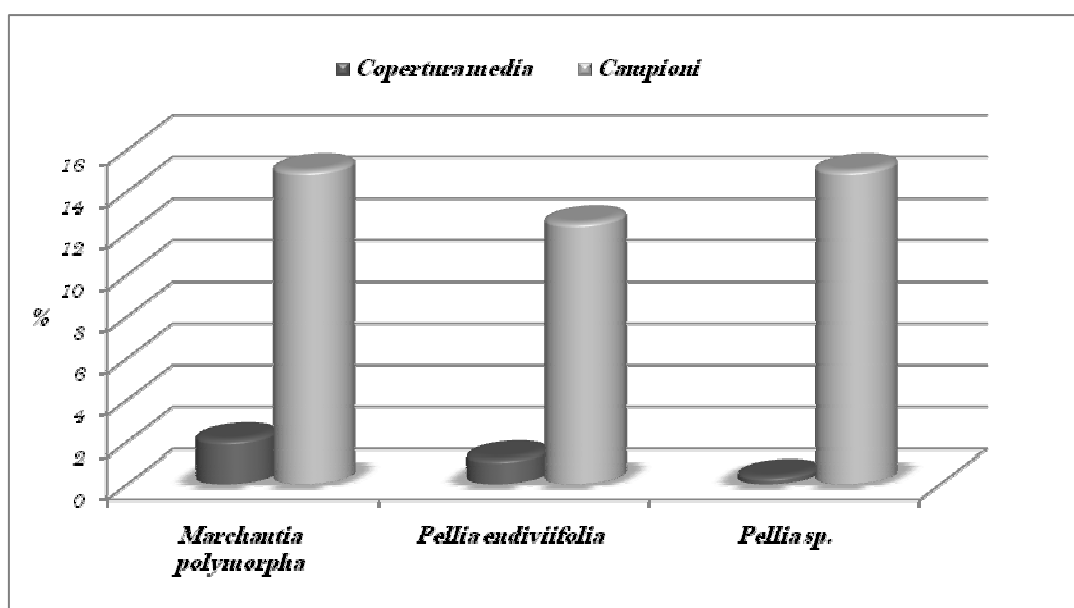


Figura 5.16 – Taxa di epatiche maggiormente caratterizzanti le comunità (campionamenti = 39)

Come detto l'analisi complessiva della struttura delle comunità macrofite è stata realizzata attraverso la *Detrended Correspondence Analysis*, una tecnica di analisi multivariata piuttosto efficace nella ricerca di pattern o trend all'interno di dataset complessi grazie al fatto che, oltre a determinare i punteggi di taxa e stazioni sotto forma di media ponderata reciproca, introduce un processo di trattamento dei dati che elimina il fenomeno di distorsione del posizionamento delle stazioni nello spazio di ordinazione (*horseshoe effect* = effetto a ferro di cavallo) derivante dalla impossibilità di discriminare ulteriormente (in termini di dissimilarità che si traduce sotto forma di distanza nello spazio di ordinazione) tra comunità che non hanno alcun taxa in comune e che appare inficiare molte delle tecniche di analisi multivariata più frequentemente utilizzate.

Il risultato dell'analisi appare piuttosto interessante (Allegato 2).

In primo luogo la lunghezza del gradiente riferito ai primi due assi indica una sostituzione di specie pressoché completa (McCune and Grace, 2002) il che suggerisce che l'applicazione di tale tipo di analisi risulta efficace nell'individuare, nei dati campionari utilizzati, una chiara discontinuità negli assetti tassonomici delle comunità rinvenute. Inoltre il coefficiente "cumulativo" di determinazione relativo alla correlazione tra le distanze (tra le stazioni e, quindi, le comunità) nello spazio di ordinazione e quelle nello spazio reale risulta, relativamente ai primi tre assi, pari al 52,3%, suggerendo che l'analisi intercetta una quota apprezzabile della variazione complessiva dei dati. Di questa il 38,3% è associato al primo asse, il 14% al secondo ed al terzo solo lo 0,2%. È evidente, quindi, che la "separazione" più efficace tra le stazioni nello spazio di ordinazione avviene rispetto al primo asse.

Se si prende in esame il grafico derivante (Fig. 5.17) è possibile individuare, in prima approssimazione, dei cluster relativamente omogenei che si traducono in un gradiente di prevalenza di tipologie macrofitiche.

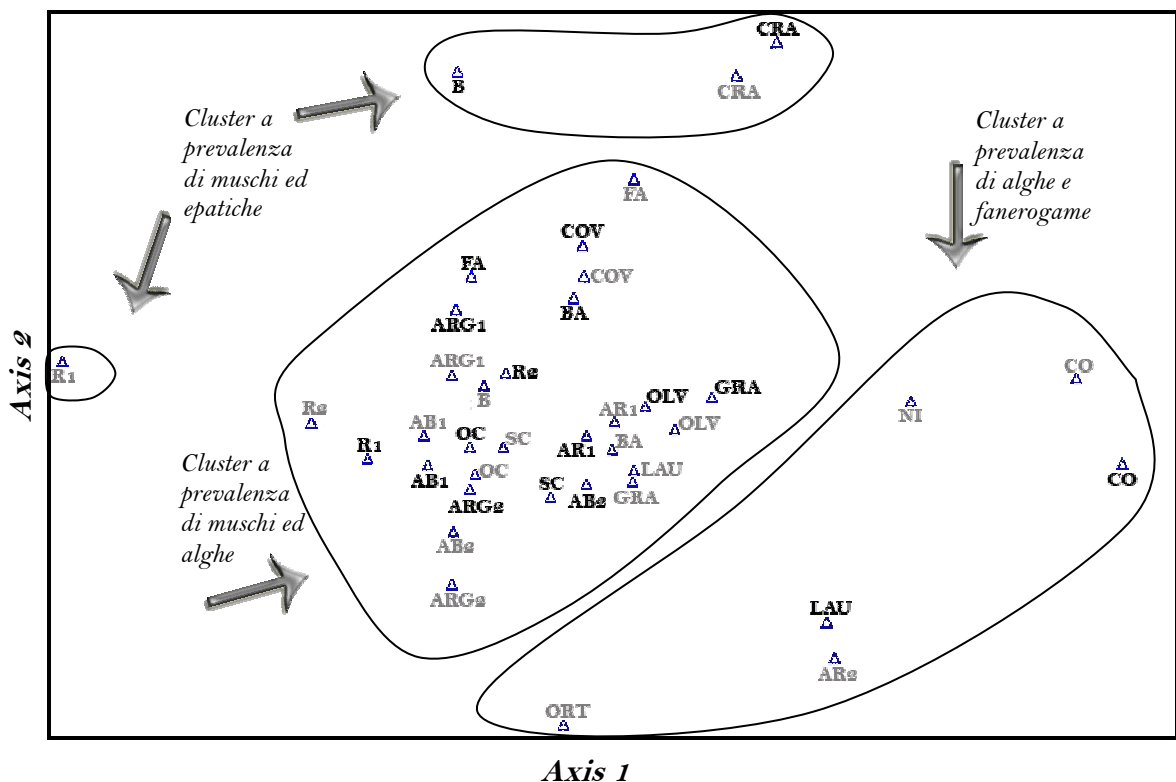


Figura 5.17 – Grafico relativo alla *Detrended Correspondence Analysis*. Le sigle delle stazioni relative al campionamento estivo sono in nero, quelle relative al campionamento primaverile sono in grigio

Nella parte destro-mediana è presente un cluster a marcata prevalenza di fanerogame (in termini di numero di taxa e, nel caso della stazione CO, anche come copertura reale), a cui seguono stazioni ove la presenza delle stesse si riduce in maniera progressiva (NI, AR2, ORT e LAU).

Nella parte centrale del grafico sono presenti stazioni in cui alternativamente alghe e muschi rappresentano le componenti macrofite dominanti mentre all'estrema sinistra e nella parte superiore sono individuabili due microcluster (stazioni R1 in primavera da un lato e B in estate e CRA in entrambe le stagioni dall'altro) a chiara prevalenza di briofite (muschi ed epatiche).

È interessante notare come molte delle stazioni site nel cluster “a fanerogame” sono quelle con fisionomia potamale od iporhithrale, a substrato fine, con flusso ridotto ed elevato irraggiamento. Quelle relative agli altri cluster, invece, mostrano fisionomie prevalentemente metarhithrali, con presenza soprattutto di massi, ciottoli e ghiaia, flusso mediamente più sostenuto e ombreggiamento da moderato ad elevato.

Se si considera l'effetto “stagionalità” sui livelli di similarità delle comunità è possibile verificare che molte stazioni (Argentino ed Abatemarco superiore e parzialmente per le corrispondenti stazioni inferiori, Arente superiore (AR1), Occido (OC), Corvino (COV), Oliva (OLV), Craticello (CRA), Santa Croce (SC), Coscile (CO) modificano poco o nulla la loro posizione nello spazio di ordinazione rispetto ai campionamenti primaverile ed estivo, suggerendo una scarsa sostituzione di taxa e/o di copertura % tra le due stagioni.

Invece molto elevato appare il cambio di posizione nel diagramma nel caso delle stazioni R1 e B come conseguenza del fatto che tali siti, pur avendo una fisionomia complessiva ed un livello di ombreggiamento che promuoverebbero sensibilmente una colonizzazione briofitica, ciò si determina solo in primavera per R1 ed in estate per B mentre nelle rimanenti occasioni si nota una presenza molto marcata di alghe eurivalenti (*Cladophora* per la stazione sul Busento e *Lyngbya*, *Bangia* e la stessa *Cladophora* nel caso della stazione superiore sul fiume Rosa).

Va ricordato, in tal senso, che la stazione sul Busento (B) si colloca in un contesto territoriale a moderata attività agricola mentre a monte della stazione superiore del Rosa (R1) è presente un'area vocata al turismo religioso servita da vasche *Imhoff* che, tuttavia, sono collocate a valle della stazione stessa; ovviamente, l'associazione dei due fenomeni, pur se presumibile, va effettuata con una certa cautela.

In fine apprezzabile, anche se non molto elevata, risulta la distanza tra i due campionamenti effettuati sul fiume Bagni (BA) a seguito, probabilmente, della marcata

flessione idrologica subita dal fiume nel periodo estivo per la realizzazione di captazioni a scopo irriguo.

Passando all'esame dei risultati derivanti dai due indici testati in tale studio, l'*Indice Biologique Macrophytique en Rivière* ed il *Mean Trophic Rank*, in primo luogo si può notare come, in termini di rapporto tra numero dei taxa indicatori e il numero totale dei taxa rinvenuti e rapporto tra copertura dei taxa indicatori e copertura totale (la cui significatività viene stabilita da soglie specifiche), il primo risulta essere più affidabile (Fig. 5.18).

L'IBMR risulta, infatti, affidabile in oltre il 90% dei campionamenti mentre l'MTR in meno del 70%, lasciando oltre il 30% dei campionamenti con una diagnosi ambientale (in termini di stato trofico) sostanzialmente dubbia. Ciò, presumibilmente, è da ascrivere alle differenti dimensioni delle liste tassonomiche usate dai due indici, risultando quella dell'IBMR decisamente meglio dotata, soprattutto in termini di taxa briofitici che, nelle comunità prese in esame, hanno sovente rappresentato gli elementi dominanti.

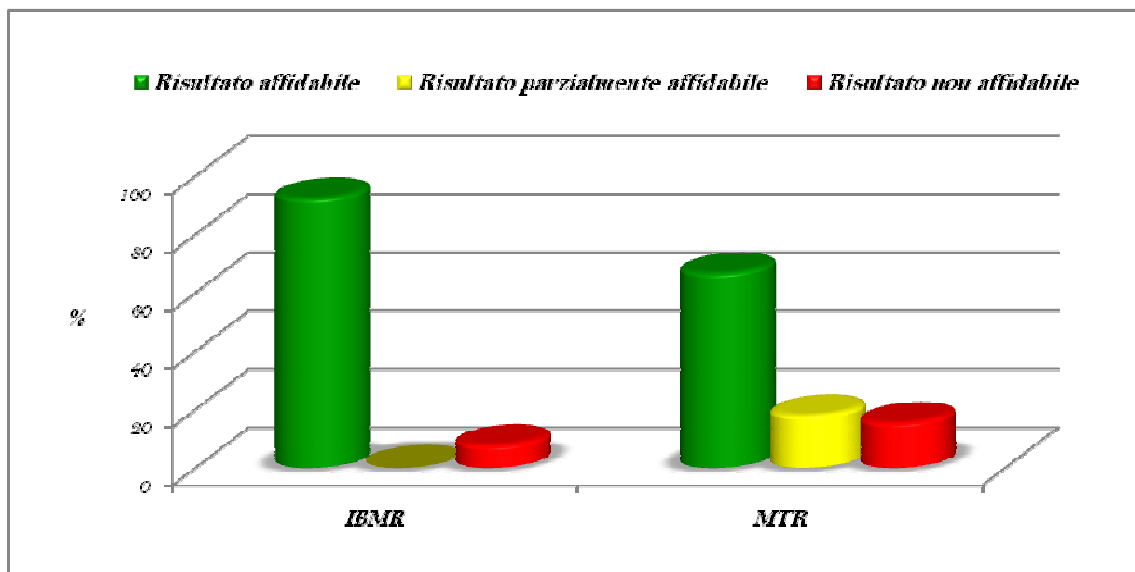


Figura 5.18 – Confronto di affidabilità tra l'IBMR e l'MTR

Le figure sottostanti (Figg. 5.19 e 5.20) illustrano i risultati in termini di attribuzione dello stato di trofia ambientale derivante dal calcolo degli indici in ciascuna delle due stagionalità.

In primo luogo appare evidente che la presenza di cinque classi di qualità nel caso dell'IBMR rispetto ai soli 3 “giudizi” dell'MTR consentono una risoluzione più

“fine” del grado di arricchimento trofico delle acque dei corpi idrici indagati. Inoltre, sia pure in prima approssimazione, equivalere il giudizio “stazioni non tendenti all’eutrofia” dell’MTR con le classi I e II dell’IBMR appare evidente che il primo indice sottostima sensibilmente la condizione di oligotrofia sostanziale.

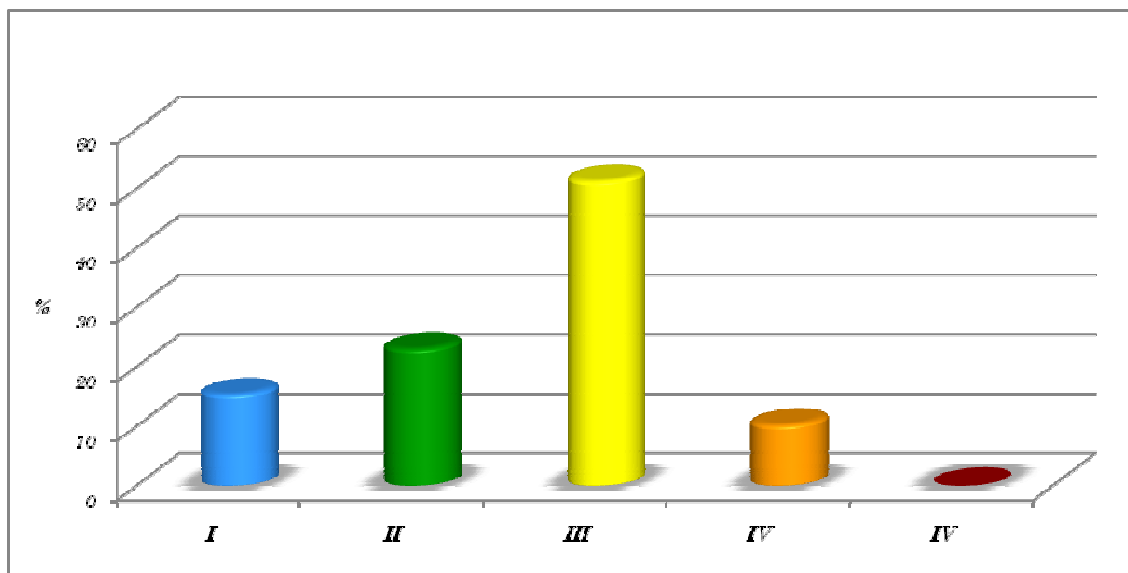


Figura 5.19 – Distribuzione percentuale dell’assegnazione dei campionamenti ad una classe di qualità (livello di trofia) derivante dall’applicazione dell’IBMR

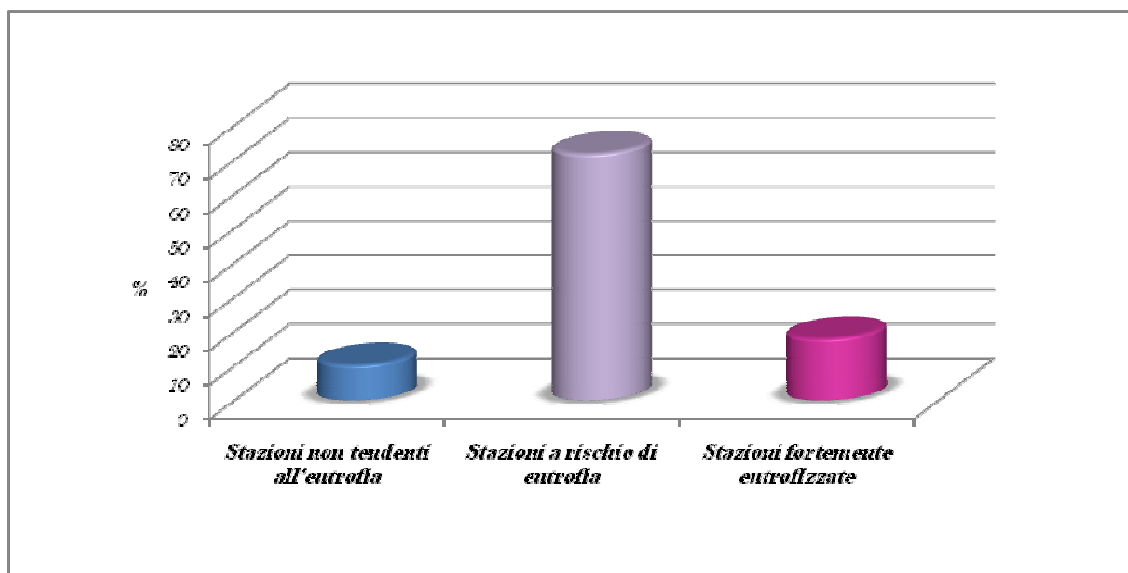


Figura 5.20 – Distribuzione percentuale dell’assegnazione dei campionamenti ad una classe di qualità (livello di trofia) derivante dall’applicazione dell’MTR

Alla luce di tali indicazioni si è deciso di ritenere scarsamente applicabile l'MTR nel caso di studio specifico e di considerare il solo IBMR idoneo tanto per la valutazione dello stato trofico dei corsi studiati in base alla struttura della comunità a macrofite quanto per l'individuazione di possibili siti di "riferimento" ai fini delle indicazioni della WFD 2000/60/CE.

L'applicazione dell'IBMR determina un inquadramento in uno stato di trofia assai basso (I Classe) o basso (II Classe) di poco più del 38% dei campionamenti, in uno stato di trofia intermedio (III Classe) di poco più del 50% dei campionamenti effettuati, ed in uno stato di trofia elevato (IV classe) del rimanente 10%. È interessante notare come la variazione del valore dell'IBMR si associ, in maniera direttamente proporzionale, a quella dell'altitudine delle stazioni (Spearman: $r = 0,414$, $p = 0,026$).

L'osservazione del territorio pone in evidenza che un analogo gradiente altitudinale viene seguito dalla densità di antropizzazione del territorio, per cui l'indice potrebbe considerarsi come un soddisfacente tracciante di tale processo sebbene è noto che naturalmente la trofia dei corpi tenda ad aumentare nei tratti inferiori dei bacini per cui la variazione dell'IBMR potrebbe essere il riflesso di tale fenomeno.

Tuttavia, se si osservano i valori di concentrazione del fosforo e dell'azoto minerali (Tab. 5.2), tenendo comunque conto che si tratta di dati relativi a prelievi idrici puntiformi e, quindi, da valutare con le dovute cautele poiché mancano di un'adeguata replicazione temporale, si può notare come, nel caso del primo, le concentrazioni si attestino sempre su valori bassi mentre, nel caso del secondo, sebbene la maggior parte dei dati non rilevino condizioni di alterazione, talvolta sono stati riscontrati valori anomali, riconducibili, probabilmente a deflussi arricchiti in carico organico o trofico (D. Lgs 152/99: Ficco *et al.*, 1999) e/o tipici di ambienti ad intensa attività agricola (Omernik, 1977).

Tali situazioni fanno riferimento, per lo ione ammonio, alle stazioni R1, AR2 e BA in primavera e R1 ed R2 in estate, e per lo ione nitrico alle stazioni NI, FA, GRA e COV in primavera, stazioni aventi prevalentemente collocazione fondovalle o pianiziale (nonché siti in distretti territoriali destinati, in diversi casi, ad uso agricolo).

Altra indicazione che viene dall'osservazione dei parametri chimici è quella derivante dai valori di conducibilità. In primo luogo anche questi, come sarebbe naturalmente da attendersi, mostrano una correlazione inversamente proporzionale con l'altitudine (Spearman: $r = -0,391$, $p = 0,033$) e con i bacini associati a substrati basici che presentano un valore medio di conducibilità circa doppio rispetto ai bacini caratterizzati da substrati acidi (rispettivamente $436 \mu\text{s cm}^{-2}$ e $220 \mu\text{s cm}^{-2}$).

	Conducibilità elettrica ($\mu S\ cm^{-2}$)		PO_4^{3-} ($mg\ L^{-1}$)		NO_3^- ($mg\ L^{-1}$)		NH_4^+ ($\mu g\ L^{-1}$)		Alcalinità ($mg\ L^{-1}\ CaCO_3$)		COD ($mg\ L^{-1}$)	
			P	E	P	E	P	E	P	E	P	E
<i>AB1</i>	275	294	0,0015	0,0010	0,645	1,602	0	0,005	182,97	186,55	6,33	30,69
<i>AB2</i>	410	438	0,0102	0,0035	0,864	2,144	0,019	0	195,27	202,76	13,15	42,07
<i>ARG1</i>	331	324	0,0017	0,0024	0,356	0,967	0,037	0	202,76	194,74	17,04	23,26
<i>ARG2</i>	366	356	0,0046	0,0036	0,419	1,515	0,035	0	218,28	208,11	6,33	38,11
<i>BA</i>	267	309	0,0059	0,002	0,791	1,670	0,047	0	107,53	127,86	5,36	37,62
<i>R1</i>	449	472	0,0029	0,0031	0,429	0,877	0	0,047	208,65	203,83	26,78	45,54
<i>R2</i>	473	496	0,0313	0,0045	0,537	1,523	0,073	0,041	221,49	217,74	21,91	31,68
<i>OC</i>	372	367	0,0020	0,0005	0,582	1,087	0,031	0,028	211,32	207,58	15,58	28,71
<i>B</i>	244	264	0,0104	0,0022	0,015	0,259	0	0	133,21	140,70	6,33	24,75
<i>CO</i>	296	297	0,0087	0,0030	1,016	2,499	0,031	0,035	165,85	171,2	4,38	33,66
<i>AR1</i>	151	288	0,0105	0,0024	0,051	0,947	0	0	46,01	54,57	12,66	29,20
<i>AR2</i>	200	182	0,0120	0,0047	0,880	3,152	0,051	0	64,20	95,23	29,22	44,05
<i>COV</i>	-	501	-	0,0271	-	3,8592	-	0	-	248,77	-	4,79
<i>ORT</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>GRA</i>	-	255	-	0	-	4,728	-	0	-	100,04	-	5,59
<i>FA</i>	-	546	-	0	-	3,447	-	0	-	205,44	-	5,99
<i>NI</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>CRA</i>	-	75	-	0	-	0,146	-	0	-	38,52	-	21,17
<i>LAU</i>	-	483	-	0	-	1,328	-	8,017	-	202,23	-	5,19
<i>SC</i>	-	473	-	0	-	0,197	-	0	-	235,93	-	26,37
<i>OLV</i>	-	330	-	0	-	1,526	-	1,331	-	151,94	-	14,38

Tabella 5.2 – Risultati chimico-fisici (P: primavera; E: estate)

D'altro canto se si prendono in esame con maggiore dettaglio i valori rispetto alla collocazione altitudinale dei siti ed alla natura geologica dei bacini, anche in tal caso si possono riscontrare dei valori decisamente anomali (Tab. 5.2) in un numero apprezzabile delle misurazioni effettuate (oltre il 30%), delle quali i 3/5 fanno riferimento a siti collocati in zone pianiziali, fondovalliche o bassi versanti collinari ed i 2/5 rimanenti a segmenti situati in zone di quota superiore. Va ricordato, in tal senso che valori anomali di conducibilità dell'ordine di grandezza paragonabile a quelli riscontrati in tale studio, sono riconducibili a condizioni di inquinamento (Ghetti, 2001).

Se, a questo punto, si analizza quale sia la distribuzione delle classi di IBMR nel diagramma di ordinazione delle stazioni campionate si può notare come nel cluster a fanerogame si collochino essenzialmente III e IV classi in quanto al suo interno sono presenti piante adattate ad un carico trofico intermedio ma che tollerano anche sue

oscillazioni sensibili (quali *Nasturtium officinale*, *Veronica beccabunga*, *Veronica anagallis-aquatica*, *Apium nodiflorum*, *Phragmites australis*, *Groenlandia densa*) (Fig. 5.21).

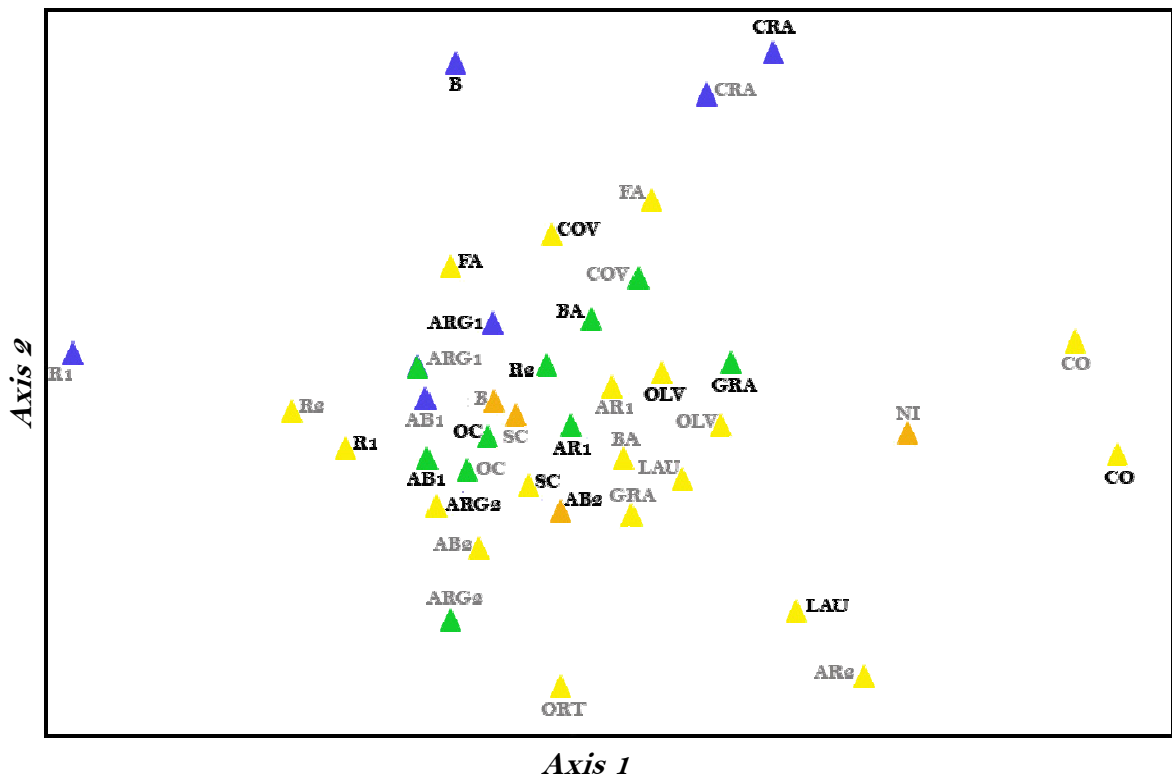


Figura 5.21 – Detrended Correspondence Analysis con IBMR. Le sigle delle stazioni relative al campionamento estivo sono in nero, quelle relative al campionamento primaverile sono in grigio (i simboli Δ sono colorati in base al risultato dell'indice)

Tali stazioni sono situate tutte in comprensori agricoli prevalentemente a collocazione pianiziale-fondovaliva e, tra queste, va sottolineata la presenza delle stazioni NI e AR2, già segnalate per i valori anomali di nutrienti azotati.

Il macrocluster centrale non mostra la presenza di una classe preferenziale, sebbene va notato che al suo interno sono presenti tutti i campionamenti associati alle seconde classi (stato oligotrofico moderato) e, tra i taxa muscinali ed algali inclusi al suo interno, si rinvencono sia organismi piuttosto esigenti in termini di richieste ambientali (tra le alghe i generi *Lemanea*, *Batrachospermum* od *Hydrurus* (specie: *foetidus*); tra i muschi la specie *Palustriella commutata*) sia taxa tipici di ambienti più o meno sensibilmente alterati (*Vaucheria*, *Lyngbya*, *Nodularia*, *Phormidium*, *Nostoc*, *Oscillatoria* e *Cladophora* tra le alghe e la specie muscinale *Platyhypnidium ripariodes*).

Le stazioni afferenti a tale cluster hanno una collocazione altitudinale molto ampia che copre pienamente il corrispondente gradiente di densità antropica riscontrato dall'analisi territoriale delle pressioni.

Infine i due microcluster, in posizione “satellitare” includono solo muschi ed epatiche, alcuni generalisti (quali le epatiche *Marchantia polymorpha* e *Pellia neesiana*), ed altri associati a condizioni di integrità ambientale quali i muschi *Cratoneuron filicinum* (Cortini Pedrotti, 2001) e *Orthotricum rivulare* (AFNOR, 2004). Le stazioni presenti in tali cluster sono 3 delle quali solo quella sita sul Craticello denota condizioni stabili di oligotrofia (I classe in entrambi i campionamenti) mentre quelle sul tratto superiore del fiume Rosa (campionamento primaverile) e quella sul Busento (campionamento estivo), pur collocandosi in prima classe all'interno di tale cluster, nei rimanenti campionamenti mostrano un marcato cambiamento di classe e, quindi, di stato trofico (per la stazione B si ha un passaggio da oligotrofia ad alta trofia mentre per la R1 da oligotrofia a trofia intermedia) come pure di posizionamento tra i cluster (trasferimento al macrocluster centrale), suggerendo che tali segmenti possano essere, con una certa frequenza, sottoposti all'azione di pressioni antropiche presenti sul territorio.

Ciò, complessivamente, suggerisce che la struttura delle comunità macrofittiche, nell'ambito dei bacini studiati, possa essere la risultante dello sviluppo di un duplice gradiente monte-vallivo: un primo associato alla naturale variazione di fattori naturali quali le caratteristiche del substrato, la velocità di corrente ed il carico trofico, ed un secondo associato all'incremento delle pressioni antropiche che si determina passando dai tratti collinari a quelli pianiziali dei bacini.

L'IBMR sembra complessivamente risultare piuttosto efficiente nell'evidenziare tale progressivo cambiamento nella struttura delle comunità derivante dallo sviluppo dei due suddetti gradienti.

Anche l'applicazione della *Canonical Correspondence Analysis* ai dati stazionali sembra confermare il ruolo “misto” di fattori naturali (idrogeomorfologici) ed antropici quali determinanti della struttura delle comunità a macrofite.

Va premesso che a causa della frequenza elevata di eventi piovosi durante il campionamento primaverile del 2008, come detto in precedenza, non sono stati effettuati i relativi prelievi idrochimici. Ne consegue che la CCA è stata effettuata solo sui campioni del 2007 e quelli estivi del 2008.

La varianza associata ai primi tre assi è circa pari a poco più del 20% del totale (16,1% limitatamente ai primi due assi) ed il test di Montecarlo, sia per gli eigenvalori

(varianza) che per le correlazioni (specie-variabili), risulta statisticamente significativo (Allegato 2).

L'analisi del diagramma indica chiaramente che, in entrambe le stagioni, l'ordinamento delle stazioni (e, quindi, delle relative comunità macrofittiche) viene determinato, per la totalità dei siti associati ad una fisionomia metarhithrale e con comunità dominate da taxa algali e muscinali sia sensibili che tolleranti alle pressioni ambientali, dai fattori idrogeomorfologici (velocità di corrente, massi e ciottoli, quest'ultimi due mostranti in assoluto i più alti valori delle *intraset correlations*, rispettivamente -0,916 e -0,699) (Mezzotero *et al.*, 2008), dall'ombreggiamento, dalla temperatura e molto debolmente dal COD (Fig. 5.22).

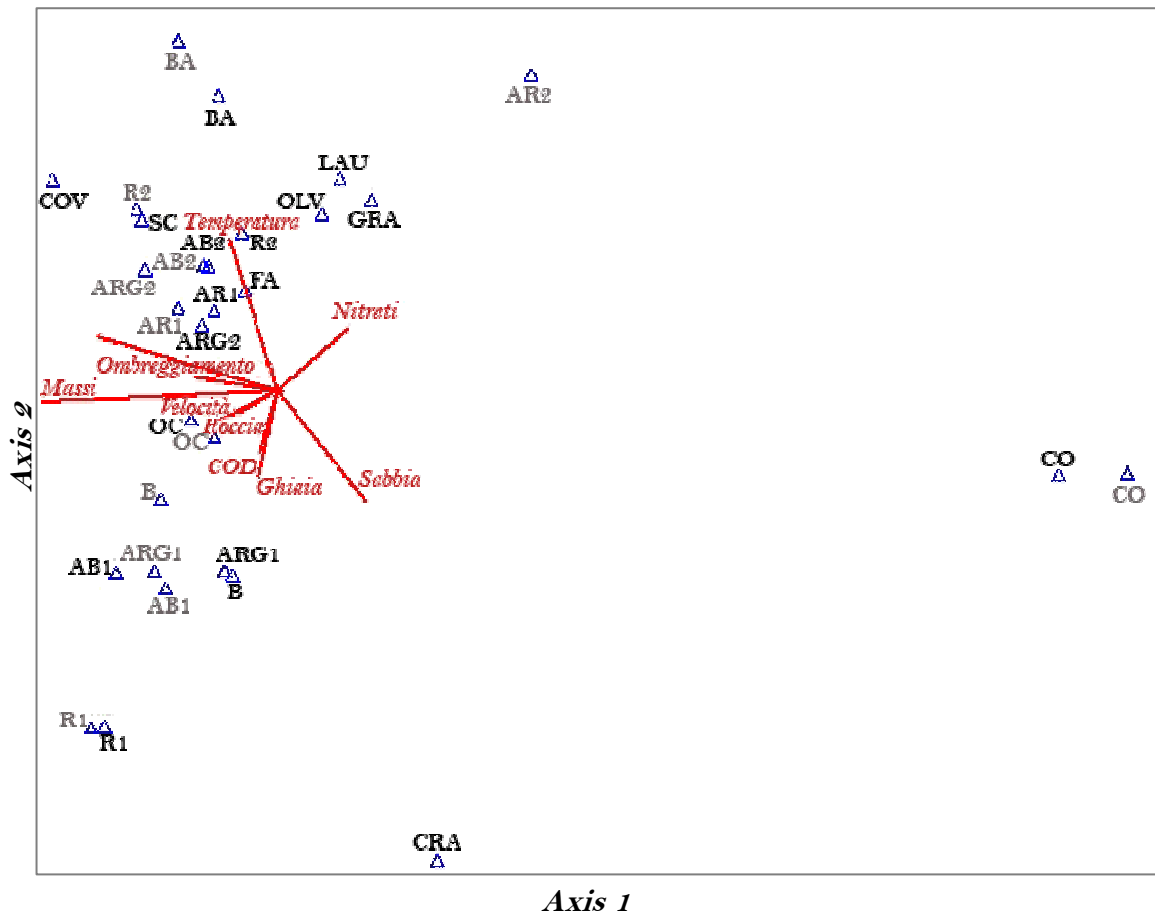


Figura 5.22 – Canonical Correspondence Analysis. Le sigle delle stazioni relative al campionamento estivo sono in nero, quelle relative al campionamento primaverile sono in grigio

Ordinate positivamente rispetto alla quota di sabbia ed al tenore dell'azoto nitrico risultano essere stazioni a fisionomia più o meno marcatamente potamale ed iporhithrale, alcune delle quali si sovrappongono al cluster "a fanerogame" determinato

dall'applicazione della DCA ai dati stazionali di comunità e, segnatamente, le stazioni CO (in entrambe le stagioni), ed AR² e LAU campionate in primavera.

Non vi sono riscontri per le altre due stazioni, ORT e NI in primavera, in quanto, come detto, in tale fase non è stato possibile effettuare un campionamento chimico affidabile per il protrarsi delle precipitazioni piovose.

Non apparentemente giustificabile risulta la collocazione, nel diagramma di ordinazione della CCA, delle stazioni GRA, OLV e LAU essendo anch'esse caratterizzate da una fisionomia prevalentemente metarhithrale, anche se all'interno di quella sul fiume Oliva si determina una limitata colonizzazione a fanerogame.

In fine il posizionamento, nel diagramma, della stazione CRA (oltre 1200 m s.l.m.) non deve destare particolare perplessità per la quota apprezzabile di sabbia rinvenuta all'interno dell'alveo probabilmente sia per la sua collocazione in prossimità all'area sorgiva del fiume Crati (caratteristiche topografiche del tratto) sia per l'attività di taglio spondale e dei versanti che, probabilmente, ne promuove una certa erosione con relativo trasporto di sedimenti fini sul letto fluviale.

Da notare che l'analisi non attribuisce un peso apprezzabile alle concentrazioni di fosforo. Tale dato, anche se apparentemente anomalo in quanto è ben nota la correlazione esistente tra i tenori di tale elemento e la crescita di macrofite, è sostanzialmente giustificabile dalle concentrazioni "stabilmente" molto basse dello ione ortofosfato (Fig. 5.23) rinvenute tra tutte le stazioni di campionamento.

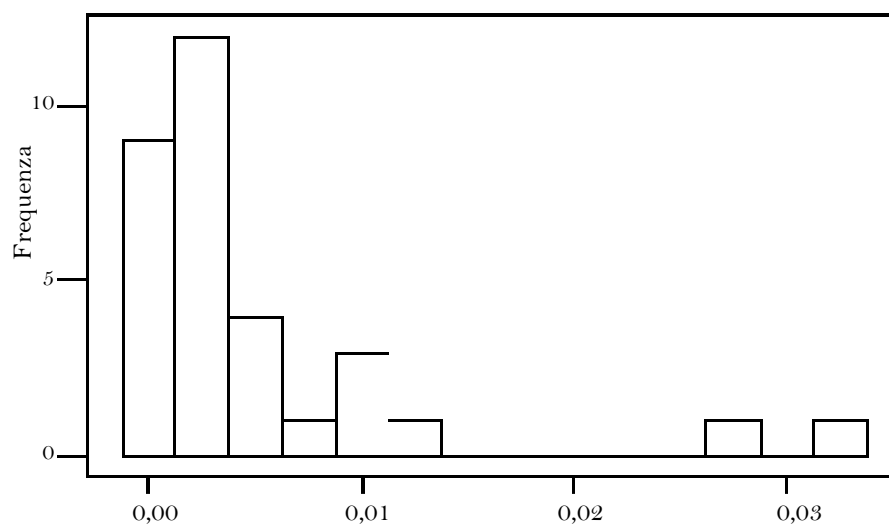


Figura 5.23 – Distribuzione delle classi di frequenza dello ione ortofosfato tra i campionamenti primaverili ed estivi (n = 39)

Ciò è, in parte, ascrivibile sia all'efficace azione di sequestro di tale ione dai deflussi superficiali ad opera della vegetazione arborea ed erbacea spondale (Uusi-Kämpä *et al.*, 1997), che appaiono ben preservate in molti dei tratti indagati, sia alla maggiore idrosolubilità dello ione nitrato ed al più elevato suo arricchimento nei deflussi superficiali ad opera delle attività agricole.

Per quanto riguarda l'individuazione di possibili comunità di riferimento va detto che quelle a dominanza di fanerogame non hanno consentito di raggiungere un risultato utile per la frequenza delle perturbazioni antropiche che si generano nei contesti fluviali favorevoli alla loro crescita.

Tale risultato, invece, è stato ottenuto nel caso di stazioni a fisionomia metharhitrale.

Sostanzialmente sono tre le stazioni che possono, in linea di massima, essere proposte come "riferimento" nell'ambito di tale fisionomia ovvero quelle superiori dell'Argentino e dell'Abatemarco, e quella sul Craticello (area sorgiva del Crati) ove la comunità è di tipo algale-muscinale, in quanto collocate in un contesto territoriale esente da particolari pressioni (nel caso dell'Abatemarco la captazione a scopo idropotabile risale a diversi decenni addietro per cui è ipotizzabile che la comunità abbia "assorbito" all'interno della sua struttura il differente stato idrologico mentre nel caso di quella sul Craticello l'unico "disturbo" è l'attività di taglio dei versanti che arricchisce la quota di sabbia dell'alveo, ma non in maniera da comprometterne una colonizzazione biologica ottimale), perché sono le uniche che, in entrambi i campionamenti, sono assegnate a classi di qualità che denotano sostanziale assenza di alterazioni dello stato trofico, con un assetto tassonomico ove appare sensibile la rappresentatività di taxa esigenti in termini di richieste ecologiche.

CONCLUSIONI

Alla luce delle risultanze sperimentali ottenute è possibile trarre le seguenti indicazioni conclusive.

- A.** Le comunità macrofite studiate non sembrano caratterizzarsi per la presenza di endemismi bensì mostrano, al loro interno, un'apprezzabile rappresentatività di taxa ad ampia distribuzione geografica, sia relativamente alle fisionomie metarhithrali sia a quelle iporhithrali e potamali.
- B.** Coerentemente alle caratteristiche adattative delle classi che compongono le comunità macrofite, nei siti collocati nei tratti fondovallici-planiziali è presente un elevato numero di fanerogame che, tuttavia, per l'azione limitante sia di fattori naturali che antropici, occupano, nelle quasi totalità dei casi, nicchie di dimensioni alquanto modeste; nei tratti montuoso-collinari prevalgono decisamente i taxa algali e muscinali che, sovente, raggiungono valori di copertura anche notevoli con una relativa prevalenza dei secondi sui primi nei segmenti con abbondante ombreggiamento, oltre che una marcata oligotrofia.
- C.** Il confronto tra i due indici applicati, l'*Indice Biologique Macrophytique en Rivière* ed il *Mean Trophic Rank*, ha evidenziato come il primo sia risultato sensibilmente più affidabile rispetto al secondo nello sviluppo di una diagnosi di stato di trofia dei corpi idrici, grazie all'inclusione, nelle sue liste, di un sufficiente numero di muschi ed epatiche che risultano spesso rappresentati nelle tipologie torrentizie studiate e molto frequenti nel territorio calabrese (vista la sua orografia e le forti pendenze che caratterizzano i corsi fluviali per buona parte del loro sviluppo longitudinale).
- D.** Lo studio dei fattori limitanti la colonizzazione macrofita degli alvei ha messo in evidenza che nei tratti fondovallici-planiziali dei bacini presi in esame quelli che esercitano una maggiore influenza nel determinare la struttura delle comunità a macrofite sono i substrati a ridotta granulometria ed il carico trofico (tenore in nitrati) della colonna d'acqua mentre in quelli montuoso-collinari un ruolo di primaria importanza viene svolto dai substrati grossolani, che assicurano stabilità rispetto alle oscillazioni di portata, dalla velocità di corrente (e la relativa turbolenza del flusso) e dall'ombreggiamento del letto fluviale. Si può affermare, quindi,

che passando dai tratti di monte a quelli vallivi si assiste ad una progressiva sostituzione, nella determinazione della struttura delle comunità a macrofite, dei fattori naturali (idrogeomorfologici e trofici) con quelli antropici.

E. Lo studio delle caratteristiche quali-quantitative dei segmenti studiati e l'applicazione dell'IBMR ha permesso l'individuazione di almeno tre siti quali "riferimento" per le comunità a macrofite di morfologie metarhithrali (AB1, ARG1 e CRA); è, questo, un risultato estremamente utile che può costituire un interessante punto di partenza per la definizione di un indice macrofitico che stimi lo stato dei corpi idrici in conformità alle richieste della *Water Frame Directive 2000/60/CE*, ossia in base al confronto di abbondanze e liste tassonomiche tra comunità di riferimento e comunità a vario grado di compromissione.

BIBLIOGRAFIA

- Abernethy V.J., Sabbatini M.R. and Murphy K.J. (1996). Response of *Elodea canadensis* Michx. and *Myriophyllum spicatum* L. to shade, cutting and competition in experimental culture. *Hydrobiologia*, **340**: 219-224.
- AFNOR (2004). Qualité de l'eau: détermination de l'indice biologique macrophytique en rivière (IBMR)-NF T, pp.90-395.
- Agami M. and Waisel Y. (1986). The ecophysiology of roots of submerged vascular plants. *Physiologie Vegetale*, **24**(5): 607-24.
- Allan D.J.D. (1996). Stream Ecology. Structure and function of running waters. Chapman and Hall, Oxford.
- Azzolini R., Betta G. and Minciardi M. R. (2003). Uso di macrofite acquatiche per il monitoraggio delle acque di canali irrigui: prime applicazioni in un'area del Vercellese. Atti del Convegno Nazionale "Botanica delle zone umide", Vercelli-Albano Vercellese, 10-11 novembre 2000, Museo regionale di Scienze naturali, Torino, pp. 269-292.
- Barendregt A. and Bio A.M.F. (2003). Relevant variables to predict macrophyte communities in running waters. *Ecological Modelling*, **160**: 205-217.
- Barko J.W. and Smart R.M. (1981). Sediment based nutrition of submersed macrophytes. *Aquatic Botany*, **10**: 339-52.
- Barrat-Segretain M.H. (1996). Strategies of reproduction, dispersion and competition in river plants: a review. *Vegetatio*, **123**: 13-37.
- Bernez I. (1999). Vegetation macrophytique des cours d'eau régulés. Impacts des aménagements hydro-électriques dans le Massif armoricain. Thèse Dr Sciences de l'Environnement E.N.S.A., Rennes: 127 pp. + ann.
- Bianucci P. and Ribaldone R. (1980). L'analisi chimica delle acque naturali ed inquinate. Ulrico Hoepli Editore, Milano.
- Bielli E., Buffagni A., Cotta Ramusino M., Crosa G., Galli P., Guzzi L., Gazzella L., Minciardi M. R., Spaggiari R. and Zoppini A. (1999). Linee guida per la classificazione biologica delle acque correnti superficiali. Manuale UNICHIM 191, 59 pp.
- Biggs B.J.F. (1996). Patterns in benthic algae and streams. In "Algal Ecology" (Stevenson R.J., Bothwell M.L. and Lowe L.L. Eds.). Academic Press, California, pp 31-56.
- Bornette G. and Amoros C. (1991). Aquatic vegetation and hydrology of a braided river floodplain. *J. veg. sci.*, **2**: 497-512.

- Botineau M. and Ghestem A. (1995). Caractérisation des communautés des macrophytes aquatiques (plantes vasculaires, bryophytes, lichen) en Limousin. Leurs relations avec la qualité de l'eau. *Acta botanica gallica*, **142**(6): 585-594.
- Bourrelly P. (1966). Les algues d'eau douce. Édition N. Boubée & Cie. Tome I-II-III.
- Braun-Blanquet J. (1964). Pflanzensoziologie. Springer Verlag, Wien. 865 pp.
- Butcher R.W. (1933). Studies on the ecology of rivers: In "On the distribution of macrophytic vegetation in the rivers of Britain". *The Journal of Ecology*, **21**(1): 58-91.
- Caffrey J.M. (1985). A scheme for the assessment of water quality using aquatic macrophytes as indicator. *J. Lofe Sci. R. Bul. Soc.*, **5**: 105-111.
- Caffrey J.M. (1987). Macrophytes as biological indicators of organic pollution in Irish rivers. In "Biological indicators of pollution". Ed. Royal Irish Academy, Dublin, pp. 77-87.
- Cantonati M. and Lange Bertalot H. (2006). Achnantidium dolomiticum sp nov. (Bacillarhiophyta) from oligotrophic mountain springs and lakes fed by dolomite aquifers. *Journal of Phycology*, **42**: 1184-1188.
- Carbiener R., Trémolières M., Mercier J.L. and Ortscheit A. (1990). Aquatic macrophytes communities as bioindicatoris of eutrophication in calcareous oligosaprobe stream waters (Upper Rhine plain, Alsace). *Vegetatio*, **86**: 71-88.
- Carbiener R., Trémolières M. and Muller S. (1995). Végétation des eaux courantes et qualité des eaux: une thèse, des débats, des perspectives. *Acta botanica Gallica*, **142**(6): 489-531.
- Carignan R. and Kalff J. (1980). Phosphorus sources for aquatic weeds: water or sediments? *Science*, **207**: 987-89.
- Carpenter S.R. and Lodge D.M. (1986). Effects of submerged macrophytes on ecosystem processes. *Aquatic Botany*, **26**: 341-370.
- Carr G.M., Duthie H.C. and Taylor W.D. (1997). Models of aquatic plant productivity: a review of the factors that influence growth. *Aquatic Botany*, **59**: 195-215.
- CEN (2003). Water quality. Guidance standard for the surveying of aquatic macrophytes in running water. EN 14184: 14 pp.
- Chambers P.A. and Prepas E.E. (1994). Nutrient dynamics in riverbeds: the impact of sewage effluent and aquatic macrophytes. *Wat. Res.*, **28**(2): 453-464.
- Clarke S.J. (2002). Vegetation growth in rivers: influences upon sediment and nutrient dynamics. *Progress in Physical Geography*, **26**(2): 159-172.
- Clarke S. and Wharton G. (2001). Sediment nutrient characteristics and aquatic macrophytes in lowland English rivers. *The Science of the Total Environment*, **266**: 103-112.

- CNR-IRSA/APAT (2003). Metodi analitici per le acque. Manuali e linee guida 29.
- Cortini Pedrotti C. (2001). Flora dei muschi d'Italia. Sphagnopsida, Andreaeopsida, Bryopsida. Antonio Delfino Editore, 817 pp.
- Daniel H. (1998). Evaluation de la qualité des course d'eau par la vegetation macrophytique. Travail in situ et experimental dans la Massif armoricain sur les pollutions par les macronutriments. Thèse Dr Sciences de l'Environnement E.N.S.A., Rennes: 150 pp. + ann.
- Daniel H. and Haury J. (1996a). Ecologie des principaux macrophytes aquatiques du Scorff, application à la bioindication. Ann. ANPP Marqueurs Biologiques de pollution, 21-22 Septembre 1995, Chinon: 291-299.
- Dawson F.H. (1978). The seasonal effects of aquatic plant growth on the flow of water in a stream. Proc. EWRS Symp. on Aquatic Weeds, pp. 71-78.
- Dawson F.H. (1988). Water flow and the vegetation of running waters. In "Handbook of vegetation science". Vol. 15/1, Vegetation of inland waters. Kluwer Acad. Publ., Dordrecht: 283-309.
- Dawson F.H., Kern-Hanson U. and Westlake D.F. (1982). Water plants and the oxygen and temperature regimes in lowland streams. In "Studies on aquatic vascular plants" (Symoens J.J., Hooper S.S. and Compère P. Eds.). Royal Botanical Society of Belgium, Brussel: 214-221.
- Demars B.O.L. and Harper D.M. (1998). The aquatic macrophytes of an English lowland river system: assessing response to nutrient enrichment. *Hydrobiologia*, **384**: 75-88.
- Dennison W.C., Orth R.J., Moore K.A., Steveneson J.C., Carter V., Kollar S., Bergstrom P.W. and Batiuk R.A. (1993). Assessing water quality with submersed aquatic vegetation. *BioScience*, **43**: 86-94.
- Direttiva 2000/60/CE del Parlamento Europeo e del Consiglio (2000). Gazzetta ufficiale delle Comunità Europee del 22/12/2000.
- Englund G. (1991). Effects of disturbance on stream moss and invertebrate community structure. *Journal of the North American Benthological Society*, **10**: 143-153.
- Faafeng B.A. and Roseth R. (1993). Retention of nitrogen in small streams artificially polluted with nitrate. *Hydrobiologia*, **251**: 113-22.
- Ficco P., Rifici R. And Santoloci M. (1999). La nuova tutela delle acque: gli obblighi, gli obiettivi e gli strumenti previsti dal Dlgs 152/1999. Edizioni Ambiente.
- Fletcher D.E., Wilkins S.D., McArthur J.V. and Meffe G.K. (2000). Influence of riparian alteration on canopy coverage and macrophyte abundance in Southeastern USA blackwater streams. *Ecological Engineering*, **15**: 567-578.

- Flynn N.J., Snook D.L., Wade A.J. and Jarvie H.P. (2002). Macrophyte and periphyton dynamics in a UK Cretaceous chalk stream: the river Kennet, a tributary of the Thames. *The Science of the Total Environment*, **282-283**: 143-157.
- French T.D. and Chambers P.A. (1996). Habitat partitioning in riverine macrophyte communities. *Freshwater Biology*, **36**: 509-20.
- Gabrielson J.O., Perkins M.A. and Welch E.B. (1984). The uptake, translocation and release of phosphorus by *Elodea densa*. *Hydrobiologia*, **111**: 43-48.
- Ghetti P.F. (2001). Manuale di applicazione: Indice Biotico Esteso (I.B.E.). I macroinvertebrati nel controllo della qualità degli ambienti di acque correnti. Provincia Autonoma di Trento, Agenzia Provinciale per la Protezione dell'Ambiente, Trento: 222 pp.
- Giller S.P. and Malmqvist B. (1998). The Biology of streams and rivers. Oxford University Press. New York.
- Goldshalk G.L. and Wetzel R.G. (1976). Decomposition of macrophytes and the metabolism of organic matter in sediments. International symposium on interactions between sediments and freshwater. Amsterdam. Dr W. Junk Publishers, 258-64.
- Grasmuck N., Haury J., Leglize L. and Muller S. (1993). Analyse de la végétation aquatique fixée des cours d'eau lorrains en relation avec les paramètres d'environnement. *Annuaire de Limnologie*, **29**(3-4): 223-237.
- Grasmuck N., Haury J., Leglize L. and Muller S. (1995). Assessment of the bioindicator capacity of aquatic macrophytes using multivariate analysis. *Hydrobiologia*, **300-301**: 115-122.
- Guinochet M. (1973). Phytosociologie. Masson et Cie, 227 pp.
- Harding J.P.C. (1981). Macrophytes as a monitors of river quality in the Southern N. W. W. A. area. North West Water Authority, Rivers Division ref. TS-BS-81-2, 54 pp.
- Harding J.P.C. (1996). Use of algae for monitoring rivers in the United Kingdom. Recent developments. In "Use of algae for monitoring rivers" (Whitton B.A. and Rott E. Eds.). Institut für Botanik, Univ. Innsbruck, **2**: 125-133.
- Haslam S.M. (1978). River plants. The Macrophytic vegetation of watercourses. Cambridge University Press, Cambridge, 396 pp.
- Haslam S.M. (1987). River plants of Western Europe. The macrophytic vegetation of watercourses of the European Economic Community. Cambridge University Press, 504 pp.
- Haslam S.M. (1990). River pollution: an ecological perspective. Belhaven Press, 235 pp.
- Haslam S.M. (1997). The River scene. Cambridge University Press, 344 pp.

- Haury J. (1985). Etude écologique des macrophytes du Scorff (Bretagne-Sud). Thèse Docteur-Ingénieur, Université de Rennes I, Rennes, 243 pp.
- Haury J. (1996a). Assessing functional typology involving water quality, physical features and macrophytes in Normandy river. *Hydrobiologia*, **340**: 43-49.
- Haury J. (1996b). Macrophytes des cours d'eau: bioindication at habitat piscicole. Thèse d'Habilitation à Diriger des Recherches, Université de Rennes I, Vol. III 99 pp. + Vol. II n.p.
- Haury J. and Peltre M.C. (1993). Intérêts et limites des "indices macrophytes" pour qualifier la mésologie et la physicochimie des cours d'eau: exemples armoricains, picards et lorrains. *Annuaire. Limnol.*, **29**(3-4): 239-253.
- Haury J., Peltre M.C., Muller S., Trémolières M., Barbe J., Dutatre A. and Guerlesquin M. (1996). Des indices macrophytiques pour estimer la qualité des cours d'eau français: premières propositions. *Écologie*, **27**(4): 233-244.
- Haury J., Peltre M.C., Muller S., Thiébaud G., Tremolieres M., Demars B., Barbe J., Dutatre A., Daniel H., Bernez I., Guerlesquin M. and Lambert E. (2000). Les macrophytes aquatiques bioindicateurs des systèmes lotiques. Intérêts et limites des indices macrophytiques. Synthèse bibliographique des principales approches européennes pour le diagnostic biologique des cours d'eau. UMR INRA-ENSA EQHC Rennes & CREUM-Phytoécologie Univ. Metz, Agence de l'Eau, Artois-Picardie: 101 pp. + ann.
- Holmes N.T.H. (1983). Typing British rivers according to their flora. Focus on nature conservancy 4. Nature Conservancy Council, U.K., 194 pp.
- Holmes N.T.H. (1995). Macrophytes for water and other river quality assessments. A report to the National Rivers Authority. National Rivers Authority, Anglian Region, Peterborough.
- Holmes N.T.H. (1996). The use of riverine macrophytes for the assessment of trophic status: review of 1994/95 data and refinements for future use. A report to the National Rivers Authority. National Rivers Authority, Anglian Region, Peterborough.
- Holmes N.T.H. and Whitton B.A. (1975). Macrophytes of the river Tweed. *Transactions of the Botanical Society of Edinburgh*, **42**: 369-381.
- Holmes N.T.H. and Whitton B.A. (1977a). Macrophytes of the River Wear: 1966-1976. *Naturalist*, **102**: 53-73.
- Holmes N.T.H. and Whitton B.A. (1977b). The macrophytic vegetation of the River Tees in 1975: observed and predicted changes. *Freshwater Biology*, **7**: 43-60.
- Holmes N.T.H. and Whitton B.A. (1981). Plants of the River Tyne system before the Kielder water scheme. *The Naturalist*, **106**(958): 97-107.
- Holmes N.T.H. and Newbold C. (1984). River plant communities. Reflectors of water and substrate chemistry. Focus on Nature Conservation n. 9. Nature

- Conservancy Council, 73 pp. Howard-Williams C. (1985). Cycling and retention of nitrogen and phosphorus in wetland: a theoretical and applied perspective. *Freshwater Biology*, **15**: 391-431.
- Howard-Williams C. (1985). Cycling and retention of nitrogen and phosphorus in wetlands: a theoretical and applied perspective. *Freshwater Biology*, **15**: 391-413.
- Hrivnák R., Valachovič M. and Ripka J. (2004). Ecological conditions in the Turiec River (Slovakia) and their influences on the distribution of aquatic macrophytes. In "Limnological Reports" (Teodorovič I., Radulović S. and Bloesch J. Eds.). Proceedings 35th IAD Conference, Novi Sad, Serbia and Montenegro, **35**: 449-455.
- Hynes H.B.N. (1960). The biology of polluted water. Liverpool University Press, 202 pp.
- John D.M., Whitton B.A. and Brook A.J. (2002). The freshwater algal flora of the British Isles: an identification guide to freshwater and terrestrial algae. Cambridge University Press, 702 pp.
- Johnson R.K., Wiederholm T. and Rosenberg D.M. (1992). Freshwater biomonitoring using individual organisms, populations and species assemblages of benthic macroinvertebrates. In "Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates" (Rosenberg D.M. e Resh V.H. Eds.), pp 41-104.
- Kelly M.G. and Whitton B.A. (1995). The Trophic Diatom Index: a new index for monitoring eutrophication in rivers. *J. Appl. Phycol.*, **7**: 433-444 .
- Kern-Hansen U. and Dawson H.G. (1978). The standing crop of aquatic plants of lowland in Denmark and the inter-relationships of nutrient in plant, sediment and water. In " Proc. Int. Symp. Aquat. Weeds", **5**, Amsterdam, Eur. Weed. Res. Soc., 143-150.
- Kucera P. and Marvan P. (2004). Taxonomy and distribution of Lemanea and Paralemanea (Lemaneaceae, Rodophyta) in the Czech Republic. *Preslia*, **76**: 163-174.
- Kumar S.D. and Chakrabarty D. (2007). Limnological survey of three tropical waters reservoirs in eastern India. *Acta Botanica Malacitana* (pubblicado on-line en febrero de 2007).
- Langford T.E.L., Somes J.R. and Bowles F. (2001). Effects of physical restructuring of channels on the flora and fauna of three Wessex rivers. PISCES Conservation Ltd, Lymington, 53 pp. + All.
- Leglize L., Peltre M.C., Decloux J.P., Duval T., Paris P. and Zumstein J.F. (1990). Caractérisation des milieux aquatiques d'eaux courantes et végétation fixée. 14^o Conférence du COLUMA. Versailles, 23-24 janvier 1990. Journées internationales d'études sur la lutte contre les mauvaises herbes. ANPP: 237-245.

- Leopold L.B., Wolman M.G. and Miller J.P. (1964). *Fluvial Processes in Geomorphology*. W.E. Freeman, S. Francisco.
- Lowe R.L., Rosen B.H. and Kingston J.C. (1982). A comparison of epiphytes of *Bangia atroporpurea* (Rhodophyta) and *Cladophora glomerata* (Chlorophyta) from Grand Traverse Bay, Lake Michigan. *Journal of Great Lakes Research*, **8**: 164 – 168.
- Mackay S.J., Arthington A.H., Kennard M.J. and Pusey B.J. (2003). Spatial variation in the distribution and abundance of submersed macrophytes in an Australian subtropical river. *Aquatic Botany*, **77**: 169-186.
- Madsen T.V. and Brix H. (1997). Growth, photosynthesis and acclimatation by two submerged macrophytes in relation to temperature. *Oecologia*, **110**: 320-327.
- McCune B. and Grace J.B. (2002). *Analysis of ecological communities*. MjM Software Design, Oregon.
- Merryweather J. and Hill M. (1992). The Fern Guide. An introduction Guide to the Ferns, Clubmosses, Quillworts and Horsetails of the British Isles. In "Field Studies", 101-188.
- Mezzotero A., Minciardi M.R., Spada C.D., Lucadamo L., Gallo L., De Filippis A. (2008). Prima caratterizzazione e valutazione delle comunità a macrofite acquatiche nei corsi d'acqua della provincia di Cosenza. Comunicazione orale al XVIII Convegno G. Gadio per l'Ecologia di base "Un mondo che cambia: successioni ecologiche, invasioni biologiche ed alterazioni antropiche". Università degli Studi del Piemonte Orientale, Facoltà di Scienze M.F.N., Dipartimento di Scienze dell'Ambiente e della Vita, Alessandria, 9-11 maggio.
- Middelboe A.L and Markager S. (1997). Depth limits and minimum light requirements of freshwater macrophytes. *Freshwater Biology*, **37**: 553-558.
- Minciardi M.R. and Rossi G.L. (2001). La valutazione e il monitoraggio degli ecosistemi fluviali attraverso l'uso di metodiche di bioindicazione. ENEA Rapporto Tecnico RT/AMB/2001/13, 31 pp.
- Minciardi M.R., Rossi G.L., Azzolini R. and Betta G. (2003). Linee guida per il biomonitoraggio di corsi d'acqua in ambiente alpino. ENEA e Provincia di Torino, 64 pp.
- Minciardi M.R., Poma S. and Rossi G.L. (2004). Qualità delle acque superficiali. In "Un Piano per la Palude di San Genuario. Proposte per la gestione di un sito Natura 2000" (Rossi G.L. and Minciardi M.R. Ed.). Piemonte Parchi, pp. 41-45.
- Minciardi M.R., Spada D., Fiorenza A., Griselli B.P. (2006). Guida al campionamento ed alla determinazione delle macrofite nei corsi d'acqua. I Corso Nazionale CISBA: "La vegetazione degli ambienti fluviali", 15 pp.
- Morgana J.G., Betta G., Minciardi M.R., Prato S., Rosa S. and Naviglio L. (2003). La certificación del Parque Nacional del Circeo (Italia Central): Evaluación de la calidad de las aguas superficiales. Atti del "XI Congreso de la Asociación

- Española de Limnología y III Congreso Iberico de Limnología”, Madrid 17-21/6/2002.
- Mouvet C. (1986). Metaux lourds et mousses aquatiques. Synthèse méthodologique. Laboratoire d'écologie, Université de Metz, 110 pp.
- Newbold C. and Holmes N.T.H. (1987). Nature conservation: water quality criteria and plants as water quality monitors. *Water Pollution Control*, **86**: 345-364.
- Newman J.R., Dawson F.H., Holmes N.T.H., Chadd S., Rouen K.J. and Sharp L. (1997). Mean Trophic Rank: a user's manual. Environment Agency, R&D Technical Report E38, 129 pp.
- Omernik J.M. (1977). Noinpoint source-stream nutrient level relationship: a nationwide study. EPA-600/3-77-105.
- ÖNORM (1995). Guidelines for the ecological study and assessment of rivers. 6232 E., 1-10.
- PAI (2001). Piano stralcio di bacino per l'assetto idrogeologico. Regione Calabria, Assessorato ai Lavori Pubblici, Autorità di Bacino Regionale. Intersiel, S.p.A.
- Paton J.A. (1999). The Liveworts Flora of the British Isles. Harley Books, 626 pp.
- Pelton D.K., Levine S.N. and Braner M. (1998). Measurements of phosphorus uptake by LaPlatte River (VT) macrophytes and epiphytes using ³²P in stream microcosms. *Freshwater Biology*, **39**(2): 285-99.
- Peltre M.C. and Leglize L. (1992). Essais d'application d'un protocole hiérarchisé pour l'étude des peuplements végétaux aquatiques en eau courante. 15^o Conférence du COLUMA. Versailles, 2-3-4 décembre 1992. Journées internationales d'études sur la lutte contre les mauvaises herbes. ANPP, 9 pp.
- Petraglia A. and Tomaselli M. (2003). Ecological profiles of wetland plant species in the northern Apennines (N. Italy). *J. Limnol.*, **62**(1): 71-78.
- Phillips G.L., Eminson D. and Moss B. (1978). A mechanism to account for macrophyte decline in progressively eutrophicated freshwaters. *Aquatic Botany*, **4**: 103-126.
- Pignatti S. (1982). Flora d'Italia. Edagricole, Bologna, Tomi I, II, III.
- Prosser F. and Sarzo A. (2003). Flora e vegetazione dei fossi nel settore trentino del fondovalle dell'Adige (Trentino-Italia Settentrionale). Ann. Mus. Civ. Rovereto, Sez. Arch., St., Sc. Nat., **18**: 89-144.
- Riis T., Sand-Jensen K. and Vestergaard O. (2000). Plant communities in lowland Danish streams: species composition and environmental factors. *Aquatic Botany*, **66**: 255-272.

- Riis T., Sand-Jensen K. and Larsen S.E. (2001). Plant distribution and abundance in relation to physical conditions and locations within Danish stream system. *Hydrobiologia*, **448**: 217-228.
- Robach F., Thiébaud G., Trémolières M. and Muller S. (1996). A reference system for continental running waters: plant communities as bioindicators of increasing eutrophication in alkaline and acid waters in north-east France. *Hydrobiologia*, **340**: 67-76.
- Sand-Jensen K. (1997). Macrophytes as biological engineers in the ecology of Danish streams. In "Freshwater biology. Priorities and development in Danish research" (Sand-Jensen K. and Pedersen O. Eds.). Copenhagen: University of Copenhagen and G.E.C. Gad Publishers Ltd, pp. 74-101.
- Sand-Jensen K., Prahl C. and Stockhom H. (1982). Oxygen release from roots of submerged aquatic macrophytes. *Oikos*, **38**: 349-54.
- Sand-Jensen K. and Madsen T.V. (1992). Patch dynamics of the stream macrophyte *Callitriche cophocarpa*. *Freshwater Biology*, **27**: 277-82.
- Sand-Jensen K. and Pedersen O. (1999). Velocity gradients and turbulence around macrophyte stands in streams. *Freshwater Biology*, **42**: 315-28.
- Schauer T. and Caspari C. (1987). Guida all'identificazione delle piante guida. Zanichelli Editore S.p.A.
- Schmieder K. and Lehmann A. (2004). A spatio-temporal framework for efficient inventories of natural resources: a case of study with submersed macrophytes. *Journal of Vegetation Science*, **15**: 807-816.
- Schneider S. (2000). Entwicklung eines Macrophytenindex zur Trophieindikation in Fliessgewässern. Mémoire de thèse en biologie à München, Shaker-Verlag, Aachen, 182 pp.
- Schneider S. and Melzer A. (2003). The Trophic Index of Macrophytes (TIM): a new tool for indicating the trophic state of running waters. *Internat. Rev. Hydrobiol.*, **88**(1): 49-67.
- Scott W.A., Adamson J.K., Rollinson J. and Parr T.W. (2002). Environmental Monitoring and Assessment, **73**: 131-153.
- Seddon B. (1972). Aquatic macrophytes as limnological indicators. *Freshwater Biology*, **2**: 107-130.
- Siligardi M., Cappelletti C., Chierici M., Ciutti F., Egaddi F., Maiolini B., Mancini L., Monauni K., Minciardi M.R., Rossi G.L., Sansoni G., Spaggiari R. and Zanetti M. (2001). Indice di Funzionalità Fluviale I.F.F. Manuale di applicazione ANPA, 221 pp.
- Smith A.J.E. (1996). The Liverworts of Britain and Ireland. Cambridge University Press, 362 pp.

- Smith A.J.E. (2004). The Moss Flora of Britain and Ireland. Cambridge University Press, 706 pp.
- Spence D.H.N. (1974). Light and plant response in freshwater. In "Light as an ecological factor" (Bainbridge R., Evans C. G. and Rackham O. Eds.). Blackwell Scientific Publication: 93-133.
- Steinman A.A. and Boston H.L. (1993). The ecological role of aquatic bryophytes in a heterotrophic woodland stream. *Journal of the North American Benthological Society*, **12**: 17-26.
- Suren A.M. (1991) Bryophytes as invertebrate habitat in two New Zealand alpine streams. *Freshwater Biology*, **26**: 399-418.
- Suren A.M. and Ormerod S.J. (1998). Aquatic bryophytes in Himalayan streams: testing a distribution model in highly heterogeneous environment. *Freshwater Biology*, **40**: 697-716.
- Thiébaud G., Vanderpoorten A., Guerold F., Boudot J. P. and Muller S. (1998). Biological patterns and streamwater acidification in the Vosges Mountains (N. E. France): an analysis tool for the survey of acidification processes. *Chemosphere*, **36**: 1275-1289.
- Thiébaud G. and Muller S. (1999). A macrophyte communities sequence as an indicator of eutrophication and acidification levels in weakly mineralised streams in north-eastern France. *Hydrobiologia*, **410**: 17-24.
- Tokeshi M. and Pinder L.C.V. (1985). Microhabitats of stream invertebrates on two submersed macrophytes with contrasting leaf morphology. *Holarctic Ecology*, **8**: 313-19.
- Tremp H. and Kohler A. (1995). The usefulness of macrophyte monitoring-system, exemplified on eutrophication and acidification of running waters. *Acta botanica Gallica*, **142**(6): 541-550.
- Turin P. and Wegher M. (1991). Le macrofite acquatiche come indicatori biologici di qualità delle acque. *Biologia ambientale*, **3-4**: 10-16.
- Uusi-Kämpä J., Turtola E., Hartkainen H. and Ylaranta T. (1997). The interaction of buffer zones and phosphorus runoff. In "Buffer Zones: their processes and potenzial in water protection" (Haycock N.E., Burt T.P., Goulding K.W.T. and Pinay G. Eds.). Quest Environmental, UK.
- UWWTD (European Union Urban Waste Water Treatment Directive) 91/271/EEC.
http://eur-lex.europa.eu/smartapi/cgi/sga_doc?smartapi!celexplus!prod!DocNumber&lg=en&type_doc=directive&an_doc=1991&nu_doc=271
- Vanderpoorten A. (1999). Aquatic bryophytes for a spatio-temporal monitoring of the water pollution of the rivers Meuse and Sambre (Belgium). *Environmental Pollution*, **104**: 401-410.

- Vanderpoorten A. and Klein J.P. (1999). A comparative study of the hydrophyte flora from the Alpine Rhine to the Middle Rhine. Application to the conservation of the Upper Rhine aquatic ecosystems. *Biological Conservation*, **87**: 163-172.
- Vannote R.L., Minshall G.W., Cummins K.W., Sedell J.R. and Cushing C.E. (1980). The River Continuum concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **37**, 130-137.
- Wade A.J., Whitehead P.G., Hornberger G.M. and Snook D.L. (2002). On modelling the flow controls on macrophyte and epiphyte dynamics in a lowland permeable catchment: the River Kennet, southern England. *The Science of the Total Environment*, **282-283**: 375-393.
- Waisel Y., Oertli J.J. and Stahel A. (1990). The role of macrophytes in phosphorus turnover: sources and sinks. Proceedings EWRS 8th Symposium on Aquatic Weeds, Uppsalla, Sweden, pp. 243-47.
- Watson D. (1987). Hydraulic effects of aquatic weeds in UK rivers. *Regulated Rivers: Research and Management*, **1**: 211-27.
- Wegher M. and Turin P. (1992). Utilizzo delle macrofite come indicatori di qualità dei corsi d'acqua In: "Atti del workshop di biologia ambientale ed ecotossicologia", Edizioni Amministrazione Provinciale di Pordenone, pp. 169-182.
- Wehr J.D. and Sheath R.G. (2005). Freshwater algae of North America. Ecology and classification. Academic Press, London, 918 pp.
- Welch E.B., Jacoby J.M., Horner R.R., and Seeley M.R. (1998). Nuisance biomass levels of periphytic algae in streams. *Hydrobiologia*, **157**:161-168.
- Westlake D.F. (1965). The light climate for plants in river. In "Light as an ecological factor" (Bainbridge R., Evans C.G. And Rackam O. Eds.). Blackwell Scientific Publications, 99-119.
- Westlake D.F. (1966). Some basic data for investigations of the productivity of aquatic macrophytes. In "Primary productivity in aquatic environments" (Goldman C.R. Ed.). Proceedings of an I.B.P. PF Symposium Pallanza, Italy, April 26-May 1, 1965. Berkeley, University of California Press, pp. 229-48.
- Wiegleb G. (1981). Recherches méthodologiques sur les groupements végétaux des eaux courantes. Colloq. phytosoc. X Végétations aquatiques, pp. 69-83.
- Wright J.F., Gunn R.J.M., Winder J.M., Wiggers R., Volwes K., Clarke R.T. and Harris I. (2002). A comparison of the macrophyte cover and macroinvertebrate fauna at three sites on the River Kennet in the mid 1970s and late 1990s. *The Science of the Total Environment*, **282-283**: 121-142.

ALLEGATO 1

***INQUADRAMENTO ECO-IDROMORFOLOGICO
DELLE STAZIONI DI CAMPIONAMENTO***



Corso d'acqua: **F. Argentino**

Stazione: **ARG1**

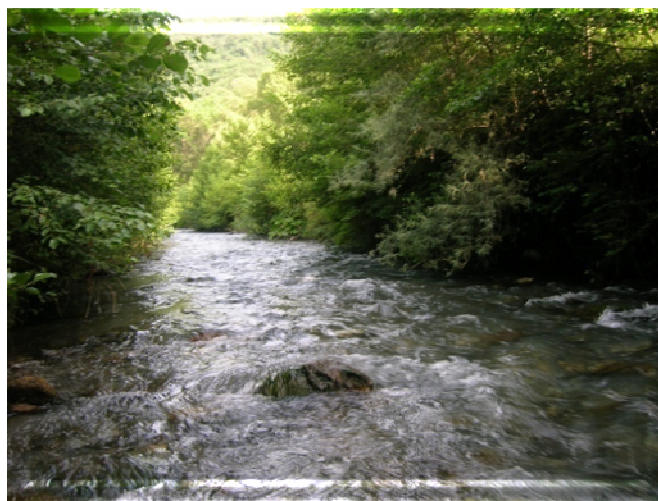
Comune: **Verbicaro**

Altitudine: **302 m s.l.m.**

Coordinate geografiche: **N 39°48'3,70" E 15°57'29,4"**

Ampiezza alveo di piena	6-9 m			
Ampiezza alveo di morbida	6-7 m			
Ampiezza alveo di magra	5 m			
	<i>Primavera '07</i>		<i>Estate '07</i>	
Ampiezza alveo bagnato al momento del rilievo	6 m		6 m	
Condizioni idriche al momento del rilievo	Morbida/magra Portata in diminuzione		Morbida/magra Portata in diminuzione	
Velocità di corrente	1,6 m s ⁻¹		0,7 m s ⁻¹	
Altezza colonna d'acqua	<i>Media:</i> 40 cm	<i>Max:</i> 70 cm	<i>Media:</i> 30 cm	<i>Max:</i> 60 cm
Ombreggiamento	75%		65%	
Substrato dell'alveo di magra ¹	Massi: 5 - Ciottoli: 4 - Ghiaia: 3 Sabbia: 2 - Roccia: 1			
Substrato dell'alveo di morbida ¹	Massi: 5 - Ciottoli: 4 - Ghiaia: 3 Sabbia: 2 - Roccia: 1			
Substrato zona sopracquatica ¹	Massi: 5 - Ciottoli: 4 - Ghiaia: 3 Sabbia: 2 - Roccia: 1			
Struttura del substrato	Diversificato e stabile			
Artificializzazione del corso d'acqua	Assente			
	<i>Riva dx</i>		<i>Riva sx</i>	
Stato del territorio circostante	Prevalenza di ambienti ad antropizzazione trascurabile (praterie di quota, arbusteti, boschi, etc.)			
Zona sopracquatica	40 cm		80 cm	

¹La tipologia più abbondante è contrassegnata dal valore numerico più alto



Corso d'acqua: **F. Argentino**

Stazione: **ARG2**

Comune: **Orsomarso**

Altitudine: **87 m s.l.m.**

Coordinate geografiche: **N 39°48'3,88" E 15°53'6,37"**

Ampiezza alveo di piena	7 m			
Ampiezza alveo di morbida	7 m			
Ampiezza alveo di magra	5,5 m			
	Primavera '07		Estate '07	
Ampiezza alveo bagnato al momento del rilievo	6 m		6 m	
Condizioni idriche al momento del rilievo	Morbida/magra Portata in diminuzione		Morbida/magra Portata in diminuzione	
Velocità di corrente	1,2 m s ⁻¹		0,6 m s ⁻¹	
Altezza colonna d'acqua	<i>Media:</i> 30 cm	<i>Max:</i> 40 cm	<i>Media:</i> 20 cm	<i>Max:</i> 30 cm
Ombreggiamento	20%		20%	
Substrato dell'alveo di magra¹	Massi: 3 - Ciottoli: 3 - Ghiaia: 2 - Sabbia: 1			
Substrato dell'alveo di morbida¹	Massi: 4 - Ciottoli: 3 - Sabbia: 2 - Ghiaia: 1			
Substrato zona sopracquatica¹	Massi: 4 - Ciottoli: 3 - Sabbia: 2 - Ghiaia: 1			
Struttura del substrato	Diversificato e stabile			
Artificializzazione del corso d'acqua	Consolidamenti e rete metallica su entrambe le sponde; presenza di una serie di briglie			
	Riva dx		Riva sx	
Stato del territorio circostante	Prati, pascoli, boschi, incolti ed aree ad agricoltura estensiva prevalente			
Zona sopracquatica	30 cm		30 cm	

¹La tipologia più abbondante è contrassegnata dal valore numerico più alto



Corso d'acqua: **F. Abatemarco**

Stazione: **AB1**

Comune: **Orsomarso**

Altitudine: **448 m s.l.m.**

Coordinate geografiche: **N 39°44'43,9" E 15°57'56,5"**

Ampiezza alveo di piena	4-10 m			
Ampiezza alveo di morbida	2-6 m			
Ampiezza alveo di magra	2-4 m			
	Primavera '07		Estate '07	
Ampiezza alveo bagnato al momento del rilievo	2-4 m		2-4 m	
Condizioni idriche al momento del rilievo	Morbida/magra Portata in diminuzione		Morbida/magra Portata in diminuzione	
Velocità di corrente	2 m s ⁻¹		1,2 m s ⁻¹	
Altezza colonna d'acqua	<i>Media:</i> 40 cm	<i>Max:</i> 60 cm	<i>Media:</i> 20 cm	<i>Max:</i> 40 cm
Ombreggiamento	20%		20%	
Substrato dell'alveo di magra¹	Ciottoli: 4 - Massi: 3 - Ghiaia: 2 - Sabbia: 1			
Substrato dell'alveo di morbida¹	Ciottoli: 5 - Massi: 4 - Ghiaia: 3 Sabbia: 2 - Limo: 1			
Substrato zona sopracquatica¹	Ciottoli: 5 - Ghiaia: 4 - Sabbia: 3 Massi: 2 - Limo: 1			
Struttura del substrato	Movibile a tratti			
Artificializzazione del corso d'acqua	Assente			
	Riva dx		Riva sx	
Stato del territorio circostante	Prevalenza di ambienti ad antropizzazione trascurabile: praterie di quota, arbusteti, boschi (strada asfaltata a 20 m dalla riva sx)			
Zona sopracquatica	20 cm		50 cm	

¹La tipologia più abbondante è contrassegnata dal valore numerico più alto



Corso d'acqua: F. Abatemarco

Stazione: AB2

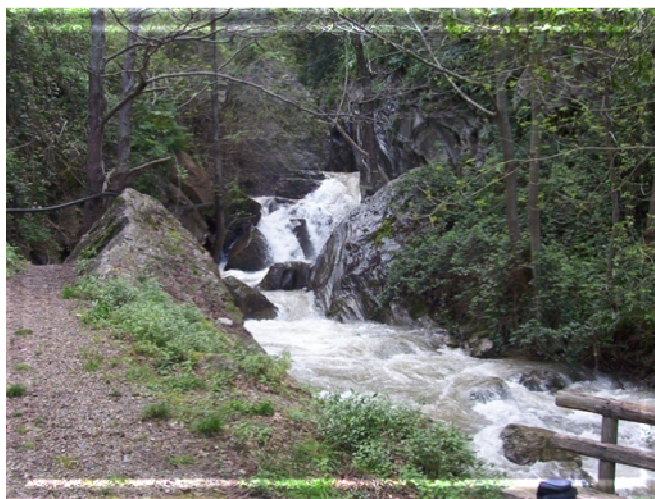
Comune: S. Maria del Cedro

Altitudine: 67 m s.l.m.

Coordinate geografiche: N 39°45'18,3" E 15°50'26,2"

Ampiezza alveo di piena	8-10 m			
Ampiezza alveo di morbida	6-8 m			
Ampiezza alveo di magra	5-7 m			
	Primavera '07		Estate '07	
Ampiezza alveo bagnato al momento del rilievo	6-8 m		6 m	
Condizioni idriche al momento del rilievo	Morbida/magra Portata in diminuzione		Morbida/magra Portata in diminuzione	
Velocità di corrente	1,6 m s ⁻¹		1,1 m s ⁻¹	
Altezza colonna d'acqua	<i>Media:</i> 45 cm	<i>Max:</i> 60 cm	<i>Media:</i> 30 cm	<i>Max:</i> 50 cm
Ombreggiamento	50%		50%	
Substrato dell'alveo di magra¹	Ciottoli: 4 - Massi: 3 - Sabbia: 2 - Ghiaia: 1			
Substrato dell'alveo di morbida¹	Ciottoli: 4 - Massi: 3 - Sabbia: 2 - Ghiaia: 1			
Substrato zona sopracquatica¹	Ciottoli: 4 - Sabbia: 3 - Ghiaia: 2 - Massi: 1			
Struttura del substrato	Movibile a tratti			
Artificializzazione del corso d'acqua	Basamento del pilone di una condotta idrica in posizione pericentrale rispetto all'alveo (verso la sponda sx); presenza di una briglia piuttosto alta circa 100 m a monte			
Stato del territorio circostante	Riva dx		Riva sx	
	Aree ad agricoltura prevalente			
Zona sopracquatica	0-20 cm		0-30 cm	

¹La tipologia più abbondante è contrassegnata dal valore numerico più alto



Corso d'acqua: F. Bagni

Stazione: BA

Comune: Guardia Piemontese

Altitudine: 143 m s.l.m.

Coordinate geografiche: N 39°28'49,8" E 15°59'48,0"

Ampiezza alveo di piena	7-9 m			
Ampiezza alveo di morbida	6-7 m			
Ampiezza alveo di magra	1-5 m			
	Primavera '07		Estate '07	
Ampiezza alveo bagnato al momento del rilievo	4,5 m		1,5 m	
Condizioni idriche al momento del rilievo	Morbida/magra Portata in diminuzione		Magra eccezionale Portata in diminuzione	
Velocità di corrente	1,0 m s ⁻¹		0,2 m s ⁻¹	
Altezza colonna d'acqua	<i>Media:</i> 25 cm	<i>Max:</i> 45 cm	<i>Media:</i> 5 cm	<i>Max:</i> 10 cm
Ombreggiamento	50%		50%	
Substrato dell'alveo di magra¹	Roccia: 4 - Ciottoli: 4 - Massi: 3 Ghiaia: 2 - Sabbia: 1			
Substrato dell'alveo di morbida¹	Roccia: 4 - Ciottoli: 4 - Massi: 3 Ghiaia: 2 - Sabbia: 1			
Substrato zona sopracquatica¹	Ciottoli: 4 - Ghiaia: 3 - Massi: 2 - Sabbia: 1			
Struttura del substrato	Movibile a tratti			
Artificializzazione del corso d'acqua	Assente			
	Riva dx		Riva sx	
Stato del territorio circostante	Area pic-nic		Parete rocciosa	
	Il tratto è adiacente alle Terme Luigiane. Prati, pascoli, boschi, incolti ed aree circostanti ad agricoltura estensiva prevalente			
Zona sopracquatica	20 cm		10-15 cm	

¹La tipologia più abbondante è contrassegnata dal valore numerico più alto



Corso d'acqua: F. Coscile

Stazione: CO

Comune: Morano Calabro

Altitudine: 565 m s.l.m.

Coordinate geografiche: N 39°51'33,8" E 16°07'58,0"

Ampiezza alveo di piena	3-4 m			
Ampiezza alveo di morbida	3 m			
Ampiezza alveo di magra	2-3 m			
	Primavera '07		Estate '07	
Ampiezza alveo bagnato al momento del rilievo	3,5 m		2-3 m	
Condizioni idriche al momento del rilievo	Morbida/magra Portata in diminuzione		Morbida/magra Portata in diminuzione	
Velocità di corrente	0,6 m s ⁻¹		0,6 m s ⁻¹	
Altezza colonna d'acqua	<i>Media:</i> 40 cm	<i>Max:</i> 50 cm	<i>Media:</i> 40 cm	<i>Max:</i> 50 cm
Ombreggiamento	20%		20%	
Substrato dell'alveo di magra¹	Sabbia: 3 - Ghiaia: 2 - Ciottoli: 1			
Substrato dell'alveo di morbida¹	Sabbia: 3 - Ghiaia: 2 - Ciottoli: 1			
Substrato zona sopracquatica¹	Sabbia: 4 - Ghiaia: 3 - Ciottoli: 2 - Massi: 1			
Struttura del substrato	Movibile a tratti			
Artificializzazione del corso d'acqua	Assente			
	Riva dx²		Riva sx²	
Stato del territorio circostante	Prevalenza di ambienti ad antropizzazione trascurabile ³		Aree ad agricoltura intensiva prevalente: urbanizzazione rada	
Zona sopracquatica	5-10 cm		5-10 cm	

¹La tipologia più abbondante è contrassegnata dal valore numerico più alto

² La vegetazione arborea riparia appare sottoposta a sensibile diradamento

³Praterie di quota, arbusteti, boschi, etc.



Corso d'acqua: **T. Rosa**

Stazione: **R1**

Comune: **San Sosti**

Altitudine: **450 m s.l.m.**

Coordinate geografiche: **N 39°40'10,2" E 15°59'54,0"**

Ampiezza alveo di piena	13 m			
Ampiezza alveo di morbida	11,5 m			
Ampiezza alveo di magra	5,5 m			
	Primavera '07		Estate '07	
Ampiezza alveo bagnato al momento del rilievo	9 m		7 m	
Condizioni idriche al momento del rilievo	Morbida/magra Portata in diminuzione		Morbida/magra Portata in diminuzione	
Velocità di corrente	0,7 m s ⁻¹		0,5 m s ⁻¹	
Altezza colonna d'acqua	<i>Media:</i> 25 cm	<i>Max:</i> 60 cm	<i>Media:</i> 20 cm	<i>Max:</i> 50 cm
Ombreggiamento	40%		40%	
Substrato dell'alveo di magra¹	Massi: 3 - Ciottoli: 2 - Ghiaia: 2 - Sabbia: 1			
Substrato dell'alveo di morbida¹	Massi: 3 - Ciottoli: 2 - Ghiaia: 2 - Sabbia: 1			
Substrato zona sopracquatica¹	Massi: 3 - Ciottoli: 3 - Ghiaia: 2 - Sabbia: 1			
Struttura del substrato	Movibile a tratti			
Artificializzazione del corso d'acqua	Assente			
	Riva dx		Riva sx	
Stato del territorio circostante			Area pic-nic	
	Prevalenza di ambienti ad antropizzazione trascurabile: praterie di quota, arbusteti, boschi, etc.			
Zona sopracquatica	70 cm		50 cm	

¹La tipologia più abbondante è contrassegnata dal valore numerico più alto



Corso d'acqua: T. Rosa

Stazione: R2

Comune: San Sosti

Altitudine: 305 m s.l.m.

Coordinate geografiche: N 39°38'54,7" E 16°02'10,7"

Ampiezza alveo di piena	6-7 m			
Ampiezza alveo di morbida	5-6 m			
Ampiezza alveo di magra	4-5 m			
	<i>Primavera '07</i>		<i>Estate '07</i>	
Ampiezza alveo bagnato al momento del rilievo	5 m		5 m	
Condizioni idriche al momento del rilievo	Morbida/magra Portata in diminuzione		Morbida/magra Portata in diminuzione	
Velocità di corrente	1 m s ⁻¹		0,7 m s ⁻¹	
Altezza colonna d'acqua	<i>Media:</i> 40 cm	<i>Max:</i> 75 cm	<i>Media:</i> 30 cm	<i>Max:</i> 60 cm
Ombreggiamento	50%		50%	
Substrato dell'alveo di magra¹	Ciottoli: 4 - Massi: 3 - Ghiaia: 2 - Sabbia: 1			
Substrato dell'alveo di morbida¹	Ciottoli: 4 - Massi: 3 - Ghiaia: 2 - Sabbia: 1			
Substrato zona sopracquatica¹	Ciottoli: 4 - Massi: 3 - Ghiaia: 2 - Sabbia: 1			
Struttura del substrato	Movibile a tratti			
Artificializzazione del corso d'acqua	Assente			
Stato del territorio circostante	<i>Riva dx</i>		<i>Riva sx</i>	
	Prati, pascoli, boschi, incolti ed aree ad agricoltura estensiva prevalente			
Zona sopracquatica	20 cm		40 cm	

¹La tipologia più abbondante è contrassegnata dal valore numerico più alto



Corso d'acqua: T. Occido

Stazione: OC

Comune: Policastello

Altitudine: 305 m s.l.m.

Coordinate geografiche: N 39°41'23,4" E 16°02'58,9"

Ampiezza alveo di piena	9-10 m			
Ampiezza alveo di morbida	9 m			
Ampiezza alveo di magra	6-7 m			
	Primavera '07		Estate '07	
Ampiezza alveo bagnato al momento del rilievo	9 m		9 m	
Condizioni idriche al momento del rilievo	Morbida/magra Portata stabile		Morbida/magra Portata stabile	
Velocità di corrente	1 m s ⁻¹		0,8 m s ⁻¹	
Altezza colonna d'acqua	<i>Media:</i> 30 cm	<i>Max:</i> 70 cm	<i>Media:</i> 20 cm	<i>Max:</i> 60 cm
Ombreggiamento	50%		50%	
Substrato dell'alveo di magra¹	Massi: 4 - Ghiaia: 3 - Ciottoli: 2 - Sabbia: 1			
Substrato dell'alveo di morbida¹	Massi: 4 - Ghiaia: 3 - Ciottoli: 2 - Sabbia: 1			
Substrato zona sopracquatica¹	Sabbia: 4 - Ghiaia: 3 - Massi: 2 - Ciottoli: 1			
Struttura del substrato	Movibile a tratti			
Artificializzazione del corso d'acqua	Assente			
Stato del territorio circostante	Riva dx		Riva sx	
	Prati, pascoli, boschi, incolti ed aree ad agricoltura estensiva prevalente			
Zona sopracquatica	40 cm		20 cm	

¹La tipologia più abbondante è contrassegnata dal valore numerico più alto



Corso d'acqua: F. Arente

Stazione: AR1

Comune: Rose

Altitudine: 228 m s.l.m.

Coordinate geografiche: N 39°22'46,5" E 16°16'55,70"

Ampiezza alveo di piena	8 m			
Ampiezza alveo di morbida	7,5 m			
Ampiezza alveo di magra	5-5,5 m			
	Primavera '07		Estate '07	
Ampiezza alveo bagnato al momento del rilievo	6 m		5 m	
Condizioni idriche al momento del rilievo	Morbida/magra Portata in diminuzione		Morbida/magra Portata in diminuzione	
Velocità di corrente	0,6 m s ⁻¹		0,1 m s ⁻¹	
Altezza colonna d'acqua	<i>Media:</i> 20 cm	<i>Max:</i> 70 cm	<i>Media:</i> 5 cm	<i>Max:</i> 50 cm
Ombreggiamento	75%		75%	
Substrato dell'alveo di magra¹	Massi: 4 - Ghiaia: 3 - Ciottoli: 2 - Sabbia: 1			
Substrato dell'alveo di morbida¹	Massi: 4 - Ciottoli: 3 - Sabbia: 2 - Ghiaia: 1			
Substrato zona sopracquatica¹	Massi: 4 - Ciottoli: 3 - Sabbia: 2 - Ghiaia: 1			
Struttura del substrato	Diversificato e stabile			
Artificializzazione del corso d'acqua	Assente			
	Riva dx		Riva sx	
Stato del territorio circostante	Prevalenza di ambienti ad antropizzazione trascurabile: praterie di quota, arbusteti, boschi, etc.			
Zona sopracquatica	30-40 cm		30-40 cm	

¹La tipologia più abbondante è contrassegnata dal valore numerico più alto



Corso d'acqua: F. Arente

Stazione: AR2

Comune: Rose

Altitudine: 168 m s.l.m.

Coordinate geografiche: N 39°22'50,1" E 16°15'44,0"

Ampiezza alveo di piena	15 m			
Ampiezza alveo di morbida	12 m			
Ampiezza alveo di magra	7 m			
	Primavera '07		Estate '07	
Ampiezza alveo bagnato al momento del rilievo	11 m		Alveo in secca	
Condizioni idriche al momento del rilievo	Morbida/magra Portata in diminuzione		Alveo in secca	
Velocità di corrente	0,6 m s ⁻¹		-	
Altezza colonna d'acqua	<i>Media:</i> 60 cm	<i>Max:</i> 90 cm	<i>Media:</i> -	<i>Max:</i> -
Ombreggiamento	5%		5%	
Substrato dell'alveo di magra¹	Ciottoli: 4 - Ghiaia: 3 - Sabbia: 2 - Limo: 1			
Substrato dell'alveo di morbida¹	Ciottoli: 4 - Ghiaia: 3 - Sabbia: 2 - Limo: 1			
Substrato zona sopracquatica¹	Sabbia: 3 - Ghiaia: 2 - Ciottoli: 1			
Struttura del substrato	Facilmente mobile			
Artificializzazione del corso d'acqua	Doppia briglia, molto alta, 60 m a valle del sito che, probabilmente, accentua il processo di deposizione dei sedimenti			
Stato del territorio circostante	Riva dx		Riva sx	
	Prati, pascoli, boschi, incolti ed aree ad agricoltura estensiva prevalente			
Zona sopracquatica	50 cm		40 cm	

¹La tipologia più abbondante è contrassegnata dal valore numerico più alto



Corso d'acqua: F. Busento

Stazione: B

Comune: Domanico

Altitudine: 781 m s.l.m.

Coordinate geografiche: N 39°11'52,0" E 16°12'41,5"

Ampiezza alveo di piena	2-2,5 m			
Ampiezza alveo di morbida	2 m			
Ampiezza alveo di magra	1 m			
	<i>Primavera '07</i>		<i>Estate '07</i>	
Ampiezza alveo bagnato al momento del rilievo	2 m		1 m	
Condizioni idriche al momento del rilievo	Morbida/magra Portata in diminuzione		Magra Portata in diminuzione	
Velocità di corrente	0,8 m s ⁻¹		0,3 m s ⁻¹	
Altezza colonna d'acqua	<i>Media:</i> 20 cm	<i>Max:</i> 45 cm	<i>Media:</i> 5 cm	<i>Max:</i> 15 cm
Ombreggiamento	65%		65%	
Substrato dell'alveo di magra¹	Ghiaia: 5 - Massi: 4 - Roccia: 3 Ciottoli: 2 - Sabbia: 1			
Substrato dell'alveo di morbida¹	Ghiaia: 5 - Massi: 4 - Roccia: 3 Ciottoli: 2 - Sabbia: 1			
Substrato zona sopracquatica¹	Massi: 4 - Sabbia: 3 - Ciottoli: 2 - Sabbia: 1			
Struttura del substrato	Movibile a tratti			
Artificializzazione del corso d'acqua	Assente			
	<i>Riva dx</i>		<i>Riva sx</i>	
Stato del territorio circostante	Prevalenza di ambienti ad antropizzazione trascurabile: praterie di quota, arbusteti, boschi, etc.			
Zona sopracquatica	20 cm		30 cm	

¹La tipologia più abbondante è contrassegnata dal valore numerico più alto



Corso d'acqua: F. Fabiano

Stazione: FA

Comune: Torremezzo di Falconara

Altitudine: 87 m s.l.m.

Coordinate geografiche: N 39°15'37,0" E 16°03'40,0"

Ampiezza alveo di piena	3,5-4 m			
Ampiezza alveo di morbida	3-3,5 m			
Ampiezza alveo di magra	2 m			
	Primavera '08		Estate '08	
Ampiezza alveo bagnato al momento del rilievo	3 m		2 m	
Condizioni idriche al momento del rilievo	Morbida/magra Portata in diminuzione		Magra Portata in diminuzione	
Velocità di corrente	0,8 m s ⁻¹		0,8 m s ⁻¹	
Altezza colonna d'acqua	<i>Media:</i> 20 cm	<i>Max:</i> 80 cm	<i>Media:</i> 30 cm	<i>Max:</i> 50 cm
Ombreggiamento	65%		80%	
Substrato dell'alveo di magra¹	Ciottoli: 4 - Ghiaia: 3 - Sabbia: 2 - Massi: 1			
Substrato dell'alveo di morbida¹	Ciottoli: 4 - Ghiaia: 3 - Sabbia: 2 - Massi: 1			
Substrato zona sopracquatica¹	Ciottoli: 4 - Ghiaia: 3 - Sabbia: 2 - Massi: 1			
Struttura del substrato	Movibile a tratti			
Artificializzazione del corso d'acqua	Presenza di un muro di tufo in sponda sinistra; ponte alla fine del tratto campionato			
Stato del territorio circostante	Riva dx		Riva sx	
	Aree ad agricoltura intensiva prevalente; urbanizzazione rada			
Zona sopracquatica	40 cm		60 cm	

¹La tipologia più abbondante è contrassegnata dal valore numerico più alto



Corso d'acqua: **T. Corvino**

Stazione: **COV**

Comune: **Diamante**

Altitudine: **112 m s.l.m.**

Coordinate geografiche: **N 39°41'07,0" E 15°49'53,0"**

Ampiezza alveo di piena	7-8 m			
Ampiezza alveo di morbida	5,5-6,5 m			
Ampiezza alveo di magra	3 m			
	Primavera '08		Estate '08	
Ampiezza alveo bagnato al momento del rilievo	5-6 m		3 m	
Condizioni idriche al momento del rilievo	Morbida/magra Portata in diminuzione		Morbida/magra Portata in diminuzione	
Velocità di corrente	1 m s ⁻¹		0,7 m s ⁻¹	
Altezza colonna d'acqua	<i>Media:</i> 40 cm	<i>Max:</i> 60 cm	<i>Media:</i> 35 cm	<i>Max:</i> 60 cm
Ombreggiamento	35%		70%	
Substrato dell'alveo di magra¹⁵	Massi: 2 - Ciottoli: 2 - Ghiaia: 2 - Sabbia: 1			
Substrato dell'alveo di morbida¹	Massi: 2 - Ciottoli: 2 - Ghiaia: 2 - Sabbia: 1			
Substrato zona sopracquatica¹	Massi: 2 - Ciottoli: 2 - Ghiaia: 2 - Sabbia: 1			
Struttura del substrato	Diversificato e stabile			
Artificializzazione del corso d'acqua	Assente			
	Riva dx		Riva sx	
Stato del territorio circostante	Strada sterrata in prossimità			
	Prevalenza di ambienti ad antropizzazione trascurabile: praterie di quota, arbusteti, boschi. Zona sottoposta a sequestro cautelare 1 km circa a valle del sito campionato			
Zona sopracquatica	50 cm		50 cm	

¹La tipologia più abbondante è contrassegnata dal valore numerico più alto



Corso d'acqua: **T. Oliva**

Stazione: **OLV**

Comune: **Lago**

Altitudine: **395 m s.l.m.**

Coordinate geografiche: **N 39°09'37,0" E 16°09'35,0"**

Ampiezza alveo di piena	3,5-4 m			
Ampiezza alveo di morbida	3-3,5 m			
Ampiezza alveo di magra	2-3 m			
	Primavera '08		Estate '08	
Ampiezza alveo bagnato al momento del rilievo	3 m		2-2,5 m	
Condizioni idriche al momento del rilievo	Morbida/magra Portata in diminuzione		Morbida/magra Portata in diminuzione	
Velocità di corrente	0,8 m s ⁻¹		0,5 m s ⁻¹	
Altezza colonna d'acqua	<i>Media:</i> 20 cm	<i>Max:</i> 40 cm	<i>Media:</i> 20 cm	<i>Max:</i> 30 cm
Ombreggiamento	25%		70%	
Substrato dell'alveo di magra¹	Ciottoli: 4 - Massi: 3 - Ghiaia: 2 - Sabbia: 1			
Substrato dell'alveo di morbida¹	Ciottoli: 4 - Massi: 3 - Ghiaia: 2 - Sabbia: 1			
Substrato zona sopracquatica¹	Sabbia: 4 - Ghiaia: 3 - Ciottoli: 2 - Massi: 1			
Struttura del substrato	Diversificato e stabile			
Artificializzazione del corso d'acqua	Assente			
	Riva dx		Riva sx	
Stato del territorio circostante	Strada carrabile in prossimità			
	Prevalenza di ambienti ad antropizzazione trascurabile: praterie di quota, arbusteti, boschi, etc.			
Zona sopracquatica	50-60 cm		50-60 cm	

¹La tipologia più abbondante è contrassegnata dal valore numerico più alto



Corso d'acqua: T. Laurenzana

Stazione: LAU

Comune: Bocchigliero

Altitudine: 241 m s.l.m.

Coordinate geografiche: N 39°26'00,3" E 16°46'26,6"

Ampiezza alveo di piena	7 m			
Ampiezza alveo di morbida	6 m			
Ampiezza alveo di magra	1,5 m			
	<i>Primavera '08</i>		<i>Estate '08</i>	
Ampiezza alveo bagnato al momento del rilievo	4 m		1-1,5 m	
Condizioni idriche al momento del rilievo	Magra Portata in diminuzione		Magra eccezionale Portata in diminuzione	
Velocità di corrente	0,7 m s ⁻¹		0,4 m s ⁻¹	
Altezza colonna d'acqua	<i>Media:</i> 20 cm	<i>Max:</i> 60 cm	<i>Media:</i> 15 cm	<i>Max:</i> 35 cm
Ombreggiamento	60%		75%	
Substrato dell'alveo di magra¹	Ciottoli: 4 - Massi: 3 - Ghiaia: 2 - Sabbia: 1			
Substrato dell'alveo di morbida¹	Ciottoli: 4 - Massi: 3 - Ghiaia: 2 - Sabbia: 1			
Substrato zona sopracquatica¹	Ciottoli: 4 - Massi: 3 - Ghiaia: 2 - Sabbia: 1			
Struttura del substrato	Diversificato e stabile			
Artificializzazione del corso d'acqua	Assente			
Stato del territorio circostante	<i>Riva dx</i>		<i>Riva sx</i>	
	Prevalenza di ambienti ad antropizzazione trascurabile: praterie di quota, arbusteti, boschi, etc.			
Zona sopracquatica	90-100 cm		90-100 cm	

¹La tipologia più abbondante è contrassegnata dal valore numerico più alto



Corso d'acqua: T. Santa Croce

Stazione: SC

Comune: Bocchigliero

Altitudine: 245 m s.l.m.

Coordinate geografiche: N 39°25'59,2" E 16°46'20,0"

Ampiezza alveo di piena	4-5 m			
Ampiezza alveo di morbida	3-4 m			
Ampiezza alveo di magra	1-1,5 m			
	Primavera '08		Estate '08	
Ampiezza alveo bagnato al momento del rilievo	2,5-3 m		1,5-2 m	
Condizioni idriche al momento del rilievo	Morbida/magra Portata in diminuzione		Magra Portata in diminuzione	
Velocità di corrente	0,7 m s ⁻¹		0,55 m s ⁻¹	
Altezza colonna d'acqua	<i>Media:</i> 20 cm	<i>Max:</i> 40 cm	<i>Media:</i> 10 cm	<i>Max:</i> 35 cm
Ombreggiamento	20%		55%	
Substrato dell'alveo di magra¹	Ciottoli: 4 - Massi: 3 - Ghiaia: 2 - Sabbia: 1			
Substrato dell'alveo di morbida¹	Ciottoli: 4 - Massi: 3 - Ghiaia: 2 - Sabbia: 1			
Substrato zona sopracquatica¹	Ciottoli: 4 - Massi: 3 - Ghiaia: 2 - Sabbia: 1			
Struttura del substrato	Diversificato e stabile			
Artificializzazione del corso d'acqua	Assente			
	Riva dx		Riva sx	
Stato del territorio circostante	Strada provinciale in prossimità			
	Prevalenza di ambienti ad antropizzazione trascurabile: praterie di quota, arbusteti, boschi, etc.			
Zona sopracquatica	30-40 cm		40-50 cm	

¹La tipologia più abbondante è contrassegnata dal valore numerico più alto



Corso d'acqua: F. Crati (sorgente T. Craticello)

Stazione: CRA

Comune: Aprigliano

Altitudine: 1260 m s.l.m.

Coordinate geografiche: N 39°15'37,0" E 16°23'23,0"

Ampiezza alveo di piena	3 m			
Ampiezza alveo di morbida	2-3 m			
Ampiezza alveo di magra	2-2,5 m			
	<i>Primavera '08</i>		<i>Estate '08</i>	
Ampiezza alveo bagnato al momento del rilievo	2-3 m		2 m	
Condizioni idriche al momento del rilievo	Morbida/magra Portata in diminuzione		Magra Portata in diminuzione	
Velocità di corrente	0,8 m s ⁻¹		0,6 m s ⁻¹	
Altezza colonna d'acqua	<i>Media:</i> 25 cm	<i>Max:</i> 30 cm	<i>Media:</i> 10-15 cm	<i>Max:</i> 20 cm
Ombreggiamento	90%		90%	
Substrato dell'alveo di magra¹	Ciottoli: 4 - Ghiaia: 3 - Massi: 2 - Sabbia: 1			
Substrato dell'alveo di morbida¹	Ghiaia: 3 - Sabbia: 3 - Ciottoli: 2 - Massi: 1			
Substrato zona sopracquatica¹	Ghiaia: 3 - Sabbia: 3 - Ciottoli: 2 - Massi: 1			
Struttura del substrato	Movibile a tratti			
Artificializzazione del corso d'acqua	Assente			
	<i>Riva dx</i>		<i>Riva sx</i>	
Stato del territorio circostante	Prevalenza di ambienti ad antropizzazione trascurabile: praterie di quota, arbusteti, boschi; evidente attività di taglio della vegetazione arborea; abbondante residuo legnoso in alveo			
Zona sopracquatica	30-40 cm		30-40 cm	

¹La tipologia più abbondante è contrassegnata dal valore numerico più alto



Corso d'acqua: T. Grande

Stazione: GRA

Comune: San Mango D'Aquino

Altitudine: 510 m s.l.m.

Coordinate geografiche: N 39°04'22,0" E 16°11'33,0"

Ampiezza alveo di piena	4,5-5,5 m			
Ampiezza alveo di morbida	2-3,5 m			
Ampiezza alveo di magra	2-2,5 m			
	Primavera '08		Estate '08	
Ampiezza alveo bagnato al momento del rilievo	2,5-3 m		2,5 m	
Condizioni idriche al momento del rilievo	Morbida/magra Portata in diminuzione		Magra Portata in diminuzione	
Velocità di corrente	0,65 m s ⁻¹		0,6 m s ⁻¹	
Altezza colonna d'acqua	<i>Media:</i> 25 cm	<i>Max:</i> 60 cm	<i>Media:</i> 10-15 cm	<i>Max:</i> 20 cm
Ombreggiamento	60%		90%	
Substrato dell'alveo di magra¹	Ciottoli: 4 - Ghiaia: 3 - Massi: 2 - Sabbia: 1			
Substrato dell'alveo di morbida¹	Ciottoli: 4 - Ghiaia: 3 - Massi: 2 - Sabbia: 1			
Substrato zona sopracquatica¹	Ciottoli: 4 - Ghiaia: 3 - Massi: 2 - Sabbia: 1			
Struttura del substrato	Movibile a tratti			
Artificializzazione del corso d'acqua	Assente			
	Riva dx		Riva sx	
Stato del territorio circostante	Aree ad agricoltura intensiva prevalente; urbanizzazione rada; presenza di una discarica di RSU a valle della stazione			
Zona sopracquatica	60 cm		30 cm	

¹La tipologia più abbondante è contrassegnata dal valore numerico più alto



Corso d'acqua: **F. Nicà**

Stazione: **NI**

Comune: **Umbriatico**

Altitudine: **140 m s.l.m.**

Coordinate geografiche: **N 39°26'42,4" E 16°58'12,4"**

Ampiezza alveo di piena	15-20 m			
Ampiezza alveo di morbida	10-15 m			
Ampiezza alveo di magra	5-10 m			
	Primavera '08		Estate '08	
Ampiezza alveo bagnato al momento del rilievo	2,5-3 m		Alveo in secca	
Condizioni idriche al momento del rilievo	Magra Portata in diminuzione		Alveo in secca	
Velocità di corrente	0,1 m s ⁻¹		-	
Altezza colonna d'acqua	<i>Media:</i> 20 cm	<i>Max:</i> 50 cm	<i>Media:</i> -	<i>Max:</i> -
Ombreggiamento	0%		0%	
Substrato dell'alveo di magra¹	Sabbia: 4 - Limo: 3 - Ghiaia: 2 - Ciottoli: 1			
Substrato dell'alveo di morbida¹	Sabbia: 4 - Limo: 3 - Ciottoli: 2 - Ghiaia: 1			
Substrato zona sopracquatica¹	Sabbia: 4 - Limo: 3 - Ciottoli: 2 - Ghiaia: 1			
Struttura del substrato	Facilmente mobile			
Artificializzazione del corso d'acqua	Rimaneggiamenti dovuti ad escavazioni ed attraversamento dell'alveo da parte di autoveicoli			
Stato del territorio circostante	Riva dx		Riva sx	
	Aree ad agricoltura intensiva prevalente: urbanizzazione rada			
Zona sopracquatica	60 cm		40 cm	

¹La tipologia più abbondante è contrassegnata dal valore numerico più alto



Corso d'acqua: **T. Ortiano**

Stazione: **OR**

Comune: **Ortiano**

Altitudine: **348 m s.l.m.**

Coordinate geografiche: **N 39°27'37,0" E 16°41'07,0"**

Ampiezza alveo di piena	11-12 m			
Ampiezza alveo di morbida	9-10 m			
Ampiezza alveo di magra	2-3 m			
	Primavera '08		Estate '08	
Ampiezza alveo bagnato al momento del rilievo	4-5 m		Alveo in secca	
Condizioni idriche al momento del rilievo	Magra Portata in diminuzione		Alveo in secca	
Velocità di corrente	0,6 m s ⁻¹		-	
Altezza colonna d'acqua	<i>Media:</i> 10 cm	<i>Max:</i> 20 cm	<i>Media:</i> -	<i>Max:</i> -
Ombreggiamento	0%		0%	
Substrato dell'alveo di magra¹	Ciottoli: 4 - Ghiaia: 3 - Massi: 2 - Sabbia: 1			
Substrato dell'alveo di morbida¹	Ciottoli: 4 - Ghiaia: 3 - Massi: 2 - Sabbia: 1			
Substrato zona sopracquatica¹	Ciottoli: 4 - Ghiaia: 3 - Massi: 2 - Sabbia: 1			
Struttura del substrato	Movibile a tratti			
Artificializzazione del corso d'acqua	Assente			
	Riva dx		Riva sx	
Stato del territorio circostante	Prevalenza di ambienti ad antropizzazione trascurabile: praterie di quota, arbusteti, boschi, etc.			
Zona sopracquatica	150 cm		150 cm	

¹La tipologia più abbondante è contrassegnata dal valore numerico più alto

ALLEGATO 2

***REPORT DELLE
ANALISI STATISTICHE***

***** Canonical Correspondence Analysis *****

PC-ORD, Version 4.34
 28 Nov 2008, 10:40
 CCA Macrofitte 2007-2008

DATA MATRICES

 Main matrix:
 30 repstaz (rows)
 84 taxadata (columns)

 Second matrix:
 30 repstaz (rows)
 11 pardata (columns)

 Finished reading data.

OPTIONS SELECTED

Axis scores centered and standardized to unit variance
 Axes scaled to optimize representation of rows: repstaz
 (Scores for repstaz are weighted mean scores for taxadata)
 Scores for graphing repstaz are linear combinations of pardata
 Monte Carlo test: null hypothesis is no relationship between matrices
 Random number seed: 4860

RAW CORRELATIONS AMONG VARIABLES IN SECOND MATRIX

	Velocità	Temperat	C.O.D.	Fosfati	Nitrati	Roccia a	Massi a.	Ciottoli	Ghiaia a	Sabbia a
Velocità	1.000	-0.416	-0.257	0.211	-0.099	-0.106	0.046	0.213	0.068	
0.157		0.360								
Temperat	-0.416	1.000	-0.122	-0.396	0.259	-0.041	0.151	0.432	-0.309	-
0.517			-0.321							
C.O.D.	-0.257	-0.122	1.000	0.147	-0.081	-0.044	0.015	-0.022	-0.150	
0.213				0.048						
Fosfati	0.211	-0.396	0.147	1.000	-0.102	0.196	-0.109	-0.119	-0.116	
0.138					0.112					
Nitrati	-0.099	0.259	-0.081	-0.102	1.000	-0.284	-0.171	0.212	-0.126	-
0.073						0.021				
Roccia a	-0.106	-0.041	-0.044	0.196	-0.284	1.000	0.203	0.100	0.349	-
0.303							-0.166			
Massi a.	0.046	0.151	0.015	-0.109	-0.171	0.203	1.000	0.515	-0.014	-
0.402								-0.234		
Ciottoli	0.213	0.432	-0.022	-0.119	0.212	0.100	0.515	1.000	-0.109	-
0.320									0.317	
Ghiaia a	0.068	-0.309	-0.150	-0.116	-0.126	0.349	-0.014	-0.109	1.000	-
0.216										0.207
Sabbia a	0.157	-0.517	0.213	0.138	-0.073	-0.303	-0.402	-0.320	-0.216	
1.000										0.174
Limo a.m	0.360	-0.321	0.048	0.112	0.021	-0.166	-0.234	0.317	0.207	
0.174										1.000

WEIGHTED CORRELATIONS AMONG VARIABLES IN SECOND MATRIX

(weighted by row totals in main matrix)

	Velocità	Temperat	C.O.D.	Fosfati	Nitrati	Roccia a	Massi a.	Ciottoli	Ghiaia a	Sabbia a
Velocità	1.000	-0.433	-0.220	0.273	-0.161	0.048	0.137	0.298	0.053	
0.153		0.423								

Temperat 0.514	-0.433	1.000	-0.210	-0.512	0.204	-0.106	0.159	0.320	-0.314	-
	-0.428									
C.O.D. 0.205	-0.220	-0.210	1.000	0.200	-0.045	-0.046	-0.004	-0.075	0.000	
	0.038									
Fosfati 0.254	0.273	-0.512	0.200	1.000	-0.227	0.187	-0.118	-0.207	-0.137	
	0.103									
Nitrati 0.003	-0.161	0.204	-0.045	-0.227	1.000	-0.316	-0.259	0.093	-0.017	-
	0.035									
Roccia a 0.163	0.048	-0.106	-0.046	0.187	-0.316	1.000	0.191	0.106	0.341	-
	-0.159									
Massi a. 0.411	0.137	0.159	-0.004	-0.118	-0.259	0.191	1.000	0.606	0.020	-
	-0.084									
Ciottoli 0.271	0.298	0.320	-0.075	-0.207	0.093	0.106	0.606	1.000	-0.021	-
	0.377									
Ghiaia a 0.162	0.053	-0.314	0.000	-0.137	-0.017	0.341	0.020	-0.021	1.000	-
	0.245									
Sabbia a 1.000	0.153	-0.514	0.205	0.254	-0.003	-0.163	-0.411	-0.271	-0.162	
	0.165									
Limo a.m 0.165	0.423	-0.428	0.038	0.103	0.035	-0.159	-0.084	0.377	0.245	
	1.000									

ITERATION REPORT

Calculating axis 1

Residual = 0.46E+04 at iteration 1
Residual = 0.18E+00 at iteration 2
Residual = 0.54E-01 at iteration 3
Residual = 0.11E-01 at iteration 4
Residual = 0.22E-02 at iteration 5
Residual = 0.45E-03 at iteration 6
Residual = 0.96E-04 at iteration 7
Residual = 0.21E-04 at iteration 8
Residual = 0.50E-05 at iteration 9
Residual = 0.12E-05 at iteration 10
Residual = 0.65E-11 at iteration 20
Residual = 0.65E-13 at iteration 24
Solution reached tolerance of 0.100000E-12 after 24 iterations.

Calculating axis 2

Residual = 0.20E+01 at iteration 1
Residual = 0.11E-01 at iteration 2
Residual = 0.85E-02 at iteration 3
Residual = 0.62E-02 at iteration 4
Residual = 0.44E-02 at iteration 5
Residual = 0.30E-02 at iteration 6
Residual = 0.20E-02 at iteration 7
Residual = 0.13E-02 at iteration 8
Residual = 0.85E-03 at iteration 9
Residual = 0.55E-03 at iteration 10
Residual = 0.78E-05 at iteration 20
Residual = 0.14E-06 at iteration 30
Residual = 0.31E-08 at iteration 40
Residual = 0.74E-10 at iteration 50
Residual = 0.18E-11 at iteration 60
Residual = 0.57E-13 at iteration 69
Solution reached tolerance of 0.100000E-12 after 69 iterations.

Calculating axis 3

Residual = 0.20E+01 at iteration 1
Residual = 0.70E-03 at iteration 2
Residual = 0.70E-03 at iteration 3
Residual = 0.70E-03 at iteration 4
Residual = 0.69E-03 at iteration 5
Residual = 0.69E-03 at iteration 6
Residual = 0.68E-03 at iteration 7
Residual = 0.67E-03 at iteration 8

Residual = 0.66E-03 at iteration 9
 Residual = 0.65E-03 at iteration 10
 Residual = 0.40E-03 at iteration 20
 Residual = 0.18E-03 at iteration 30
 Residual = 0.71E-04 at iteration 40
 Residual = 0.26E-04 at iteration 50
 Residual = 0.93E-05 at iteration 60
 Residual = 0.33E-05 at iteration 70
 Residual = 0.12E-05 at iteration 80
 Residual = 0.41E-06 at iteration 90
 Residual = 0.15E-06 at iteration 100
 Residual = 0.52E-07 at iteration 110
 Residual = 0.18E-07 at iteration 120
 Residual = 0.64E-08 at iteration 130
 Residual = 0.23E-08 at iteration 140
 Residual = 0.80E-09 at iteration 150
 Residual = 0.28E-09 at iteration 160
 Residual = 0.10E-09 at iteration 170
 Residual = 0.36E-10 at iteration 180
 Residual = 0.13E-10 at iteration 190
 Residual = 0.45E-11 at iteration 200
 Residual = 0.16E-11 at iteration 210
 Residual = 0.57E-12 at iteration 220
 Residual = 0.17E-12 at iteration 230
 Residual = 0.76E-13 at iteration 239
 Solution reached tolerance of 0.100000E-12 after 239 iterations.

AXIS SUMMARY STATISTICS

Number of canonical axes: 3

Total variance ("inertia") in the species data: 7.2125

	Axis 1	Axis 2	Axis 3
Eigenvalue	0.744	0.417	0.347
Variance in species data			
% of variance explained	10.3	5.8	4.8
Cumulative % explained	10.3	16.1	20.9
Pearson Correlation, Spp-Envt*	0.991	0.941	0.955
Kendall (Rank) Corr., Spp-Envt	0.766	0.775	0.848

* Correlation between sample scores for an axis derived from the species data and the sample scores that are linear combinations of the environmental variables. Set to 0.000 if axis is not canonical.

MULTIPLE REGRESSION RESULTS:

Regression of repstaz in taxadata space on pardata

Variable	Canonical Coefficients						S.Dev
	Standardized			Original Units			
	Axis 1	Axis 2	Axis 3	Axis 1	Axis 2	Axis 3	
1 Velocità	-0.170	0.070	0.107	-2.250	0.920	1.413	0.756E-01
2 Temperat	-0.599	0.426	0.010	-12.131	8.624	0.209	0.494E-01
3 C.O.D.	-0.103	-0.070	0.239	-0.618	-0.416	1.427	0.167E+00
4 Fosfati	-0.255	0.135	0.045	-1.395	0.736	0.245	0.183E+00
5 Nitrati	0.038	0.115	-0.360	0.320	0.960	-2.998	0.120E+00
6 Roccia a	0.030	0.067	-0.215	0.073	0.165	-0.530	0.404E+00
7 Massi a.	-0.903	-0.214	-0.251	-2.442	-0.578	-0.679	0.370E+00
8 Ciottoli	0.146	0.042	0.110	1.976	0.560	1.488	0.741E-01
9 Ghiaia a	-0.244	-0.213	-0.264	-3.301	-2.883	-3.562	0.740E-01
10 Sabbia a	-0.220	-0.314	-0.141	-3.265	-4.656	-2.091	0.674E-01
11 Limo a.m	-0.260	0.092	0.208	-0.800	0.283	0.639	0.325E+00

Scores that are derived from the scores of taxadata (WA Scores)

FINAL SCORES and raw data totals (weights) for 30 repstaz

	Axis 1	Axis 2	Axis 3	Raw Data Totals
1 CO Pr	2.728648	-0.379274	-0.118635	8.5407

2 R2 Pr	-0.449339	0.546702	0.660728	6.2304
3 R1 Pr	-0.646239	-1.734433	-0.039151	7.8146
4 OC Pr	-0.337703	-0.069894	0.079763	14.0285
5 AB2 Pr	-0.314682	0.306314	0.439084	8.7752
6 AB1 Pr	-0.406575	-0.677071	0.461581	11.6896
7 ARG2 Pr	-0.371007	0.367357	0.751344	14.5526
8 ARG1 Pr	-0.376620	-0.247638	-0.342163	11.1006
9 BA Pr	-0.272286	0.440332	-0.279795	5.8876
10 B Pr	-0.377925	-0.188765	-0.663088	5.4980
11 AR2 Pr	0.755958	1.182981	1.712919	5.7813
12 AR1 Pr	-0.250617	0.445413	0.088721	7.1278
13 CO Est	2.852259	-0.282406	-0.015055	11.2222
14 R2 Est	-0.256435	0.621314	0.242018	8.6637
15 R1 Est	-0.520152	-1.057028	0.145303	11.0460
16 OC Est	-0.337237	-0.235086	0.032050	8.5267
17 AB2 Est	-0.273512	0.174977	0.298832	5.8765
18 AB1 Est	-0.454514	-0.740006	0.452317	12.3580
19 ARG2 Est	-0.250311	0.440439	0.329608	4.6300
20 ARG1 Est	-0.283320	-0.286146	-0.643968	10.1937
21 BA Est	-0.203891	0.624250	-0.215928	2.0047
22 B Est	-0.228418	-0.665414	-1.168419	4.5923
23 AR1 Est	-0.318003	0.276965	0.192523	5.9099
24 LAU Est	0.334362	1.110275	-0.560257	10.2769
25 SC Est	-0.317301	0.598262	0.807363	7.6947
26 CRA Est	0.570879	-1.891295	0.325295	4.3336
27 FA Est	-0.295317	0.513754	-1.277952	11.7690
28 GRA Est	0.341834	0.279491	-0.707009	5.9614
29 COV Est	-0.404528	0.821001	-1.502863	5.1618
30 OLV Est	0.090456	0.584713	-0.171813	10.7558

 Scores that are linear combinations of pardata (LC Scores)
 FINAL SCORES and raw data totals (weights) for 30 repstaz

	Axis 1	Axis 2	Axis 3	Raw Data Totals
1 CO Pr	2.889116	-0.297226	-0.112925	8.5407
2 R2 Pr	-0.502412	0.611718	0.712643	6.2304
3 R1 Pr	-0.589710	-1.165572	0.022657	7.8146
4 OC Pr	-0.220650	-0.157101	-0.001523	14.0285
5 AB2 Pr	-0.278333	0.411630	0.589419	8.7752
6 AB1 Pr	-0.381539	-0.683633	0.518546	11.6896
7 ARG2 Pr	-0.341488	0.294004	0.476992	14.5526
8 ARG1 Pr	-0.476704	-0.548535	-0.232346	11.1006
9 BA Pr	-0.305167	1.187276	-0.521691	5.8876
10 B Pr	-0.431089	-0.300624	-0.723920	5.4980
11 AR2 Pr	0.886778	1.002638	1.509062	5.7813
12 AR1 Pr	-0.442768	0.335235	0.458857	7.1278
13 CO Est	2.646707	-0.316731	0.074227	11.2222
14 R2 Est	-0.114135	0.515062	0.267664	8.6637
15 R1 Est	-0.528769	-1.177967	-0.144028	11.0460
16 OC Est	-0.293391	-0.103100	-0.082430	8.5267
17 AB2 Est	-0.281233	0.405592	0.454876	5.8765
18 AB1 Est	-0.539396	-0.649431	0.493801	12.3580
19 ARG2 Est	-0.122994	0.084631	0.348511	4.6300
20 ARG1 Est	-0.171944	-0.580366	-0.722207	10.1937
21 BA Est	-0.135640	0.991891	-0.557547	2.0047
22 B Est	-0.155921	-0.567968	-0.677596	4.5923
23 AR1 Est	-0.279381	0.322616	0.166537	5.9099
24 LAU Est	0.206960	0.767676	-0.441100	10.2769
25 SC Est	-0.431869	0.582225	0.906098	7.6947
26 CRA Est	0.420258	-1.465185	0.243674	4.3336
27 FA Est	-0.137640	0.400848	-1.103024	11.7690
28 GRA Est	0.300677	0.708728	-1.204392	5.9614
29 COV Est	-0.759511	0.726430	-1.232049	5.1618
30 OLV Est	0.144160	0.637457	-0.165950	10.7558

 FINAL SCORES and raw data totals (weights) for 84 taxadata

	Axis 1	Axis 2	Axis 3	Raw Data Totals
--	--------	--------	--------	--------------------

1	Bangia	-0.378148	-0.075359	0.456736	15.3609
2	carposp	-0.209509	-1.360813	-1.950060	0.5012
3	Batrach	-0.433343	-0.399290	0.645000	2.1630
4	DiaVar	0.278089	1.839298	-1.269444	1.4072
5	Melosira	0.278089	1.839298	-1.269444	0.5012
6	Chroodac	-0.580295	1.394971	2.607665	0.5012
7	Cladoph	-0.263170	0.567565	-0.462343	27.1669
8	Lyngbia	-0.619411	-1.136400	0.842842	3.6465
9	Chantr	-0.063032	0.119704	-2.769917	2.0805
10	MasUnic	-0.458851	0.704414	1.372740	1.2131
11	Anabae	-0.231038	-1.390516	-2.078444	0.5012
12	Cylindro	-0.640538	-1.314252	-0.668670	0.8871
13	Nodular	-0.458851	0.704414	1.372740	0.5012
14	Binucl	-0.512667	-1.637937	1.492326	0.5012
15	Hydrurus	-0.658779	-1.581489	1.443271	1.6108
16	Audouine	-0.162243	1.585215	0.040330	1.6305
17	Lemanea	-0.186533	0.055067	-0.039569	17.7495
18	Mougeot	-0.640538	-1.314252	-0.668670	0.5012
19	Nostoc	-0.119529	0.734134	1.015452	9.4443
20	Oscillat	-0.472283	0.024563	0.443606	10.3549
21	Homeo	-0.717204	-2.227622	0.447555	2.4431
22	Plecton	-0.537968	-1.074115	0.267562	5.1266
23	Phorm	-0.369392	0.440221	1.022216	2.9663
24	Spirogyr	0.084243	0.428325	1.525518	5.4426
25	Be pois	-0.153361	1.234053	0.770311	0.5012
26	Alga glo	-0.675082	1.465634	2.050921	1.1791
27	Alag col	-0.165265	0.202771	1.002984	0.5012
28	Rhizocl	-0.392390	1.239501	1.605308	3.2256
29	Ulothrix	-0.443620	-0.108223	1.131451	3.0873
30	Vaucher	-0.307375	0.764106	0.392654	7.9449
31	Zyg	-0.580295	1.394971	2.607665	0.5012
32	pellia s	-0.451401	1.209155	-3.292808	1.5717
33	Pellia e	-0.518441	-0.526080	-0.718769	4.2851
34	Preissia	-0.579246	-0.720275	-2.083375	0.5012
35	Conoc co	-0.184945	0.960404	-3.174400	1.0546
36	Marchan	-0.682505	-1.582291	0.134094	3.4173
37	Chilosci	2.759053	-0.042181	-1.008299	4.0163
38	Jungerm	-0.209509	-1.360813	-1.950060	0.5012
39	Pel nes	-0.325547	-1.684569	-1.681057	2.3590
40	Palustr	-0.545475	-1.601942	-0.132667	11.1130
41	Oxyrr sp	-0.235745	0.893677	-1.328417	6.4665
42	Brachit	1.332015	-2.863209	0.463892	2.1668
43	Platyhyp	-0.203620	0.289152	-0.402128	28.8965
44	Grimmia	0.564692	-3.510482	0.701271	0.5012
45	Rhyncost	-0.184945	0.960404	-3.174400	0.5012
46	Racomit	0.564692	-3.510482	0.701271	0.5012
47	Cratoneu	-0.233970	-0.043071	-1.032808	3.4322
48	Pla me	-0.341159	0.895284	-0.753035	2.6585
49	Plame un	-0.579246	-0.720275	-2.083375	0.5012
50	Pla ell	-0.209509	-1.360813	-1.950060	0.5182
51	Pla ros	-0.458851	0.704414	1.372740	0.5012
52	Pla ros	-0.458851	0.704414	1.372740	0.5012
53	Hygroam	-0.560500	1.062257	1.691547	2.6656
54	Sclerop	-0.526809	-1.201219	0.059571	4.4081
55	Hygrohyp	-0.512667	-1.637937	1.492326	1.2914
56	Euclad	-0.650353	-2.462248	0.165218	1.6485
57	Fiss pul	-0.373990	0.986237	1.696293	0.5012
58	fis cra	-0.789105	1.524418	-3.442877	1.8095
59	Bryum	-0.583187	-0.903196	0.880749	1.0024
60	Bryum ca	-0.792384	-2.792629	0.065206	0.5012
61	BracSyl	0.193706	1.527303	-0.477589	0.5012
62	Isothec	-0.792384	-2.792629	0.065206	0.5012
63	Tortella	-0.792384	-2.792629	0.065206	0.5012
64	Gymnosto	-0.792384	-2.792629	0.065206	0.5012
65	Fiss riv	-0.594939	0.803200	1.320549	0.5012
66	Orthotri	-0.792384	-2.792629	0.065206	0.5012
67	Apium no	2.048393	0.588293	0.540979	2.9932
68	Ver becc	2.876645	0.310418	1.410524	1.5036
69	Ver anag	3.183996	-0.328217	-0.259811	3.1770
70	Groenlan	3.727024	-0.734376	-0.068633	3.5266
71	Nasturt	2.958839	-0.151589	-0.363185	2.0023
72	Epilob	3.556333	-0.758866	0.213619	0.5012
73	Dig sang	3.556333	-0.758866	0.213619	1.4019
74	Phragmit	3.556333	-0.758866	0.213619	1.2633
75	Polygon	3.556333	-0.758866	0.213619	0.5012
76	Agrostis	0.933514	2.243228	2.757552	1.7742

77	Juncus	1.191548	2.402252	4.342940	0.5012
78	Lycopus	0.692627	1.964777	1.932676	1.0024
79	Rumex	3.882053	-0.712132	-0.324988	0.5012
80	Carex pe	0.193706	1.527303	-0.477589	0.5012
81	PlanMaj	0.278089	1.839298	-1.269444	0.5012
82	MenSuav	0.278089	1.839298	-1.269444	0.5012
83	Verboff	0.278089	1.839298	-1.269444	0.5012
84	Diatom	0.278089	1.839298	-1.269444	1.4072

CORRELATIONS AND BIPLLOT SCORES for 11 pardata

Variable	Correlations*			Biplot Scores		
	Axis 1	Axis 2	Axis 3	Axis 1	Axis 2	Axis 3
1 Velocità	-0.231	-0.179	0.272	-0.199	-0.116	0.160
2 Temperat	-0.190	0.814	-0.166	-0.164	0.526	-0.098
3 C.O.D.	-0.066	-0.338	0.373	-0.057	-0.219	0.220
4 Fosfati	0.009	-0.180	0.316	0.007	-0.116	0.187
5 Nitrati	0.278	0.324	-0.409	0.240	0.209	-0.241
6 Roccia a	-0.154	-0.086	-0.400	-0.133	-0.056	-0.236
7 Massi a.	-0.926	-0.042	-0.147	-0.799	-0.027	-0.087
8 Ciottoli	-0.707	0.292	0.055	-0.610	0.188	0.032
9 Ghiaia a	-0.081	-0.422	-0.454	-0.070	-0.272	-0.268
10 Sabbia a	0.347	-0.599	0.198	0.299	-0.387	0.117
11 Limo a.m	-0.086	-0.196	0.439	-0.074	-0.127	0.259

* Correlations are "intraset correlations" of ter Braak (1986)
 INTER-SET CORRELATIONS for 11 pardata

Variable	Correlations		
	Axis 1	Axis 2	Axis 3
1 Velocità	-0.229	-0.168	0.260
2 Temperat	-0.188	0.766	-0.158
3 C.O.D.	-0.066	-0.318	0.356
4 Fosfati	0.009	-0.169	0.302
5 Nitrati	0.276	0.304	-0.390
6 Roccia a	-0.153	-0.081	-0.382
7 Massi a.	-0.918	-0.039	-0.140
8 Ciottoli	-0.700	0.274	0.052
9 Ghiaia a	-0.080	-0.397	-0.434
10 Sabbia a	0.344	-0.563	0.189
11 Limo a.m	-0.085	-0.184	0.419

Note: Obtain joint plots or biplots by selecting GRAPH, then requesting "Joint plots" from the GRAPH menu.

MONTE CARLO TEST RESULTS -- EIGENVALUES

Axis	Randomized data				
	Real data Eigenvalue	Monte Carlo test, 999 runs			p
	Mean	Minimum	Maximum		
1	0.744	0.494	0.345	0.713	0.0010
2	0.417	0.387	0.296	0.494	
3	0.347	0.335	0.252	0.435	

p = proportion of randomized runs with eigenvalue greater than or equal to the observed eigenvalue; i.e.,
 $p = (1 + \text{no. permutations} \geq \text{observed}) / (1 + \text{no. permutations})$
 p is not reported for axes 2 and 3 because using a simple randomization test for these axes may bias the p values.

MONTE CARLO TEST RESULTS -- SPECIES-ENVIRONMENT CORRELATIONS

Axis	Randomized data				
	Real data Spp-Envr Corr.	Monte Carlo test, 999 runs			p
	Mean	Minimum	Maximum		
1	0.991	0.909	0.816	0.979	0.0010

2	0.941	0.920	0.795	0.978
3	0.955	0.907	0.786	0.968

p = proportion of randomized runs with species-environment
correlation greater than or equal to the observed
species-environment correlation; i.e.,
 $p = (1 + \text{no. permutations} \geq \text{observed}) / (1 + \text{no. permutations})$
p is not reported for axes 2 and 3 because using a simple
randomization test for these axes may bias the p values.

***** Operation completed *****

***** Detrended Correspondence Analysis (DCA) *****

PC-ORD, Version 4.34
 27 Nov 2008, 19:33

DCA Macrofite 2007-2008
 Number of non-zero data items: 377

No downweighting
 Axes are rescaled
 Number of segments: 30
 Threshold: 0.00

Total variance ("inertia") in the species data: 8.4920

----- Axis 1 -----

0.1587646306 = residual at iteration 0
 0.0735020414 = residual at iteration 1
 0.0063545033 = residual at iteration 2
 0.0007803517 = residual at iteration 3
 0.0000910740 = residual at iteration 4
 0.0000123806 = residual at iteration 5
 0.0000015401 = residual at iteration 6
 0.0000002375 = residual at iteration 7
 0.1175348908 = residual at iteration 8
 0.0760733783 = residual at iteration 9
 0.0211782660 = residual at iteration 10
 0.0009803798 = residual at iteration 11
 0.0001069105 = residual at iteration 12
 0.0000053151 = residual at iteration 13
 0.0000006940 = residual at iteration 14
 0.0000002297 = residual at iteration 15
 0.0000004761 = residual at iteration 16
 0.1350771785 = residual at iteration 17
 0.0422011986 = residual at iteration 18
 0.0044783959 = residual at iteration 19
 0.0005458703 = residual at iteration 20
 0.0000685252 = residual at iteration 21
 0.0000098285 = residual at iteration 22
 0.0000013015 = residual at iteration 23
 0.0000001987 = residual at iteration 24
 0.0000001283 = residual at iteration 25
 0.0000001738 = residual at iteration 26
 0.1608103365 = residual at iteration 27
 0.0403394848 = residual at iteration 28
 0.0049365475 = residual at iteration 29
 0.0006245183 = residual at iteration 30
 0.0000905799 = residual at iteration 31
 0.0000118390 = residual at iteration 32
 0.0000017441 = residual at iteration 33
 0.0000002622 = residual at iteration 34
 0.0982341990 = residual at iteration 35
 0.1006794125 = residual at iteration 36
 0.0196472816 = residual at iteration 37
 0.0022410995 = residual at iteration 38
 0.0003010210 = residual at iteration 39
 0.0000342326 = residual at iteration 40
 0.0000046150 = residual at iteration 41
 0.0000005808 = residual at iteration 42
 0.1167413965 = residual at iteration 43
 0.1047187820 = residual at iteration 44
 0.0243549533 = residual at iteration 45
 0.0027030804 = residual at iteration 46
 0.0004325176 = residual at iteration 47
 0.0000478357 = residual at iteration 48
 0.0000076735 = residual at iteration 49
 0.0000008610 = residual at iteration 50
 0.0000000750 = residual at iteration 52
 0.6918296814 = eigenvalue

Length of gradient: 4.105
 Length of segments: 0.39 0.39 0.38 0.36 0.33 0.29 0.24 0.20 0.17 0.15
 Length of segments: 0.14 0.14 0.13 0.12 0.10 0.10 0.10 0.10 0.10 0.09

Length of segments: 0.09
 Length of gradient: 5.829

Length of gradient: 6.146
 Length of segments: 0.20 0.20 0.20 0.19 0.17 0.17 0.17 0.18 0.19 0.19
 Length of segments: 0.20 0.20 0.21 0.22 0.23 0.24 0.25 0.24 0.23 0.22
 Length of segments: 0.20 0.19 0.18 0.18 0.18 0.17 0.18 0.19 0.19 0.19
 Length of segments: 0.19
 Length of gradient: 6.026

----- Axis 2 -----

0.1395392120 = residual at iteration 0
 0.0514806658 = residual at iteration 1
 0.0087818895 = residual at iteration 2
 0.0050310628 = residual at iteration 3
 0.0008714310 = residual at iteration 4
 0.0005487939 = residual at iteration 5
 0.0001084864 = residual at iteration 6
 0.0000707595 = residual at iteration 7
 0.0000142394 = residual at iteration 8
 0.0000093845 = residual at iteration 9
 0.0000018973 = residual at iteration 10
 0.0000012985 = residual at iteration 11
 0.0000003576 = residual at iteration 12
 0.0000001837 = residual at iteration 13
 0.0000000765 = residual at iteration 14
 0.4305833280 = eigenvalue

Length of gradient: 3.191
 Length of segments: 0.18 0.20 0.26 0.31 0.31 0.31 0.29 0.27 0.23 0.19
 Length of segments: 0.14 0.12 0.11 0.10 0.09 0.09
 Length of gradient: 3.819

Length of gradient: 3.891
 Length of segments: 0.18 0.18 0.17 0.18 0.20 0.21 0.20 0.20 0.20 0.20
 Length of segments: 0.21 0.22 0.22 0.21 0.19 0.18 0.17 0.18 0.19 0.19
 Length of gradient: 3.884

----- Axis 3 -----

0.1027300805 = residual at iteration 0
 0.0393608697 = residual at iteration 1
 0.0166683681 = residual at iteration 2
 0.0073795430 = residual at iteration 3
 0.0019102417 = residual at iteration 4
 0.0007487859 = residual at iteration 5
 0.0002009755 = residual at iteration 6
 0.0000806388 = residual at iteration 7
 0.0000220806 = residual at iteration 8
 0.0000089997 = residual at iteration 9
 0.0000025055 = residual at iteration 10
 0.0000010316 = residual at iteration 11
 0.0000003175 = residual at iteration 12
 0.0623763502 = residual at iteration 13
 0.0094586862 = residual at iteration 14
 0.0126968371 = residual at iteration 15
 0.0005598970 = residual at iteration 16
 0.0002447056 = residual at iteration 17
 0.0000342398 = residual at iteration 18
 0.0000153768 = residual at iteration 19
 0.0000029581 = residual at iteration 20
 0.0000013299 = residual at iteration 21
 0.0000002907 = residual at iteration 22
 0.0000003728 = residual at iteration 23
 0.0000003191 = residual at iteration 24
 0.0737253278 = residual at iteration 25
 0.0165456515 = residual at iteration 26
 0.0062838630 = residual at iteration 27
 0.0010718665 = residual at iteration 28
 0.0004223099 = residual at iteration 29
 0.0000806086 = residual at iteration 30

0.0000328685 = residual at iteration 31
 0.0000063961 = residual at iteration 32
 0.0000026438 = residual at iteration 33
 0.0000005134 = residual at iteration 34
 0.0000002479 = residual at iteration 35
 0.0000002052 = residual at iteration 36
 0.0725594461 = residual at iteration 37
 0.0146061862 = residual at iteration 38
 0.0056447578 = residual at iteration 39
 0.0003398499 = residual at iteration 40
 0.0001308164 = residual at iteration 41
 0.0000153880 = residual at iteration 42
 0.0000072229 = residual at iteration 43
 0.0000011042 = residual at iteration 44
 0.0000008117 = residual at iteration 45
 0.0000001980 = residual at iteration 46
 0.0803077966 = residual at iteration 47
 0.0119788526 = residual at iteration 48
 0.0050171949 = residual at iteration 49
 0.0005961084 = residual at iteration 50
 0.0008669744 = residual at iteration 60
 0.0004751488 = residual at iteration 70
 0.0005707361 = residual at iteration 80
 0.0005792539 = residual at iteration 90
 0.0077996524 = residual at iteration 100
 0.0000054236 = residual at iteration 110
 0.0000000758 = residual at iteration 114
 0.3268000782 = eigenvalue

Length of gradient: 2.382
 Length of segments: 0.23 0.27 0.29 0.30 0.29 0.27 0.25 0.19 0.11 0.06
 Length of segments: 0.06 0.06
 Length of gradient: 3.446

Length of gradient: 3.551
 Length of segments: 0.14 0.15 0.17 0.21 0.23 0.24 0.24 0.23 0.23 0.22
 Length of segments: 0.22 0.22 0.21 0.18 0.16 0.16 0.16 0.17
 Length of gradient: 3.389

DCA Macrofite 2007-2008

SPECIES SCORES

N	NAME	AX1	AX2	AX3	RANKED 1 EIG= 0.69183	RANKED 2 EIG= 0.43058
1	Chara	550	304	108	90 Epilob 674	46 Jungerm 500
2	Bangia	202	126	154	91 Dig sang 674	3 carposp 500
3	carposp	146	500	444	92 Phragmit 674	54 Grimmia 480
4	Batrach	205	93	105	93 Polygon 674	56 Racomit 480
5	DiaVar	505	-63	378	88 Groenlan 654	61 Pla ell 465
6	Melosira	505	-63	378	100 Rumex 636	79 Rac aqu 438
7	Chroodac	221	38	299	86 Ver anag 617	80 Hyg ochr 438
8	similcla	347	429	79	45 Chilosci 603	57 Tham alo 438
9	Cladoph	337	159	191	85 Ver becc 587	8 similcla 429
10	Lyngbia	189	154	93	89 Nasturt 559	64 Rhync co 429
11	Oedofoni	550	304	108	84 Apium no 554	37 Gymno 429
12	Merism	221	200	-37	11 Oedofoni 550	38 pedino 429
13	Chantr	262	299	314	1 Chara 550	51 Brachit 424
14	MasUnic	141	-7	-31	102 Spargani 550	78 Eurhy s 417
15	Anabae	140	341	325	103 Iridacea 550	42 Conoc po 398
16	Cylindro	129	222	-46	104 Scirpus 550	47 Pel nes 396
17	Nodular	141	-7	-31	107 Verboff 505	70 fis cra 374
18	Binucl	119	164	-8	5 DiaVar 505	39 pelli s 361
19	Hydrurus	122	136	5	6 Melosira 505	43 Conoc co 351
20	Audouine	194	259	7	105 PlanMaj 505	52 Brac rut 351
21	Lemanea	312	296	139	106 MenSuav 505	55 Rhyncost 351
22	Mougeot	129	222	-46	108 Diatom 505	58 Cratoneu 346
23	Nostoc	311	22	62	94 Agrostis 504	15 Anabae 341
24	Spirulin	423	-6	345	98 Juncus 504	1 Chara 304
25	Oscillat	313	48	150	51 Brachit 474	11 Oedofoni 304
26	Homeo	104	159	133	99 Lycopus 471	102 Spargani 304
27	Plecton	140	39	97	54 Grimmia 447	103 Iridacea 304

28 Phorm	144	28	-9	56 Racomit	447	104 Scirpus	304
29 Spirogyr	419	30	52	24 Spirulin	423	13 Chantr	299
30 Be pois	179	237	40	29 Spirogyr	419	21 Lemanea	296
31 Alga glo	47	215	156	52 Brac rut	416	89 Nasturt	291
32 Alag col	155	64	166	79 Rac aqu	407	40 Pellia e	277
33 Rhizocl	229	208	198	80 Hyg ochr	407	100 Rumex	276
34 Ulothrix	199	24	52	57 Tham alo	407	59 Pla me	271
35 Vaucher	149	102	81	73 BracSyl	398	20 Audouine	259
36 Zyg	237	-52	275	78 Eurhy s	379	53 Platyhyp	254
37 Gymno	347	429	79	101 Carex pe	379	30 Be pois	237
38 pedino	347	429	79	83 Eq. Palu	354	16 Cylindro	222
39 pellia s	235	361	67	8 similcla	347	22 Mougeot	222
40 Pellia e	52	277	80	64 Rhync co	347	41 Preissia	221
41 Preissia	149	221	236	37 Gymno	347	88 Groenlan	216
42 Conoc po	308	398	16	38 pedino	347	31 Alga glo	215
43 Conoc co	151	351	37	9 Cladoph	337	33 Rhizocl	208
44 Marchan	6	196	125	53 Platyhyp	318	72 Bryum ca	204
45 Chilosci	603	93	294	25 Oscillat	313	74 Isothec	204
46 Jungerm	146	500	444	21 Lemanea	312	75 Tortella	204
47 Pel nes	129	396	390	23 Nostoc	311	76 Gymnosto	204
48 Dydimon	221	200	-37	42 Conoc po	308	81 Orthotri	204
49 Palustr	92	203	96	59 Pla me	296	49 Palustr	203
50 Oxyrr sp	292	170	36	60 Plame un	293	87 pian spi	200
51 Brachit	474	424	-51	50 Oxyrr sp	292	48 Dydimon	200
52 Brac rut	416	351	-48	77 Fiss riv	265	12 Merism	200
53 Platyhyp	318	254	269	13 Chantr	262	44 Marchan	196
54 Grimmia	447	480	14	82 Equi sp	254	68 Euclad	182
55 Rhyncost	151	351	37	97 Cyper	254	50 Oxyrr sp	170
56 Racomit	447	480	14	96 geran	254	86 Ver anag	169
57 Tham alo	407	438	-113	95 Stel med	254	67 Hygrohyp	164
58 Cratoneu	204	346	356	70 fis cra	249	18 Binucl	164
59 Pla me	296	271	154	36 Zyg	237	9 Cladoph	159
60 Plame un	293	55	316	39 pellia s	235	26 Homeo	159
61 Pla ell	231	465	400	61 Pla ell	231	66 Sclerop	157
62 Pla ros	141	-7	-31	33 Rhizocl	229	10 Lyngbia	154
63 Pla ros	141	-7	-31	12 Merism	221	91 Dig sang	149
64 Rhync co	347	429	79	48 Dydimon	221	90 Epilob	149
65 Hygroam	95	46	12	87 pian spi	221	92 Phragmit	149
66 Sclerop	104	157	69	7 Chroodac	221	93 Polygon	149
67 Hygrohyp	119	164	-8	4 Batrach	205	19 Hydrurus	136
68 Euclad	97	182	158	58 Cratoneu	204	71 Bryum	131
69 Fiss pul	140	26	-7	2 Bangia	202	2 Bangia	126
70 fis cra	249	374	156	34 Ulothrix	199	35 Vaucher	102
71 Bryum	66	131	4	20 Audouine	194	4 Batrach	93
72 Bryum ca	-123	204	171	10 Lyngbia	189	45 Chilosci	93
73 BracSyl	398	47	292	30 Be pois	179	85 Ver becc	84
74 Isothec	-123	204	171	32 Alag col	155	77 Fiss riv	69
75 Tortella	-123	204	171	43 Conoc co	151	32 Alag col	64
76 Gymnosto	-123	204	171	55 Rhyncost	151	84 Apium no	57
77 Fiss riv	265	69	68	35 Vaucher	149	60 Plame un	55
78 Eurhy s	379	417	-71	41 Preissia	149	25 Oscillat	48
79 Rac aqu	407	438	-113	3 carposp	146	73 BracSyl	47
80 Hyg ochr	407	438	-113	46 Jungerm	146	65 Hygroam	46
81 Orthotri	-123	204	171	28 Phorm	144	27 Plecton	39
82 Equi sp	254	-133	235	17 Nodular	141	7 Chroodac	38
83 Eq. Palu	354	7	306	14 MasUnic	141	29 Spirogyr	30
84 Apium no	554	57	262	63 Pla ros	141	28 Phorm	28
85 Ver becc	587	84	-27	62 Pla ros	141	69 Fiss pul	26
86 Ver anag	617	169	250	15 Anabae	140	101 Carex pe	24
87 pian spi	221	200	-37	69 Fiss pul	140	34 Ulothrix	24
88 Groenlan	654	216	158	27 Plecton	140	23 Nostoc	22
89 Nasturt	559	291	198	22 Mougeot	129	83 Eq. Palu	7
90 Epilob	674	149	233	16 Cylindro	129	99 Lycopus	-2
91 Dig sang	674	149	233	47 Pel nes	129	24 Spirulin	-6
92 Phragmit	674	149	233	19 Hydrurus	122	62 Pla ros	-7
93 Polygon	674	149	233	67 Hygrohyp	119	63 Pla ros	-7
94 Agrostis	504	-23	4	18 Binucl	119	17 Nodular	-7
95 Stel med	254	-133	235	26 Homeo	104	14 MasUnic	-7
96 geran	254	-133	235	66 Sclerop	104	94 Agrostis	-23
97 Cyper	254	-133	235	68 Euclad	97	98 Juncus	-38
98 Juncus	504	-38	-74	65 Hygroam	95	36 Zyg	-52
99 Lycopus	471	-2	-32	49 Palustr	92	105 PlanMaj	-63
100 Rumex	636	276	81	71 Bryum	66	108 Diatom	-63
101 Carex pe	379	24	300	40 Pellia e	52	6 Melosira	-63
102 Spargani	550	304	108	31 Alga glo	47	107 Verboff	-63
103 Iridacea	550	304	108	44 Marchan	6	5 DiaVar	-63
104 Scirpus	550	304	108	74 Isothec	-123	106 MenSuav	-63

105 PlanMaj	505	-63	378	81 Orthotri	-123	95 Stel med	-133
106 MenSuav	505	-63	378	75 Tortella	-123	97 Cyper	-133
107 Verboff	505	-63	378	72 Bryum ca	-123	82 Equi sp	-133
108 Diatom	505	-63	378	76 Gymnosto	-123	96 geran	-133

DCA Macrofite 2007-2008

SAMPLE SCORES - WHICH ARE WEIGHTED MEAN SPECIES SCORES

N	NAME	AX1	AX2	AX3	RANKED 1		RANKED 2			
					EIG= 0.69183		EIG= 0.43058			
1	CO Pr	576	197	168	13	CO Est	602	35	CRA Est	388
2	R2 Pr	141	171	131	1	CO Pr	576	22	B Est	371
3	R1 Pr	0	206	115	27	NI Pr	482	26	CRA Pr	369
4	OC Pr	234	142	116	11	AR2 Pr	438	28	FA Pr	311
5	AB2 Pr	222	109	102	33	LAU Est	434	38	COV Est	272
6	AB1 Pr	205	164	110	35	CRA Est	406	31	COV Pr	255
7	ARG2 Pr	221	79	85	26	CRA Pr	383	36	FA Est	254
8	ARG1 Pr	221	199	114	37	GRA Est	369	21	BA Est	242
9	BA Pr	312	156	118	32	OLV Pr	347	20	ARG1 Est	236
10	B Pr	239	193	195	39	OLV Est	331	3	R1 Pr	206
11	AR2 Pr	438	37	44	24	LAU Pr	324	14	R2 Est	200
12	AR1 Pr	313	172	160	28	FA Pr	324	8	ARG1 Pr	199
13	CO Est	602	148	228	29	GRA Pr	324	1	CO Pr	197
14	R2 Est	252	200	145	12	AR1 Pr	313	10	B Pr	193
15	R1 Est	173	151	145	9	BA Pr	312	37	GRA Est	186
16	OC Est	231	158	164	17	AB2 Est	297	27	NI Pr	184
17	AB2 Est	297	136	147	23	AR1 Est	297	39	OLV Est	181
18	AB1 Est	207	147	113	31	COV Pr	296	12	AR1 Pr	172
19	ARG2 Est	231	134	150	38	COV Est	295	2	R2 Pr	171
20	ARG1 Est	223	236	223	21	BA Est	290	32	OLV Pr	168
21	BA Est	290	242	151	30	ORT Pr	284	23	AR1 Est	164
22	B Est	224	371	338	34	SC Aut	277	6	AB1 Pr	164
23	AR1 Est	297	164	174	14	R2 Est	252	16	OC Est	158
24	LAU Pr	324	144	184	25	SC Pr	251	25	SC Pr	158
25	SC Pr	251	158	86	10	B Pr	239	9	BA Pr	156
26	CRA Pr	383	369	0	4	OC Pr	234	15	R1 Est	151
27	NI Pr	482	184	142	36	FA Est	232	13	CO Est	148
28	FA Pr	324	311	130	16	OC Est	231	18	AB1 Est	147
29	GRA Pr	324	137	189	19	ARG2 Est	231	24	LAU Pr	144
30	ORT Pr	284	0	142	22	B Est	224	4	OC Pr	142
31	COV Pr	296	255	181	20	ARG1 Est	223	29	GRA Pr	137
32	OLV Pr	347	168	168	5	AB2 Pr	222	17	AB2 Est	136
33	LAU Est	434	58	264	8	ARG1 Pr	221	19	ARG2 Est	134
34	SC Aut	277	129	188	7	ARG2 Pr	221	34	SC Aut	129
35	CRA Est	406	388	36	18	AB1 Est	207	5	AB2 Pr	109
36	FA Est	232	254	142	6	AB1 Pr	205	7	ARG2 Pr	79
37	GRA Est	369	186	220	15	R1 Est	173	33	LAU Est	58
38	COV Est	295	272	190	2	R2 Pr	141	11	AR2 Pr	37
39	OLV Est	331	181	183	3	R1 Pr	0	30	ORT Pr	0

***** Calculations finished *****

RINGRAZIAMENTI

*Il mio tutor, dott. **Lucio LUCADAMO**, e la dott.ssa **Luana GALLO**, per la grande professionalità e disponibilità, ma soprattutto per i consigli, l'amicizia e l'affetto **sempre e comunque** prodigatomi.*

*La dott.ssa **Maria Rita MINCIARDI** della Sezione di Biologia Ambientale e Conservazione della Natura dell'ENEA di Saluggia (VC), per il suo ruolo impagabile di guida scientifica, per l'entusiasmo trasmessomi nel corso di tutta l'attività sperimentale e per le sue doti di umanità e disponibilità di cui la sottoscritta è stata testimone.*

*La dott.ssa **Daniela SPADA** della Sezione di Biologia Ambientale e Conservazione della Natura dell'ENEA di Saluggia (VC), per l'abnegazione e l'applicazione mostrate nelle tante ore di lavoro condivise, per la pazienza dimostratami e per il ricordo di una splendida esperienza lontana dagli affetti consueti ma vicina ad affetti nuovi.*

*La dott.ssa **Anna CORAPI**, validissimo aiuto in tutte le attività di questo percorso, ma soprattutto una nuova amica..*

*La dott.ssa **Serafina VIZZA** per il suo "enorme" contributo professionale ed umano...*