

Analisi delle comunità a macrofite del fiume Oglio sublacuale: prime evidenze per una loro valutazione eco-funzionale

Rossano Bolpagni*, Alex Laini, Erica Racchetti, Marco Bartoli, Pierluigi Viaroli

Dipartimento di Scienze Ambientali, Università degli Studi di Parma, Via G.P. Usberti 33/A – 43124 Parma

* *Referente per la corrispondenza: rossano@dsa.unipr.it*

Pervenuto il 31.7.2012, accettato il 7.8.2012

Riassunto

Nella Pianura Padana centro-orientale, la quasi totalità del reticolo idrografico e degli ambiti perifluviali si connota per profonde modificazioni strutturali e funzionali riconducibili alla presenza invasiva dell'agricoltura meccanizzata e a uno sviluppo urbanistico intenso. Questa situazione si traduce in una rilevante alterazione delle caratteristiche morfologiche, idrauliche e chimico-fisiche dei corsi d'acqua che promuove la diffusione di comunità di produttori primari banali e semplificate, caratterizzate da una bassa complessità e da elevati livelli d'emerobia.

Il presente studio, compreso in un progetto più ampio finalizzato all'analisi delle proprietà eco-funzionali delle biocenosi del fiume Oglio sublacuale in relazione alla modulazione del deflusso minimo vitale del fiume e alle sue attuali condizioni idro-morfologiche, è indirizzato all'analisi della struttura e diversità dei popolamenti a macrofite. Nel corso della stagione vegetativa 2009 sono stati analizzati i popolamenti vegetali acquatici di trenta stazioni, collocate tra l'incile del Lago d'Iseo e la foce in Po (per complessivi 154 km). I dati raccolti sono serviti 1) per caratterizzare struttura e composizione dei popolamenti di produttori primari e 2) per quantificare il livello trofico mediante il calcolo dell'*Indice Biologique Macrophytique en Rivière*. In questa sede si procederà alla discussione dei risultati ottenuti con particolare riferimento alla valutazione dello stato di conservazione del sistema fluviale.

PAROLE CHIAVE: corsi d'acqua potamali / idrofite / macroalghe filamentose / idro-morfologia / IBMR

A preliminary eco-functional analysis of aquatic macrophyte communities of the Oglio River

Across the 19th century, in developed countries riverscapes have been intensely transformed by human activities in order to obtain energy, drinking- and irrigation-water, and to guarantee hydraulic security. For example, in the Po plain water diversion, dams and channelization have highly impacted rivers ecological integrity, affecting both nutrient and hydrological cycles. As a consequence riverine macrophyte communities are subjected to multiple stressors that affect structure and diversity, enhancing the dominance of opportunistic plant species and the hyper-simplification of aquatic primary producer communities and life-growth forms spectrum.

The present study is part of a more wide-ranging project examining effects of minimum vital flow on riverine biotic communities in the light of the current hydro-morphological fluvial conditions. In summer 2009, the macrophyte assemblages were described in 30 different river reaches along the lower Oglio River stretch (154 km). This research was finalized 1) to evaluate the ecological status of the Oglio River using the *Indice Biologique Macrophytique en Rivière* and 2) to recognize trends in terms of structural diversity and species composition along the river's low course. In this paper, we focus our investigation on the assessment of conservation status of the Oglio River.

KEY WORDS: potamal rivers / hydrophytes / filamentous macroalgae / hydro-morphology / IBMR

INTRODUZIONE

Negli ecosistemi acquatici le comunità di produttori primari rivestono un ruolo fondamentale in termini eco-funzionali e metabolici, regolandone, di fatto, catene e relazioni trofiche. La produzione primaria di un dato corpo idrico è riconducibile a due differenti macrogruppi rappresentati rispettivamente dalle macrofite e dalle microalghe. Al primo gruppo, privo di valore sistematico, si possono ricondurre Fanerogame, Pteridofite, Briofite e macroalghe, sia alghe pluricellulari (ad es. quelle ascritte ai generi *Chara*, *Cladophora*, ecc.) che coloniali (ad es. quelle ascritte ai generi *Zygnema*, *Ulothrix*, ecc.), che colonizzano gli ambienti acquatici e sono macroscopicamente visibili; al secondo gruppo si attribuiscono le microalghe a loro volta ripartite in fitoplancton e microfitobenthos (diatomee).

Secondo le indicazioni della Direttiva Quadro sulle Acque (WFD) (CE, 2000) i tre gruppi (macrofite, fitoplancton e diatomee) vanno caratterizzati separatamente per procedere all'analisi dello stato di conservazione dei corpi idrici. La WFD riconduce, dunque, lo sforzo di valutazione relativo agli elementi biologici autotrofi ai soli popolamenti vegetali che colonizzano il corpo idrico propriamente detto (Fanerogame acquatiche e Anfifite, macroalghe, fitoplancton e microfitobenthos). Attraverso approfondite campagne di monitoraggio è stato possibile verificare i diversi gradi di sensibilità delle macrofite nei confronti dei macro- e micro-inquinanti: esse possono, infatti, essere considerate dei buoni indicatori ambientali. I dati di presenza e abbondanza dei singoli *taxa* sono stati pertanto proposti e ampiamente impiegati come *proxy* della qualità delle acque e del livello di alterazione dei corpi idrici (CAFFREY, 1987; HAURY *et al.*, 1996; 2000).

È noto, però, che lo stato ecologico di un corso d'acqua è profondamente influenzato anche dal livello di conservazione della vegetazione riparia (comunità pioniere erbacee, arbustive e arboree) e, quindi, non esclusivamente acquatica; anzi, recentemente si è andata affermando una nuova disciplina, la biogeomorfologia, che ha ampiamente verificato l'esistenza di reciproci legami tra tendenze evolutive della vegetazione riparia ed evoluzione delle unità geomorfologiche fluviali (CORENBLIT *et al.*, 2007). Di conseguenza, l'approccio valutativo da impiegare per analizzare lo stato di compromissione di un ecosistema acquatico deve superare i limiti della semplice descrizione naturalistica e floristico-vegetazionale (intesa come descrizione della diversità in specie e habitat di un dato ecosistema acquatico) delle comunità acquatiche, porrendo attenzione ai processi che sostengono e connotano l'evoluzione dei microhabitat fluviali, un aspetto di rilievo per la valutazione complessiva

del sistema fluviale. Solo integrando le informazioni relative: i) alla struttura (verticale e orizzontale), ii) allo stadio evolutivo e iii) alla composizione floristica (rapporto tra specie autoctone e alloctone) è possibile giungere a un'appropriata caratterizzazione e descrizione dello stato di conservazione di una formazione vegetale.

In termini generali, le relazioni esistenti tra distribuzione e ricchezza compositiva delle comunità macrofite e parametri chimico-fisici delle acque (conducibilità, alcalinità, pH, nutrienti inorganici, ecc.) sono state ampiamente indagate. Numerosi autori hanno evidenziato come la semplicità strutturale delle comunità dei tratti sommitali dei torrenti montani sia dipendente dal prevalere di condizioni di una maggiore acidità, bassa conducibilità e tassi di mineralizzazione più contenuti rispetto alle acque degli ambiti planiziali caratterizzate da valori di pH neutri o solo debolmente acidi, tenori elevati in nutrienti e comunità maggiormente strutturate in termini di diversità specifica e biomasse (THIÉBAUT e MULLER, 1999). Globalmente condivise sono, inoltre, le evidenze sugli effetti portati alle comunità dei produttori primari acquatici da un eccesso di disponibilità di nutrienti (in particolare di fosforo e azoto). L'aumento della disponibilità di nutrienti si traduce in una progressiva trasformazione compositiva delle comunità di produttori primari rimodulando i meccanismi di competizione che strutturano i popolamenti in natura (SCHEFFER *et al.*, 2003). In assenza di limitazioni da nutrienti, la competizione per la luce tra gli organismi autotrofi si traduce in un depauperamento delle comunità in termini di eterogeneità compositiva e strutturale, e nello scatenamento di eventi di iper-proliferazione cui seguono frequentemente stadi pulsanti distrofici (VIAROLI *et al.*, 2008). Tali evidenze hanno rilevato l'urgenza di avviare indagini in grado di integrare i principali componenti di un dato ecosistema, di tipo biotico e abiotico, per delineare correttamente i processi in atto e modellarne i trend evolutivi.

In tale ottica dal 2009, è stato avviato uno studio pluriennale delle comunità a macrofite del tratto sublacuale del fiume Oglio nell'ambito di un progetto più ampio finalizzato alla caratterizzazione degli effetti ecosistemici della modulazione del deflusso minimo vitale (DMV) sulle biocenosi e la qualità chimico-fisica del fiume. L'ipotesi sperimentale alla base della presente indagine è che le variazioni di portata dovute agli usi delle acque possano influenzare lo sviluppo delle cenosi a macrofite nei tratti potamali, soprattutto nel periodo estivo. Lo studio ha riguardato i popolamenti a macrofite del fiume Oglio sublacuale rispetto alle tre unità fisionomico-strutturali (in termini idro-morfologici) che connotano il tratto di fiume in esame in

relazione alle attuali condizioni idro-morfologiche: tratti bacinizzati posti a monte di una traversa, tratti ritrali posti a valle di una traversa e tratti potamali in presenza di flusso continuo. Gli obiettivi del presente lavoro sono: 1) caratterizzare composizione e struttura delle cenosi acquatiche, e 2) calcolare l'IBMR (*Indice Biologique Macrophytique en Riviere*; AFNOR, 2003; HAURY *et al.*, 2006) per ciascuna sezione fluviale analizzata.

MATERIALI E METODI

Area di studio

Il fiume Oglio ha origine a Ponte di Legno (BS) alla confluenza dei torrenti Frigidolfo, proveniente dal Gavia, alle pendici del Corno Tre Signori (3360 metri), e Narcanello, proveniente dalla Val Sozzine, al confine tra la Lombardia ed il Trentino Alto Adige. Il suo bacino idrografico interessa un'area di 6.649 km². In uscita dal lago d'Iseo, le acque del fiume oltrepassano un primo sbarramento costituito dalla diga di Sarnico, che ne regola il deflusso in alveo e sancisce l'inizio del tratto di fiume sublacuale, oggetto di studio del presente lavoro, che scorre per una lunghezza complessiva di circa 154 km prima di confluire nel fiume Po (Fig. 1). I più importanti affluenti dell'Oglio sublacuale sono i fiumi Mella e Chiese, mentre tra i tributari minori figurano il torrente Cherio, il fiume Strone e diversi canali artificiali

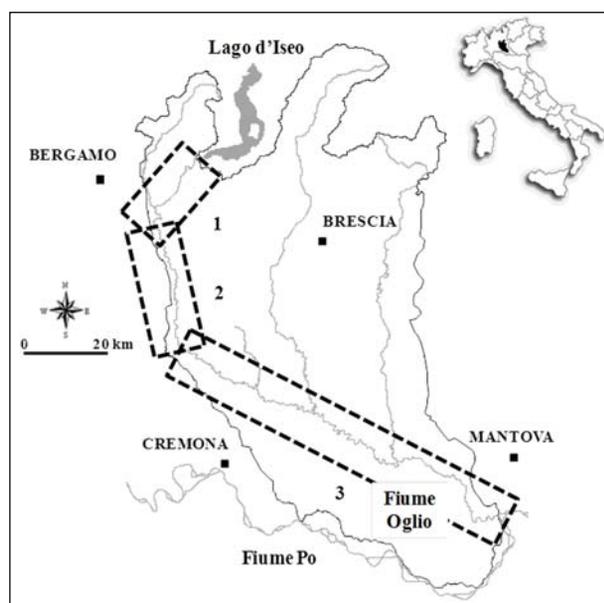


Fig. 1. Bacino del fiume Oglio sublacuale. Si riporta l'individuazione spaziale delle tre unità morfologico-strutturali del fiume: 1) settore bacinizzato/sotteso (lungo ~23 km); 2) settore ritrale (lungo ~34 km); e 3) settore potamale (lungo ~99 km).

che confluiscono nel medio-basso corso del fiume, dopo aver attraversato aree a prevalente uso agricolo. Il regime idrologico risulta fortemente influenzato da derivazioni a scopo idroelettrico ed irriguo, che ne determinano fluttuazioni stagionali e giornaliere connesse ai cicli produttivi. Il Programma di Tutela ed Uso delle Acque della Regione Lombardia (REGIONE LOMBARDA, 2006) evidenzia l'incidenza sia dell'agricoltura che delle aree urbane in tutto il bacino sublacuale. Dalla Carta della Vulnerabilità della Regione Lombardia, elaborata in attuazione della Direttiva 91/676/CEE ("Direttiva Nitrati"), risulta infine che buona parte dell'area pedecollinare ricade tra le "zone vulnerabili da nitrati di provenienza agro-zootecnica" o in generale tra le zone di attenzione (SOANA *et al.*, 2011).

In base alla gestione delle derivazioni presenti nel corso sublacuale, il fiume può essere suddiviso in due tratti separati: A) dalla diga di Sarnico alla traversa Naviglio Grande Pallavicino, in comune di Calcio (circa 55 km lineari); in questo tratto sono comprese le derivazioni facenti parte del sistema idrico regolato del fiume Oglio, cioè quel sistema di utenze che derivano le acque regolate mediante l'escursione dei livelli del lago d'Iseo, in particolare sono presenti sei derivazioni idroelettriche e 16 derivazioni irrigue; B) a valle della traversa del Naviglio Grande Pallavicino fino alla foce in Po (circa 100 km lineari); questo tratto comprende le derivazioni non coordinate tra loro, ma dotate di singola concessione di derivazione. Al primo tratto sono da ricondurre due unità fisionomico-strutturali: i settori bacinizzati (tratti posti a monte di uno sbarramento), caratterizzati da una buona qualità chimico-fisica delle acque ma da numerose interruzioni del *continuum* idrologico (settore 1 in Fig. 1), e i settori ritrali/sottesi che corrispondono ai tratti di fiume sottesi a uno sbarramento (settore 2 in Fig. 1), caratterizzati da una minore qualità chimico-fisica delle acque e una progressiva riduzione dell'alterazione idrologica. Il tratto B è quello propriamente potamale (che corrisponde alla terza unità fisionomico-strutturale, settore 3 in Fig. 1), escluso il corso di fiume posto a monte della soglia di Isola Dovarese (CR) in corrispondenza della quale circa 4-6 km di fiume sono da ricondurre al settore "bacinizzato". In generale, tale tratto è caratterizzato da un netto scadimento della qualità chimico-fisica delle acque rispetto ai settori ritrali/sottesi posti a monte e da una complessiva ricostituzione del *continuum* idrologico.

Analisi delle comunità a macrofite e calcolo dell'IBMR

Complessivamente sono state indagate le comunità di macrofite in 30 stazioni fluviali (10 repliche per ciascuna delle tre unità fisionomico-strutturali del fiume).

me) nel corso della stagione vegetativa 2009, in accordo al "Protocollo di campionamento e analisi per le macrofite delle acque correnti" (APAT, 2007). In sintesi, per l'applicazione dell'IBMR, si è proceduto: 1) all'individuazione di un tratto omogeneo fluviale (variabile in lunghezza tra i 50 e 100 m lineari), e 2) alla successiva caratterizzazione del popolamento macrofitico ivi presente. Nello specifico si è provveduto: a) alla determinazione della percentuale di copertura complessiva della macrofite rispetto alla superficie del tratto fluviale indagato; b) al censimento di tutte le specie di produttori primari in esso presenti; c) alla determinazione della percentuale di copertura di ogni singolo *taxon* individuato rispetto alla copertura totale. I valori di copertura, sia complessiva che individuale, sono espressi con valori multipli di 5, attraverso una scala numerica che va da 5 a 100; ai *taxa* con presenza solo puntuale (< del 5%) si è assegnato il valore +. Per i necessari approfondimenti di tipo metodologico si rimanda ad AFNOR (2003), HAURY *et al.* (2006) e MINCIARDI *et al.* (2009). Le differenze tra i valori di IBMR tra unità fisionomico-strutturali del fiume sono state testate con analisi della varianza a una via (one-way ANOVA) (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2010).

L'analisi del materiale biologico raccolto in campo per la successiva determinazione tassonomica di laboratorio (specialmente per componente briologica e macroalgale) è stata effettuata al microscopio ottico e allo stereomicroscopio; l'inquadramento sistematico è stato precisato utilizzando i seguenti riferimenti: per le fanerogame PIGNATTI (1982), CONTI *et al.* (2005; 2007), CELESTI-GRAPPOW *et al.* (2009); per le briofite CORTINI PEDROTTI (2001; 2005); per le macroalghie BOURELLY (1966), JOHN *et al.* (2002) e BAZZICHELLI e ABDELAHAD (2009).

RISULTATI

Nel corso della stagione estiva 2009 lungo il fiume Oglio sublacuale i *taxa* macrofitici individuati sono stati 55 (γ -diversità), di cui 38 spermatofite, una pteridofita (*Salvinia natans*), 3 briofite e 13 tra Chlorophyceae e Cyanophyta (Tab. I). Per molte macroalghie coloniali e cianobatteri l'accuratezza della determinazione si è fermata a livello di genere, come richiesto dal protocollo d'indagine e come previsto dalla metodica IBMR. Analizzando la rappresentatività di ciascun gruppo tassonomico identificato (spermatofite, pteridofite, briofite e macroalghie), si può osservare come gran parte della γ -diversità floristica del fiume Oglio sia rappresentata da spermatofite (pari al 69% della diversità complessiva) anche se, considerando le percentuali di copertura-abbondanza, nel complesso, queste specie sono in grado mediamente di colonizzare meno del 20% dei settori fluviali delle stazioni analizzate ($17 \pm 23\%$: media \pm deviazione standard) (Fig. 2). Le

specie maggiormente diffuse si sono rivelate, invece, *Oscillatoria* sp. pl., *Spirogyra* sp. pl., e *Cladophora glomerata*, due gruppi e un *taxon* macro-algali caratteristici di ambienti da meso-eutrofici a ipertrofici (HAURY *et al.*, 2006). *Myriophyllum spicatum* è, invece, la specie superiore maggiormente rappresentata (con una frequenza pari al 20%); un'entità ad ampia valenza ecologica considerata indicatrice di ambienti perturbati (TOMASELLI *et al.*, 2003). Nel complesso la rappresentatività delle piante superiori rivela un'estrema variabilità tra stazioni (Tab. II). La percentuale di copertura media complessiva a carico delle macrofite (\pm deviazione standard) è pari al $53 \pm 24\%$, con minimi e massimi rispettivamente del 16% e del 100%. La componente maggiormente rappresentata è quella macroalgale ($43 \pm 22\%$) seguita da quella spermatofitica di poco superiore al 10% ($11 \pm 17\%$) (Tab. II; Fig. 3). Nel complesso, quindi, dominano *taxa* che sono da considerare indica-

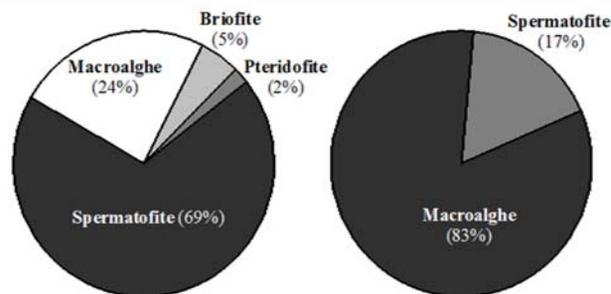


Fig. 2. Spettro floristico (relativo a Spermatofite, Macroalghie, Briofite e Pteridofite) e valori medi di copertura-abbondanza (Macroalghie = $83 \pm 24\%$; Spermatofite = $17 \pm 23\%$; media \pm deviazione standard).

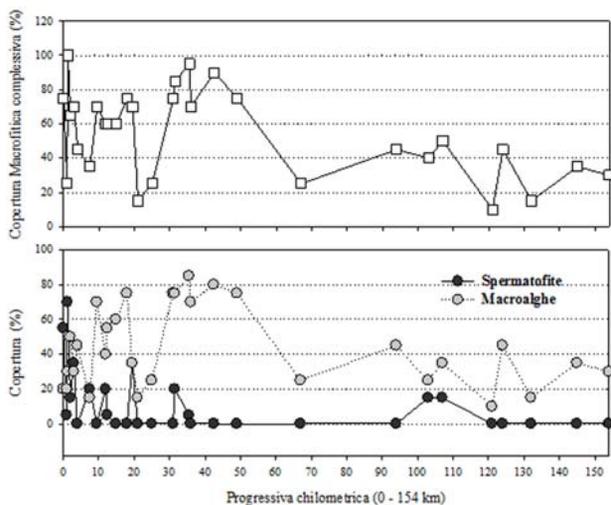


Fig. 3. Comparazione tra le percentuali di copertura Macrofitica complessiva (in alto) e contributo relativo di Spermatofite e Macroalghie alla copertura complessiva (in basso).

Tab. I. Diversità floristica del fiume Oglio sublacuale; S: spermatofite, P: pteridofite, B: briofite, A: alghe (in grigio sono evidenziate le specie alloctone).

Tipo	Nome scientifico	Nome comune
S	<i>Berula erecta</i> (Huds.) Coville	Sedanina d'acqua
S	<i>Butomus umbellatus</i> L.	Giunco fiorito
S	<i>Callitriche stagnalis</i> Scop.	Gamberaja maggiore
S	<i>Cardamine amara</i> L. <i>amara</i>	Billeri amaro
S	<i>Ceratophyllum demersum</i> L.	Ceratofillo comune
S	<i>Egeria densa</i> Planch.	Peste d'acqua maggiore
S	<i>Elodea canadensis</i> Michx.	Peste d'acqua comune
S	<i>Elodea nuttallii</i> (Planch.) H. St. John	Peste di Nuttall
S	<i>Groenlandia densa</i> (L.) Fourn.	Brasca a foglie opposte
S	<i>Iris pseudoacorus</i> L.	Giaggiolo acquatico
S	<i>Lagarosiphon major</i> (Ridl.) Moss	Peste d'acqua arcuata
S	<i>Lemna minor</i> L.	Lenticchia d'acqua comune
S	<i>Lemna minuta</i> Kunth	
S	<i>Lemna trisulca</i> L.	Lenticchia d'acqua spatolata
S	<i>Lindernia dubia</i> (L.) Pennell	Vandellia delle risaie
S	<i>Lindernia palustris</i> Hartmann	Vandellia palustre
S	<i>Ludwigia hexapetala</i> (Hook. & Arn.) Zardini, H.Gu. & P.H. Raven	Parrocchia a fiori grandi
S	<i>Lythrum salicaria</i> L.	Salcerella comune
S	<i>Myosotis scorpioides</i> L. (aggr.)	Nontiscordardimé delle paludi
S	<i>Myriophyllum spicatum</i> L.	Millefoglio d'acqua comune
S	<i>Najas marina</i> L. subsp. <i>marina</i>	Ranocchia maggiore
S	<i>Nuphar lutea</i> (L.) Sm.	Nannufero
S	<i>Paspalum distichum</i> L.	Panico acquatico
S	<i>Persicaria amphibia</i> (L.) Delarbre	Poligono anfibio
S	<i>Persicaria hydropiper</i> (L.) Spach	Poligono pepe d'acqua
S	<i>Phalaris arundinacea</i> L. subsp. <i>arundinacea</i>	Scagliola palustre
S	<i>Phragmites australis</i> (Cav.) Trin. ex Steud. subsp. <i>australis</i>	Cannucia di palude
S	<i>Potamogeton crispus</i> L.	Brasca increspata
S	<i>Potamogeton pectinatus</i> L.	Brasca comune
S	<i>Potamogeton perfoliatus</i> L.	Brasca arrotondata
S	<i>Potamogeton polygonifolius</i> Pourr.	Brasca palermitana
S	<i>Potamogeton pusillus</i> L.	Brasca delle lagune
S	<i>Ranunculus trichophyllus</i> Chaix subsp. <i>trichophyllus</i>	Ranuncolo capillare
S	<i>Rorippa amphibia</i> (L.) Besser	Crescione di Chiana
S	<i>Spirodela polyrhiza</i> (L.) Schleid.	Lenticchia d'acqua maggiore
S	<i>Vallisneria spiralis</i> L.	Vallisneria
S	<i>Veronica anagallis-aquatica</i> L. subsp. <i>anagallis-aquatica</i>	Veronica acquatica
S	<i>Zannichellia palustris</i> L. subsp. <i>polycarpa</i> (Nolte) Reichter	Zannichellia
P	<i>Salvinia natans</i> (L.) All.	Erba pesce
B	<i>Amblystegium fluviatile</i> (Hedw.) Schimp.	
B	<i>Fontinalis antipyretica</i> Hedw.	
B	<i>Hygrohypnum luridum</i> (Hedw.) Jenn.	
A	<i>Chara globularis</i> Thuiller 1799	
A	<i>Cladophora glomerata</i> (L.) Kütz.	
A	<i>Hydrodictyon reticulatum</i> (L.) Bory de Saint-Vincent	
A	<i>Lyngbya</i> sp.	
A	<i>Microspora</i> sp. pl.	
A	<i>Oedocladium</i> sp.	
A	<i>Oscillatoria</i> sp. pl.	
A	<i>Phitophora</i> sp.	
A	<i>Phormidium</i> sp.	
A	<i>Spirogyra</i> sp. pl.	
A	<i>Tetrasporidium</i> sp.	
A	<i>Thorea hispida</i> (Thore) Desvaux	
A	<i>Zygnema</i> sp. pl.	

tori di ambienti sottoposti a perturbazioni non trascurabili ed elevati carichi di nutrienti (Tab. II).

Escluso pochissime stazioni (1, 4, 7 e 11) le macroalghe dominano incontrastate le comunità di produttori primari con percentuali medie di copertura-abbondanza estremamente elevate e pari all'83 ± 24 % (media ± deviazione standard). In oltre il 50% dei tratti indagati rappresentano, infatti, il 100% della copertura macrofitica (Fig. 3). Procedendo dalle prime stazioni (dall'incile del Lago d'Iseo) verso il tratto potamale vero e proprio (nei pressi della foce in Po), si osserva una netta riduzione delle percentuali di copertura a carico delle spermatofite a vantaggio delle forme macroalgali; già a 4 km dall'incile del lago (dalla stazione 8) le

cenosi dei settori ritrali (sottesi ad un traversa) sono dominate da forme alghe filamentose (*C. glomerata*). Nei tratti propriamente potamali del fiume (a valle della stazione 47), i popolamenti vegetali macroscopici diventano progressivamente sempre più sporadici sostituiti da popolamenti a diatomee. In generale, nel tratto terminale del fiume le macrofite tendono a localizzarsi nei settori litoranei delle sponde fluviali e delle forme di fondo periodicamente emergenti. I tratti fluviali dove si riconoscono, invece, comunità strutturate a dominanza di piante superiori coincidono con i settori bacinizati (a monte di una traversa fluviale). In questi tratti la stabilizzazione dei tiranti e l'intensa sedimentazione del particellato sono in grado di originare condizioni adatte

Tab. II. Stazioni di campionamento (ST); ciascun tratto è stato caratterizzato per: coordinate spaziali (CooS); quota altimetrica (m s.l.m.; QA); grado di ombreggiamento complessivo (%; GO); ampiezza alveo bagnato (m; AAB); ampiezza dell'alveo di morbida (m; AAM); numero di facies idrologiche (FI); copertura complessiva delle macrofite (CM); α -diversità (α -D). Per i dati di copertura e α -diversità (evidenziati in grigio chiaro) sono riportati media (M), deviazione standard (SD), massimi (Max) e minimi (Min).

ST	CooS		QA	GO	AAB	AAM	FI	CM	α -D
1	45°39'53.28"N	9°56'40.02"E	192	5	85,2	87,1	1	75	11
3	45°39'46.80"N	9°56'21.81"E	183	10	23,3	25,2	2	25	11
4	45°39'21.73"N	9°56'16.84"E	181	5	98,2	101,3	2	100	12
6	45°38'53.71"N	9°55'59.76"E	178	25	25,8	26,7	2	65	15
7	45°38'48.18"N	9°55'33.74"E	176	20	57,2	59,1	2	70	12
8	45°38'49.43"N	9°54'58.24"E	173	25	33,8	37,2	3	45	13
11	45°37'10.56"N	9°54'03.45"E	160	5	85,7	88,0	2	35	9
14	45°36'15.85"N	9°53'28.17"E	158	20	42,3	44,8	3	70	10
15	45°36'15.85"N	9°53'28.17"E	148	5	87,4	87,4	2	60	6
16	45°35'15.18"N	9°51'49.49"E	145	5	37,5	46,2	3	60	4
21	45°34'32.79"N	9°50'35.38"E	141	5	46,5	47,8	2	60	7
24	45°33'39.19"N	9°51'3.05"E	135	15	38,5	40,9	3	75	9
25	45°33'12.66"N	9°50'16.05"E	128	0	60,2	60,3	1	70	10
26	45°32'40.36"N	9°50'47.70"E	125	5	28,7	33,2	4	15	9
27	45°31'37.70"N	9°51'4.68"E	118	1	27,3	32,5	2	25	8
31	45°29'1.62"N	9°52'29.76"E	102	10	50,4	53,1	4	75	6
32	45°28'49.45"N	9°52'36.06"E	100	15	60,2	61,8	2	85	6
35	45°27'24.14"N	9°53'29.65"E	88	25	45,5	48,7	4	95	16
36	45°26'57.77"N	9°53'25.90"E	84	10	38,4	40,2	4	70	11
39	45°23'57.58"N	9°53'25.17"E	69	5	68,9	75,6	3	90	12
42	45°20'17.88"N	9°54'14.73"E	54	10	45,6	48,7	4	75	21
47	45°16'43.87"N	10° 2'31.30"E	40	25	36,8	38,9	3	25	6
59	45°13'3.78"N	10°14'33.10"E	32	15	45,7	51,3	3	45	8
62	45°11'21.16"N	10°18'13.84"E	29	10	68,9	71,3	2	40	14
63	45°10'43.82"N	10°18'57.56"E	28	5	80,2	83,7	2	50	14
68	45° 8'10.20"N	10°24'47.91"E	24	5	49,2	52,0	3	10	10
73	45° 8'41.61"N	10°26'48.03"E	22	5	63,2	89,2	3	45	11
77	45° 7'24.70"N	10°30'38.65"E	21	5	77,3	110,2	3	15	13
78	45° 4'39.48"N	10°35'4.22"E	20	5	48,8	113,2	3	35	10
80	45° 2'34.69"N	10°39'10.00"E	16	1	87,6	102,6	3	30	11
							M	52,8	10,5
							SD	24,1	3,5
							Max	90,0	21,0
							Min	15,0	4,0

all'insediamento di forme macrofitiche tipiche di corpi idrici di tipo lenticò (ad es. *Vallisneria spiralis*, *Ceratophyllum demersum*, *Nuphar lutea*, *Persicaria amphibia*, ecc.) e in grado di contrastare, più o meno efficacemente, le forme macroalgali e/o fitoplanctoniche. Nei tratti fluviali a corrente turbolenta le forme macroalgali filamentose (prevalentemente *Cladophora glomerata* e *Spirogyra* sp. pl.) dominano incontrastate le comunità (Fig. 4).

Considerando i criteri di applicabilità dell'IBMR, prendendo in esame la componente floristica dell'Oglio sublacuale, non è stato possibile associare un dato valore C_s (punteggio specifico di oligotrofia) e di E_i (coefficiente di stenoecia) a 7 differenti entità (quattro spermatofite: *Lindernia palustris*, *L. dubia*, *Ludwigia hexapetala* e *Lythrum salicaria*, e tre forme macroalgali: *Oedocladium* sp., *Phitophora* sp., e *Tetrasporidium* sp.). L'estrema sporadicità di queste specie (sia in termini di rappresentatività, sia per quanto riguarda

le percentuali di copertura-abbondanza) ha permesso, in ogni modo, di procedere al calcolo dell'IBMR per tutte le stazioni monitorate e ottenerne una raffigurazione del corso d'acqua come di un fiume relativamente alterato in stato trofico elevato (con un valore medio pari a $8,73 \pm 0,91$ unità di IBMR) e privo di rilevanti gradienti di qualità monte-valle (tra stazioni o settori di corso d'acqua) (Tab. III). I valori di IBMR ottenuti, anche se sono da ripartire in tre distinte classi di valore trofico (molto elevato, elevato e medio), sono molto prossimi tra loro e, in prevalenza, sono da ascrivere alla classe elevata ($n = 22$, pari al 73,3% dei tratti). In particolare, i valori peggiori sono di poco inferiori al limite di classe (IBMR = 8,00) a eccezione della stazione numero 4 che ha totalizzato un punteggio di 7,13; le performance migliori, invece, sono di poco superiori a 10, tranne per la stazione numero 31 che si rileva la migliore in termini di assetto macrofitico (IBMR = 10,93).



Fig. 4. Esempi fotografici delle tre unità fisionomico-strutturali del fiume Oglio sublacuale indagate nel presente studio: settori bacinizzati (immagini in alto), settori ritrati (immagini centrali) e settori potamali (immagini in basso).

DISCUSSIONE

Il livello di diversità floristica rilevata lungo il fiume Oglio sublacuale è paragonabile a quello di fiumi meso-eutrofi in contesti potamali di pianure profondamente impattate dall'agro-zootecnia (RIIS e SAND-JENSEN, 2001). Da monte verso valle, si sono rilevati un generale impoverimento floristico e una riduzione di copertura-abbondanza delle spermatofite nei popolamenti alveali a vantaggio della componente macroalgale (Cyanophyta e Conjugatophyceae). Risultati analoghi sono stati osservati confrontando le cenosi caratteristiche dei siti bacinnizzati rispetto a quelle identificate nei siti propriamente lotici, e questo può spiegare l'assenza di gradienti significativi monte-valle dato che la quasi totalità dei tratti bacinnizzati è localizzata nei primissimi chilometri di fiume (tra le progressive chilometriche 0 e 30). In particolare, da cenosi dominate da *V. spiralis*, *C. demersum* e *M. spicatum* nei settori bacinnizzati e da *C. glomerata* e *R. trichophyllus* subsp. *trichophyllus* in quelli ritrali, si è passati a comunità di produttori primari a dominanza

Tab. III. Valori di IBMR e livello trofico corrispondente per le stazioni di fiume Oglio indagate.

ST	Prog. km	IBMR	Livello trofico
1	0	7,74	molto elevato
3	1	8,09	elevato
4	1,2	7,13	molto elevato
6	2	9,41	elevato
7	3	7,88	molto elevato
8	4	9,09	elevato
11	7,5	8,43	elevato
14	9,5	7,62	molto elevato
15	12	9,22	elevato
16	12,4	8,10	elevato
21	14,9	8,75	elevato
24	18	7,95	molto elevato
25	19,5	8,12	elevato
26	21	9,27	elevato
27	25	9,11	elevato
31	31	10,93	medio
32	31,5	8,15	elevato
35	35,5	8,66	elevato
36	36	9,74	elevato
39	42,5	10,32	medio
42	49	8,72	elevato
47	67	9,63	elevato
59	94	10,46	medio
62	103	8,00	elevato
63	107	9,03	elevato
68	121	8,29	elevato
73	124	8,76	elevato
77	132	8,57	elevato
78	145	8,64	elevato
80	154	8,53	elevato

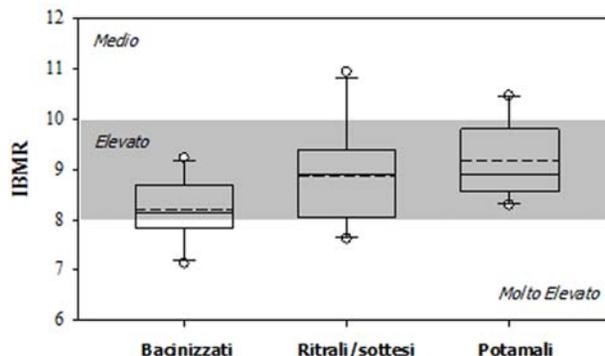


Fig. 5. Comparazione tra i valori di IBMR (rispetto allo stato trofico: medio, elevato e molto elevato) concernenti le tre unità fisionomico-strutturali indagate: tratti bacinnizzati, ritrali/sottesi e potamali.

di forme macroalgali filamentose di tipo coloniale e cianobatteri (*Spirogyra* sp. pl., *Oscillatoria* sp. pl.) tipiche dei settori fluviali propriamente potamali. Tale *shift* (composizionale e strutturale) si traduce in un gradiente statisticamente significativo del valore di IBMR (one-way ANOVA; $F = 3,731$; $p < 0,05$), che rispecchia una chiara tendenza al miglioramento (e quindi ad un aumento) nel suo giudizio medio. Nei siti bacinnizzati, principalmente localizzati nel tratto superiore del fiume (da Sarnico a Cividate al Piano; stazioni 1 – 26), tale giudizio è pari a $8,21 \pm 0,59$, in quelli ritrali il valore medio di IBMR si assesta su un valore medio di $8,86 \pm 0,99$, mentre in quelli potamali (stazioni 47 – 59 e 68 – 80) raggiunge il valore medio massimo di $9,16 \pm 0,77$ (Fig. 5).

CONCLUSIONI

In generale l'IBMR riconosce come siti a minor qualità (classe con livello trofico molto elevato) i principali tratti bacinnizzati del fiume (1, 4, 7 e 14), nonostante siano i settori fluviali a maggiore diversità floristica, indicando come la modificazione dei processi idro-morfologici del fiume (modificazione del flusso, aumento della sedimentazione e stabilizzazione dei livelli nei tratti sottesi), possa determinare un incremento dello stato trofico.

Ringraziamenti

Il presente lavoro è parte del "Progetto di sperimentazione dei rilasci per il Deflusso Minimo Vitale nel fiume Oglio sublacuale" finanziato dal Consorzio dell'Oglio; ringraziamenti vanno al direttore del Consorzio dell'Oglio, Ing. M. Buizza, e al Dott. A. Dalmiglio per il supporto tecnico-scientifico alla realizzazione della presente attività di ricerca. Alla prof. N. Abdelahad, infine, va un particolare ringraziamento per il prezioso supporto nelle fasi di determinazione della componente macroalgale del fiume e l'incisante incoraggiamento allo studio delle alghe dulciacquicole.

BIBLIOGRAFIA

- AFNOR, 2003. *Qualité de l'eau: Détermination dell'indice biologique macrophytique en rivière (IBMR)*. NFT 90-395.
- APAT, 2007. *Protocollo di campionamento e analisi per le macrofite delle acque correnti. Metodi Biologici per le Acque: Parte I*. Roma: Apat, 20 pp.
- BAZZICHELLI G., ABDELAHAD N., 2009. *Alge d'acqua dolce d'Italia. Flora analitica delle Caroficee*. Roma: Sapienza, Università di Roma, 73 pp.
- BOURELLY P., 1966. *Les algues d'eau douce*. Editions N.Boubée & Cie. Tome I-II-II.
- CAFFREY J.M., 1987. Macrophytes as biological indicators of organic pollution in Irish rivers. In: *Biological indicators of pollution*, Richardson D.H.S. (Ed.), Ed. Royal Irish Academy, Dublino: 77-87.
- CE, 2000. Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for community action in the field of water policy. *Official Journal of the European Communities*, **L327** (43): 1-72.
- CELESTI-GRAPOW L., ALESSANDRINI A., ARRIGONI P.V., BANFI E., BERNARDO L., BOVIO M., BRUNDU G., CAGIOTTI M.R., CAMARDA I., CARLI E., CONTI F., FASCETTI S., GALASSO G., GUBELLINI L., LA VALVA V., LUCCHESI F., MARCHIORI S., MAZZOLA P., PECCENINI S., POLDINI L., PRETTO F., PROSSER F., SINISCALCO C., VILLANI M.C., VIEGI L., WILHALM T., BLASI C., 2009. Inventory of the non-native flora of Italy. *Plant Biosystems*, **143**: 386-430.
- CONTI F., ABBATE G., ALESSANDRINI A., BLASI C., 2005. *An annotated check-list of Italian vascular flora*. Palombi Editore, Roma, 420 pp.
- CONTI F., ALESSANDRINI A., BACCHETTA G., BANFI E., BARBERIS G., BARTOLUCCI F., BERNARDO L., BONACQUISTI S., BOUVET D., BOVIO M., BRUSA G., DEL GUACCHIO E., FOGGI B., FRATTINI S., GALASSO G., GALLO L., VANGALE C., GOTTISCHLICH G., GRUNANGER P., GUBELLINI L., IRTI G., LUCARINI D., MARCHETTI D., MORALDO B., PERUZZI L., POLDINI L., PROSSER F., RAFFAELLI M., SANTANGELO A., SCASELLATI E., SCORTEGAGNA S., SELVI F., SOLDANO A., TINTI D., UBALDI D., UZUNOV D., VIDALI M., 2007. Updating of the checklist of the Italian vascular flora. *Natura Vicentina*, **10**: 5-74.
- CORTINI PEDROTTI C., 2001. *Flora dei muschi d'Italia. Sphagnopsida, Andreaeopsida, Bryopsida (I parte)*. Antonio Delfino editore, Roma.
- CORTINI PEDROTTI C., 2005. *Flora dei muschi d'Italia. Bryopsida (II parte)*. Antonio Delfino editore, Roma.
- CORENBLIT D., TABACCHI E., STEIGER J., GURNELL A.M., 2007. Reciprocal interactions and adjustments between fluvial landforms and vegetation dynamics in river corridors. A review of complementary approaches. *Earth-Science Reviews*, **84**: 56-86.
- HAURY J., PELTRE M.C., MULLER S., TRÉMOLIÈRES M., BARBE J., DUTATRE A., GUERLESQUIN M., 1996. Des indices macrophytiques pour estimer le qualité des cours d'eau français: premières propositions. *Ecologie*, **27**: 233-244.
- HAURY J., PELTRE M.C., MULLER S., THIÉBAUT G., TREMOLIERES M., DEMARS B., BARBE J., DUTATRE A., DANIEL H., BERNEZ I., GUERLESQUIN M., LAMBERT E., 2000. *Les macrophytes aquatiques bioindicateurs des systèmes lotiques - intérêts et limites des indices macrophytiques. Synthèse bibliographique de principales approches européennes pour le diagnostic biologique des cours d'eau*. UMR, INRA, ENSA, EHC Rennes & CREUM Phytoécologie Univ. Metz, Agence de L'Eau, Artois-Picardie, 101 pp.
- HAURY J., PELTRE M.C., TREMOLIÈRES M., BARBE J., THIÉBAUT G., BERNEZ I., DANIEL H., CHATENET P., HAAN-ARCHIPOF G., MULLER S., DUTATRE A., LAPLACE-TREYTURE C., CAZAUBON A., LAMBERT-SERVIEN E., 2006. A new method to assess water trophy and organic pollution. The Macrophyte Biological Index for Rivers (IBMR): its application to different types of river and pollution. *Hydrobiologia*, **570**: 153-158.
- JOHN D.M., WHITTON B.A., BROOK A.J., (Eds) 2002. *The Freshwater Algal Flora of the British Isles. An identification guide to freshwater and terrestrial algae*. Cambridge: Cambridge University Press, 702 pp.
- MINCIARDI M.R., SPADA D., ROSSI G.L., ANGIUS R., ORRÙ G., MANCINI L., MARCHEGGIANI S., PUCCINELLI G., 2009. *Metodo per la valutazione e la classificazione dei corsi d'acqua utilizzando la comunità delle macrofite acquatiche*. ENEA-BAS, 23, 37 pp.
- PIGNATTI, S., 1982. *Flora d'Italia*. Edagricole, Bologna, 2302 pp.
- R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2010. *R: A language and environment for statistical computing, R Foundation for Statistical Computing*. Vienna, Austria.
- REGIONE LOMBARDIA, 2006. Piano di Tutela e Uso delle Acque (PTUA). Regione Lombardia, Milano.
- RIIS T., SAND-JENSEN K., 2001. Historical changes of species composition and richness accompanying disturbance and eutrophication of lowland streams over 100 years. *Freshwater Biology*, **46**: 269-280.
- SCHAEFFER M., SZABO S., GRAGNANI A., VAN NES E.H., RINALDI S., KAUTSKY N., NORBERG J., ROIJACKERS R.M.M., FRANKEN R.J.M., 2003. Floating plant dominance as a stable state. *PNAS*, **100**: 4040-4045.
- SOANA E., RACCHETTI E., LAINI A., BARTOLI M., VIAROLI P., 2011. Soil budget, net export and potential sinks of nitrogen in the lower Oglio River watershed (northern Italy). *CLE-AN*, **39**: 956-965.
- THIEBAUT G., 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.
- TOMASELLI M., BOLPAGNI R., GUALMINI M., BORGHINI M.L., PERLINI S., SPETTOLI O., 2003. *La vegetazione dei nuclei naturalistici del Parco Regionale dell'Oglio Sud*. I Quaderni del Parco 2. Parco Oglio Sud - Provincia di Mantova.
- VIAROLI P., BARTOLI M., GIORDANI G., NALDI C., ORFANIDIS S., ZALDIVAR J.M., 2008. Community shifts, alternative stable states, biogeochemical controls and feedbacks in eutrophic coastal lagoons: a brief overview. *Aquatic Conservation: marine and freshwater ecosystems*, **18**: 105-117.

