

SOMMARIO

INSERTO SPECIALE

Viaroli P. - Prefazione	3
Saidi H. - Il cambiamento climatico e le piogge: analisi dell'evoluzione delle piogge stagionali e degli eventi estremi negli ultimi 50 anni nella stazione di Pallanza	5
Salmaso N., Buzzi F., Cerasino L., Garibaldi L., Leoni B., Manca M., Morabito G., Rogora M., Simona M. - Influenza delle fluttuazioni climatiche sui grandi laghi a sud delle Alpi: implicazioni nel contesto del riscaldamento globale	17
Ludovisi A., Gaino E., Bellezza M., Casadei S. - Impatto dei cambiamenti climatici sul lago Trasimeno: tratti storici e prospettive future	33
Naselli-Flores L., Lugliè A. - Laghi artificiali dell'Italia meridionale e delle isole maggiori	41
Bolpagni R., Paduano L. - Tendenze evolutive della vegetazione annuale dei depositi fluviali in Italia settentrionale: ruolo delle specie alloctone e prime evidenze sugli effetti locali del <i>global change</i>	49
Fenoglio S., Bo T. - Possibili impatti del cambiamento climatico globale sulle entomocenosi dei sistemi fluviali di basso ordine	59
Lorenzoni M., Barocco R., Carosi A., Giannetto D., Pompei L. - La fauna ittica dei corsi d'acqua appenninici in relazione alle variazioni del regime delle deposizioni umide	67
Viaroli P. - Stato attuale e vulnerabilità dei tratti planiziali dei corsi d'acqua nel bacino del Po in relazione a pressioni locali e cambiamento climatico	75
Stoch F., Naselli-Flores L. - Acque temporanee: biodiversità, funzioni ecosistemiche, vulnerabilità e sensibilità ai cambiamenti climatici	87
Galassi D.M.P., Stoch F., Fiasca B., Piermarocchi A., Di Lorenzo T. - Ecosistemi dipendenti dalle acque sotterranee: biodiversità, funzioni ecosistemiche ed effetto dei cambiamenti climatici	93
Tagliapietra D., Magni D., Basset A., Viaroli P. - Ecosistemi costieri di transizione: trasformazioni recenti, pressioni antropiche dirette e possibili impatti del cambiamento climatico	101

LAVORI ORIGINALI

Torrisi M., Monauni C., Zorza R., Della Bella V., Siligardi M., Wetzel C.E., Ector L. - Ring-test su identificazione e protocollo di conteggio di diatomee bentoniche svolto all'Agencia Provinciale per la Protezione dell'Ambiente di Trento (APPA)	113
--	-----

INFORMAZIONE & DOCUMENTAZIONE

Cimoli F. - <i>Euglena sanguinea</i> Eherenberg (1831) nel fiume Greve (Toscana): fioritura nell'estate del 2013	129
---	-----

Foto di copertina

Fioritura di *Euglena sanguinea* nel F. Sieve (Foto F. Cimoli, 2013)

Prefazione

Stato attuale e tendenze evolutive negli ecosistemi di acque interne e di transizione in Italia[§]

Pierluigi Viaroli

Dipartimento di Bioscienze, Università degli Studi di Parma, Parco Area delle Scienze 11/A – 43124 Parma

Email: pierluigi.viaroli@unipr.it

Gli autori dei lavori di questo inserto hanno contribuito alla stesura del capitolo “Ecosistemi delle acque interne e di transizione: biodiversità, funzioni e servizi dell’ecosistema” del rapporto tecnico-scientifico “*Stato delle conoscenze scientifiche su impatti, vulnerabilità ed adattamento ai cambiamenti climatici*” che è stato elaborato nell’ambito del progetto nazionale “Elementi per l’elaborazione della Strategia Nazionale di Adattamento ai Cambiamenti Climatici (SNAC)” finanziato dal Ministero dell’Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare e coordinato dal Centro Euro-Mediterraneo sui Cambiamenti Climatici (CMCC). I temi trattati nel capitolo sono stati anche presentati e discussi nel Workshop “Gli ecosistemi di acque interne e di transizione nella strategia nazionale per l’adattamento al cambiamento climatico: stato delle conoscenze e priorità di intervento” organizzato nell’ambito del XXI congresso dell’Associazione Italiana di Oceanologia e Limnologia (Lignano Sabbiadoro, 24 settembre 2013). I principali contributi presentati in occasione del congresso, con l’aggiunta di due lavori di sintesi su aspetti della biodiversità negli ecosistemi fluviali, sono stati raccolti in questo inserto, con l’obiettivo di fornire approfondimenti sulle conoscenze dello stato attuale, della vulnerabilità e delle tendenze evolutive degli ecosistemi di acque interne e di transizione in Italia.

Laghi, zone umide, acque sorgive, lagune e stagni costieri formano una rete complessa di ecosistemi collegati a cascata da canali, torrenti e fiumi. Le differenze idro-geo-morfologiche che si presentano nelle diverse zone bioclimatiche sono accompagnate da una ricca diversità di habitat e specie. Le forti pressioni locali e gli effetti di eventi meteo-climatici spesso di intensità elevata e sempre più frequenti stanno però causando la perdita progressiva di habitat e componenti biologiche e un generale scadimento della qualità degli ecosistemi. Lo sviluppo urbanistico e delle infrastrutture, l’agricoltura e la zootecnia hanno impatti diretti

§ Insetto speciale *Stato attuale e tendenze evolutive negli ecosistemi di acque interne e di transizione in Italia*, a cura di Pierluigi Viaroli

sugli ambienti acquatici e sulla qualità delle acque, per cui i cambiamenti climatici agiscono su ecosistemi che sono già in parte compromessi e caratterizzati da una vulnerabilità elevata e da una grande fragilità.

Le cause del cambiamento sono multi-parametriche e spesso mascherate da altri fattori. Le risposte dell'ecosistema sono raramente lineari e il più delle volte si manifestano dopo lunghi periodi di latenza con cambiamenti di stato improvvisi e spesso irreversibili. Questa tendenza è poco conosciuta e per lo più ignorata nella pianificazione e nelle politiche ambientali.

Il grave dissesto idrogeologico e le emergenze ambientali ad esso associate che hanno caratterizzato gli ultimi mesi pongono seri interrogativi sul livello di conoscenza degli ecosistemi acquatici e sulla capacità di prevedere ed eventualmente prevenire i disastri. In particolare, manca del tutto la consapevolezza del ruolo che le biocenosi possono svolgere nel contrasto del dissesto idrogeologico e nel garantire la sicurezza idraulica. Le componenti naturali degli ecosistemi acquatici vengono per lo più percepite come causa dei danni che derivano dalle alluvioni e come ostacoli da eliminare per favorire il deflusso delle acque.

Dai lavori di questo inserto emerge la necessità di avviare studi e ricerche integrati a supporto della pianificazione e delle decisioni, in un contesto che è radicalmente cambiato rispetto a pochi anni fa. I cambiamenti globali inducono risposte che a livello locale dovranno essere attentamente valutate considerando l'imprevedibilità dei possibili effetti. In questo contesto, i corpi idrici non possono essere gestiti per la sola sicurezza idraulica o per lo sfruttamento delle risorse idriche, ma dovranno essere considerati anche la loro integrità e lo stato ecologico. Le componenti naturali forniscono infatti servizi ecosistemici che sono fondamentali nel determinare la qualità e la stabilità del territorio. I corsi d'acqua, laghi, zone umide e sorgenti devono però avere un'adeguata dimensione spaziale, tale da garantire la laminazione delle piene, il mantenimento dei processi biogeochimici da cui dipende la qualità dell'acqua, la ritenzione e l'accumulo di acqua e la qualità del paesaggio.

Ringraziamenti

Questo inserto è stato realizzato come contributo all'approfondimento delle tematiche presentate nel capitolo "Ecosistemi delle acque interne e di transizione: biodiversità, funzioni e servizi dell'ecosistema".

Si ringraziano l'AIOL per l'ospitalità e il Centro Euro-Mediterraneo sui Cambiamenti Climatici (CMCC) per il supporto fornito alla realizzazione del workshop "Gli ecosistemi di acque interne e di transizione nella strategia nazionale per l'adattamento al cambiamento climatico: stato delle conoscenze e priorità di intervento" (XXI congresso AIOL, Lignano Sabbiadoro, 24 settembre 2013). Un ringraziamento particolare è dovuto a Sergio Castellari, Sara Venturini e Lorella Reda del CMCC, a Giuseppe Morabito, Michele Giani e Paola Del Negro del comitato organizzatore del XXI congresso AIOL.

Il cambiamento climatico e le piogge: analisi dell'evoluzione delle piogge stagionali e degli eventi estremi negli ultimi 50 anni nella stazione di Pallanza[§]

Helmi Saidi*, Claudia Dresti, Marzia Ciampittiello

Consiglio Nazionale delle Ricerche – Istituto per lo Studio degli Ecosistemi, Largo Tonolli 50 – 28922 Verbania Pallanza

* *Referente per la corrispondenza: h.saidi@ise.cnr.it*

Pervenuto il 2.3.2014; accettato il 3.4.2014

Riassunto

La stazione meteorologica di Pallanza si situa all'interno dell'ampio bacino imbrifero del Lago Maggiore, in prossimità del Golfo Borromeo, nella parte centro-occidentale della sponda piemontese del lago. L'areale imbrifero del Lago Maggiore, insieme a quello del Friuli, risulta l'area italiana a maggiore afflusso meteorico e ciò per effetto del tipo di dinamica atmosferica che interessa queste zone. Per queste particolarità meteorologiche nell'areale del Lago Maggiore si registrano piogge abbondanti soprattutto nel periodo primaverile e tardo autunnale. La media pluriennale del totale annuo di acqua meteorica che cade sull'intero bacino è di circa 1700 mm, quasi il doppio del totale medio annuo che precipita sull'intero territorio italiano, 980 mm. Le piogge si distribuiscono, generalmente, all'interno del bacino imbrifero costituendo diversi nuclei a diversa piovosità. Ci sono a disposizione numerosi anni di osservazioni pluviometriche ed in particolare per la stazione di Pallanza 50 anni di dati giornalieri e sub-giornalieri. Dall'analisi di questi dati si è potuto constatare un cambiamento nel regime pluviometrico, sia da un punto di vista quantitativo che per quanto riguarda la sua distribuzione spazio-temporale, in particolare stagionale. Inoltre, la digitalizzazione di dati cartacei per espandere la serie temporale delle piogge sotto l'ora (es. 5, 10, 15, 20, 30, 60 minuti) ha permesso di analizzare l'andamento nel tempo delle piogge brevi e intense per verificare la presenza o meno di particolari trend evolutivi.

PAROLE CHIAVE: cambiamento climatico / eventi estremi / piogge stagionali / lunghe serie temporali

Climate change and rainfall: analysis of the evolution of seasonal rainfall and extreme events recorded in the station Pallanza over the past 50 years

The meteorological station of Pallanza places into the wide catchment of Lake Maggiore, near Borromeo Gulf, in the Midwestern part of the Piedmont side of lake. This catchment together with that of Friuli, is the Italian area with more rainfall because of the particular atmospheric dynamic own of these area. For these meteorological peculiarities, into the catchment of Lake Maggiore it records copious precipitations, above all in the springtime period and in the late autumnal period. The pluriannual average of the total amount of annual precipitations into this area is around 1700 mm, nearly of the double of that is registered into Italian territory, 980 mm. Rains allocate, generally, into the catchment constituting different nucleus with different rainfall. There are in hand numerous rainfall observation years and in particular for the Pallanza meteo-station, there are 50 years of daily and sub-daily data. From the analyses of these data, it have been possible establish a changing in the pluviometric regime, both form quantitative point of view, both at regard temporal and spatial distribution, in particular seasonal. Also digitalization of paper data for extending temporal series of rainfall below hour (ex. 5, 10, 15, 20, 30, 60 minutes), has allowed analyze evolution in time of extreme rainfall, for verifying the presence or not of particular evolving trend.

KEY WORDS: climate change / extreme events / seasonal rainfalls / time series

INTRODUZIONE

Il bacino imbrifero del Lago Maggiore, insieme al Friuli, risulta l'area italiana a maggior afflusso meteorico e ciò per effetto di un tipo particolare di dinamica atmosferica che interessa l'Italia continentale (Barbanti, 1994). Le masse d'aria umida in arrivo dall'Atlantico da nord-ovest verso sud-est incontrano la parte esterna dell'arco alpino e sono spesso deviate verso nord, generando una caduta di pressione sulla pianura padana (depressione sottovento). Queste masse d'aria, se non possiedono forza sufficiente per superare la barriera alpina devono proseguire per uno dei due percorsi privi di ostacoli: la Valle del Rodano a ovest e il Carso Triestino a est. In entrambi i casi tali masse d'aria vengono in contatto con i mari caldi Ligure e Adriatico Settentrionale che causano un ulteriore apporto di umidità e calore. La massa d'aria che incontra il Mar Ligure è quella che interessa più da vicino l'areale del Lago Maggiore; richiamata verso nord dalla depressione sottovento della Padania, porta piogge diffuse sul Piemonte e la Lombardia. I fenomeni si manifestano con maggiore intensità quando questa massa d'aria incontra i primi rilievi sudalpini, ovvero

quelli della porzione centro-meridionale del bacino del Lago Maggiore. Infatti il bacino del Lago Maggiore si trova nella porzione più a nord della Regione Piemonte e confina a nord e nord-est con la Svizzera (Canton Ticino), a est con la Lombardia e a ovest ancora con la Svizzera (Canton Vallese), nel centro delle Alpi Centro-Occidentali tra le Pennine e le Lepontine (Ciampitello, 1999). A questi influssi su vasta scala, si sovrappongono anche gli effetti della circolazione locale determinata dalla topografia e dalla presenza dei laghi. Al clima della regione dei grandi laghi prealpini del versante sudalpino è stato dato il nome di *insubrico*. Tale clima è caratterizzato da inverni normalmente secchi e soleggiate, con nevicate a volte abbondanti, da precipitazioni soprattutto in primavera e in autunno e da estati soleggiate caratterizzate da acquazzoni anche violenti (Spinedi, 2013). L'andamento mensile e annuale delle precipitazioni ci permette quindi di classificare il territorio del Lago Maggiore come appartenente al tipo "*sub-litoraneo alpino*" secondo la classificazione dei regimi pluviometrici italiani (Mennella, 1967). Guardando la distribuzione mensile e stagionale delle piogge, all'interno del bacino imbrifero del Lago Maggiore

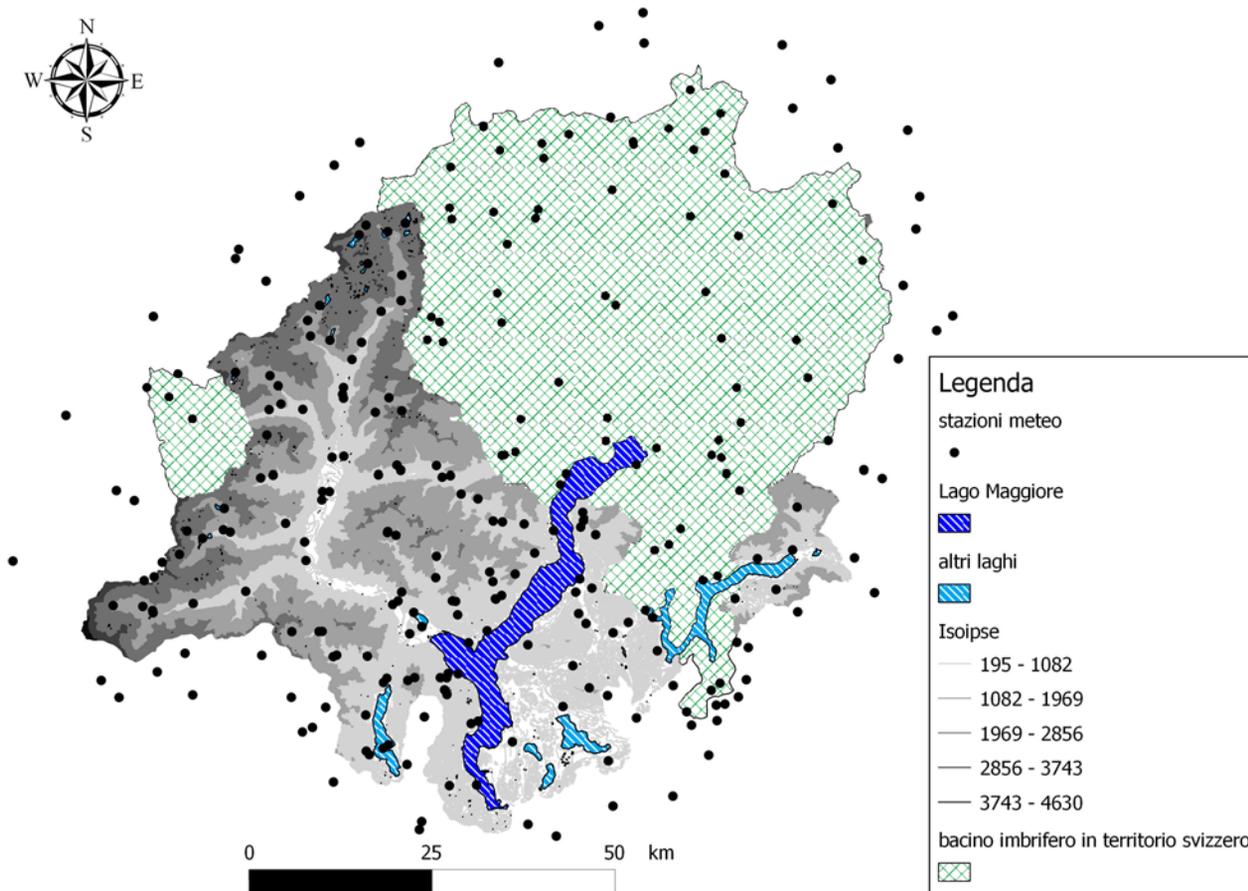


Fig. 1. Bacino imbrifero del Lago Maggiore e stazioni meteorologiche. Il punto bianco identifica la posizione della stazione di Pallanza.

si evidenzia la grande variabilità del clima sudalpino: è possibile infatti avere due mesi consecutivi quasi senza precipitazioni, oppure due mesi il cui totale raggiunge la media annuale (Spinedi, 2013). Le caratteristiche climatiche e pluviometriche dell'areale del Lago Maggiore sono state definite attraverso lo studio delle piogge rilevate da diverse stazioni meteorologiche (Fig. 1), posizionate in diverse parti del bacino, omogeneamente distribuite al suo interno (Ciampittiello, 2009).

Il bacino imbrifero del Lago Maggiore ha un estensione di circa 6599 km², suddivisi in misura quasi identica tra l'Italia (3299 km²) e la Svizzera (3369 km²), mentre la superficie del lago (212 km²) appartiene per l'80% all'Italia e il restante 20% alla Svizzera. Tale bacino è caratterizzato da una elevata piovosità, 1652 mm medi pluriennali per il periodo di riferimento 1978-2011 e 1709 mm se si prende come periodo di riferimento il 1921-1977 (Ciampittiello *et al.*, 2012). Inoltre, se si valuta la media pluriennale del territorio nazionale per il periodo 2000-2009 si evince che sono stati registrati 763 mm (ISTAT, 2010) rispetto ai 1594 mm dello stesso periodo per il bacino del Lago Maggiore.

All'interno di questo bacino ci sono a disposizione diversi dati di pioggia, distribuiti sia spazialmente (Fig. 1) che temporalmente, e in particolare dal 1971 a oggi per 114 stazioni, dal 1921 a oggi per 17, e per 9 stazioni sono presenti dati di pioggia precedenti al 1921. Si è deciso quindi di approfondire lo studio dell'andamento nel tempo delle piogge registrate nella stazione di Pallanza, sia perché continuativi dal 1951, sia perché è stato possibile digitalizzarli dal 1951 al 1990 (Ciampittiello *et al.*, 2013) per estendere la serie temporale delle piogge brevi e intense, fino ad oggi disponibili solo dal 1990 in avanti.

Si è così potuto procedere con l'analisi stagionale, mensile, giornaliera, sub-giornaliera, oraria e sub-oraria dei dati di pioggia degli anni dal 1951 al 2012 per la stazione di Pallanza, approfondendo e verificando i diversi andamenti delle piogge, i trend evolutivi e la presenza di un cambiamento climatico in atto. Inoltre dall'analisi della distribuzione spaziale pluriennale delle piogge (Fig. 2) è evidente la posizione della stazione di Pallanza all'interno di una zona ad elevata piovosità.

Il cambiamento climatico è generalmente percepito come un sinonimo di riscaldamento globale, ma l'aumento della temperatura media non è l'unica conseguenza, infatti sono presenti anche un cambiamento nella frequenza degli eventi estremi e nella concentrazione di gas serra (IPCC, 2007, 2012). Gli impatti di tali cambiamenti sul territorio e sulle risorse ambientali possono essere di varia natura, ad esempio possono portare ad una riduzione della disponibilità delle risorse idriche e ad un incremento dei processi erosivi e del rischio di inondazione.

Il mondo scientifico si è attivato per cercare delle conferme di tale cambiamento e, in considerazione di tutti gli studi effettuati, si è giunti alla conclusione di come questo sia inequivocabile ed evidente e abbia quindi influenza sui fenomeni meteorologici estremi (IPCC 2007, 2012).

L'ultimo rapporto dell'*Intergovernmental Panel on Climate Change* (IPCC, 2012) ha messo in evidenza un aumento più che una diminuzione delle piogge intense caratterizzate anche da variazioni a larga scala, stagionale sia spaziale che temporale, anche se il trend in molte regioni non è statisticamente significativo.

La situazione italiana si prevede molto variabile e gli andamenti delle piogge osservati sono analoghi a quelli osservati a livello globale. Studi recenti (Brunetti *et al.*, 2006; Gaudioso, 2010) hanno dimostrato che in alcune situazioni, il numero limitato di serie temporali sufficientemente continue e di qualità accertata, impedisce di arrivare a una conclusione circa l'esistenza o meno di tendenze significative sugli eventi estremi. Alcuni segnali sono però significativi: ad esempio nel nord d'Italia l'incremento dell'intensità delle precipitazioni provoca un aumento della percentuale di precipitazione giornaliera (Brunetti *et al.*, 2000).

Nel presente lavoro sono state valutate le tendenze evolutive delle precipitazioni intense nella stazione di Pallanza, situata nel bacino imbrifero del Lago Maggiore, (Fig. 1), per il periodo 1951-2012.

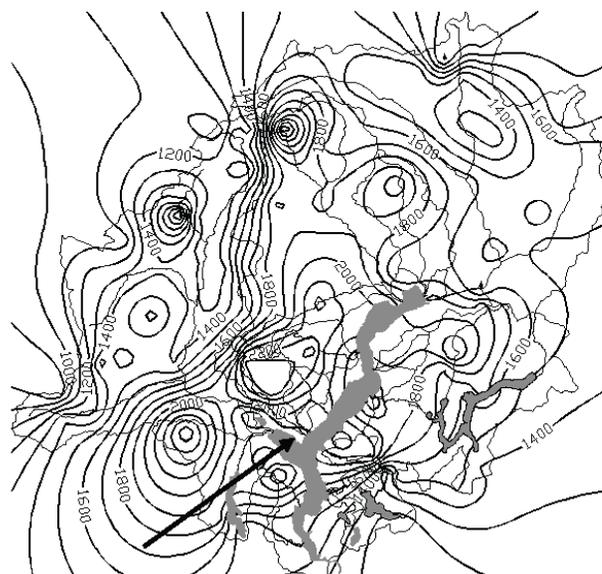


Fig. 2. Andamento delle isoiete (curve ad uguale piovosità) nel bacino imbrifero del Lago Maggiore calcolate per il periodo 1981-2012. Il 1981-2010 è il nuovo trentennio di riferimento secondo l'organizzazione mondiale di Meteorologia (WMO). La freccia indica la posizione della stazione meteorologica di Pallanza.

- Gli scopi dell'indagine sono stati i seguenti:
- verificare la presenza di tendenze evolutive;
 - individuare eventuali punti di discontinuità (*change point*) delle serie storiche;
 - confrontare le condizioni climatiche del passato con quelle attuali.

MATERIALI E METODI

Indici di Cambiamento Climatico

Abbiamo accuratamente esaminato i metodi utilizzati per quantificare gli eventi di precipitazioni estreme in molti recenti articoli e abbiamo trovato decine di indici spesso ridondanti che generalmente si dividono in tre categorie (Peralta-Hernandez *et al.*, 2009):

1. indicatori di frequenza
2. indicatori di intensità
3. percentuale di eventi estremi

In questo contesto, sempre partendo dalla serie temporale delle precipitazioni giornaliere registrate nella stazione di Pallanza del CNR-ISE, si sono ricavati gli indici di cambiamento climatico presentati nella tabella I.

Le stagioni sono state individuate secondo la definizione convenzionale: inverno (Dicembre, Gennaio, Febbraio), primavera (Marzo, Aprile, Maggio), estate (Giugno, Luglio, Agosto), autunno (Settembre, Ottobre, Novembre).

Il calcolo del 95^{mo} e del 99^{mo} percentile è stato fatto secondo le norme del WMO (Organizzazione Mondiale

di Meteorologia). Il confronto delle condizioni climatiche del passato con quelle attuali e il calcolo degli indici climatici sono stati svolti utilizzando il nuovo periodo di riferimento 1981-2010 (WMO, 2013).

In questo modo è stato possibile ottenere, per la serie storica della stazione di Pallanza, un numero di indici specifici per i cambiamenti climatici. L'utilità di questi indici è relativa alle informazioni che si riescono ad ottenere circa il comportamento del trend evolutivo degli eventi estremi. L'obiettivo è di vedere se si registrano un aumento o una diminuzione significativi delle piogge intense di breve durata. Gli eventuali cambiamenti del regime delle deposizioni sono stati valutati con il metodo degli scostamenti cumulati dalla media (CUSUM: Montgomery, 2000) e del *change point* (Chen e Gupta, 2000).

Stazionarietà

L'Organizzazione Mondiale di Meteorologia distingue le variazioni a lungo termine in due grandi classi (Apadula e Cortesi, 2009): in *trend* e in *change point*. I segnali della prima classe si riferiscono a mutamenti caratterizzati da una graduale crescita o decrescita del valore medio e/o della varianza, mentre quelli della seconda classe riguardano cambiamenti bruschi e permanenti di tali grandezze.

Trend

Allo scopo di verificare l'esistenza di trend statistici significativi, tutti i parametri considerati sono stati sottoposti al test non parametrico di Mann-Kendall,

Tab. I. Elenco e definizione degli indici di precipitazioni estreme.

ID	Nome indicatore	Descrizione	Unità di misura
PRCPTOT	Precipitazione totale annua	Precipitazione totale annua nei giorni piovosi (PRCP \geq 1mm)	mm
SDII	Indice semplice dell'intensità di precipitazione	Rapporto tra le precipitazioni totali annue e il numero dei giorni piovosi	mm/giorno
CWD	Giorni piovosi consecutivi	Numero massimo di giorni consecutivi dove PRCP \geq 1mm	giorni
RX1day	Max 1-giorno precipitazione	Quantità massima di precipitazione caduta in 1 giorno	mm
RX5day	Max 5-giorno precipitazione	Quantità massima di precipitazione caduta in 5 giorni consecutivi	mm
R10	Numero di giorni piovosi estremi	Numero totale annuo di giorni dove PRCP \geq 10 mm	giorni
R20	Numero di giorni piovosi molto estremi	Numero totale annuo di giorni dove PRCP \geq 20 mm	giorni
Rnn	Numero di giorni piovosi che superano una certa soglia nn (50,8mm, Karl <i>et al.</i> , 1995)	Numero totale annuo di giorni con pioggia \geq nn mm	giorni
R95p	Giorni molto piovosi	Precipitazione totale annua dove PRCP è maggiore del 95° percentile	mm
R99p	Giorni estremamente piovosi	Precipitazione totale annua dove PRCP è maggiore del 99° percentile	mm
WD_Summer	Giorni piovosi - estate	Numero di giorni in estate (JJA) dove PRCP \geq 1mm	giorni
WD_Autumn	Giorni piovosi - autunno	Numero di giorni in autunno (SON) dove PRCP \geq 1mm	giorni
WD_Winter	Giorni piovosi - inverno	Numero di giorni in inverno (DJF) dove PRCP \geq 1mm	giorni
WD_Spring	Giorni piovosi - primavera	Numero di giorni in primavera (MAM) dove PRCP \geq 1mm	giorni

così come descritto da Sneyers (1990). Questo metodo è molto utilizzato in idrologia e climatologia per verificare la presenza di trend soprattutto per la sua robustezza rispetto all'influenza dei valori estremi. Questo test definisce quando un trend è significativo e il suo segno. Si tratta di un test non parametrico, in quanto non assume alcuna distribuzione a priori per i dati, il che porta di solito ad una maggiore robustezza rispetto ai metodi parametrici. Nel Mann-Kendall test l'ipotesi nulla (H_0) è quella secondo cui i dati provengono da una popolazione in cui essi sono indipendenti e identicamente distribuiti. L'ipotesi alternativa (H_1) è invece che i dati seguano nel tempo un trend monotono, non a gradino "step trends" (positivo o negativo).

Change Point

Quando sono più frequenti piccoli salti di livello, una valida alternativa in questo caso è l'utilizzo del metodo CUSUM (CUMulative SUM chart): esse sono basate sull'analisi grafica delle somme cumulate degli scarti tra le osservazioni (Montgomery, 2000; Kamruzzaman *et al.*, 2011).

L'analisi statistica è usata per identificare i cambiamenti bruschi (*change point*) e cerca di rispondere alle seguenti domande (ISPRA, 2013): 1) se sono presenti uno o più cambiamenti bruschi; 2) quando tali cambiamenti sono accaduti; 3) quanto essi siano statisticamente significativi.

In pratica queste carte delle somme cumulate (CUSUM) risultano utili quando occorre individuare scostamenti dal valore centrale (media). Queste carte si basano sull'idea di sommare gli scostamenti, positivi o negativi, dalla media e quindi risultano più sensibili ad un aumento o ad una diminuzione della caratteristica che si sta monitorando (indici di cambiamenti climatici). Un andamento irregolare, ma stabile intorno allo zero, indica l'assenza di cambiamenti bruschi.

La presenza di discontinuità nell'andamento delle serie storiche delle precipitazioni cumulate annue è stata indagata utilizzando l'algoritmo di analisi di *change point*, presente nella libreria Strucchange del software R (<http://www.r-project.org>; Zeileis *et al.*, 2003).

Peaks Over Threshold (POT)

Lo strumento più utilizzato per modellizzare gli eventi estremi è la teoria dei valori estremi. All'interno di questa teoria il metodo più comunemente usato è il conteggio dei superamenti di una certa soglia o dei picchi oltre la soglia, chiamato anche POT dall'inglese *Peaks Over Threshold*. Questo metodo è stato utilizzato anche nell'analisi climatica degli eventi pluviometrici estremi all'interno del progetto INTERREG STRADA (*Strategie di adattamento ai cambiamenti climatici per la gestione dei rischi naturali*, Ciampittiello *et al.*,

2013). I valori di precipitazione oltre una certa soglia, opportunamente selezionata, sono stati analizzati tramite GPD (*Generalized Pareto Distribution*). Le elaborazioni sono state effettuate tramite lo strumento di statistica: R Development Core Team (<http://www.r-project.org/>).

Inizialmente si è scelta una soglia relativamente bassa, per poter estrarre più eventi, così da poter selezionare successivamente una soglia ragionevole. Le serie POT estratte dai dati di precipitazione raccolti nella stazione di Pallanza con alta risoluzione (5, 10, 15, 20, 30 minuti e 1ora) sono state utilizzate per produrre curve di frequenza attraverso una distribuzione dei valori estremi (GPD).

RISULTATI E DISCUSSIONE

Trend

I risultati del test non-parametrico di Mann-Kendall mostrano che gli indici scelti non risultano caratterizzati da trend significativi (Tab. II), se non una tendenza crescente dell'indice semplice di intensità di precipitazione (SDII) e decrescente per quanto riguarda i giorni piovosi estivi (WD_Summer). Nella zona considerata le tendenze delle analisi statistiche della maggiore parte degli indici di precipitazioni sono di segno positivo ma molto deboli o non significativi.

Su base stagionale, si è rilevato che il segno negativo per i giorni piovosi in inverno e in primavera non corrisponde alla tendenza della precipitazione totale

Tab. II. Risultati del test di Mann-Kendall e della *change point analysis*.

Indice	Trend	significatività	Anno di cambiamento
PRCPTOT	+	$P > 0,1$	1999
SDII	+0,25%	$0,5 < P < 0,1$	2001
CWD	+	$P > 0,1$	1970
RX1day	+	$P > 0,1$	1997
RX5day	+	$P > 0,1$	2001
R10	-	$P > 0,1$	1979
R20	+	$P > 0,1$	1960
Rnn	+	$P > 0,1$	1999
R95p	+	$P > 0,1$	1999
R99p	+	$P > 0,1$	2001
WD_Autumn	+	$P > 0,1$	1991
WD_Winter	-	$P > 0,1$	1980
WD_Spring	-	$P > 0,1$	1989
WD_Summer	-0,36%	$P < 0,05$	1979

invernale e primaverile, che risulta in aumento. Stiamo quindi osservando una diminuzione dei giorni piovosi, in corrispondenza di un incremento della quantità di pioggia. Questo potrebbe essere un segnale di un aumento dell'intensità di precipitazione e quindi degli eventi estremi.

CUSUM e *Change point*

Il test *change point* è stato svolto solo su serie mensili e annuali. Considerato che il metodo è basato sulla somma cumulata delle differenze rispetto alla media, quando in un intervallo di tempo i valori della serie sono per la maggior parte maggiori della media si ha un andamento crescente e i valori della serie sono in massima parte maggiori della media (Fig. 3). Analogamente in un periodo in cui la curva CUSUM è decrescente i valori della serie sono in massima parte minori della media.

Quando l'andamento della curva CUSUM presenta oscillazioni attorno al valore medio, non si verificano tendenze significative. Quando invece si verifica un netto cambiamento dell'andamento della curva significa che si è verificato un cambiamento del regime delle deposizioni (*change point*). È essenziale stabilire se queste variazioni possono considerarsi statisticamente significative, attraverso il test *change point*.

Ad eccezione dei parametri stagionali e del CWD (Numero massimo di giorni piovosi consecutivi), tutti gli altri parametri hanno registrato un aumento durante l'ultimo decennio dal 2000 al 2010 (Fig. 3). Questo significa che in quell'intervallo di tempo i valori della serie sono per la maggior parte maggiori della media. Durante tutto il periodo analizzato si sono evidenziati diversi cambiamenti tra crescita e decrescita di questi indici. Per i parametri SDII (intensità di precipitazione) e WD_Summer (numero di giorni piovosi estivi) dove il test di Man-kendall ha evidenziato un trend significativo positivo e negativo rispettivamente, abbiamo notato che il grafico CUSUM registra una diminuzione verso un evidente valore minimo assoluto (SDII, fig. 3b), un aumento verso un evidente valore massimo assoluto (WD_Summer, fig. 3n) e poi una crescita o decrescita fino alla fine.

I diagrammi nella figura 4 mettono in evidenza la presenza di un *change point* esattamente nel periodo in cui è stata identificata una inversione del diagramma CUSUM. Questi grafici giustificano i trend monotoni (CWD e WD_Summer) ottenuti e presentati in tabella II e mostrano, inoltre, che il numero di giorni piovosi molto estremi (R20, fig. 4g) e il numero massimo di giorni piovosi consecutivi (CWD, fig. 4c) hanno subito cambiamenti tra il 1960 e il 1970.

Il cambiamento climatico che ha colpito il continente europeo a partire dagli anni '80 del secolo scorso (Werner *et al.*, 2000) sembra abbia riguardato anche

l'andamento delle precipitazioni intense nel bacino imbrifero del Lago Maggiore. L'analisi del *change point* ha infatti evidenziato cambiamenti netti dei diversi indici climatici in più riprese, a partire dal 1960.

Serie POT

Al fine di analizzare le modifiche della curva di frequenza degli ultimi anni (dal 1992 al 2009), rispetto al passato (dal 1950-1991) le precipitazioni brevi e intense sono state analizzate con il modello POT. Le curve di frequenza sono state esaminate con il metodo degli L-moments (Hosking, 1990).

È stato fatto un confronto tra le curve di frequenza generate dalle serie POT, ricavate dalla lunga serie storica (1950-1991), e quelle che fanno riferimento agli ultimi anni (1992-2009) (Fig. 5).

Esaminando la curva di frequenza si è visto che essa si è accentuata e i recenti eventi di precipitazione brevi e intensi sono aumentati nel corso degli ultimi anni in tutte le serie temporali studiate, di durata inferiore a 1 ora. Dalla figura 5 è molto evidente la differenza dell'andamento nei due periodi messi a confronto 1950-1991 e 1992-2009. L'anno in cui questa differenza risulta così evidente è quello a cavallo tra il 1991 e il 1992. Nel 1992 c'è stato un cambiamento nella strumentazione di misura delle piogge, si è passati da un pluviografo registratore tipo SIAP, ad una stazione automatica a vaschetta basculante (modello CAE PMB2). Questo punto di passaggio è molto vicino a questo cambiamento di strumento tanto che risulta necessario verificare quanto la differente strumentazione possa aver inciso sulla differenza dell'andamento delle curve di frequenza dei due periodi. È possibile che l'anno di cambiamento non sia legato al cambio della strumentazione ma sia l'evidenza di una crescita degli eventi estremi, come anche che tale evidenza sia stata amplificata dall'installazione di strumentazione più sensibile. Le curve di frequenza sono notevolmente diverse, tanto che il solo cambiamento di strumento non è comunque sufficiente a spiegarle. Una ulteriore verifica dell'andamento delle piogge registrate contemporaneamente dai due strumenti, attivi per 10 anni in contemporanea, ci darà la conferma di quanto questa differenza sia legata al cambiamento climatico e quanto al cambio della strumentazione.

CONCLUSIONI

Questo lavoro fornisce un primo quadro di sintesi delle informazioni relative agli indici climatici collegati agli eventi di breve durata e forte intensità, che giocano un ruolo fondamentale nei processi di instabilità dei versanti, nella formazione delle colate detritiche, nelle piene improvvise e nella gestione complessiva della risorsa idrica e del territorio.

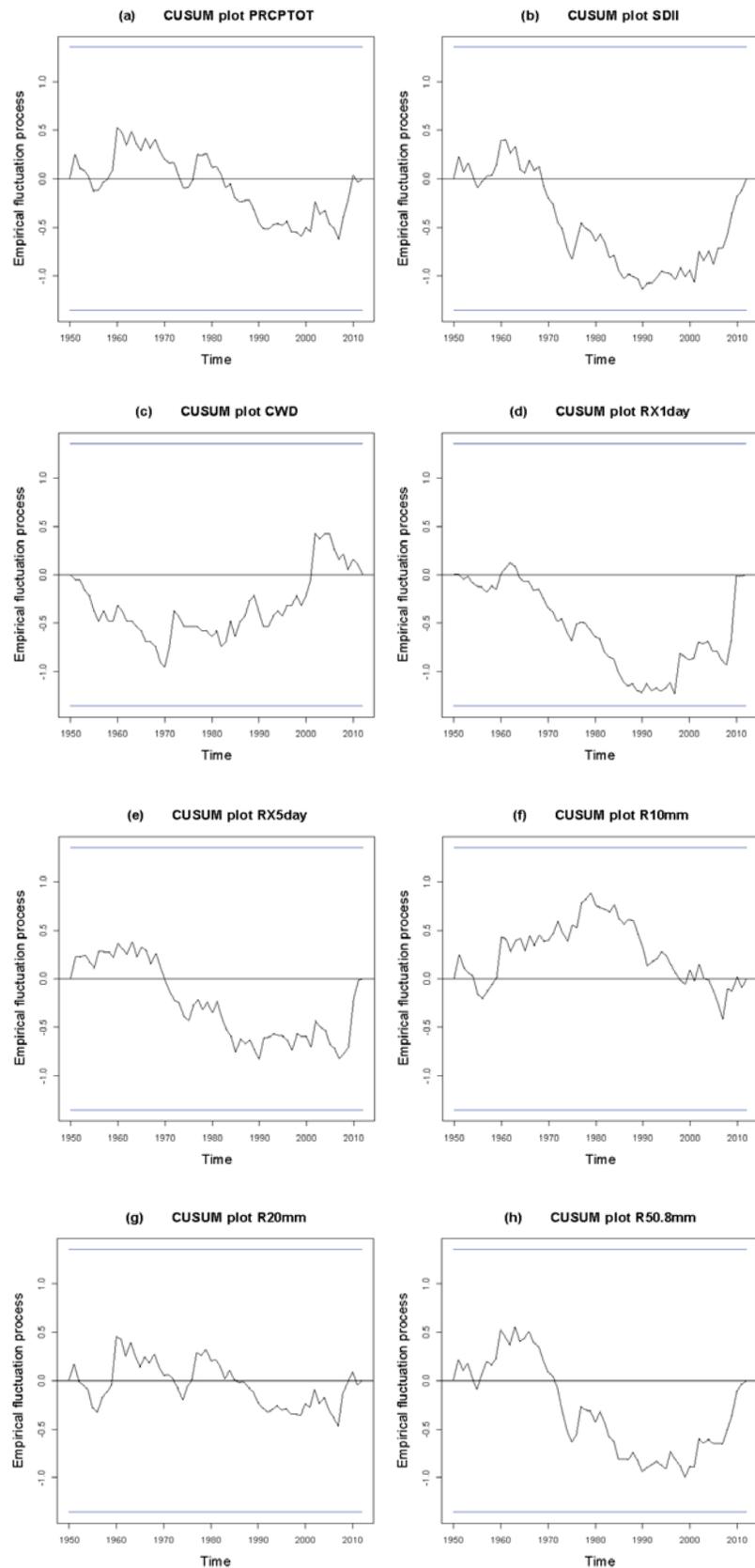


Fig. 3. (segue)

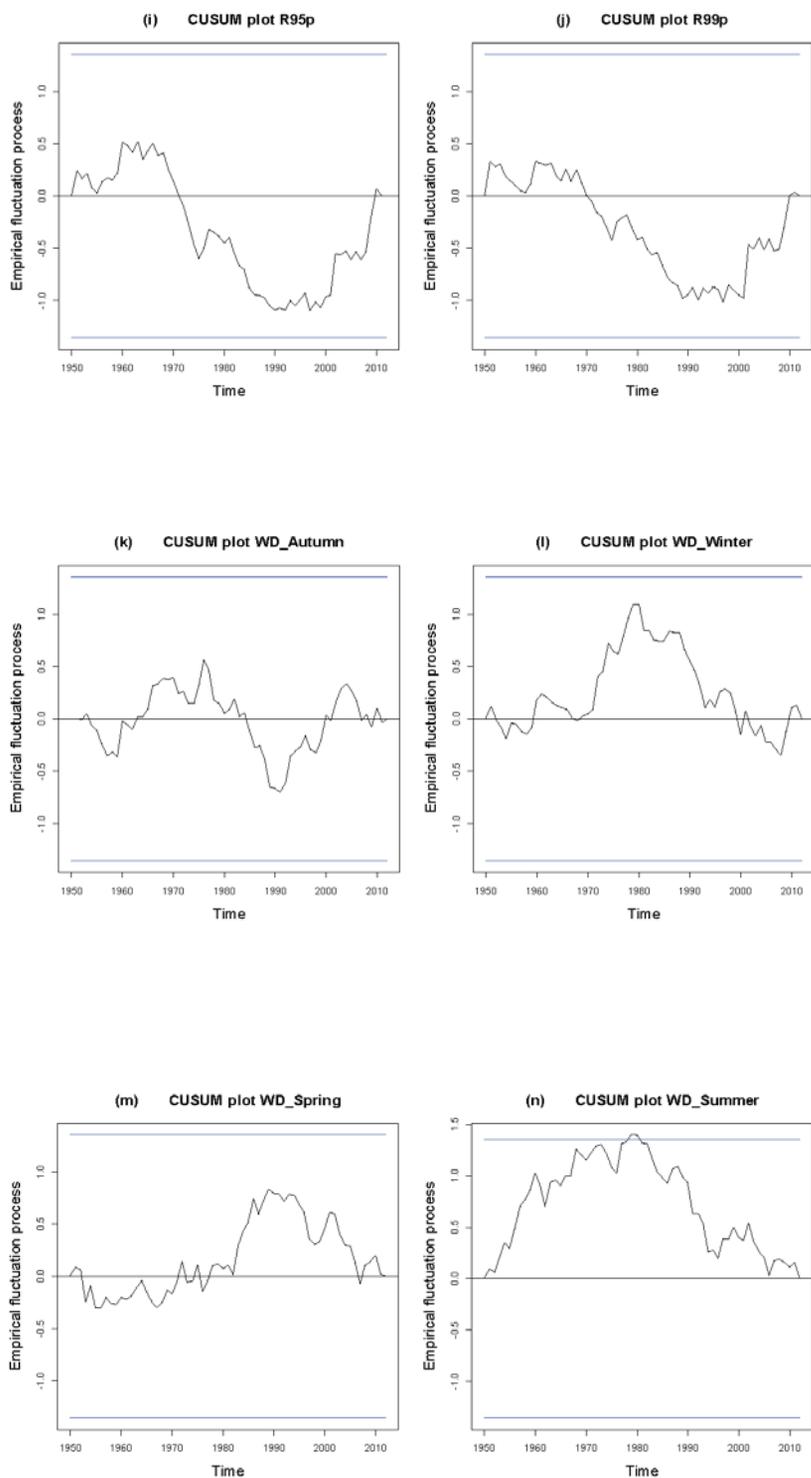


Fig. 3. CUSUM plot per i diversi indici di cambiamento climatico. (a) precipitazione totale annua; (b) indice di intensità; (c) giorni piovosi consecutivi; (d) max 1-giorno precipitazione; (e) max 5-giorno precipitazione; (f) numero di giorni piovosi estremi; (g) numero di giorni piovosi molto estremi (h) numero di giorni piovosi che superano la soglia di 50,8mm; (i) giorni molto piovosi; (j) giorni estremamente piovosi; (k) giorni piovosi autunnali; (l) giorni piovosi invernali; (m) giorni piovosi primaverili; (n) giorni piovosi estivi.

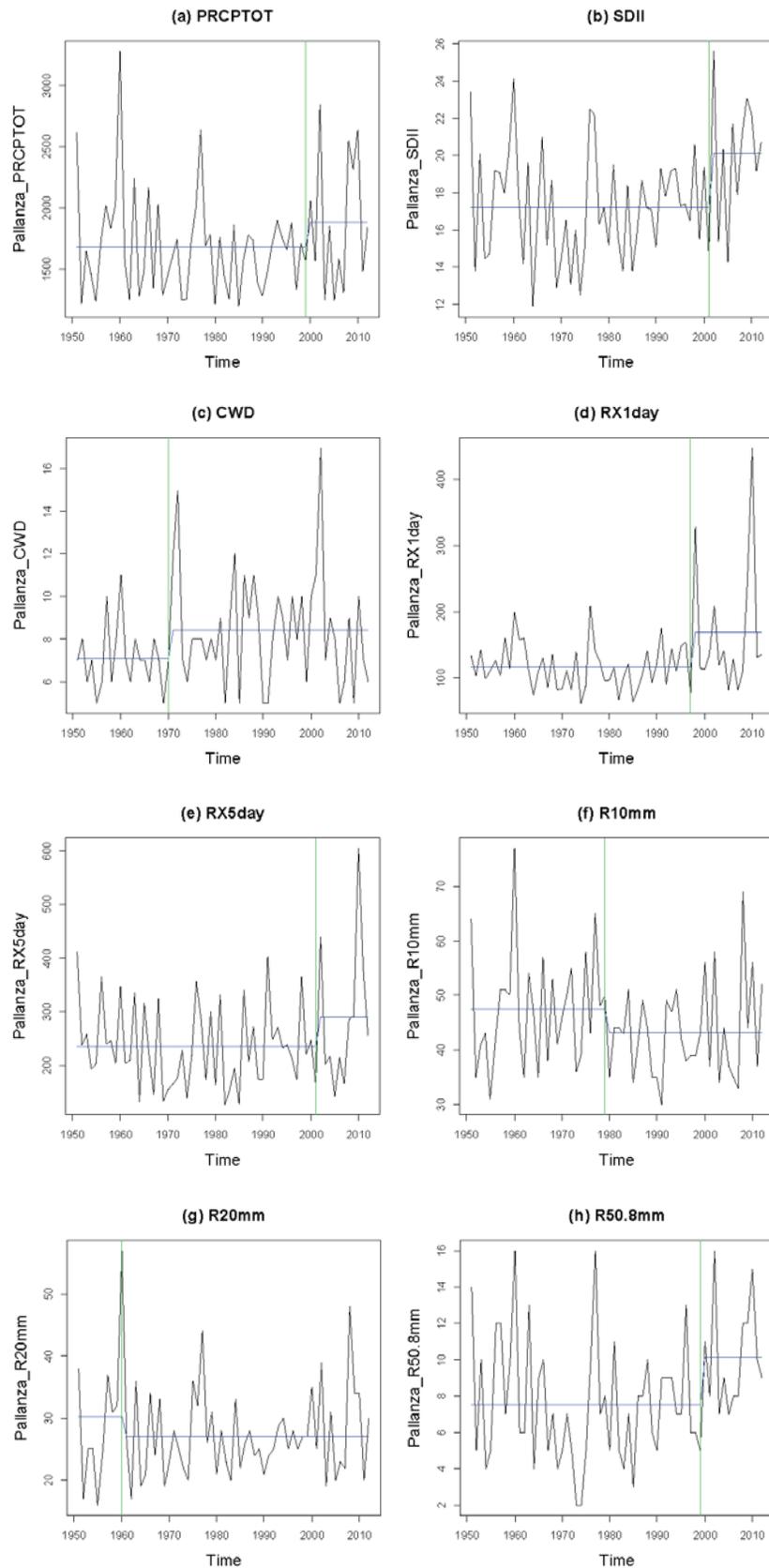


Fig. 4. (segue)

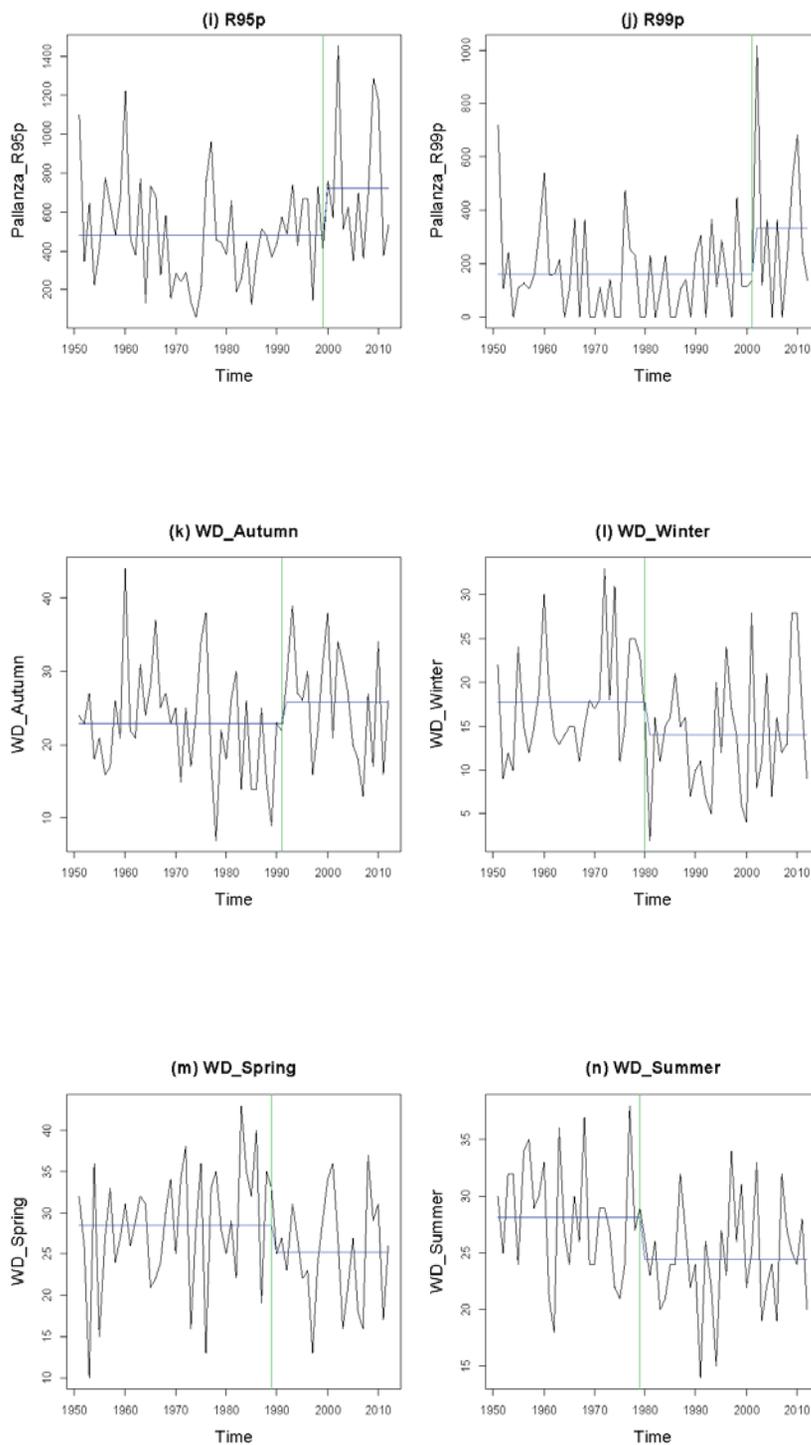


Fig. 4. Evidenza del *change point* per le diverse serie temporali e relativo anno. (a) precipitazione totale annua; (b) indice di intensità; (c) giorni piovosi consecutivi; (d) max 1-giorno precipitazione; (e) max 5-giorno precipitazione; (f) numero di giorni piovosi estremi; (g) numero di giorni piovosi molto estremi (h) numero di giorni piovosi che superano la soglia di 50,8mm; (i) giorni molto piovosi; (j) giorni estremamente piovosi; (k) giorni piovosi autunnali; (l) giorni piovosi invernali; (m) giorni piovosi primaverili; (n) giorni piovosi estivi

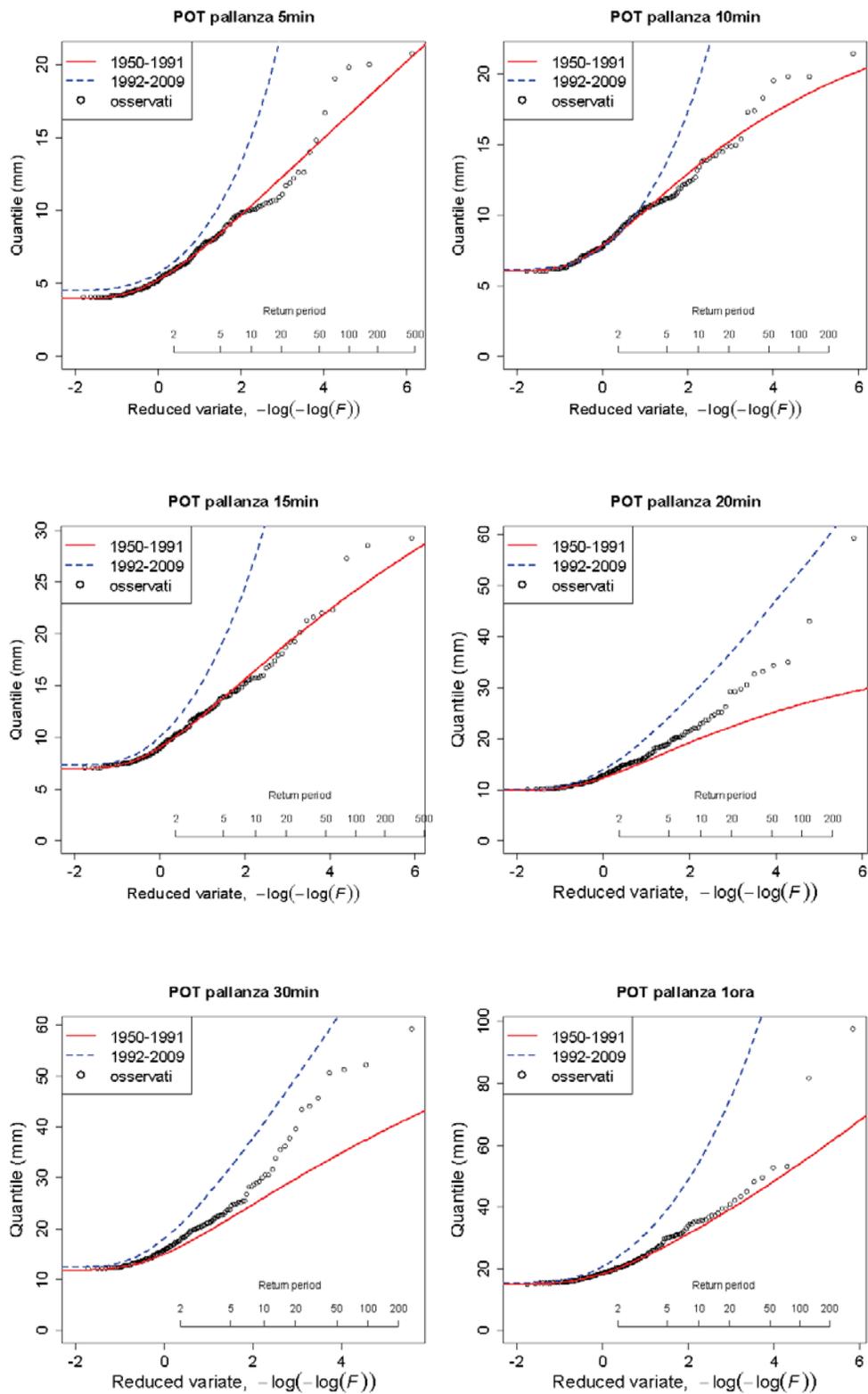


Fig. 5. Cambiamenti nelle curve di frequenza degli eventi estremi per diverse durate, confrontando gli anni 1950-1991 rispetto agli anni 1992-2009.

I cambiamenti climatici hanno inciso sull'andamento delle precipitazioni intense nella zona del Lago Maggiore, con riferimento alla stazione di Pallanza. L'analisi del *change point* mette in luce che la maggior parte degli indici sono aumentati durante l'ultimo decennio passando ad esempio da un valore medio annuale di precipitazione di 1760 mm per il periodo 1951-1999 a 1925 mm dell'arco temporale 2000-2012.

Le serie POT estratte dai dati di precipitazione raccolti sono servite per costruire curve di frequenza che hanno mostrato come gli eventi di precipitazione di forte intensità e di durata compresa tra 5 e 60 minuti

sono aumentati nel corso degli ultimi anni.

Diventa quindi difficile e più complicato riuscire a prevedere con certezza l'andamento degli eventi meteorologici estremi. È possibile che alcuni eventi che in passato, secondo le analisi statistiche effettuate, avevano tempi di ritorno teoricamente elevati, possano avvenire più spesso in futuro.

Ringraziamenti

Gli autori desiderano ringraziare Pierluigi Viaroli e tutti quelli che hanno commentato l'articolo per le osservazioni che hanno permesso di migliorare e rendere più chiari alcuni aspetti.

BIBLIOGRAFIA

- Apadula F., Cortesi N., 2009. *Studio del ruolo delle variabili meteorologiche sulla domanda elettrica*. Rapporto CESI Ricerca ASV Ambiente e Sviluppo Sostenibile.
- Barbanti L., 1994. *Osservazioni sul Lago Maggiore. Lineamenti geografici del territorio del Verbano*. Circolo del Pallanzotto, Comune di Verbania: 113.
- Brunetti M., Buffoni L., Maugeri M., Nanni T., 2000. Precipitation intensity trends in Northern Italy. *International Journal of Climatology* **20**: 1017-1031.
- Brunetti M., Maugeri M., Monti F., Nanni T., 2006. Temperature and precipitation variability in Italy in the last two centuries from homogenized instrumental time series. *International Journal of Climatology*, **26**: 345-381.
- Chen J., Gupta A.K., 2000. *Parametric statistical change point analysis*. Birkhauser.
- Ciampittiello M., 1999. *I livelli del Lago Maggiore: una grande risorsa da gestire un problema da affrontare*. Alberti Editore, Verbania: 203.
- Ciampittiello M., 2009. Le precipitazioni atmosferiche nell'areale del Lago Maggiore. In Atti del Convegno: *I laghi Maggiore e di Lugano: quale futuro?* Commissione Internazionale per la Protezione delle Acque Italo-Svizzere. FrancoAngeli: 82-89.
- Ciampittiello M., Dresti C., Saidi H., 2012. *Indagini sul bacino imbrifero. Caratteristiche idrologiche - Ricerche sull'evoluzione del Lago Maggiore. Aspetti limnologici. Programma quinquennale 2008-2012. Campagna 2012 e rapporto quinquennale*. Commissione Internazionale per la protezione delle acque italo-svizzere (Ed.): 7-13.
- Ciampittiello M., Dresti C., Saidi H., 2013. Analisi climatica degli eventi pluviometrici estremi. In: *Le precipitazioni intense in Piemonte. Distribuzione regionale delle piogge e caratterizzazione statistica dei valori estremi*. ARPA Piemonte, Torino: 7-22.
- Gaudio D., 2010. Cambiamenti climatici in Italia: quadro attuale, scenari, gap conoscitivi. *Agriregioneeuropa* Anno 6, numero **21**.
- Hosking J.R.M., 1990. L-moments: analysis and estimation of distribution using linear combinations of order statistics. *Journal of the Royal Statistical Society*, **B52**: 105-124.
- IPCC, 2007. *Climate Change 2007. The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on climate change*. Cambridge University press.
- IPCC, 2012. *Managing the risks of extreme events and disasters to advance climate change adaptation*. Special Report of the Intergovernmental Panel on climate change. Cambridge University press.
- ISPRA, 2013. *Linee guida per l'analisi e l'elaborazione statistica di base delle serie storiche di dati idrologici*. Manuali e linee guida.
- ISTAT, 2010. *Andamento meteo-climatico in Italia - Anni 2000-2009*. http://www3.istat.it/salastampa/comunicati/non_calendario/20100401_00/testointegrale20100401.pdf
- Kamruzzaman M., Beecham S., Metcalfe A., 2011. Non-stationarity in Rainfall and Temperature in the Murray Darling Basin. *Journal of Hydrological Processes*, **25**(10): 1659-1675.
- Karl T.R., Knight R.W., Plummer N., 1995. Trends in high-frequency climate variability in the twentieth century. *Nature*, **377**: 217-220.
- Mennella C., 1967. *Il clima d'Italia nelle sue caratteristiche e varietà quale fattore dinamico del paesaggio*. Vol. I. Editrice Edart, Napoli.
- Montgomery D.C., 2000. *Introduction to Statistical Quality Control, 4th ed*. New York: John Wiley & Sons.
- Peralta-Hernandez A.R., Balling R.C., Barba-Martinez L.R., 2009. Comparative analysis of indices of extreme rainfall event: variation and trend from southern Mexico. *Atmosfera*, **22**: 219-228.
- Sneyers R., 1990. On the statistical Analysis of Series of observations. WMO, Technical Note N. 415, Geneve, 192pp.
- Spinedi F., 2013. *Influsso della circolazione atmosferica sul tempo e sul clima in Ticino - Dipartimento federale dell'interno*. DFI Ufficio federale di meteorologia e climatologia MeteoSvizzera. http://proclimweb.scnat.ch/Products/news-docs/MV_clima-TI-confe.pdf
- Werner P.C., Gerstengarbe F.W., Fraedrich K., Oesterle K., 2000. Recent climate change in the North Atlantic/European sector. *International Journal of Climatology*, **20**(5): 463-471.
- WMO, 2013. *Statement on the status of the global climate in 2012*. WMO-No. 1108.
- Zeileis A., Kleiber C., Krämer W., Hornik K., 2003. Testing and Dating of Structural Changes in Practice. *Computational Statistics and Data Analysis* **44**(1-2):109-123.

Influenza delle fluttuazioni climatiche sui grandi laghi a sud delle Alpi: implicazioni nel contesto del riscaldamento globale[§]

Nico Salmaso^{1*}, Fabio Buzzi², Leonardo Cerasino¹, Letizia Garibaldi³, Barbara Leoni³, Marina Manca⁴, Giuseppe Morabito⁴, Michela Rogora⁴, Marco Simona⁵

1 IASMA Research and Innovation Centre, Ist. Agr. S. Michele all'Adige - Fondaz. E. Mach, Via E. Mach 1, 38010 S. Michele a/A (Trento).

2 ARPA Lombardia, Dipartimento di Lecco, Via I Maggio, 21/b, 23848 Oggiono, Lecco, Italy.

3 Dip. Scienze dell'Ambiente e del Territorio e Scienze della Terra, Univ. Milano-Bicocca, Piazza della Scienza 1, 20126 Milano, Italy.

4 C.N.R. Istituto per lo Studio degli Ecosistemi, L.go Tonolli, 50, 28922 Verbania Pallanza, Italy.

5 Istituto Scienze della Terra, Scuola Universitaria Professionale della Svizzera Italiana (SUPSI), Blocco C - Ufficio 109, Via Trevano / Casella Postale 72, 6952 Canobbio, Switzerland.

* Referente per la corrispondenza: nico.salmaso@fmach.it

Pervenuto il 25.1.2014; accettato il 19.3.2014

Riassunto

Le ricerche condotte nei grandi laghi a sud delle Alpi hanno dimostrato una stretta dipendenza dei processi di mescolamento da modi di circolazione atmosferica rilevanti per l'area mediterranea (East Atlantic pattern, EA e Eastern Mediterranean Pattern, EMP). In inverno, EA e EMP sono associati a una situazione di alta pressione nell'Oceano Atlantico settentrionale, e a un forte afflusso di aria fredda dall'Europa settentrionale e centrale verso il Mediterraneo. Il raffreddamento dell'aria, causando una diminuzione delle temperature lacustri, favorisce una maggiore estensione della circolazione primaverile, e un maggiore rifornimento di nutrienti verso la superficie e di ossigeno verso l'ipolimnio. L'impatto sulle comunità biologiche è stato studiato nel Garda e, in parte, nel lago Maggiore e nel lago d'Iseo. Nel Garda, a seguito di inverni più freddi e all'aumentare della disponibilità primaverile di nutrienti, sono stati osservati significativi aumenti nella crescita delle diatomee in primavera e dei cianobatteri in estate e autunno. Nel Garda e nel lago Maggiore, mentre la temperatura ambientale è risultata influenzare la tempistica del picco primaverile in densità di *Daphnia*, l'entità dello stesso è apparsa mediata dal mescolamento e dalle disponibilità alimentari. Risultati simili sono stati verificati nel lago d'Iseo. Un aumento delle temperature invernali potrebbe determinare una diminuzione nella frequenza degli episodi di mescolamento completo. Nel breve periodo ciò porterebbe ad un miglioramento della qualità delle acque superficiali, diminuendo la fertilizzazione primaverile e, come finora dimostrato nel Garda, lo sviluppo di cianobatteri. Nel lungo periodo aumenterebbe invece il rischio di innesco di condizioni meromittiche.

PAROLE CHIAVE: laghi sudalpini / eutrofizzazione / cambiamenti climatici / East Atlantic pattern / Eastern Mediterranean Pattern

Influence of climatic fluctuations on the large lakes south of the Alps: implications in the context of global warming

Synoptic analyses carried out in the largest lakes south of the Alps demonstrated a tight coupling between deep mixing dynamics and winter climatic fluctuations strictly controlled by atmospheric modes of variability relevant for the Mediterranean region, namely the East Atlantic pattern and the Eastern Mediterranean Pattern. In winter, the EA and EMP modes are associated with an intense north-easterly airflow bringing cold air from continental Europe over the Mediterranean basin. In turn, harsh winters had a strong impact on the lake water temperatures, deep lake circulation episodes, higher replenishment of epilimnetic phosphorus and hypolimnetic oxygen at spring overturn. Fertilisation was greatly enhanced in the meromictic and more eutrophic lakes. The effects of such a linked chain of events on phytoplankton were studied in Lake Garda where harsh winters and higher P-replenishment had a positive impact on the development of diatoms in spring and cyanobacteria in summer and autumn. Timing of *Daphnia* population density peak in lakes Garda, Maggiore and Iseo was directly correlated with water temperatures, while the level of peak density was mediated by the extent of spring mixing and food availability. It was hypothesized that an increase in the winter temperatures could cause a decrease in the occurrence of complete overturn episodes. In the short period, this should improve water quality, decreasing the replenishment of phosphorus and – as demonstrated in Lake Garda – the development of cyanobacteria. On the long-term, the lake warming could increase the risk of triggering meromictic conditions.

KEY WORDS: deep perialpine lakes / eutrophication / climatic change / East Atlantic pattern / Eastern Mediterranean Pattern

INTRODUZIONE

Le più recenti analisi condotte a livello sinottico sui laghi profondi a sud delle Alpi hanno chiaramente individuato negli apporti di nutrienti algali e nell'evoluzione climatica a lungo termine i due principali fattori di stress ambientale in grado di controllare la qualità ecologica delle acque (Salmaso e Mosello, 2010). Storicamente, le modificazioni nel livello trofico hanno avuto un ruolo determinante nel controllo della composizione, struttura e sviluppo delle biocenosi acquatiche, con diversi casi-studio ben documentati a nord e a sud delle Alpi (Anneville *et al.*, 2005; Mosello *et al.*, 2010). D'altra parte, le ricerche hanno messo in evidenza un ruolo emergente svolto dal riscaldamento climatico sia nei suoi effetti diretti sia come elemento amplificatore degli effetti causati dall'eutrofizzazione.

Differenze nelle caratteristiche morfometriche e fisiologiche e nella localizzazione geografica (altitudine e latitudine) sono in grado di filtrare gli effetti dei cambiamenti climatici sulle differenti variabili ecosistemiche (Mooij *et al.*, 2005; Nöges, 2009). Nei bacini del centro e nord Europa e nei laghi d'alta quota i cicli vitali delle singole specie e le dinamiche stagionali delle comunità sono fortemente influenzati dalla formazione e dalla durata della copertura di ghiaccio (Weyhenmeyer, 2001). Relativamente alle dimensioni, i laghi più piccoli sono maggiormente sensibili ai cambiamenti indotti dalle fluttuazioni meteorologiche (Naselli-Flores e Barone, 2012).

Nei bacini di grandi dimensioni –inclusi i laghi profondi a sud delle Alpi– il riscaldamento è causato dal trasporto verticale di calore per diffusione turbolenta nell'ipolimnio durante i mesi più caldi. Nel corso dei mesi tardo-invernali e primaverili l'entità del raffreddamento della colonna d'acqua rappresenta un fattore chiave nel controllo della profondità interessata dai processi di mescolamento e omogeneizzazione delle caratteristiche chimiche e fisiche. Le acque profonde pertanto possono mantenere una "memoria climatica" che preserva le informazioni sulle fluttuazioni climatiche del passato (Ambrosetti e Barbanti, 1999). I cambiamenti a lungo termine del clima nei mesi più freddi rappresentano quindi un elemento chiave per interpretare gli effetti sui meccanismi che regolano il funzionamento di questi grandi ecosistemi.

Le più recenti indagini hanno messo in evidenza un significativo riscaldamento dei laghi a livello globale (~95% sul totale), con aumenti medi compresi tra 0,10 e 0,45 °C decade⁻¹ (Dokulil *et al.*, 2006; Lenters *et al.*, 2011). Questi trend sono stati confermati anche nei grandi laghi sudalpini italiani, dove sono stati rilevati aumenti nell'intera colonna d'acqua, e nel periodo di massima circolazione, compresi tra 0,11 e 0,21 °C decade⁻¹ (Salmaso e Mosello, 2010). Nei laghi profon-

di uno degli effetti più importanti del riscaldamento è costituito da un'intensificazione della stratificazione termica e da una diminuzione dell'estensione raggiunta dal mescolamento verticale primaverile, con importanti conseguenze sulle concentrazioni ipolimnetiche di ossigeno disciolto e con un effetto complessivo di fertilizzazione delle acque superficiali. Modellizzando gli effetti del riscaldamento climatico nel Lago di Zurigo, Peeters *et al.* (2002) hanno evidenziato un aumento della stabilità termica e una riduzione della frequenza degli episodi di mescolamento completo. In generale, nel medio e lungo periodo, gli effetti di una persistente stratificazione delle acque nei laghi profondi (meromissi) possono portare a conseguenze deleterie, determinando una progressiva ipossia e anossia degli strati ipolimnetici e un accumulo di nutrienti e composti ridotti, come nel caso dei laghi di Lugano, Iseo e Idro.

Nel corso degli ultimi 20 anni la relazione tra l'evoluzione climatica a differenti scale temporali e la variabilità delle caratteristiche fisiche, chimiche e biologiche negli ecosistemi d'acqua dolce sono state studiate facendo ampio uso di indici climatici (Stenseth *et al.*, 2003). Tra questi, l'Oscillazione Nord Atlantica (North Atlantic Oscillation, NAO) è stata ampiamente utilizzata nello studio degli effetti del clima in Europa e America nord-orientale. Questo indice è stato largamente utilizzato per spiegare la durata delle coperture di ghiaccio, le temperature invernali dell'acqua, l'inizio dello sviluppo annuale delle comunità fitoplanctoniche e i cicli vitali nei cladoceri (George, 2010).

Obiettivo generale di questo contributo è di evidenziare gli effetti a larga scala della circolazione atmosferica e delle fluttuazioni climatiche sulle caratteristiche limnologiche dei grandi laghi a sud delle Alpi (laghi di Garda, Iseo, Como, Lugano e Maggiore). Numerosi studi hanno già ampiamente sottolineato l'importanza del clima invernale nel controllo dell'estensione verticale del mescolamento primaverile, dell'ossigenazione delle acque profonde e della frazione di nutrienti trasportata dall'ipolimnio verso gli strati più superficiali (es. Manca *et al.*, 2000a; Simona, 2003; Salmaso *et al.*, 2003).

Recenti indagini svolte sul lago di Garda hanno evidenziato l'importante ruolo assunto dai modi di circolazione atmosferica agenti tra l'Atlantico settentrionale e l'Europa nel controllo dei processi di mescolamento nei mesi invernali e primaverili, con numerosi effetti a cascata sulla distribuzione verticale di ossigeno e nutrienti e sullo sviluppo algale (Salmaso, 2012; Salmaso e Cerasino, 2012). A questo riguardo sono stati testati diversi indici di teleconnessione comprendenti, oltre la NAO, l'East Atlantic pattern (EA), lo Scandinavia pattern (SCAND), l'East Atlantic/West Russia Pattern (EA/WR) e l'Eastern Mediterranean

Pattern (EMP). Tra questi, solo gli indici EA e EMP hanno mostrato una stretta connessione con le temperature dell'aria e dell'acqua, l'estensione del mescolamento verticale lacustre, l'intensità del rifornimento di nutrienti verso gli strati epilimnetici e lo sviluppo di fitoplancton nel periodo primaverile-autunnale.

Analisi congiunte sullo zooplancton dei laghi di Garda e Maggiore (1998-2008), hanno messo in luce come il legame tra temperatura ambientale e dinamica stagionale del principale consumatore primario zooplanctonico, *Daphnia*, sia diretto, quanto alla tempistica della crescita numerica della popolazione, e indiretto, quanto al livello di densità raggiunto in primavera. L'entità del picco sarebbe infatti dipendente dalla temperatura per il tramite delle disponibilità alimentari controllate dal mescolamento primaverile (Manca e Salmaso, 2012). Analizzando le variazioni interannuali nel periodo 1998-2011, analoghi risultati sono stati osservati anche sulle popolazioni del lago d'Iseo (Leoni *et al.*, 2014).

In questo lavoro allargheremo la nostra attenzione all'intero distretto lacustre subalpino, valutando l'effetto dei due indici di teleconnessione EA ed EMP sulle caratteristiche limnologiche dei laghi di Garda, Iseo, Como, Lugano e Maggiore. Saranno discusse in particolare le implicazioni per la funzionalità ecologica e per la qualità delle acque derivanti dall'aumento delle temperature nei mesi invernali, che sono i più critici per quanto riguarda il controllo delle dinamiche di mescolamento delle acque profonde. Infine, saranno discusse le possibili misure di mitigazione degli effetti connessi con il cambiamento climatico in questa particolare tipologia lacustre.

MATERIALI E METODI

Siti di campionamento

I laghi considerati in questo studio comprendono i 5 maggiori bacini a sud delle Alpi ovvero, da est a ovest, i laghi di Garda, Iseo, Como, Lugano e Maggiore (Fig. 1). Questi bacini presentano profondità massime e volumi compresi rispettivamente tra 251 e 410 m, e tra 4,7 e 49 miliardi di m³. Considerata la loro collocazione geografica, questi bacini dovrebbero essere classificati come monomittici caldi, caratterizzati cioè da una completa circolazione invernale a temperature superiori a 4 °C, e stabile stratificazione termica nei mesi più caldi (Wetzel, 2001). A causa della loro elevata profondità, questi laghi presentano tuttavia lunghi periodi di mescolamento incompleto, interrotti da occasionali e irregolari episodi di completa circolazione innescati da inverni particolarmente rigidi e ventosi (Ambrosetti e Barbanti, 1999). A causa di queste particolarità, questi laghi possono essere pertanto classificati come mero-oligomittici.

Le concentrazioni di fosforo totale (TP) nell'intero gruppo di laghi hanno mostrato un consistente aumento a partire dagli anni '60 e '70 (Mosello *et al.*, 2010). Verso la fine degli anni '80 lo stato trofico era compreso tra l'oligo-mesotrofia del Garda e l'eutrofia-iper-eutrofia del lago di Lugano, mentre i laghi Maggiore, Como e Iseo erano rispettivamente meso-eutrofici e eutrofici. Dagli anni '80 il Lago Maggiore ha mostrato una significativa riduzione dei nutrienti, dovuta all'adozione di rigide misure di contenimento dei carichi di fosforo e azoto provenienti dal bacino; grazie a questi interventi le concentrazioni di TP sono scese agli attuali valori di circa 10 µg P l⁻¹. Analoghe riduzioni sono state osservate nei laghi di Como e Lugano, che presentano concentrazioni attorno a 25 µg P l⁻¹ (mesotrofia) e 60-80 µg P l⁻¹ (meso-eutrofia). Al contrario, i laghi di Iseo e Garda hanno mostrato una stabilizzazione dei nutrienti solo in anni recenti, con concentrazioni rispettivamente attorno a 50-60 e 18 µg P l⁻¹ (Mosello *et al.*, 2010).

Campionamenti e misure nei laghi

Nei laghi di Garda, Iseo e Maggiore, e nel bacino nord del lago di Lugano, i campionamenti sono stati eseguiti su base mensile o bimensile in corrispondenza dei punti di massima profondità. Nel lago di Como le operazioni di prelievo a frequenza mensile sono state eseguite al largo di Dervio ($z_{max}=270$ m), mentre le misure verticali per la stima dell'estensione del mescolamento primaverile sono sempre state eseguite nel punto di massima profondità. I campioni sono stati



Fig. 1. I grandi laghi a sud delle Alpi. Alt., altitudine dello specchio d'acqua (m s.l.m.); z_{max} , profondità massima (m). Per ogni lago sono indicate le stazioni di campionamento e misura.

raccolti sia nello strato epilimnetico sia a profondità discrete, lungo tutta la colonna d'acqua. I dati utilizzati nelle analisi sono stati determinati nei periodi compresi tra il 1991-1996 (a seconda della disponibilità dei dati) e il 2011 (Garda), 1994-2011 (Iseo), 2004-2011 (Como), e 1991-2011 (Lugano e Maggiore).

Oltre alle misure chimiche e fisiche effettuate sui campioni raccolti a profondità discrete, nei laghi di Garda, Lugano e Como ulteriori misurazioni di temperatura, O₂, pH e conducibilità lungo la colonna d'acqua sono state effettuate mediante l'utilizzo di sonde multiparametriche (Idronaut e Seacat-Seabird). Nei laghi d'Iseo e Maggiore l'utilizzo delle sonde è stato meno frequente o è iniziato in un periodo successivo. In questi due laghi le misure di temperatura si riferiscono a rilevazioni effettuate con termometri a mercurio a rovesciamento. L'ossigeno disciolto nei laghi di Garda, Lugano e Maggiore è stato determinato utilizzando il metodo di Winkler (APHA *et al.*, 1995), mentre nei laghi d'Iseo e Como le misure si riferiscono a rilevazioni effettuate con le sonde multiparametriche (regolarmente validate, nel caso dell'Iseo, grazie al confronto con misure Winkler eseguite in laboratorio).

L'estensione della profondità di mescolamento alla fine dei mesi invernali è stata stimata a partire dai profili verticali delle variabili ambientali rilevate con le sonde multiparametriche o misurate nei campioni raccolti a profondità discrete. Nel Lago Maggiore la presenza di deboli gradienti verticali fisici e chimici ha reso difficoltosa la determinazione di questa variabile. L'estensione del mescolamento nel Lago Maggiore è stata infatti stimata utilizzando un modello che tiene conto delle velocità del vento, delle temperature dell'aria e dell'acqua, e della radiazione solare (Ambrosetti *et al.*, 2010). A causa del differente approccio, le profondità di mescolamento rilevate in questo lago non sono state considerate nei calcoli.

Dati meteorologici

Le temperature medie dell'aria sono state rilevate in prossimità dei 5 laghi. Nel Lago di Garda la stazione meteorologica (FEM-IASMA) era localizzata a Arco (91 m s.l.m.), ca. 5 km a nord del bordo settentrionale della cuvetta lacustre. Nel lago d'Iseo le rilevazioni sono state eseguite da ARPA Lombardia presso la stazione di Costa Volpino (186 m s.l.m.), a ca. 1 km dalla costa settentrionale. Nel lago di Como i dati meteorologici sono stati misurati a Colico, a ca. 2 km dalle rive nord-orientali. Nel lago di Lugano sono stati utilizzati i dati dell'Ufficio Federale di Meteorologia e Climatologia rilevati presso la stazione della Biblioteca Cantonale di Lugano, in prossimità della costa. Nel Lago Maggiore i dati meteo sono stati raccolti dalla stazione del CNR-ISE a Pallanza, sulle rive del lago.

Indici di teleconnessione

L'effetto delle fluttuazioni invernali (dicembre-febbraio) dell'East Atlantic pattern (EA_{DJF}) e dell'Eastern Mediterranean Pattern (EMP_{DJF}) nei 5 laghi oggetto di studio è stato valutato su una serie di variabili fisiche (temperatura invernale dell'aria, temperatura primaverile dell'acqua e profondità di mescolamento) e chimiche (concentrazioni epilimnetiche di fosforo durante la massima circolazione primaverile e ipolimnetiche di ossigeno disciolto in estate e autunno). Le variazioni interannuali di queste stesse variabili limnologiche sono state valutate comunque anche in relazione alle fluttuazioni della NAO invernale (NAO_{DJF}).

I valori medi invernali degli indici EA e NAO sono stati calcolati utilizzando i dati pubblicati dal Centro Previsioni Climatiche NOAA-CPC (www.cpc.ncep.noaa.gov). Il calcolo dell'indice EMP (www.limno.eu/archives/) è stato effettuato calcolando le differenze dei valori di altezza geopotenziale tra due centri fissi localizzati a 52,5° N, 25° W, e 32,5° N, 22,5° E (Hatzaki *et al.*, 2007). EA e EMP presentano, a causa dei differenti approcci utilizzati per il calcolo, segni opposti. Entrambi descrivono un dipolo di anomalie localizzate nell'Atlantico settentrionale e in Nord Africa. Valori negativi (positivi) di EA_{DJF} (EMP_{DJF}) coincidono con la presenza di inverni freddi nell'intera area mediterranea, condizione ribaltata con un progressivo cambiamento di EA_{DJF} (EMP_{DJF}) verso valori positivi (negativi) (Salmaso, 2012; Fig. 2).

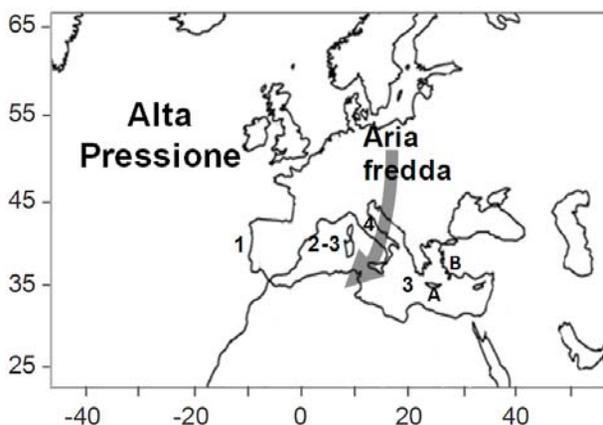


Fig. 2. Anomalie di pressione e afflusso di aria fredda che caratterizza la fase negativa dell'East Atlantic pattern in inverno (Modificato, da Josey *et al.*, 2011). Afflussi simili di aria fredda caratterizzano l'Eastern Mediterranean Pattern nelle sue fasi positive. I numeri e le lettere indicano rispettivamente le aree geografiche dove l'impatto dell'EA e EMP è stato verificato: 1, deCastro *et al.* (2008); 2, Schroeder *et al.* (2010); 3, Josey *et al.* (2011); 4, Toreti *et al.* (2010); A, Hatzaki *et al.*, 2008; B, Hatzaki *et al.* (2009).

Analisi dei dati

L'impatto degli indici EA_{DJF} , EMP_{DJF} e NAO_{DJF} è stato testato sulle seguenti variabili: T_{airDJF} , le temperature medie invernali (dicembre-febbraio) dell'aria; T_{0-50S} , le temperature medie minime primaverili dell'acqua nei primi 50 metri; Mix_{DS} , la massima profondità di mescolamento rilevata nei mesi primaverili; SRP_{epis} , le massime concentrazioni di fosforo solubile reattivo durante il massimo rifornimento di nutrienti determinato dalla circolazione primaverile delle acque; Oxy_{hypo} , le concentrazioni medie di ossigeno ipolimnetico nel periodo compreso tra due cicli di mescolamento (maggio-dicembre). Quest'ultima variabile è stata calcolata negli strati compresi tra il fondo e 200 m (Como, Maggiore e Garda), e tra il fondo e 150 m (Iseo) e 100 m (Lugano). Le relazioni sono state analizzate utilizzando tecniche di regressione lineare (Figg. 5-9). Il confronto dei coefficienti angolari e delle intercette nei modelli di regressione è stato valutato utilizzando l'analisi della covarianza (ANCOVA). Nel caso di relazioni caratterizzate da bruschi cambiamenti di pendenza, l'analisi è stata effettuata con tecniche di regressione *piecewise*. La selezione dei diversi modelli è stata valutata sulla base dei valori di AIC (Akaike Information Criterion: a valori più bassi corrispondono modelli migliori) e con test ANOVA. Le relazioni tra le altre variabili ambientali (Fig. 10) sono state valutate mediante correlazioni non-parametriche (Spearman), tenendo cioè conto di possibili relazioni non lineari o caratterizzate da diverse pendenze nell'ambito di una stessa relazione. Le analisi statistiche sono state effettuate con il software R 3.0.0 (R Core Team, 2013).

A causa del minore numero di osservazioni disponibi-

li per il lago di Como, le analisi prenderanno in considerazione –se non specificato diversamente– i dati raccolti nei laghi di Garda, Iseo, Lugano e Maggiore.

RISULTATI

Variazioni interannuali nelle variabili climatiche e limnologiche

Nell'intero periodo analizzato i valori invernali dell'East Atlantic pattern e dell'Eastern Mediterranean Pattern hanno presentato ampie fluttuazioni stagionali di segno opposto (Fig. 3; $\rho = -0,84$, $p < 0,01$). L'evoluzione temporale dei due indici nel lungo termine è stata discussa in Salmaso (2012).

Nei laghi di Garda, Iseo, Lugano e Maggiore, le temperature medie dell'aria tra dicembre e febbraio sono rimaste comprese tra 2 e 8 °C. Valori inferiori (ca. 0,5-5 °C) sono stati rilevati nel Lago di Como, a causa della localizzazione della stazione di misura e delle condizioni climatiche locali. Nel complesso, le temperature dell'aria hanno presentato una forte correlazione in tutte le stazioni analizzate ($0,76 < \rho < 0,96$, $p < 0,01$; correlazioni *pairwise*).

I valori minimi di temperatura dell'acqua tra 0 e 50 m nei mesi tardo-invernali e primaverili hanno presentato valori inversamente correlati con l'altitudine dei bacini: 5,7 °C (Lugano), 6,5-6,8 °C (Iseo, Como e Maggiore), e 8,3 °C (Garda). Nel complesso, le temperature minime lacustri hanno mostrato un'elevata coerenza temporale ($0,65 < \rho < 0,88$, $p < 0,01$) (Fig. 4). In particolare, evidenti episodi di raffreddamento delle acque sono stati osservati nel 1999 e 2000, 2004-2006, e dopo il 2008.

Gli effetti derivanti da episodi di pronunciato raf-

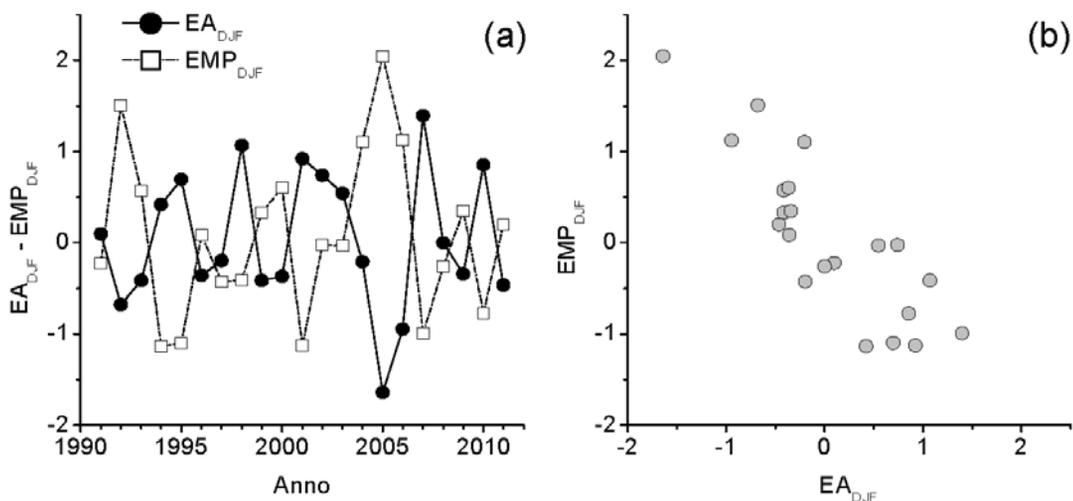


Fig. 3. (a) Valori medi invernali (dicembre-febbraio) dell'East Atlantic pattern (EA_{DJF}) e dell'Eastern Mediterranean Pattern (EMP_{DJF}) dal 1991 al 2011. (b) Relazione tra EA_{DJF} e EMP_{DJF} .

freddamento della colonna d'acqua nei laghi profondi sono stati studiati recentemente in dettaglio nei laghi di Garda e Lugano. Nel corso degli episodi di pronunciato raffreddamento il lago di Garda ha mostrato una completa circolazione della colonna d'acqua, testimoniata da una omogeneizzazione totale nella distribuzione verticale (tra 0 e 350 m) delle caratteristiche fisiche e chimiche nel 1991, 1999-2000 e 2004-2006. Negli intervalli tra questi episodi di raffreddamento le profondità di mescolamento sono variate tra 80 e 200 m (Salmaso *et al.*, 1999; Salmaso, 2012). Il Lago di Lugano ha presentato condizioni meromittiche per oltre 40 anni, mostrando, negli inverni 2004-2005 e 2005-2006, una completa isoterma e valori di stabilità (Schmidt) praticamente pari a zero. Contestualmente, l'utilizzo di traccianti chimici (isotopi di elio, trizio, CFC, SF₆) ha permesso di dimostrare un considerevole ricambio delle acque più profonde e uno scambio di gas con l'atmosfera (Holzner *et al.*, 2009). Mediante

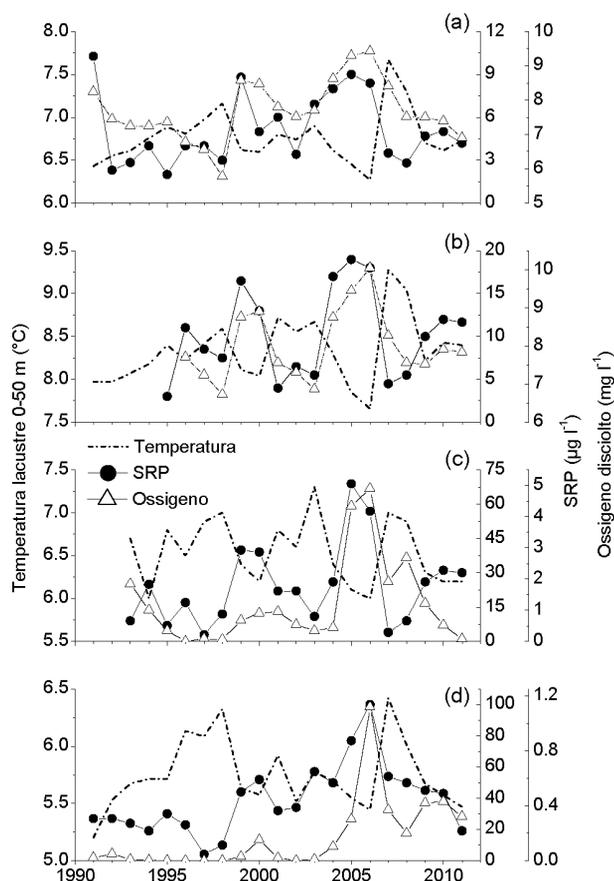


Fig. 4. Evoluzione temporale delle temperature medie lacustri primaverili nello strato 0-50 m (T_{0-50S}), delle concentrazioni medie epilimnetiche primaverili di fosforo solubile reattivo (SRP_{epis}) e dei valori medi dell'ossigeno disciolto ipolimnetico misurati in estate e autunno nei laghi (a) Maggiore, (b) Garda, (c) Iseo e (d) Lugano.

l'analisi dei profili verticali delle variabili ambientali, la completa circolazione delle acque nel 2004 e 2005 è stata documentata anche nei laghi d'Iseo e Como. In generale, le variazioni interannuali nelle stime di Mix_{DS} nei laghi di Garda, Iseo e Lugano hanno presentato una stretta correlazione temporale ($0,69 < \rho < 0,85$, $p < 0,01$). Sebbene limitati ad un periodo più corto, risultati simili sono stati ottenuti includendo nelle analisi anche il Lago di Como (p almeno $\leq 0,1$).

Le concentrazioni epilimnetiche primaverili di fosforo reattivo hanno presentato significative fluttuazioni interannuali. L'ampiezza delle variazioni è rimasta molto contenuta nei laghi oligotrofi (Maggiore), mostrando una progressiva accentuazione nei laghi più eutrofici (Iseo e Lugano) (Fig. 4). Le fluttuazioni osservate hanno mostrato una spiccata coerenza temporale, soprattutto nei laghi di Garda, Iseo e Maggiore ($0,70 < \rho < 0,83$, $p < 0,01$), mentre nel Lago di Lugano le correlazioni con le corrispondenti serie degli altri laghi hanno presentato valori minori ($0,33 < \rho < 0,44$, $0,05 < p < 0,2$). Nei 4 laghi in Fig. 4 risalta in particolare l'aumento simultaneo di SRP_{DJF} nel 1999-2000 e tra il 2004 e 2006, in coincidenza con periodi caratterizzati da brusche diminuzioni delle temperature lacustri, e da ampie oscillazioni dei due indici di teleconnessione EA_{DJF} e EMP_{DJF} .

Le concentrazioni di ossigeno disciolto ipolimnetico misurato nei mesi estivi e autunnali nei laghi di Garda e Maggiore hanno presentato un andamento coincidente ($\rho = 0,76$, $p < 0,01$) (Fig. 4). Nonostante le concentrazioni di Oxy_{hypo} più basse, questa caratteristica è stata confermata includendo nel confronto anche i laghi di Iseo e Lugano ($0,53 < \rho < 0,76$, p almeno $< 0,05$). Escludendo infatti gli aumenti osservati in coincidenza con l'aumento dei valori di SRP_{DJF} nel 1999-2000 e tra il 2004 e 2006, le concentrazioni ipolimnetiche di Oxy_{hypo} nei laghi d'Iseo e Lugano hanno sempre presentato valori vicini all'anossia (attorno o al di sotto di 1-1,5 mg L⁻¹). Nei tre bacini più grandi e profondi le concentrazioni ipolimnetiche di ossigeno hanno sempre presentato valori più elevati (5,5-10 mg L⁻¹).

Escludendo alcune minori discrepanze (specialmente con il lago di Lugano), e nonostante il minor numero di dati ($n=8$), la stretta coerenza nello sviluppo temporale delle variabili sin qui considerate (T_{airDJF} , T_{0-50S} , Mix_{DS} , SRP_{epis} , Oxy_{hypo}) è stata confermata includendo nelle analisi anche il lago di Como.

La marcata coerenza temporale osservata nello sviluppo di alcune tra le principali variabili climatiche e limnologiche non può essere originata da eventi casuali e non connessi, e richiede pertanto di essere spiegata da fattori e meccanismi comuni agenti simultaneamente nell'intera regione sudalpina. Questi aspetti saranno considerati nella prossima sezione.

Impatto delle fluttuazioni climatiche sulle caratteristiche limnologiche

Le analisi di regressione riportate nelle figure 5-9 hanno considerato solo gli anni per i quali, nei singoli laghi, i dati erano completi per ogni variabile, e cioè 1996-2011 (Garda), 1994-2011 (Iseo), 2004-2011 (Como), e 1991-2011 (Lugano e Maggiore). Considerata la stretta equivalenza dei due indici di teleconnessione (Fig. 3), le analisi riportate di seguito prenderanno in considerazione solo le relazioni con EA_{DJF} .

EA_{DJF} ha mostrato una stretta relazione con tutte le variabili climatiche e limnologiche considerate in questo studio. In particolare, questo indice ha influenzato in modo evidente il clima invernale della regione sudalpina, con un significativo impatto positivo su T_{airDJF} (Fig. 5), e con coefficienti angolari paragonabili (ANCOVA, $p > 0,10$) e variabili tra 0,6 e 0,8. In modo del tutto analogo, EA_{DJF} ha avuto un effetto positivo sulle temperature minime lacustri rilevate nel periodo di massima circolazione (T_{0-50s} , Fig. 6). Nei 4 laghi i coefficienti angolari hanno presentato, come nel caso precedente, valori molto vicini, tra 0,2 e 0,4 (ANCOVA, $p > 0,10$).

Le fluttuazioni interannuali dell'East Atlantic pattern hanno avuto una significativa influenza anche nel con-

trollo della profondità raggiunta dal mescolamento verticale primaverile (Mix_{DS} , Fig. 7). Nell'analisi, come anticipato, non è stato incluso il lago Maggiore, a causa di difficoltà intervenute nell'analisi dei profili verticali delle variabili ambientali. Nel lago di Lugano (Fig. 7c) la relazione lineare (non indicata), sebbene significativa ($p < 0,01$), non presentava un adeguato adattamento ai dati, e per questo motivo è stata sostituita da una regressione *piecewise*, con un limite soglia del modello attorno a -0,5. La qualità del secondo modello è stata verificata anche sulla base del criterio AIC, con valori rispettivamente di -11 e -19.

L'indice EA_{DJF} ha mostrato un forte impatto anche sulle fluttuazioni interannuali delle concentrazioni epilimnetiche di SRP_{epis} (Fig. 8). Nel caso del lago Maggiore, tuttavia, il modello lineare è risultato solo marginalmente significativo ($p < 0,1$; Fig. 8a). Come nel caso riguardante la profondità di mescolamento, nel lago di Lugano la relazione tra EA_{DJF} e SRP_{epis} è apparsa meglio descritta (pur se al margine della significatività, $p = 0,09$) da una regressione *piecewise*; in questo caso, comunque, il modello lineare non era significativo (Fig. 8d).

L'impatto di EA_{DJF} è stato verificato prendendo in considerazione anche le fluttuazioni interannuali delle

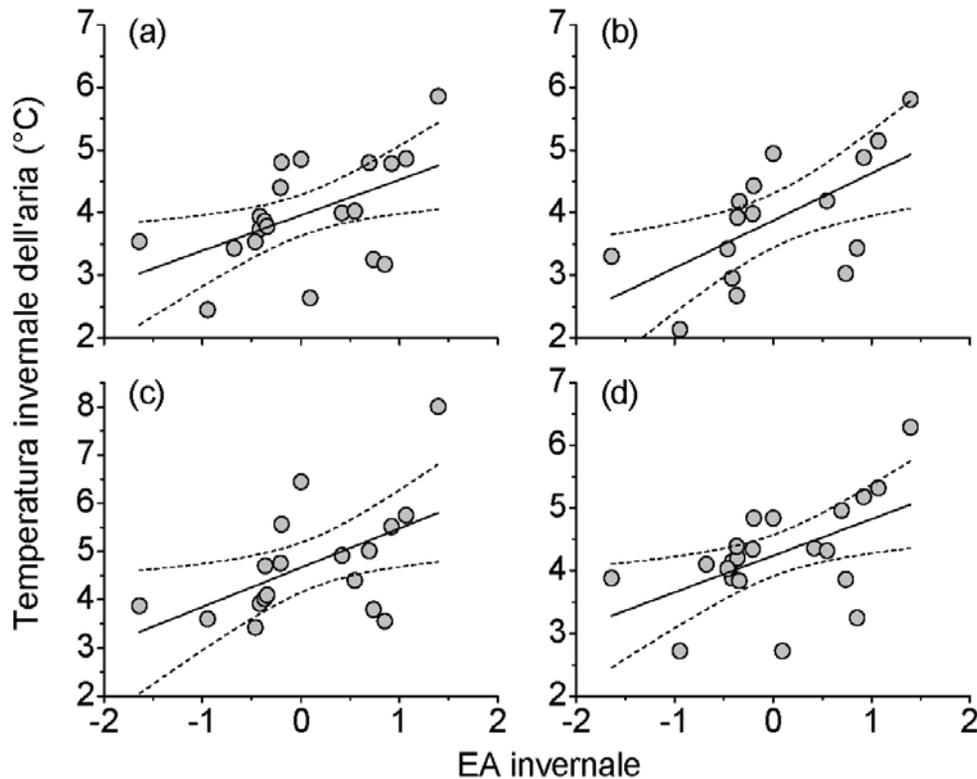


Fig. 5. Relazioni tra la temperatura media invernale (dicembre-febbraio) dell'aria (T_{airDJF}) e i valori medi invernali dell'East Atlantic pattern (EA_{DJF}) nei laghi (a) Maggiore, (b) Garda, (c) Iseo e (d) Lugano. Le regressioni sono tutte significative per $p < 0,05$. Le linee tratteggiate indicano le bande di confidenza al 95% delle rette di regressione.

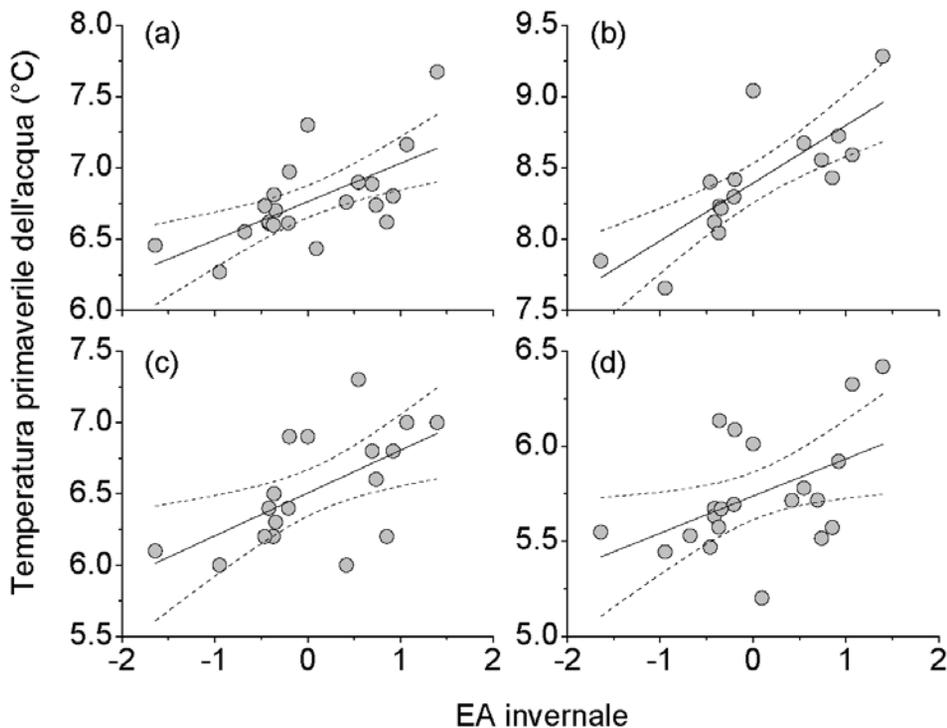


Fig. 6. Relazioni tra la temperatura media primaverile (ca. marzo) dell'acqua (T_{0-50S}) e i valori medi invernali dell'East Atlantic pattern (EA_{DJF}) nei laghi (a) Maggiore, (b) Garda, (c) Iseo e (d) Lugano. Le regressioni sono tutte significative almeno per $p < 0,05$. Le linee tratteggiate indicano le bande di confidenza al 95% delle rette di regressione.

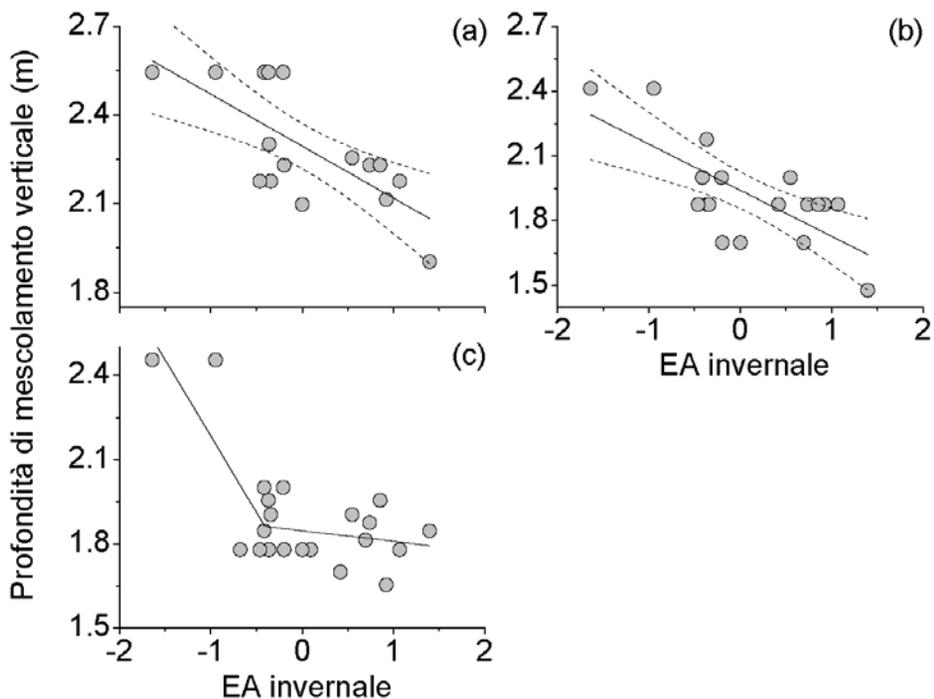


Fig. 7. Relazioni tra la profondità massima di mescolamento verticale primaverile (Mix_{DS}) e i valori medi invernali dell'East Atlantic pattern (EA_{DJF}) nei laghi (a) Garda, (b) Iseo e (c) Lugano. Le regressioni sono tutte significative almeno per $p < 0,05$. Le linee tratteggiate indicano le bande di confidenza al 95% delle rette di regressione.

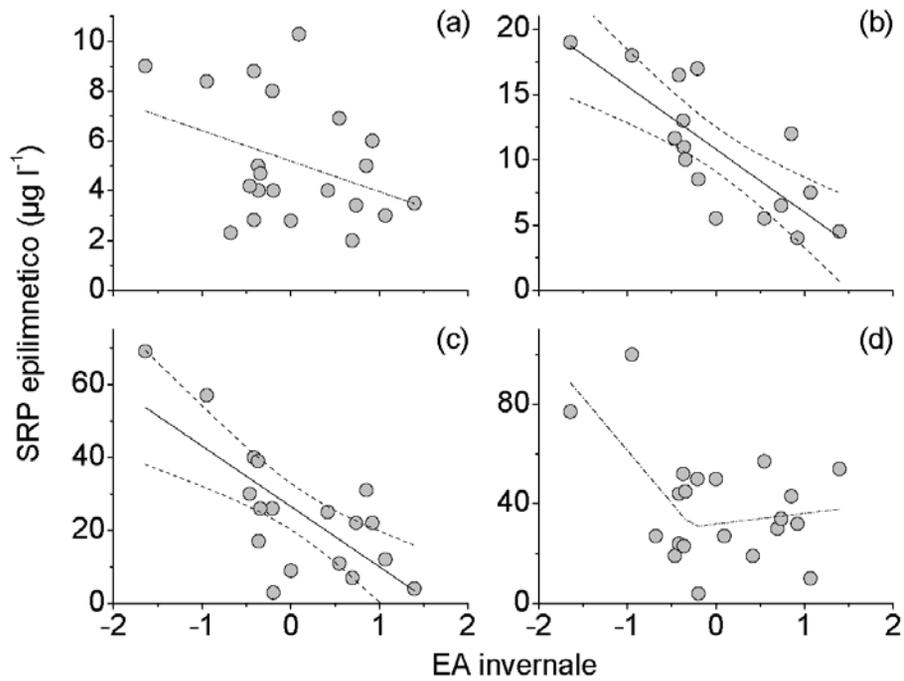


Fig. 8. Relazioni tra le concentrazioni epilimnetiche di fosforo reattivo disciolto rilevate durante la massima circolazione primaverile (SRP_{epiS}) e i valori medi invernali dell'East Atlantic pattern (EA_{DJF}) nei laghi (a) Maggiore, (b) Garda, (c) Iseo e (d) Lugano. Le regressioni sono significative almeno per $p < 0,05$, con l'esclusione dei laghi Maggiore e Lugano ($p < 0,10$). Le linee tratteggiate indicano le bande di confidenza al 95% delle rette di regressione.

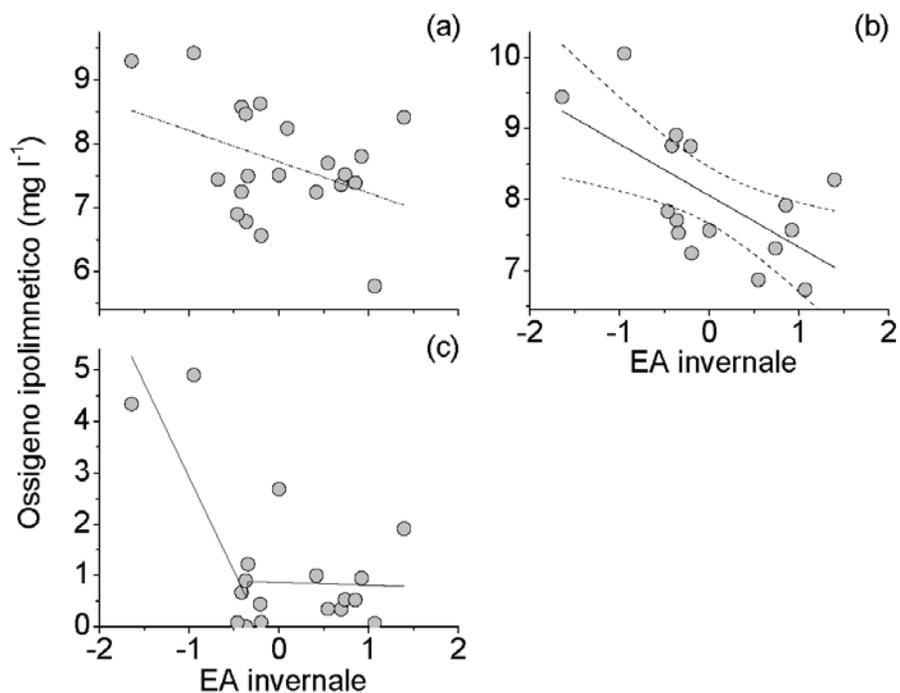


Fig. 9. Relazioni tra le concentrazioni ipolimnetiche di ossigeno disciolto rilevate durante la stratificazione estiva e autunnale (Oxy_{hypo}) e i valori medi invernali dell'East Atlantic pattern (EA_{DJF}) nei laghi (a) Maggiore, (b) Garda e (c) Iseo. Le regressioni sono significative almeno per $p < 0,05$, con l'esclusione del Lago Maggiore ($p < 0,10$). Le linee tratteggiate indicano le bande di confidenza al 95% della retta di regressione.

concentrazioni di ossigeno disciolto ipolimnetico (Oxy_{hypo} , Fig. 9). Il lago di Lugano non è stato incluso in questa parte di analisi a causa delle basse concentrazioni di ossigeno, che per gran parte del periodo di osservazione hanno presentato valori prossimi allo zero analitico e comunque mai superiori a $1,5 \text{ mg L}^{-1}$. Come nel caso del fosforo (SRP_{epiS}), la relazione nel lago Maggiore è apparsa solo marginalmente significativa (Fig. 9a). Nel lago d'Iseo la relazione tra EA_{DJF} e Oxy_{hypo} è stata meglio descritta –rispetto a un modello lineare– utilizzando una regressione *piecewise* (ANOVA, $p = 0,01$; AIC, 64 vs. 56).

Con alcune eccezioni, sostituendo EMP_{DJF} a EA_{DJF} , le analisi di regressione hanno fornito risultati praticamente equivalenti. Le differenze rispetto a EA_{DJF} includono le seguenti relazioni: lago d'Iseo, EMP_{DJF} vs. T_{0-50S} ($p < 0,10$; cfr. Fig. 6c); lago di Lugano, EMP_{DJF} vs. $MixD_s$ e SRP_{epiS} (relazioni adeguatamente descritte da modelli lineari, $p < 0,05$; cfr. Fig. 7c e 8d); lago Maggiore, EMP_{DJF} vs. Oxy_{hypo} ($p < 0,05$; cfr. Fig. 9a).

Nel lago di Como il calcolo delle regressioni tra EA_{DJF} e EMP_{DJF} e le variabili limnologiche considerate

nelle figure 5-9 ha permesso di ottenere risultati del tutto equivalenti a quelli ottenuti nei laghi oligomittici e meso-oligotrofici (Maggiore e Garda). Tuttavia, a causa del minore numero di dati disponibili, le relazioni erano significative o marginalmente significative (almeno $p \leq 0,10$) nei seguenti casi: EA_{DJF} vs. T_{0-50S} e SRP_{epiS} ; EMP_{DJF} vs. T_{0-50S} , SRP_{epiS} e Oxy_{hypo} .

I valori invernali dell'indice NAO non hanno mostrato alcuna relazione con le variabili climatiche e limnologiche, con l'eccezione di una regressione tra NAO_{DJF} e Oxy_{hypo} nel Lago d'Iseo ($p < 0,05$).

Impatto a cascata dei modi di circolazione atmosferica sulle caratteristiche limnologiche

Studi precedenti hanno evidenziato l'esistenza di una serie di eventi a cascata da EA e EMP sul lago di Garda (Salmaso, 2012; Salmaso e Cerasino, 2012). Nei modelli veniva evidenziato un impatto significativo di EA_{DJF} e EMP_{DJF} sulle temperature invernali dell'aria che, a loro volta, mostravano uno stretto controllo sulle temperature lacustri primaverili e, a seguire, in una serie di eventi causa-effetto, sulla profondità di

	Maggiore	Garda	Iseo	Lugano
EA_{DJF}				
+	↓	↓	↓	↓
T_{airDJF}				
+	↓	↓	↓	↓
T_{0-50S}				
-	n.d.	↓	↓	⋮
$MixD_s$				
+	n.d.	↓	↓	↓
SRP_{epiS}		↓	↓	↓
Oxy_{hypo}		↓	↓	↓

Fig. 10. Impatto a cascata dell'East Atlantic pattern invernale sulle caratteristiche limnologiche dei laghi sudalpini. La prima colonna riporta il flusso di eventi innescato da EA_{DJF} , e il segno delle relazioni (positive o negative) tra le diverse coppie di variabili. Le frecce indicano l'intensità delle relazioni, basate sul calcolo delle correlazioni non parametriche di Spearman. Le frecce spesse, intermedie e tratteggiate si riferiscono a livelli di significatività rispettivamente pari a $p < 0,01$, $p < 0,05$ e $p < 0,10$ (modificato, da Salmaso *et al.*, 2013).

mescolamento, sulla fertilizzazione delle acque nei mesi primaverili e sullo sviluppo di diatomee e cianobatteri. Escludendo l'impatto sul fitoplancton, queste relazioni sono state testate anche nei laghi d'Iseo, Como, Lugano e Maggiore (Fig. 10). Le correlazioni sono sempre risultate significative, almeno a livello $p < 0,05$, con l'esclusione di alcuni casi nel lago di Como (dovuti al basso numero di osservazioni) e 2 correlazioni nei laghi d'Iseo e Lugano (Fig. 10).

DISCUSSIONE

Impatto dell'East Atlantic pattern e dell'Eastern Mediterranean pattern a scala regionale

Questo lavoro ha confermato ampiamente il forte impatto dell'East Atlantic pattern (EA) e dell'Eastern Mediterranean Pattern (EMP) sul clima invernale della regione sudalpina e sulla limnologia dei grandi laghi, confermando quanto era stato ipotizzato precedentemente sulla scorta delle indagini svolte sul lago di Garda (Salmaso, 2012). Per converso, i risultati hanno altresì confermato lo scarso impatto della NAO invernale sullo stesso set di variabili climatiche e limnologiche.

In inverno, nel loro stato rispettivamente negativo e positivo, EA ed EMP descrivono una situazione di alta pressione nell'Oceano Atlantico settentrionale, associata ad un forte afflusso di aria fredda dall'Europa settentrionale e centrale verso l'area mediterranea. Il maggiore raffreddamento dell'aria provoca una maggiore diminuzione delle temperature lacustri, favorendo una maggiore estensione del mescolamento verticale primaverile, ed un maggiore rifornimento di nutrienti verso la superficie e di ossigeno nell'ipolimnio profondo. Questi processi sono proporzionalmente più accentuati, anche se con risposte non lineari e la presenza di limiti-soglia, nei laghi meromittici e maggiormente eutrofici.

Sulla base dei risultati ottenuti in questo lavoro, e considerando il forte impatto di EA e EMP in altre aree della regione mediterranea (es. Toreti *et al.*, 2010; Josey *et al.*, 2011; Hatzaki *et al.*, 2009; altri riferimenti in Fig. 2), è lecito ipotizzare una forte connessione tra questi due indici e le fluttuazioni interannuali delle variabili limnologiche anche in altri bacini della penisola italiana.

Le fluttuazioni stagionali del clima e delle caratteristiche limnologiche analizzate nei laghi di Garda, Iseo, Como, Lugano e Maggiore hanno mostrato un elevato livello di coerenza temporale. Per quanto riguarda le temperature dell'aria e dell'acqua questi risultati erano ampiamente attesi. Per esempio, l'elevata coerenza temporale nelle fluttuazioni delle temperature ipolimnetiche è stata verificata in un gruppo di 12 laghi profon-

di localizzati tra le Alpi centro-settentrionali e il Nord Europa (Dokulil *et al.*, 2006). Il forte sincronismo temporale in questo caso poteva essere spiegato invocando l'azione della NAO nei mesi invernali e primaverili. Analogamente, i comuni andamenti temporali delle temperature medie superficiali giornaliere in laghi svizzeri e ungheresi sono stati interpretati come un effetto causato da eventi meteorologici (espressi come temperature dell'aria) agenti su scala continentale (Livingstone e Padisák, 2007).

La forte coerenza temporale osservata nelle concentrazioni epilimnetiche di SRP e nel contenuto ipolimnetico di ossigeno nell'areale subalpino potrebbe apparire molto meno scontata. Anche in questo caso, però, il comune andamento temporale trae origine dai comuni effetti causati dal clima invernale nella regione a sud delle Alpi, e da corrispondenti sincronismi innescati dalle dinamiche di mescolamento delle acque profonde. Questi meccanismi controllano, su un'am-

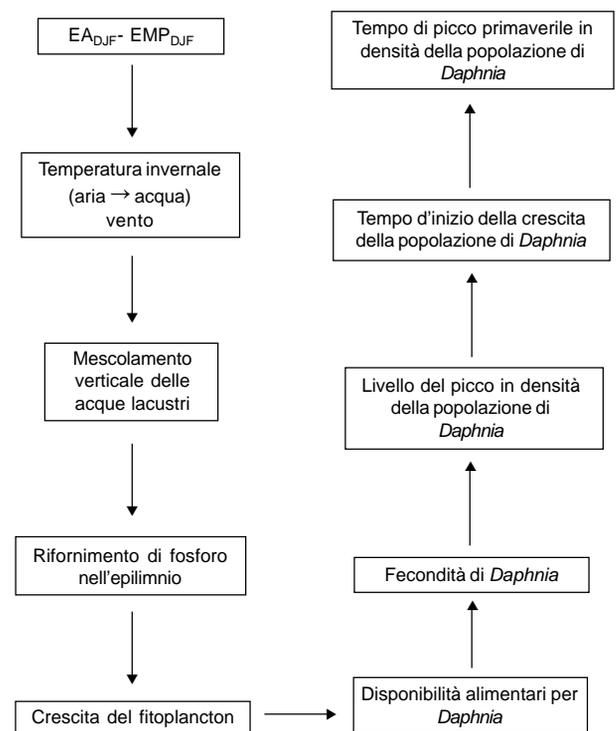


Fig. 11. Interpretazione schematica delle interazioni tra forzanti meteo-climatiche e crescita delle popolazioni di *Daphnia* nei due laghi Garda e Maggiore, basate sull'analisi dei dati relativi agli anni 1998-2008, nei quali i due laghi presentavano concentrazioni stabili di fosforo totale. Le temperature invernali controllano direttamente la tempistica dello sviluppo della popolazione, mentre i livelli di picco sono influenzati dalle temperature per il tramite delle disponibilità alimentari, nel periodo precedente lo sviluppo numerico di *Daphnia* (modificato, da Manca e Salmaso, 2012).

pia scala regionale, le variazioni interannuali dello stato trofico attorno ad un livello di base strettamente dipendente dal contenuto complessivo di nutrienti (e ossigeno) presenti nelle acque epi- e ipolimnetiche. Nei laghi oligotrofici, dove i gradienti chimici (compresi i nutrienti e l'ossigeno) sono molto deboli, gli effetti del rifornimento primaverile di fosforo verso gli strati trofogenici sono molto limitati e difficili da documentare (Maggiore) oppure di minore importanza (Garda, Como) rispetto a laghi maggiormente eutrofici (Iseo, Lugano). Relativamente a questo ultimo punto è da sottolineare che le variazioni nel contenuto epilimnetico di P potrebbero essere influenzate da un rifornimento diretto di nutrienti dal reticolo idrografico. Questo aspetto non dovrebbe essere sottovalutato nei laghi caratterizzati da tempi teorici di ricambio delle acque brevi, quali i laghi Maggiore, Como e Iseo. Al contrario, fonti aggiuntive e significative di nutrienti nel periodo primaverile assumono una minore importanza nei laghi con tempi di ricambio più lunghi e caratterizzati da un reticolo idrografico più semplificato, quali il Garda. Ad ogni modo il ruolo svolto dal clima invernale e dal mescolamento primaverile delle acque nel rifornimento epilimnetico di P appare ampiamente provato. Nei mesi estivi e autunnali, con la formazione di uno stabile epilimnio, la frazione di nutrienti epilimnetici provenienti dall'ipolimnio profondo diventa invece progressivamente meno importante.

Impatto delle fluttuazioni climatiche invernali e riscaldamento globale

Il legame tra inverni freddi ed eutrofizzazione potrebbe apparire contraddittorio rispetto alla visione corrente che vede negli effetti del riscaldamento globale sui corpi d'acqua un elemento che rafforza gli effetti dell'eutrofizzazione (Winder, 2012). Questa apparente discrepanza è facilmente risolta se si considerano i complessi meccanismi a cascata attraverso i quali le fluttuazioni climatiche invernali esplicano il loro effetto sui laghi profondi in un limitato lasso di tempo.

I diversi effetti del clima possono essere compresi attraverso un'interpretazione meccanicistica, che tenga conto dell'impatto sui diversi livelli di complessità degli ecosistemi lacustri, dagli organismi acquatici ai processi fisici (es. il mescolamento primaverile delle acque). La temperatura ha effetti diretti molto importanti sulla crescita algale. In laghi più caldi i cianobatteri traggono vantaggio dalla loro abilità di crescere più velocemente ad alte temperature, regolando la loro posizione verticale e sviluppando popolazioni massive in ambienti stratificati e stabili. Molti studi hanno evidenziato come l'aumento nella frequenza delle fioriture cianobatteriche possa essere messo in relazione non solo con l'eutrofizzazione, ma anche con il riscalda-

mento climatico (Paerl e Huisman, 2008; Wagner e Adrian, 2009). Nei laghi profondi sudalpini questi risultati sembrano confermati dai dati sperimentali. Analizzando l'effetto della disponibilità di nutrienti e temperatura sui principali gruppi fitoplanctonici, Salmaso *et al.* (2012) hanno dimostrato l'esistenza di una relazione significativa tra lo sviluppo dei gruppi più sensibili all'eutrofizzazione (tra i quali cianobatteri e clorofite) e l'interazione tra stato trofico e temperatura, suggerendo un effetto sinergico di rafforzamento degli effetti negativi dell'eutrofizzazione all'aumentare della temperatura.

In sintesi, mentre inverni più freddi garantiscono un adeguato rifornimento di nutrienti primaverili, l'utilizzo di questi ultimi da parte delle comunità algali appare significativamente influenzato dalle condizioni climatiche dei mesi estivi. Posto in altri termini, nei laghi profondi delle zone temperate il riscaldamento globale può avere effetti contrastanti, riducendo la fertilizzazione primaverile delle acque superficiali, ma favorendo lo sviluppo di popolazioni adattate a climi estivi più caldi, in particolare i cianobatteri.

Conseguenze del blocco dei cicli di stratificazione e completo mescolamento verticale: la comparsa della meromissi

Nei laghi meromittici o tendenzialmente meromittici, quali il Lugano e l'Iseo, la forte resistenza al mescolamento è causa di effetti negativi sulle acque di fondo, determinando la scomparsa dell'ossigeno e la formazione di composti ridotti. Periodi lunghi di costante stratificazione, se da una parte portano a una mitigazione del grado di fertilizzazione delle acque superficiali, dall'altro aumentano la probabilità –nel corso di occasionali eventi di mescolamento anche solo più accentuati o completi– di osservare elevati picchi epilimnetici di nutrienti algali; questo a causa del progressivo aumento delle riserve negli strati ipolimnetici, a loro volta arricchiti dalla mineralizzazione del particolato organico proveniente dagli strati trofogenici. Questi aspetti sono sottolineati dall'esistenza di limiti-soglia nelle relazioni tra indici climatici e variabili ambientali nei laghi meromittici (figure 7-9).

Il mescolamento delle acque nel lago di Lugano nel 2005-2006 può essere considerato un evento eccezionale. I primi decisivi sintomi della meromissi furono osservati dopo gli anni '60 quando nel lago fu documentata la completa scomparsa dell'ossigeno nelle acque di fondo, associata ad un significativo aumento di nutrienti e composti chimici tossici per gli animali (Barbieri e Simona, 1997). Nel 2005, a seguito di un primo episodio di rinnovamento delle acque ipolimnetiche, per la prima volta dopo 40 anni, fu possibile osservare tracce di O₂ in prossimità del fondo. Nel

2006, con il secondo episodio di mescolamento, l'ossigeno presentava concentrazioni omogenee su tutta la colonna d'acqua, con valori tra 1,5–2,0 mg L⁻¹ anche in prossimità della superficie (Aeschbach-Hertig *et al.*, 2007; Holzner *et al.*, 2009). Questi valori sono nocivi e letali per diverse specie ittiche: si verificarono infatti morie di pesci subito dopo il massimo mescolamento del lago (CIPAIS, 2006).

L'innesco della meromissi nei laghi di Lugano e Iseo (meso-eutrofici o eutrofici) sembra essere stato favorito da una stretta interazione tra eutrofizzazione e fluttuazioni climatiche nei mesi invernali. Negli anni di circolazione incompleta il tempo di rinnovo negli strati ipolimnetici è ridotto. Di conseguenza, si osserva un aumento delle concentrazioni di nutrienti algali, e una maggiore dissoluzione di CaCO₃ e aumento di salinità e densità nelle acque ipolimnetiche. La formazione di particelle di calcite nell'epilimnio è funzione dell'attività algale (attraverso il controllo degli equilibri carbonati-bicarbonati) e dello stato trofico del lago. Un aumento dell'eutrofizzazione e della produttività algale aumenta la formazione di particelle di CaCO₃ in superficie, e la loro dissoluzione negli strati più profondi. Se le condizioni che favoriscono l'incompleto mescolamento prevalgono (inverni caldi e eccessivo contenuto di nutrienti), tali processi si intensificano fino a determinare –come osservato– una marcata divisione del lago in due strati separati da gradienti fisici controllati non solo dalla temperatura, ma anche dal contenuto salino.

EA_{DJF} e EMP_{DJF}, e meccanismi di mescolamento nei laghi profondi

La circolazione nei grandi laghi a sud delle Alpi non è strettamente e unicamente determinata da processi di mescolamento convettivo. Nel Lago Maggiore Ambrosetti *et al.* (2010) hanno documentato e descritto l'intervento di almeno altri tre processi che comprendono il mescolamento a “nastro trasportatore”, l'intrusione di acque fluviali fredde negli strati ipolimnetici, e lo sprofondamento di acque litorali più fredde lungo le scarpate lacustri. Questi tre meccanismi, che sono controllati non solo dalla temperatura dell'aria, ma anche dal vento e dalle precipitazioni atmosferiche, contribuiscono al rafforzamento degli eventi di circolazione profonda, come dimostrato in dettaglio nei laghi Maggiore (Ambrosetti e Barbanti, 1992) e Garda (Salmaso *et al.*, 1999). La conseguenza è la formazione di masse di acqua profonde caratterizzate da temperature più basse e concentrazioni di ossigeno più elevate rispetto alle masse d'acqua sovrastanti, caratteristica che rende non banale la determinazione delle profondità di mescolamento basate sulla semplice ispezione di dati ambientali rilevati a profondità discrete,

senza cioè l'ausilio di una sonda. L'impatto delle fluttuazioni climatiche, agendo sugli ecosistemi attraverso un insieme di variabili meteorologiche, può pertanto essere meglio valutato quantitativamente utilizzando opportuni indici di teleconnessione, che sono in grado di veicolare maggiori informazioni nell'analisi delle dinamiche di mescolamento delle acque profonde.

Prospettive di ricerca: effetti a cascata di EA_{DJF} e EMP_{DJF} sulle comunità biologiche

Le implicazioni sulle comunità algali conseguenti ad una maggiore disponibilità di fosforo causata da valori negativi di EA_{DJF} (e positivi di EMP_{DJF}) sono state analizzate in dettaglio nel Lago di Garda. Con inverni più freddi e all'aumentare della disponibilità primaverile di nutrienti, sono stati osservati significativi aumenti nella crescita delle diatomee in primavera e dei cianobatteri in estate e autunno (Salmaso e Cerasino, 2012). In particolare, le conseguenze dovute allo sviluppo dei cianobatteri richiedono di essere valutate con attenzione data la presenza, in tutti i bacini esaminati, di concentrazioni misurabili di tossine prodotte da questo gruppo algale (microcistine e anatosine) (Cerasino e Salmaso, 2012).

Analisi congiunte sulla dinamica stagionale dello zooplancton nei laghi Garda e Maggiore nel periodo 1998–2008 hanno consentito di mettere in luce come le temperature invernali, la cui coerenza temporale nei due laghi è risultata riconducibile agli indici di teleconnessione sopra elencati, siano il motore del ciclo di sviluppo di *Daphnia*, il principale consumatore secondario del plancton (Fig. 11; Manca e Salmaso, 2012). Alle temperature invernali, infatti, è risultato direttamente correlato, in modo perfettamente sovrapponibile nei due laghi, il tempo d'inizio della crescita numerica delle popolazioni di *Daphnia*; da quest'ultimo dipende inoltre, ancora una volta in modo coerente nei due laghi, il tempo di picco primaverile di *Daphnia*. Un risultato analogo è stato dimostrato per il predatore *Bythotrephes* nel lago Maggiore (Manca e De Mott, 2009). Al contrario, il meccanismo attraverso il quale le variazioni interannuali nelle temperature ambientali dei due laghi si traducono in diverse entità di picchi in densità primaverile delle popolazioni di *Daphnia* ivi presenti, è risultato più complesso, sostanzialmente riconducibile ad una mediazione delle disponibilità alimentari. Condizioni fisiche che favoriscano lo sviluppo in densità e biomassa del fitoplancton e dunque anche di quella parte maggiormente utilizzabile dai cladoceri erbivori, favorirebbero un aumento nella fecondità di *Daphnia*, che si tradurrebbe, successivamente, in un incremento nella densità numerica della sua popolazione. Il meccanismo attraverso il quale si spiega quanto osservato

per il periodo 1998-2008 è sostanzialmente lo stesso emerso in occasione, ad esempio, del completo mescolamento delle acque del lago Maggiore nel 2000 (Manca *et al.*, 2000a; Morabito e Manca, 2013). Il fattore chiave è stato individuato nel rifornimento di fosforo dall'ipolimnio del lago. Tale meccanismo indiretto trova giustificazione nel fatto che le dimensioni medie delle covate di *Daphnia* sono massime nel periodo che precede il suo sviluppo in densità numerica e successive al picco in densità del fitoplancton. Non a caso, i dati a lungo termine del lago Maggiore dimostrano come sussista una significativa correlazione negativa tra dimensioni medie delle covate di *Daphnia* e la trasparenza delle acque, quest'ultima a sua volta correlata in modo significativo con la biomassa algale (es. Manca e Ruggiu, 1998; Manca *et al.*, 2000b, 2008).

Il medesimo approccio, applicato alle popolazioni di cladoceri rilevate tra il 1998 e il 2011 nel lago d'Iseo, ha evidenziato una buona correlazione tra le fluttuazioni climatiche annuali e lo sviluppo di *Daphnia* (Beluzzi *et al.*, 2013, Leoni *et al.*, 2014). Le massime densità raggiunte da *Daphnia* coincidono con situazioni di massima fecondità registrate negli anni caratterizzati dalla piena circolazione delle acque lacustri (2005 e 2006). Le osservazioni sono consistenti con quanto osservato nei laghi di Garda e Maggiore, confermando l'utilità di questi indici nell'individuazione e previsione degli effetti causati dai cambiamenti climatici sugli ecosistemi lacustri.

Sulla base dei meccanismi descritti, e in accordo con gli scenari di riscaldamento globale dell'IPCC (2007) e dei modelli disponibili, un ulteriore aumento delle temperature invernali potrebbe determinare una diminuzione della frequenza degli episodi di mescolamento completo. Nel breve periodo, ciò porterebbe ad un miglioramento della qualità delle acque superficiali, specialmente nei laghi compresi tra l'oligo-mesotrofia e l'eutrofia, diminuendo l'intensità della fertilizzazione epilimnetica primaverile e, come finora dimostrato nel Garda, lo sviluppo di cianobatteri. Ulteriori modifiche a livello di reti trofiche riguarderebbero la diminuzione dell'intensità del grazing primaverile e tardo-primaverile. Nel lungo periodo, l'aumento delle temperature

invernali accrescerebbe invece il rischio di innesco di condizioni meromittiche.

Strategie di controllo e mitigazione

Considerata la forte interdipendenza dei fattori trofici e climatici nel controllo delle dinamiche di mescolamento profondo nei grandi laghi sudalpini, l'unico efficace sistema di prevenzione dell'innesco o peggioramento della meromissi è costituito dalla riduzione e controllo dei carichi di nutrienti. In particolare, l'unico metodo sicuro per contrastare l'eutrofizzazione è rappresentato dalla riduzione degli apporti di fosforo (Schindler, 2012). Queste misure di base, oltre a ridurre il rischio derivante da eccessive proliferazioni cianobatteriche, contrastano il rafforzamento degli effetti negativi dell'eutrofizzazione innescati dall'aumento delle temperature. Tali interventi divengono strategici anche alla luce delle future e ulteriori potenzialità di utilizzo di questi grandi laghi come risorsa di acqua potabile di buona qualità per le popolazioni dell'Italia settentrionale. Tali considerazioni sono giustificate da una parte dalla diminuzione delle disponibilità idriche nell'areale alpino (causate dalla riduzione delle precipitazioni e dall'arretramento dei ghiacciai), e dall'altra dal progressivo decadimento della qualità delle acque sotterranee e del reticolo idrografico.

CONCLUSIONI

Recenti ricerche su base sinottica hanno evidenziato un forte effetto dei sistemi di circolazione atmosferica attivi tra l'Atlantico settentrionale e il nord Africa sul clima dell'ampia regione a sud delle Alpi. Tali sistemi sono adeguatamente rappresentati da EA e EMP, due indici di teleconnessione rilevanti per l'area mediterranea che permettono di chiarire le relazioni tra il clima e le fluttuazioni interannuali delle temperature dell'acqua, delle profondità di mescolamento e del rifornimento di nutrienti negli strati trofogenici e di ossigeno nell'ipolimnio. Gli effetti di EA e EMP sulle fluttuazioni di precipitazioni atmosferiche, temperatura e radiazione solare sono già stati verificati in altre regioni del Mediterraneo, ragion per cui se ne sottolinea l'utilità per lo studio degli effetti del cambiamento climatico in altri ambienti lacustri in Italia e nell'intera area mediterranea.

BIBLIOGRAFIA

Aeschbach-Hertig W., Holzner C.P., Hofer M., Simona M., Barbieri A., Kipfer R., 2007. A time series of environmental tracer data from deep, meromictic Lake Lugano, Switzerland. *Limnology and Oceanography*, **52**: 257-273.

Ambrosetti W., Barbanti L., 1992. Physical limnology in Italy: an historical overview. *Memorie dell'Istituto italiano di Idriobiologia*, **50**: 37-59.

Ambrosetti W., Barbanti L., 1999. Deep water warming in

- lakes: an indicator of climatic change. *Journal of Limnology*, **58**: 1-9.
- Ambrosetti W., Barbanti L., Carrara E.A., 2010. Mechanisms of hypolimnion erosion in a deep lake (Lago Maggiore, N. Italy). *Journal of Limnology*, **69**: 3-14.
- Anneville O., Gammeter S., Straile D., 2005. Phosphorus decrease and climate variability: mediators of synchrony in phytoplankton changes among European peri-alpine lakes. *Freshwater Biology*, **50**: 1731-1746.
- APHA, AWWA, WEF, 1995. *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 19 th edn. American Public Health Association, Washington.
- Barbieri A., Simona M., 1997. Evoluzione trofica recente del Lago di Lugano in relazione agli interventi di risanamento. *Documenta Istituto italiano di Idrobiologia*, **61**: 73-91.
- Beluzzi S., Leoni B., Garibaldi L., Salmaso N., Manca M., 2013. Can teleconnection indices explain inter - annual variability of *Daphnia* population phenology ? The case of Lake Iseo (I). *Geophysical Research Abstracts* Vol. 15, EGU2013-12608, EGU General Assembly 2013.
- Cerasino L., Salmaso, N., 2012. Diversity and distribution of cyanobacterial toxins in the Italian subalpine lacustrine district. *Oceanological and Hydrobiological Studies*, **41**: 54-63.
- CIPAIS - Commissione Internazionale per la Protezione delle Acque Italo-Svizzere, 2006. Stato limnologico del Lago di Lugano: Circolazione invernale 2005-2006. *Bollettino dei Laghi Maggiore e Lugano*, **7**.
- deCastro M., Gomez-Gesteira M., Lorenzo M.N., Alvarez I., Crespo A.J.C., 2008. Influence of atmospheric modes on coastal upwelling along the western coast of the Iberian Peninsula, 1985 to 2005. *Climate Research*, **36**: 169-179.
- Dokulil M.T., Jagsch A., George G.D., Anneville O., Jankowsky T., Wahl B., Lenhart B., Blenkner T., Teubner K., 2006. Twenty years of spatially coherent deepwater warming in lakes across Europe related to the North Atlantic Oscillation. *Limnology and Oceanography*, **51**: 2787-2793.
- George G. (ed.), 2010. *The impact of climate change on European lakes*. Springer, Dordrecht, 507 pp.
- Hatzaki M., Flocas H.A., Asimakopoulou D.N., Maheras P., 2007. The eastern Mediterranean teleconnection pattern: identification and definition. *International Journal of Climatology*, **27**: 727-737.
- Hatzaki M., Lingis P., Flocas H.A., Michaelides S., Oikonomou C., 2008. The impact of an upper tropospheric teleconnection pattern on precipitation extremes over Cyprus. *Advances in Geosciences*, **16**: 131-136.
- Hatzaki M., Flocas H.A., Giannakopoulos C. Maheras P., 2009. The impact of the Eastern Mediterranean Teleconnection Pattern on the Mediterranean climate. *Journal of Climate*, **22**: 977-992.
- Holzner C.P., Aeschbach-Hertig W., Simona M., Veronesi M., Imboden D.M., Kipfer R., 2009. Exceptional mixing events in meromictic Lake Lugano (Switzerland/Italy), studied using environmental tracers. *Limnology and Oceanography*, **54**: 1113-1124.
- Josey S.A., Somot S., Tsimplis M., 2011. Impacts of atmospheric modes of variability on Mediterranean Sea surface heat exchange. *Journal of Geophysical Research*, **116**: C02032.
- Lenters J.D., Adrian R., Allan M., de Eyto E., Hamilton D.P., Hook S., Izmayeva L., Kraemer B., Kratz T., Livingstone D., McIntyre P., Montz P., Noges P., Noges T., O'Reilly C., Read J., Sandilands K., Schindler D., Schneider P., Silow E., Straile D., Van Cleave C., Zhdanov F., 2011. Rapid warming of the world's lakes: A global assessment of recent lake temperature trends using in situ and satellite based records. *AGU Fall meeting 2011*. San Francisco, CA, 5-9 December.
- Leoni B., Garibaldi L., Gulati R.D., 2014. How does interannual trophic variability caused by vertical water mixing affect reproduction and population density of the *Daphnia longispina* group in Lake Iseo, a deep stratified lake in Italy? *Inland waters*, **4**. DOI: 10.5268/IW-4.2.663, 10 pp.
- Livingstone D., Padišák J., 2007. Large-scale coherence in the response of lake surface-water temperatures to synoptic-scale climate forcing during summer. *Limnology and Oceanography*, **52**: 896-902.
- Manca M., Ruggiu D., 1998. Consequences of pelagic food web changes during a long-term lake oligotrophication process. *Limnology and Oceanography* **43**: 1368-1373.
- Manca M., Cavicchioni N., Morabito G., 2000a. First observations on the effect of complete overturn of Lake Maggiore on plankton and primary production. *International Review of Hydrobiology*, **85**: 209-222.
- Manca M., Ramoni C., Comoli P., 2000b. The decline of *Daphnia hyalina galeata* in Lago Maggiore: a comparison of the population dynamics before and after oligotrophication. *Aquatic Sciences*, **62**: 142-153.
- Manca M., Visconti A., de Bernardi R., 2008. Lo zooplankton del Lago Maggiore nel quinquennio 2003-2007: tendenze evolutive ed eccezioni alla luce dei cambiamenti globali. *Biologia Ambientale* **22**(2): 64-72.
- Manca M., DeMott W.R., 2009. Response of the invertebrate predator *Bythotrephes* to a climate-linked increase in the duration of a refuge from fish predation. *Limnology and Oceanography*, **54**: 2506-2512.
- Manca M., Salmaso N., 2012. Inter-annual climate variability and zooplankton: applying teleconnection indices to two deep subalpine lakes (Lake Maggiore and Lake Garda). *3rd European Large Lakes Symposium*. University of Konstanz, 8-12 October 2012. Abstract Book: 18.
- Morabito G., Manca M., 2014. Eutrophication and Recovery of the Large and Deep Subalpine Lake Maggiore: Patterns, Trends and Interactions of Planktonic Organisms between Trophic and Climatic Forcings. In: Lambert A. and Rou, C. Eds), *Eutrophication: Causes, Economic Implications and Future Challenges*. Environmental Science, Engineering and Technology Series, NOVA Publisher: 183-214.
- Mooij W.M., Hülsmann S., De Senerpont Domis L.N., Nolet B.A., Bodelier P.L.E., Boers P.C.M., Dionisio Pires M.L., Gons H.J., Ibelings B.W., Noordhuis R., Portielje R., Wolfstein K., Lammens E.H.R.R., 2005. The impact of climate change on lakes in the Netherlands: a review. *Aquatic Ecology*, **39**: 381-400.
- Mosello R., Ambrosetti W., Arisci S., Bettinetti R., Buzzi F.,

- Calderoni A., Carrara E., De Bernardi R., Galassi S., Garibaldi L., Leoni B., Manca M., Marchetto A., Morabito G., Oggioni A., Pagnotta R., Ricci D., Rogora M., Salmaso N., Simona M., Tartari G., Veronesi M., Volta P., 2010. Evoluzione recente della qualità delle acque dei laghi profondi sudalpini (Maggiore, Lugano, Como, Iseo e Garda) in risposta alle pressioni antropiche e alle variazioni climatiche. *Biologia Ambientale*, **24**: 167-177.
- Naselli-Flores L., Barone R., 2012. Phytoplankton dynamics in permanent and temporary Mediterranean waters: is the game hard to play because of hydrological disturbance? *Hydrobiologia*, **698**: 147-159.
- Nôges T., 2009. Relationships between morphometry, geographic location and water quality parameters of European lakes. *Hydrobiologia*, **633**: 33-43.
- Paerl H.W., Huisman J., 2008. Blooms like it hot. *Science*, **320**: 57-58
- Peeters F., Livingstone D.M., Goudsmit G.-H., Kipfer R., Forster R., 2002. Modeling 50 years of historical temperature profiles in a large central European lake. *Limnology and Oceanography*, **47**: 186-197.
- R Core Team, 2013. *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Salmaso N., 2012. Influence of atmospheric modes of variability on the limnological characteristics of a deep lake south of the Alps. *Climate Research*, **51**: 125-133.
- Salmaso N., Cerasino L., 2012. Long-term trends and fine year-to-year tuning of phytoplankton in large lakes are ruled by eutrophication and atmospheric modes of variability. *Hydrobiologia*, **698**: 17-28.
- Salmaso N., Decet F., Consolaro S., Cordella P., 1999. Caratteristiche chimiche e situazione trofica del Lago di Garda nel corso dell'episodio di mescolamento delle acque della primavera del 1999. *Acqua Aria*, **9**: 83-89.
- Salmaso N., Mosello R., Garibaldi L., Decet F., Brizzio M.C., Cordella P., 2003. Vertical mixing as a determinant of trophic status in deep lakes: a case study from two lakes south of the Alps (Lake Garda and Lake Iseo). *Journal of Limnology*, **62**(1): 33-41.
- Salmaso N., Mosello R., 2010. Limnological research in the deep southern subalpine lakes: synthesis, directions and perspectives. *Advances in Oceanography and Limnology*, **1**: 29-66.
- Salmaso N., Buzzi F., Garibaldi L., Morabito G., Simona M., 2012. Effects of nutrient availability and temperature on phytoplankton development: A case study from large lakes south of the Alps. *Aquatic Sciences*, **74**: 555-570.
- Salmaso N., Buzzi F., Cerasino L., Garibaldi L., Leoni B., Morabito G., Rogora M., Simona M., 2013. Influence of atmospheric modes of variability on the limnological characteristics of large lakes south of the Alps: a new emerging paradigm. *Hydrobiologia*, 1-18, In press. DOI: 10.1007/s10750-013-1659-6
- Schindler D.W., 2012. The dilemma of controlling cultural eutrophication of lakes. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, **279**: 4322-4333.
- Schroeder K., Josey S.A., Herrmann M., Grignon L., Gasparini G.P., Bryden H.L., 2010. Abrupt warming and salting of the Western Mediterranean deep water after 2005: atmospheric forcings and lateral advection. *Journal of Geophysical Research*, **115**: C08029.
- Simona M., 2003. Winter and spring mixing depths affect the trophic status and composition of phytoplankton in the northern meromictic basin of Lake Lugano. *Journal of Limnology*, **62**: 190-206.
- Stenseth N.C., Ottersen G., Hurrell G.W., Mysterud A., Lima M., Chan K.-S., Yoccoz N.G., Ådlandsvik B., 2003. Studying climate effects on ecology through the use of climate indices: the North Atlantic Oscillation, El Niño Southern Oscillation and beyond. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, **270**: 2087-2096.
- Toreti A., Desiato F., Fioravanti G., Perconti W., 2010. Seasonal temperatures over Italy and their relationship with low-frequency atmospheric circulation patterns. *Climatic Change*, **99**: 211-227.
- Wagner C., Adrian R., 2009. Cyanobacteria dominance: Quantifying the effects of climate change. *Limnology and Oceanography*, **54**: 2460-2468.
- Wetzel R., 2001. *Limnology. Lake and river ecosystems*. 3rd edn, Academic Press, San Diego, 1006 pp.
- Weyhenmeyer G.A., 2001. Warmer winters: are planktonic algal populations in Sweden's largest lakes affected? *Ambio*, **30**: 565-571.
- Winder M., Sommer U., 2012. Phytoplankton response to a changing climate. *Hydrobiologia*, **698**: 5-16.

Impatto dei cambiamenti climatici sul lago Trasimeno: tratti storici e prospettive future[§]

Alessandro Ludovisi^{1*}, Elda Gaino¹, Michele Bellezza², Stefano Casadei³

1 Dipartimento di Chimica, Biologia e Biotecnologie, Università degli Studi di Perugia, via Elce di Sotto – 06123 Perugia, Italy

2 T4E “one Technology four Elements”, Spin-off Università degli Studi di Perugia, Via G. Tilli 58 – 06127 Perugia, Italy

3 Dipartimento di Ingegneria Civile e Ambientale, Università degli Studi di Perugia, Borgo XX Giugno 74 – 06121 Perugia, Italy

** Referente per la corrispondenza: alessandro.ludovisi@unipg.it*

Pervenuto il 20.1.2014; accettato il 19.3.2014

Riassunto

Il lago Trasimeno, il più esteso specchio lacustre dell'Italia peninsulare, è un biotopo acquatico poco profondo il cui bilancio idrico è strettamente dipendente dalle condizioni meteo-climatiche. La gestione idrica praticata nella prima metà del secolo scorso ha profondamente modificato le dinamiche ecosistemiche, determinando un significativo impatto sulla qualità dell'acqua e sulla biocenosi lacustre. L'ampliamento del bacino imbrifero, effettuato alla fine degli anni '50, permise un rapido recupero del lago, ma appare del tutto insufficiente a mantenere elevato il livello idrico del lago nel quadro climatico attuale. Nell'ultimo ventennio, l'aumento della temperatura ($\sim +1$ °C) e la diminuzione delle precipitazioni (~ -100 mm) hanno causato una nuova fase critica per l'idrologia lacustre, con conseguente accumulo di sali, incremento dell'alcalinità e diminuzione della trasparenza delle acque. È stato recentemente stimato che qualora si verificassero le proiezioni climatiche più accettate, il lago potrebbe andare incontro a prosciugamento entro la fine del secolo corrente. Inoltre, le misure di mitigazione attualmente ipotizzate non sembrano sufficienti per scongiurare il rischio di prosciugamento. Tali previsioni sollecitano la pianificazione di lungimiranti politiche di gestione della risorsa idrica atte a garantire la persistenza dello specchio lacustre, presupposto essenziale per la tutela della biodiversità, del paesaggio, della ricchezza culturale e dell'economia del comprensorio lacustre.

PAROLE CHIAVE: cambiamenti climatici / gestione risorsa idrica / siccità

Impact of climate change on Lake Trasimeno (Umbria, Italy): historical changes and future perspectives

Lake Trasimeno, the largest lake of the Italian Peninsula, is a shallow lake whose water balance is strongly affected by meteo-climatic changes. The management interventions made at the beginning of the last century strongly modified the ecosystem dynamics, causing significant impact on the water quality and biocenosis of the lake. The enlargement of the catchment basin performed at the end of the 1950s allowed the lake to rapidly recover from drought, but seems ineffective to maintain high water levels in the current climate change phase. The increase of temperature ($+1$ °C) and the reduction of precipitation (~ -100 mm) observed in the last two decades have caused a new critical phase for the hydrology of the lake, inducing also an increase in salt content and alkalinity, and a decrease in water transparency. It has been shown by simulation that critical prospects emerge if the intermediate or the maximum rates of change estimated *via* global climate models are assumed. Under these circumstances, currently feasible mitigation measures seem effective in preventing severe water shortage in the next decades, but ineffective in preventing the drainage of the lake in the second half of the century. We recommend that plans for water resource management should be put in place as a matter of urgency to ensure the conservation of the hydrologically vulnerable Lake Trasimeno.

KEY WORDS: climate change / water resource management / drought

§ Insetto speciale *Stato attuale e tendenze evolutive negli ecosistemi di acque interne e di transizione in Italia*, a cura di Pierluigi Viaroli

INTRODUZIONE

Gli ecosistemi acquatici poco profondi sono diffusi in gran parte delle regioni bioclimatiche e rappresentano spesso “hot spot” di biodiversità. A causa della loro limitata inerzia termica e idrologica, questi ecosistemi sono estremamente sensibili ai cambiamenti meteorologici. Fenomeni di disseccamento, riscaldamento, salinizzazione e deterioramento della qualità dell’acqua, spesso amplificati da pratiche di sfruttamento della risorsa idrica e da inquinamento chimico, sono stati osservati negli ultimi decenni in laghi poco profondi dell’Africa centrale (lago Chad e lago Tonga – UNEP, 2006), dell’Europa sud-orientale (lago Balaton e lago Velence - Wantzen *et al.*, 2008) e dell’Australia sud-orientale (lago George - Beeton *et al.*, 2006), dove il rischio di siccità è ritenuto il più elevato a livello planetario (Bates *et al.*, 2008).

Gli effetti del disseccamento sulla qualità dell’acqua si amplificano all’approssimarsi di condizioni evaporative (bacino lacustre chiuso e apporti idrici inferiori alle perdite evaporative), come conseguenza della progressiva riduzione del livello idrico e dell’aumento del tempo di ricambio delle acque. In primo luogo, la riduzione del livello idrico provoca l’avanzamento della linea di costa, determinando la distruzione di habitat precedentemente occupati dalla fauna e dalla flora litoranea, che sono pertanto sottoposti a severo disturbo, particolarmente nella componente bentonica, come è stato evidenziato per specie di molluschi (Balogh *et al.*, 2008), macrofite acquatiche (Furey *et al.*, 2006) e spugne (Gaino *et al.*, 2012). La riduzione del livello idrico provoca, inoltre, l’incremento dei solidi sospesi e la riduzione della trasparenza delle acque per effetto dell’aumento della risospensione del sedimento indotta dal vento (Scheffer, 1998), cui si possono associare alterazioni dei processi di ciclizzazione dei nutrienti. In concomitanza con l’aumento dei tempi di ricambio idrico, la riduzione del livello idrico determina l’accumulo di sali e una ridotta diluizione dei carichi di nutrienti dal bacino. Le alterazioni nelle dinamiche dei nutrienti possono causare transizioni “catastrofiche” (sensu Scheffer, 1998) verso condizioni eutrofiche, con l’induzione di massicce fioriture di alghe e cianobatteri potenzialmente tossici, e conseguente aumento del rischio di crisi anossiche. La valutazione dei potenziali impatti dei cambiamenti climatici correnti sull’idrologia dei sistemi acquatici poco profondi è pertanto di notevole interesse scientifico, conservazionistico e igienico sanitario.

Il lago Trasimeno (Umbria), il più esteso specchio lacustre dell’Italia peninsulare (area dello specchio ~ 121 Km²), è un lago poco profondo (profondità media ~ 4 m) di elevato rilievo naturalistico (sito S.I.C.,

Z.P.S. e Parco Regionale). A causa della limitata estensione del bacino idrografico (attualmente ~ 262 Km²) e dell’assenza di emissari naturali, il lago presenta un’elevata criticità in relazione ai cambiamenti climatici. La stretta dipendenza del bilancio idrico dalle condizioni meteorologiche ha causato eventi drammatici di piena e di secca nel corso dei secoli, inducendo interventi di regimazione sin dall’epoca etrusca e romana (Dragoni, 1982, 2004; Gambini, 1995). Ne sono esempi significativi la costruzione dell’emissario artificiale sotterraneo di S. Savino in epoca romana e le successive ristrutturazioni nel tardo medioevo e a fine XIX secolo.

Di seguito illustriamo i risultati di ricerche che consentono di tracciare alcune vicende ecologiche del lago Trasimeno nel corso dell’ultimo secolo conseguenti alle variazioni del livello idrometrico lacustre, utili a ricavare indicazioni sugli scenari prevedibili nel quadro attuale dei cambiamenti climatici.

TRATTI STORICI

L’andamento dei livelli idrometrici del Lago Trasimeno dalla fine del XIX secolo ad oggi è mostrato in figura 1. La ristrutturazione dell’emissario artificiale di S. Savino, completata alla fine del XIX secolo, ha innescato un progressivo abbassamento dei livelli idrometrici lacustri, cui contribuirono successivi abbassamenti della soglia di sfioro, fino alla drammatica crisi degli anni ’50 del secolo scorso. È importante sottolineare che una tale riduzione della profondità delle acque ha provocato un cambiamento sostanziale nelle dinamiche fisico-chimiche e biologiche lacustri, determinando una transizione repentina (e probabilmente irreversibile) verso la condizione di lago poco profondo. Tale transizione è testimoniata, in modo eloquente, dalla variazione della frazione di superficie lacustre interessata dalla risospensione dei sedimenti indotta dal vento. Sulla base di modelli teorici, è possibile stimare che tale frazione sia passata da valori dell’ordine di qualche unità percentuale precedenti alla ristrutturazione dell’emissario, a valori dell’ordine del 90% a partire dagli anni ’20 del secolo scorso (Gaino *et al.*, 2012).

Alcune conseguenze della transizione furono evidenti durante la crisi idrica degli anni ’50 del secolo scorso: Moretti (1982) descrive come in quel periodo si sia verificata una significativa espansione delle macrofite acquatiche e una massiccia proliferazione di cianobatteri (*Microcystis*), alghe planctoniche (*Petricinium* e *Gymnodinium*) ed epifitiche (*Gloetrichia*). Il conseguente instaurarsi di condizioni anossiche nei fondali determinò un severo stress per molte componenti dell’ecosistema, particolarmente per le specie indigene dell’ittiofauna, come la rovello

(*Rutilus rubilio* B.).

Il progressivo abbassamento dei livelli idrometrici nel corso del XX secolo è stato inoltre accompagnato da un significativo declino dell'unica specie di spugna del lago (*Ephydatia fluviatilis* L.), come evidenziato dall'analisi di carote di sedimento lacustre (Fig. 2). *E. fluviatilis*, un tempo molto diffusa in forme massive di grandi dimensioni, è attualmente rinvenuta occasionalmente in piccole incrostazioni su rocce e substrati artificiali (Lancioni e Gaino, 2005). I meccanismi per i quali la riduzione del livello lacustre possa aver determinato il declino della spongofauna sono ragionevolmente da ricondurre a due principali effetti (non mutualmente esclusivi), basati sulle preferenze di substrato e sulla tolleranza della spugna rispetto alla quantità di solidi sospesi nella colonna d'acqua. Tenendo in considerazione le preferenze di *E. fluviatilis* per substrati duri, il declino osservato può essere direttamente interpretato come conseguenza dello spostamento della linea di costa verso zone progressivamente più dominate da sedimento soffice. D'altra parte, l'aumento dei solidi sospesi, indotto dalla risospensione di sedimenti, può aver determinato la progressiva occlusione del sistema acquifero delle spugne, rendendone difficoltosa l'attività di filtrazione.

L'ampliamento del bacino imbrifero del lago Trasimeno effettuato alla fine degli anni '50 del secolo scorso permise un rapido recupero del lago, ma questo intervento si è rivelato insufficiente a mantenere elevato il livello idrico del lago nel quadro climatico recente (Dragoni, 2004; Ludovisi e Gaino, 2010; Ludovisi *et*

al., 2011), anche associato alle misure definite nel Piano Stralcio 2001 dall'Autorità di bacino del Fiume Tevere, tra cui norme restrittive sui prelievi ad uso irriguo (Fig. 1). La progressiva alterazione del bilancio idrico, conseguente alle tendenze meteorologiche registrate nell'ultimo ventennio ($\sim +1^\circ\text{C}$ della temperatura dell'aria e ~ -100 mm di precipitazioni sulle medie

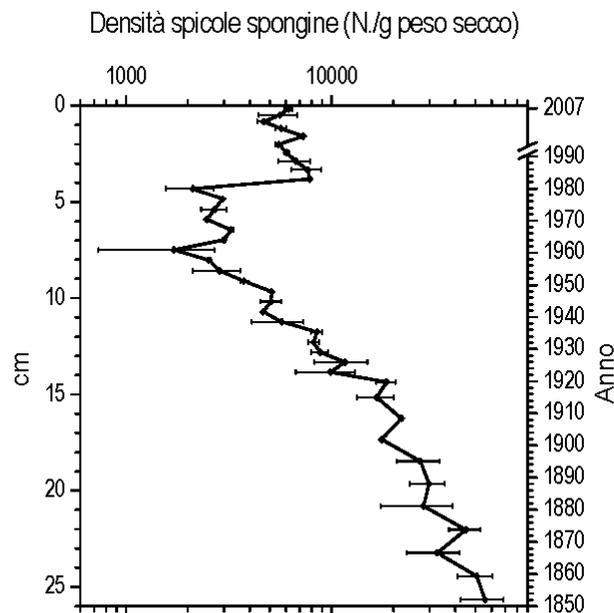


Fig. 2. Densità di resti silicei della spugna *Ephydatia fluviatilis* in una carota di sedimento del lago Trasimeno e relativa collocazione temporale (da Gaino *et al.*, 2012, modificato).

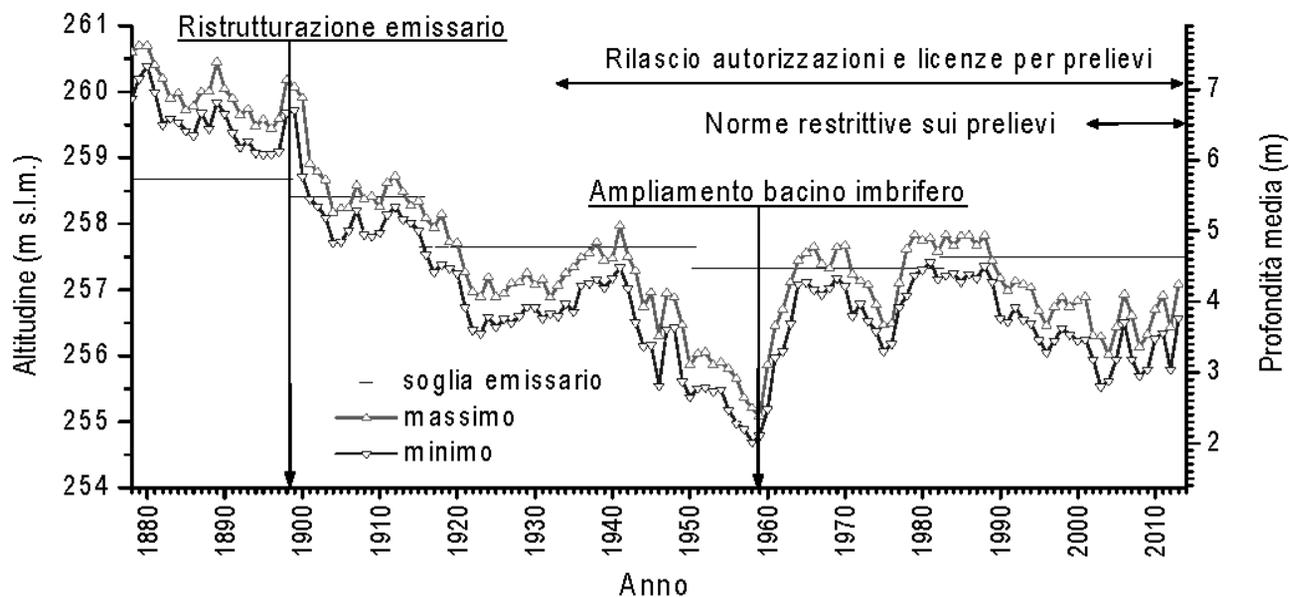


Fig. 1. Andamento dei livelli minimi e massimi annuali nel lago Trasimeno e principali interventi di regimazione idraulica dal 1878 al 2013 (da Ludovisi *et al.*, 2013, modificato).

annuali), ha causato una nuova riduzione del livello idrometrico e l'abbattimento del ricambio idrico. Corrispondentemente, è stato osservato (Ludovisi e Gaino, 2010; Ludovisi *et al.*, 2011) un progressivo accumulo di soluti ($\sim 3,5 \times 10^6$ Kg anno⁻¹) e una diminuzione della trasparenza delle acque (~ -1 m su base annua rispetto ai periodi di massimi livelli idrometrici), anche in assenza di cambiamenti apprezzabili nello stato trofico lacustre (Fig. 3). Nonostante i carichi di nutrienti siano tutt'altro che trascurabili nel bacino lacustre (Martinelli, 2011), le concentrazioni medie annue di fosforo totale e clorofilla *a* mostrano infatti modesta variabilità, intorno a valori che collocano il lago in uno stato trofico di soglia tra mesotrofia ed eutrofia, secondo la classificazione OECD (Vollenweider e Kerekes, 1982). Tale stabilità è spiegabile considerando che la concentrazione del nutriente limitante (fosforo solubile) è controllata da processi di precipitazione/adsorbimento (Giovanardi *et al.*, 1995; Ludovisi e Gaino, 2010), i quali determinano lo stoccaggio dei carichi di fosforo nei sedimenti lacustri. La riduzione della trasparenza è piuttosto riconducibile all'incremento della frazione inorganica di solidi sospesi erosa

dal sedimento superficiale, in accordo con le previsioni di modelli di risospensione in acque poco profonde (Gaino *et al.*, 2012). In aggiunta, è stato evidenziato un aumento di alcalinità (Fig. 3), coerente con quanto atteso in seguito alla modificazione del bilancio ionico lacustre (Ludovisi e Gaino, 2010). Per quanto riguarda la componente biologica, l'analisi di alcune serie storiche ha evidenziato come le recenti tendenze meteorologiche producano un impatto significativo sulla consistenza e composizione di popolazioni delle rane verdi nel bacino lacustre (Ludovisi *et al.*, 2014).

La crisi idrica registrata nello scorso decennio ha indotto le Autorità locali a pianificare interventi aggiuntivi di regimazione idrica, che includono l'ampliamento ulteriore del bacino idrografico lacustre (Casadei *et al.*, 1993) e l'adduzione di acque esogene da dighe limitrofe (Ubertini *et al.*, 2007). Il lago attraversa attualmente una fase caratterizzata da significative oscillazioni interannuali di livello, che, insieme alle tendenze meteorologiche osservate e alle previsioni climatiche avanzate per l'area mediterranea, sollecita un'accurata valutazione della situazione idrologica in una prospettiva di medio-lungo termine.

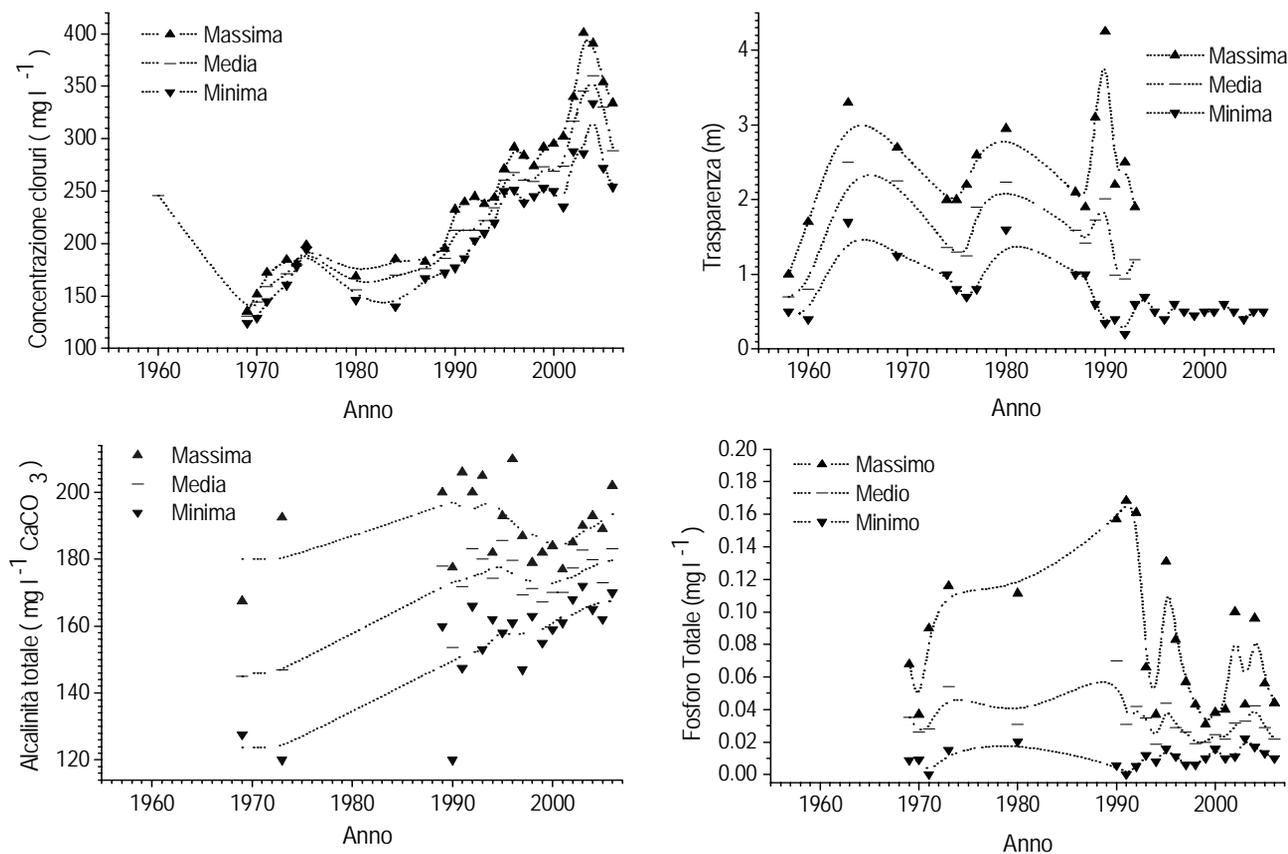


Fig. 3. Valori massimi, minimi e medi annuali di concentrazione dei cloruri, trasparenza dell'acqua (disco di Secchi), alcalinità totale e fosforo totale registrati nello strato superficiale del lago Trasimeno di fronte a Monte del Lago, nel corso dell'ultimo cinquantennio.

SCENARI FUTURI

Le proiezioni climatiche dell'International Panel on Climate Change (IPCC) (Christensen *et al.*, 2007; Bates *et al.*, 2008) indicano come estremamente probabile l'instaurarsi di condizioni siccitose nell'area mediterranea nel corso del secolo attuale. Tenendo conto di tali proiezioni, e considerando che il bilancio idrico del lago Trasimeno oscilla intorno a condizioni evaporative, il rischio che il lago possa andare incontro a severe crisi idriche in un futuro prossimo appare elevato. Di seguito illustriamo i risultati ottenuti da uno studio effettuato da Ludovisi *et al.* (2013) e finalizzato alla predizione degli effetti dei cambiamenti climatici sul livello idrometrico del lago Trasimeno. Lo studio è stato effettuato utilizzando un modello idrologico di tipo *lumped* (Ubertini *et al.*, 2007) che stima il bilancio idrico lacustre in funzione delle principali variabili meteorologiche (precipitazioni e temperatura dell'aria), nell'assunzione di completa impermeabilità del bacino lacustre. Previa calibrazione e validazione, il modello è stato applicato a fini predittivi utilizzando le proiezioni climatiche dell'IPCC (Christensen *et al.*, 2007) per l'Europa meridionale e mediterranea, secondo uno scenario A1B (Tab. I).

Vale la pena sottolineare che le tendenze osservate nell'ultimo trentennio nell'area del lago Trasimeno (+0,5 °C a decennio per la temperatura e -3% a decennio per le precipitazioni), peraltro in perfetto accordo con quelle registrate su scala nazionale (Brunetti *et al.*, 2006), sono prossime alle proiezioni IPCC più pessimistiche.

I dati mensili delle variabili meteorologiche registrati nel periodo di riferimento (1980-1999) sono stati replicati fino al 2090 e le variazioni previste, differenziate per stagione, sono state aggiunte alle repliche assumendo un tasso di variazione costante. Le seguenti tre serie di proiezioni sono state generate considerando combinazioni delle proiezioni mediane (Med), minime (Min) e massime (Max) di tabella I:

- Scenario 1: Mediana per temperatura e precipitazioni (TMed-PMed)
- Scenario 2: Minima per temperatura e massima per precipitazioni (TMin-PMax);
- Scenario 3: Massima per temperatura e minima per precipitazioni (TMax-PMin).

Tale configurazione permette di esplorare uno spettro di variabilità climatica ragionevole, fornendo al contempo una misura dell'incertezza associata alle proiezioni mediane dell'IPCC. Con l'obiettivo di esaminare l'efficacia di diverse misure di mitigazione, gli scenari sopra illustrati sono stati combinati con le seguenti ipotesi gestionali, attualmente ritenute praticabili:

- Mitigazione 1: mantenimento delle misure restrittive sui prelievi a 30 mm anno⁻¹;
- Mitigazione 2: mantenimento delle misure restrittive sui prelievi a 30 mm anno⁻¹ + adduzione di 6 Mm³ anno⁻¹ da bacino esterno;
- Mitigazione 3: abolizione dei prelievi + adduzione di 10 Mm³ anno⁻¹ da bacino esterno.

L'applicazione del modello idrologico su dati registrati nel trentennio 1980/2010 mostra che gli apporti idrici da precipitazioni (1126 mm anno⁻¹) hanno leggermente ecceduto le perdite per evaporazione (1056 mm anno⁻¹). In termini predittivi, il modello stima che le perdite per evaporazione bilanceranno gli apporti da precipitazioni nel decennio corrente o nel prossimo, qualora si realizzino gli scenari 3 e 1 rispettivamente. Solo nell'ipotesi di Scenario 2, la condizione evaporativa non è attesa prevalere nel secolo corrente. Le proiezioni sulle variazioni dei livelli idrometrici lacustri sono mostrate in figura 4. Solo nell'evenienza dello scenario più ottimistico (Scenario 2) il livello idrometrico del lago è atteso oscillare entro gli intervalli recentemente osservati senza raggiungere condizioni critiche. Nell'eventualità che si realizzino gli scenari 1 e 3, invece, ci si deve aspettare il progressivo depauperamento della risorsa idrica fino al prosciugamento del lago, nell'arco di alcuni decenni.

Tab. I. Proiezioni climatiche dell'IPCC (Christensen *et al.*, 2007) per l'Europa meridionale e mediterranea (30-48 N; 10W-40E), secondo uno scenario A1B. La tabella mostra i minimi, i massimi e le mediane delle variazioni previste per temperatura e precipitazioni in un set di 21 modelli climatici globali. Le variazioni esprimono la differenza tra il periodo 2080-2099 e quello di riferimento (1980-1999).

	Temperatura (°C)			Precipitazioni (%)		
	Min	Med	Max	Min	Med	Max
Inverno	+1,7	+2,6	+4,6	-16	-6	+6
Primavera	+2,0	+3,2	+4,5	-24	-16	-2
Estate	+2,7	+4,1	+6,5	-53	-24	-3
Autunno	+2,3	+3,3	+5,2	-29	-12	-2
Annuale	+2,2	+3,5	+5,1	-27	-12	-4

È doveroso sottolineare che le proiezioni mostrate sono state ottenute non includendo nel bilancio idrico alcun prelievo per usi antropici. Le simulazioni effettuate considerando l'adozione delle ipotesi gestionali di mitigazione sopra indicate, mostrano che le attuali misure di mitigazione (Mitigazione 1) sono sufficienti a evitare l'instaurarsi di condizioni idriche critiche nei prossimi 80 anni nel caso in cui si realizzino le condizioni climatiche dello Scenario 2. D'altra parte, l'adozione delle misure di mitigazione più gravose (Mitigazione 2 e 3), anche se utile a ritardare l'instaurarsi di condizioni evaporative, appare del tutto inefficace ad evitare il prosciugamento del lago nel corso del secolo corrente, qualora si realizzassero gli scenari climatici 1 e 3.

CONCLUSIONI

L'esame dei dati storici ha mostrato che la gestione idrica praticata nella prima metà del secolo scorso ha profondamente modificato lo stato ecologico del lago Trasimeno, determinando un significativo impatto sulle dinamiche ecosistemiche e, conseguentemente, sulla fitness di alcune specie tipiche del lago, che hanno mostrato un evidente declino. La riduzione della fitness delle specie autoctone e la modificata disponibilità di habitat hanno certamente favorito la penetrazione di popolazioni di specie alloctone nel lago. Negli ultimi decenni, si è in effetti assistito all'ingresso e alla proliferazione di specie alloctone invasive, quali il mollusco

Dreissena polymorpha P. (Lancioni e Gaino, 2005) e il gambero della Louisiana *Procambarus clarkii* G. (Dörr *et al.*, 2006), oltre che di numerose specie ittiche (Lorenzoni e Ghetti, 2012). Oltre ad incidere sul valore naturalistico, la riduzione del livello delle acque ha avuto ricadute significative anche sui servizi ecosistemici offerti dal lago. Un'analisi del pescato commercializzato nel periodo immediatamente precedente e successivo all'intervento di ampliamento del bacino imbrifero del lago Trasimeno (anni 1956-80) ha infatti mostrato come la crisi idrica di quegli anni abbia avuto un impatto negativo sulla qualità e quantità del pescato (Mearelli *et al.*, 1990). La scarsa trasparenza delle acque, oltre ad incidere negativamente sul valore paesaggistico e ricreativo del litorale lacustre, ha spesso contribuito a vietare la balneazione in diverse stazioni turistiche circumlacuali.

L'esame del bilancio idrico lacustre ha evidenziato che le tendenze meteorologiche registrate nell'ultimo ventennio sono responsabili di una nuova fase critica per l'idrologia e, conseguentemente, per l'idrochimica e la biologia lacustre. Nel quadro idrologico attuale, le problematiche emergenti riguardano la mancanza di ricambio idrico, che amplifica diversi fenomeni di accumulo, tra i quali la salinizzazione delle acque e l'ispessimento dello strato sedimentario nei fondali. Il primo aspetto va tenuto nella dovuta considerazione, dal momento che una salinità pari al 5‰ rappresenta la soglia di tolleranza per le specie d'acqua dolce. Tale

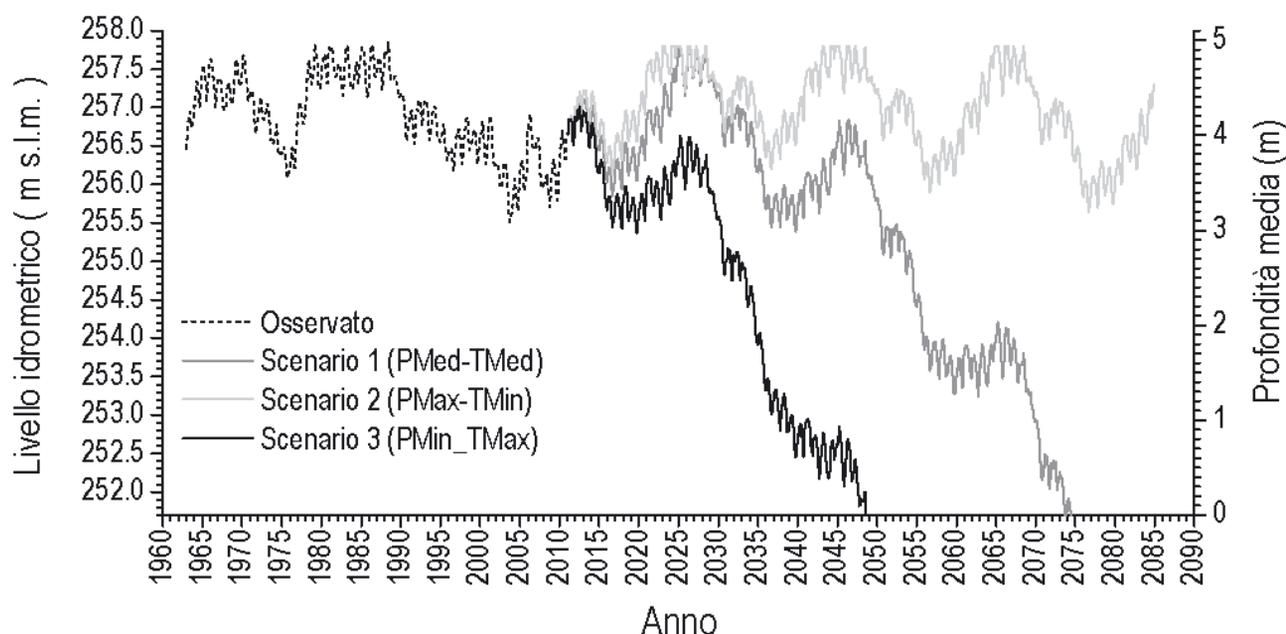


Fig. 4. Andamenti osservati e previsti per il livello idrometrico del lago Trasimeno nel periodo 1963-2090. Le proiezioni sono basate su ipotesi climatiche mediane (Scenario 1) e min-max (Scenari 2 e 3) ottenute utilizzando le proiezioni IPCC per l'Europa meridionale e mediterranea (scenario A1B).

soglia è lungi dall'essere raggiunta, ma il ritmo attuale di accumulo di sali determina crescente disturbo per le specie meno tolleranti, ed è in grado, in prospettiva, di determinarne la sostituzione a favore di specie alofile. È del tutto evidente che la mancanza di ricambio idrico impedisce anche la naturale rimozione di nutrienti e detrito dal lago, accelerando così l'ispessimento dello strato sedimentario (stimabile, su scala secolare, intorno ai 5 mm anno⁻¹ – Gaino *et al.*, 2012) e quindi l'interrimento del bacino lacustre.

Tuttavia, le problematiche appena esposte appaiono del tutto irrilevanti se confrontate con i rischi potenziali che corre il lago Trasimeno nelle attuali prospettive di cambiamenti climatici. Come evidenziato dall'applicazione di un modello idrologico in termini predittivi, la possibilità che il lago Trasimeno possa prosciugarsi nell'arco del secolo in corso è da tenere in seria considerazione. Tale rischio assume carattere di ulteriore imminenza se si considera che gli eventi siccitosi estremi sono ritenuti progressivamente più frequenti nell'area mediterranea (Bates *et al.*, 2008).

L'insieme dei dati sopra illustrati sollecita la pianificazione di lungimiranti politiche di gestione idrica a tutela del corpo idrico, del paesaggio, della biodiversità, delle condizioni igienico-sanitarie del lago Trasimeno. Questo anche in considerazione del fatto che i servizi ecosistemici offerti dal lago sostengono una frazione rilevante dell'economia comprensoriale. Il

comparto turistico-alberghiero circumlacuale, intrinsecamente basato sul valore paesaggistico, ricreativo e culturale del lago, conta circa mezzo milione di presenze annue e funge da traino per le filiere agroalimentare, agrituristica, ittica e manifatturiera del comprensorio.

Il completamento delle opere idrauliche e l'attivazione delle forniture idriche a fini irrigui dagli invasi artificiali del Tevere e del Chiascio appaiono interventi da portare a compimento con la massima urgenza, al fine di sgravare il bilancio del lago di una voce di perdita non trascurabile e consentire la costituzione della massima riserva idrica. Tuttavia, qualora si verificassero le previsioni climatiche più impattanti sulla disponibilità idrica, tali interventi saranno probabilmente insufficienti a garantire la persistenza del lago, e l'adozione di misure che prevedono l'adduzione diretta di acque esogene potrebbe rivelarsi inevitabile. In tale eventualità, è doveroso raccomandare che accurate valutazioni di impatto siano effettuate, al fine di prevenire i rischi legati a fenomeni di interrimento e inquinamento di tipo termico, chimico e biologico.

Come e più che in passato, il destino del lago Trasimeno è affidato alla capacità dell'uomo di gestire in modo appropriato le risorse naturali e mitigare gli impatti delle proprie azioni, sia a scala locale che globale.

BIBLIOGRAFIA

- Balogh C., Muskó I.B., Tóth L.G., Nagy L., 2008. Quantitative trends of zebra mussels in Lake Balaton (Hungary) in 2003-2005 at different water levels. *Hydrobiologia*, **613**: 57-69.
- Bates B.C., Kundzewicz Z.W., Wu S., Palutikof J.P., 2008. *Climate Change and Water. Technical Paper of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. IPCC Secretariat, Geneva, 210 pp.
- Beeton R.J.S., Buckley K., Jones G.J., Morgan D., Reichelt R.E., Trewin D., 2006. *Australia State of the Environment 2006, Independent Report to the Australian State of the Environment Committee*. Canberra. Website: <http://www.environment.gov.au/soe/2006/publications/index.html>.
- Brunetti M., Maugeri M., Monti F., Nanni T., 2006. Temperature and precipitation variability in Italy in the last two centuries from homogenised instrumental time series. *International Journal of Climatology*, **26**: 345-381.
- Casadei S., Manciola P., Chander S., Gosain A.K., 1993. Relationships between Trasimeno lake watershed and hydrologic characteristics. In: Hamza, M.H. (Ed.), *Proceedings of the IASTED International Conference Modelling and Simulation*. IASTED 205, Pittsburgh, Pennsylvania USA, pp. 477-481.
- Christensen J.H., Hewitson B., Busuioc A., Chen A., Gao X., Held I., Jones R., Kolli R.K., Kwon W.T., Laprise R., Magaña Rueda V., Mearns L., Menéndez C.G., Räisänen J., Rinke A., Sarr A., Whetton P., 2007. Regional climate projections. In Solomon, S., Qin D., Manning M., Chen Z., Marquis M., Averyt K.B., Tignor M., Miller H.L. (eds), *Climate change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press, Cambridge and New York: 847-940.
- Dörr A.J.M., La Porta G., Pedicillo G., Lorenzoni M., 2006. Biology of *Procambarus clarkii* (Girard, 1852) in Lake Trasimeno. *Bulletin Francais de la Pêche et de La Pisciculture*.

- ture, **380-381**: 1155-1168.
- Dragoni W., 1982. Idrogeologia del lago Trasimeno: sintesi, problemi, aggiornamenti. *Geografia Fisica e Dinamica Quaternaria*, **5**: 192-206.
- Dragoni W., 2004. *Il Lago Trasimeno e le variazioni climatiche*. Provincia di Perugia. Perugia, Italy.
- Furey P.C., Nordin R.N., Mazumder A., 2006. Littoral benthic macroinvertebrates under contrasting drawdown in a reservoir and a natural lake. *Journal of the North American Benthological Society*, **25**: 19-31.
- Gaino E., Scoccia F., Piersanti S., Rebora M., Bellucci L.G., Ludovisi A., 2012. Spicule records of *Ephydatia fluviatilis* as a proxy for hydrological and environmental changes in the shallow Lake Trasimeno (Umbria, Italy). *Hydrobiologia*, **679**: 139-153.
- Gambini E., 1995. *Le oscillazioni di livello del Lago Trasimeno*. Quaderni del Museo della Pesca 2, Edizioni Era Nova, Perugia: 139 pp.
- Giovanardi F., Poletti A., Micheli A., 1995. Indagini sulla qualità delle acque del Lago Trasimeno – Idrochimica. *Acqua Aria*, **5**: 519-526.
- Lancioni T., Gaino E., 2005. Competition between the freshwater sponge *Ephydatia fluviatilis* (L.) and the zebra mussel *Dreissena polymorpha* (Pallas) in Lake Trasimeno (Central Italy). *Italian Journal of Zoology*, **72**: 27-35.
- Lorenzoni M., Ghetti L., 2012. Evoluzione della fauna ittica e problematiche gestionali del lago Trasimeno. In: Martinelli A. (ed.), *Tutela ambientale del lago Trasimeno*. Libri Arpa Umbria, Perugia: 227-242
- Ludovisi A., Gaino E., 2010. Meteorological and water quality changes in Lake Trasimeno (Umbria, Italy) during the last fifty years. *Journal of Limnology*, **69**: 174-188.
- Ludovisi A., Gaino E., Bellezza M., Casadei S., 2013. Impact of climate change on the hydrology of the shallow Lake Trasimeno (Umbria, Italy): history, forecasting and management. *Aquatic Ecosystem Health & Management*, **16**: 190-197.
- Ludovisi A., Rebora M., Goretti E., Scoccia F., Piersanti S., Gaino E., 2011. L'ecosistema del Trasimeno tra passato e futuro. In: Martinelli A. (ed.), *Tutela ambientale del Lago Trasimeno*. Libri Arpa Umbria, Perugia: 337-345.
- Ludovisi A., Rossi R., Paracucchi R., Selvaggi R., Fagotti A., Simoncelli F., Pascolini R., Di Rosa I., 2014. The delayed effects of meteorological changes on the water frogs in Central Italy. *Hydrobiologia* **730**: 139-152.
- Martinelli A., 2011. Il recupero ecologico del lago attraverso una gestione ambientale consapevole. In: Martinelli A. (ed.), *Tutela ambientale del Lago Trasimeno*. Libri Arpa Umbria, Perugia: 250-275.
- Mearelli M., Lorenzoni M., Mantilacci L., 1990. Il lago Trasimeno. *Rivista di Idrobiologia*, **29**: 353-390.
- Moretti G.P., 1982. *Déclin and renaissance du Lac Trasimène. Excursion Internationale de Phytosociologie en Italie centrale (2-11 juillet 1982)*. Università degli Studi di Camerino: 421-444. Website: http://www.trichoptera.it/web/images/stories/biblio_moretti/m233.pdf.
- Scheffer M., 1998. *Ecology of shallow lakes*. Chapman and Hall (Eds), London, UK.
- Ubertini L., Casadei S., Pierleoni A., 2007. Lakes Management in Umbria Region, Central Italy. In: Sengupta, M., Dalwani, R. (Eds.), *Proceedings of Taal 2007: 12th World Lake Conference*, pp. 1356-1364. Ministry of Environment and Forest, Government of India, Jaipur, India.
- UNEP, 2006. *Africa's Lakes: Atlas of Our Changing Environment*. United Nations Environment Programme report. Website: <http://www.unep.org/themes/Freshwater/Publications/index.asp> (accessed 29.08.2011).
- Vollenweider R., Kerekes J., 1982. *Eutrophication of waters: monitoring, assessment and control*. Tech. Rep. OECD. OECD, Paris.
- Wantzen K.M., Rothhaupt K.O., Mörti M., Cantonati M., Tóth L.G., Fisher P., 2008. Ecological effects of water-level fluctuations in lakes: an urgent issue. *Hydrobiologia*, **613**: 1-4.

Laghi artificiali dell'Italia meridionale e delle isole maggiori[§]

Luigi Naselli-Flores^{1*}, Antonella Lugliè²

¹ Dipartimento di Scienze e Tecnologie Biologiche, Chimiche e Farmaceutiche – Università di Palermo, Via Archirafi, 38 – 90123 Palermo

² Dipartimento di Architettura, Design e Urbanistica – Università di Sassari, Via Piandanna, 4 – 07100 Sassari.

* Referente per la corrispondenza: luigi.naselli@unipa.it

Pervenuto il 25.1.2014; accettato il 19.3.2014

Riassunto

In questo articolo gli autori analizzano i principali fattori ecologici che determinano il funzionamento dei laghi artificiali localizzati nel meridione d'Italia e nelle isole maggiori. In particolare, viene illustrato come il ciclo idrologico annuale di questi ecosistemi sia fortemente influenzato dalle attività umane connesse all'uso dell'acqua invasata. Tali attività spesso interferiscono negativamente con la dinamica dei fattori fisici (stratificazione/circolazione), chimici (concentrazioni di nutrienti e ossigeno) e biologici (successione stagionale del fitoplancton) che governano il funzionamento di questi ecosistemi. Comprendere come il cambiamento climatico in atto influenzi il ciclo idrologico, sia quello naturale sia quello alterato dalle attività umane, è fondamentale per assicurare una gestione oculata e consapevole dei laghi artificiali volta a minimizzare gli eventuali effetti negativi che una ridotta disponibilità idrica e un aumento delle temperature medie annuali possono esercitare sulla qualità delle acque invasate e, più in generale, sui servizi ecosistemici cui provvedono i laghi artificiali.

PAROLE CHIAVE: ecosistemi acquatici / stratificazione-circolazione / nutrienti / cambiamento climatico / pseudo-eutrofizzazione

Man-made lakes of southern Italy and its islands

In this paper the authors analyze the main factors driving the ecological functioning of man-made lakes located in the southern part of Italy and in its main islands. The annual hydrological cycle of these ecosystems is strongly influenced by human activities which often negatively interfere with the dynamics of physical (stratification/circulation patterns), chemical (nutrients and oxygen availability) and biological (seasonal succession of phytoplankton) factors. Understanding how the climate change influences the hydrological cycle, both in natural and human-altered conditions, is of paramount importance to warrant a sound management of man-made lakes, addressed toward minimizing the negative effects exerted by a reduced water availability and the increased annual temperatures on the quality of the stored waters and on the ecosystem services provided by man-made lakes.

KEY WORDS: aquatic ecosystems / stratification-circulation / nutrients / climate change / pseudo-eutrophication

INTRODUZIONE

Nel meridione d'Italia e nelle isole maggiori, i laghi artificiali rappresentano la principale fonte di approvvigionamento idrico per la popolazione umana. Le caratteristiche geomorfologiche e climatiche di queste regioni, infatti, non permettono che le molteplici esigenze idriche relative all'uso irriguo, potabile e industriale possano essere soddisfatte dalle esigue fonti naturali superficiali.

Circa 130 laghi artificiali con volume maggiore di

$0,5 \times 10^6 \text{ m}^3$ sono presenti in quest'area (circa 75 in Sicilia e Sardegna) con una capacità di invaso complessivo di circa $6 \times 10^9 \text{ m}^3$ (Fig. 1). La regione più ricca di grandi dighe è la Sardegna, con una quarantina di laghi artificiali ed una capacità complessiva potenziale d'invaso maggiore di $2 \times 10^9 \text{ m}^3$. Quattro tra questi contengono più del 50% delle risorse idriche dell'isola, e uno, il nuovo Lago Omodeo, è attualmente il lago artificiale italiano con il maggior volume

[§] Insetto speciale *Stato attuale e tendenze evolutive negli ecosistemi di acque interne e di transizione in Italia*, a cura di Pierluigi Viaroli

d'invaso nominale ed uno dei più grandi anche a livello europeo. In Sicilia, poco più di una trentina di laghi artificiali sostengono il fabbisogno idrico dell'isola, costituendo una riserva potenziale d'acqua di circa 10^9 m³.

L'utilizzo principale delle risorse idriche invase nel meridione d'Italia e in Sicilia, in linea con le tendenze mondiali, è destinato al comparto agricolo che ne assorbe una quota che varia tra il 70 e il 90%. In queste regioni l'uso potabile è generalmente assolto dalle falde acquifere sotterranee, anche se spesso queste vengono integrate dall'acqua immagazzinata nei laghi artificiali. In Sardegna invece, più del 90% delle acque destinate all'uso potabile deriva dai laghi artificiali (Sechi, 1992) ed i volumi indirizzati a tale utilizzo sono solo di poco inferiori a quelli destinati all'agricoltura (circa 326×10^6 m³ per l'agricoltura e 220×10^6 m³ per gli usi civili nel 2010). Infatti, tutti i laghi sardi hanno usi multipli, comprendendo sempre anche quello potabile (Marchetto *et al.*, 2009).

Negli ultimi anni si è assistito ad una tendenza generalizzata verso una gestione multisettoriale del complesso sistema di serbatoi artificiali, acquedotti, canali, impianti di pompaggio e impianti idroelettrici. Molti laghi sono collegati in sistemi complessi, che consentono l'accumulo delle acque nei periodi di maggiore piovosità e il loro spostamento nello spazio e nel tempo per ovviare all'ineguale distribuzione delle precipitazioni sul territorio e per far fronte ai periodi secchi e siccitosi. Tale organizzazione dei laghi in sistemi ha un grande valore dal punto di vista ingegneristico e gestionale della risorsa ma comporta notevoli implicazioni dal punto di vista ecologico che, se non opportunamente valutate, rischiano di contribuire significativamente al peggioramento della qualità delle risorse idriche invase.

In questo breve articolo verranno rivisti i fattori ecologici che sono alla base del funzionamento dei laghi artificiali e valutate le implicazioni ecologiche e i

risvolti gestionali legati al cambiamento climatico in corso.

INQUADRAMENTO CLIMATICO

In relazione alle caratteristiche climatiche del Mediterraneo, caratterizzato in termini generali da un semestre invernale piovoso e da un semestre estivo secco, i bacini artificiali dell'Italia meridionale, e in misura ancor maggiore quelli delle isole, sono soggetti ad ampie oscillazioni stagionali del loro livello idrico (Fig. 2). La prima diretta conseguenza di tali oscillazioni è l'assenza della componente vegetale litorale e il netto predominio del fitoplancton come produttore primario di questi ecosistemi.

Durante la stagione piovosa invernale i bacini si riempiono e i deflussi sono minimi a causa della bassa richiesta di acqua a fini irrigui; al contrario, durante la stagione secca estiva, i bacini non più alimentati dalle precipitazioni si svuotano, soprattutto per l'accresciuta richiesta idrica del comparto agroproduttivo. L'ampiezza delle oscillazioni di livello dei bacini artificiali è variabile, essendo compresa in termini di volume tra il 10 ed il 90% dell'acqua invasa, e dipende strettamente dalle fluttuazioni climatiche caratteristiche della regione mediterranea (Naselli-Flores, 2003). La figura 3 illustra l'andamento dei volumi invasi nel Lago Arancio, un bacino artificiale situato in prossimità della costa meridionale della Sicilia. Oltre alle fluttuazioni annuali, appare evidente un andamento sinusoidale con una periodicità compresa tra i 10 e i 12 anni che riflette i ciclici periodi di siccità tipici del clima mediterraneo. L'alterazione del trend e la maggiore disponibilità idrica dell'ultimo decennio sono dovute alla connessione mediante un sistema di pompaggio del Lago Arancio con un altro bacino artificiale situato a monte che eroga circa 13×10^6 m³ annui, incrementando la disponibilità idrica del comprensorio. Tale connessione, realizzata nel 2001, ha permesso di mantenere una profondità del lago tale da non alterare la stratificazione termica estiva

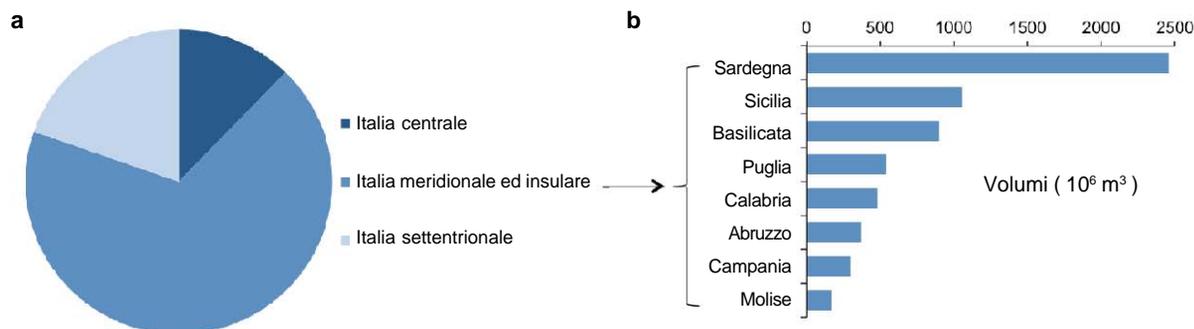


Fig. 1. Volumi idrici riportati dal sistema "Dighe e Infrastrutture idriche ed elettriche" del Ministero delle Infrastrutture e dei Trasporti (dati al dicembre 2012; www.registraitalianodighe.it), sia su scala nazionale (a) sia nelle singole regioni dell'Italia meridionale ed insulare (b).

e, conseguentemente, le dinamiche chimiche e biologiche (maggiori dettagli in Naselli-Flores, 2011).

In relazione alla morfologia dei corpi idrici, tali oscillazioni possono alterare la complessa struttura fisica, chimica e biologica di questi ecosistemi. L'entità degli effetti generati da tali oscillazioni sugli ecosistemi acquatici e sulla qualità delle loro acque dipende in larga misura dal livello di riempimento primaverile ed è maggiore negli anni caratterizzati da penuria idrica e siccità (Naselli-Flores e Barone, 2005; Sechi e Lugliè, 1992). In tali periodi, i problemi connessi alla disponibilità delle risorse idriche per gli usi agricoli e civili si acuiscono generando, in alcuni contesti, "emergenze" che causano danni alla popolazione e alle attività produttive favorendo l'insorgenza e la diffusione di veri e propri fenomeni criminali (Giglioli e Swyngedouw, 2008).

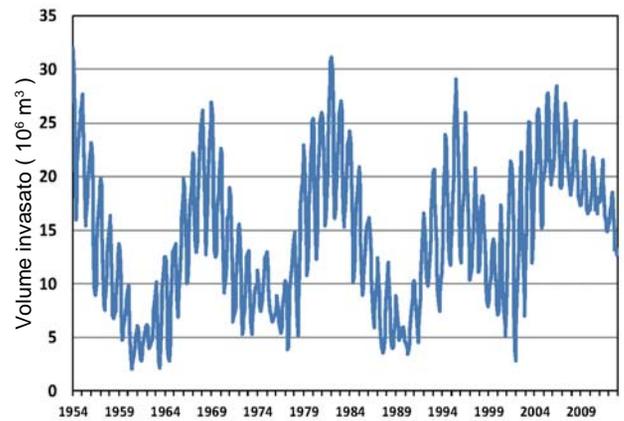


Fig. 3. Oscillazioni stagionali e interannuali dei volumi invasati nel Lago Arancio (Sicilia) nel periodo 1954-2012.



Fig. 2. Esempio di variazione stagionale del livello delle acque nei laghi artificiali mediterranei: fotografie scattate nel Lago Bidighinzu (Sardegna settentrionale) nell'ottobre 2011 (in basso: a sinistra torre di presa, a destra area litorale) e nel giugno 2012 (in alto; a sinistra torre di presa, a destra, stessa area litorale).

ALTERAZIONI DELLA STRUTTURA FISICA DEI CORPI IDRICI

I laghi artificiali dell'Italia meridionale e delle isole da un punto di vista termico sono classificabili come laghi monomittici caldi, caratterizzati da un periodo di stabile stratificazione termica estiva e da un periodo di circolazione invernale. Solo un minor numero di laghi presenta una stratificazione estiva labile (polimissia), dovuta alla bassa profondità della conca lacustre ed al loro inserimento in paesaggi piatti, privi di ostacoli orografici che possano impedire il rimescolamento delle acque operato dal vento.

Nei laghi monomittici caldi, durante la stratificazione estiva, le masse d'acqua superficiali (epilimnio o zona di mescolamento), più calde e meno dense, "galleggiano" sopra masse d'acqua più fredde e più dense (ipolimnio). Le due masse d'acqua sono separate da uno strato caratterizzato da un brusco abbassamento della temperatura detto metalimnio e il piano immaginario, parallelo alla superficie lacustre, che passa attraverso il punto di massima discontinuità termica prende il nome di termocline. L'ipolimnio rimane così isolato e, per tutto il perdurare della stratificazione termica, i suoi scambi con l'atmosfera sono interdetti. Al contrario, l'epilimnio perde il contatto con i sedimenti e con tutti i processi di riciclo dei materiali che in essi si attuano. Inoltre, i differenti valori di densità delle acque rallentano o impediscono le perdite per sedimentazione del fitoplancton.

La stratificazione termica nei laghi artificiali mediterranei generalmente comincia a manifestarsi a fine marzo/inizio di aprile e termina a fine ottobre. Le alterazioni del profilo termico estivo sono frequenti in questi laghi e sono strettamente dipendenti dalle profondità di emersione delle acque destinate alle diverse utilizzazioni. Prelievi ipolimnici implicano l'allontanamento di acque ricche di nutrienti, povere di biota e relativamente più fredde, rispetto a quelle normalmente in uscita (deflusso) dai laghi naturali, povere di nutrienti, ricche di biota e più calde. L'abbassamento del livello lacustre indotto dall'utilizzo delle acque invase, se non adeguatamente compensato, può interferire con la zonazione termica del corpo idrico e, in casi estremi, causare la rottura anticipata del termocline e una circolazione delle acque "fuori stagione". Peraltro, le elevate temperature estive possono instaurare fenomeni di atelomissi (stratificazione giornaliera) con la creazione di un termocline effimero e poco profondo ma sufficiente, nei bacini più produttivi, a generare fenomeni di anossia ipolimnetica con la conseguente mobilitazione di fosforo dai sedimenti. Questo termocline si forma generalmente, in assenza di vento, durante le ore più calde del giorno e perdura sino al tardo pomeriggio. Queste poche ore sono sufficienti per

consumare l'ossigeno ipolimnetico ed a instaurare condizioni riducenti che liberano il fosforo intrappolato nei sedimenti (Naselli-Flores, 2003). Questi eventi, frequentemente registrati in Sicilia durante il periodo estivo e in assenza di immissioni d'acqua dal bacino idrografico (Naselli-Flores, 1999), generano delle "pulsazioni" di fosforo e contribuiscono a sostenere ulteriormente la produttività fitoplanctonica.

Epilimnio ed ipolimnio sono inoltre contraddistinti da un diverso regime luminoso. La radiazione solare che subisce una progressiva attenuazione a causa della torbidità, generalmente non è limitante per la crescita del fitoplancton nell'epilimnio, mentre lo diventa nell'ipolimnio, soprattutto in ambienti eutrofici. La porzione di colonna d'acqua in cui la luce è quantitativamente sufficiente da consentire al fitoplancton di fotosintetizzare e produrre biomassa prende il nome di zona eufotica (z_{eu}). Al di sotto della zona eufotica la quantità di luce non è più capace di sostenere la produzione (zona afotica). Esiste una profondità alla quale i processi produttivi sono uguagliati dai consumi (profondità di compensazione); al di sopra di detta profondità la produzione eccede mentre al di sotto i processi eterotrofici hanno il sopravvento su quelli autotrofici. Ecosistemi oligotrofici e mesotrofici sono generalmente caratterizzati da una zona eufotica la cui estensione è pari o maggiore di quella di mescolamento (z_{mix}). In tali ambienti la luce non rappresenta un fattore limitante e i processi fotosintetici possono realizzarsi anche nella massa ipolimnetica, rifornendola di ossigeno. Al contrario, in ecosistemi eutrofici o ipereutrofici l'elevata abbondanza di fitoplancton riduce la penetrazione della luce e, conseguentemente, lo spessore della zona eufotica è ridotto, tale da essere generalmente inferiore a quello della zona di mescolamento. Gli organismi fitoplanctonici che popolano l'epilimnio di ecosistemi eutrofici o ipertrofici possono dunque trovarsi in condizioni di ridotta disponibilità luminosa. La severità di tale condizione viene generalmente espressa attraverso il rapporto tra la profondità della zona mescolata e quella della zona eufotica (z_{mix}/z_{eu}). Un valore del rapporto superiore a 1,5 denota un lago "otticamente profondo". Questa condizione opera una selezione dei popolamenti fitoplanctonici favorendo le specie aventi morfologie cellulari più efficienti nel catturare la luce (Naselli-Flores e Barone, 2011).

La precoce destratificazione estiva che può avvenire nei laghi artificiali mediterranei quando il loro livello d'invaso si abbassa eccessivamente e per gli aspetti strutturali prima indicati, implica la scomparsa del termocline, l'incremento della profondità della zona di mescolamento e l'aumento del rapporto z_{mix}/z_{eu} . Tale effetto è paragonabile a quello causato dalla riduzione della zona eufotica per l'incremento del-

l'abbondanza del fitoplancton. In sintesi, la rottura del termocline simula gli effetti di un rapido processo di eutrofizzazione.

ALTERAZIONI DELLA STRUTTURA CHIMICA DEI CORPI IDRICI

L'ingresso dei nutrienti dal bacino imbrifero nei laghi artificiali mediterranei avviene generalmente durante la stagione piovosa autunno-invernale. Le basse temperature rallentano i processi produttivi e, in assenza di utilizzazione, i nutrienti tendono ad accumularsi nei sedimenti lacustri incrementando anno dopo anno il potenziale carico interno del corpo idrico. L'innalzamento della temperatura dell'acqua che prende avvio nel periodo primaverile, promuove la crescita fitoplanctonica e il consumo dei nutrienti disciolti. L'instaurarsi della stratificazione termica può costituire un fattore limitante per la crescita fitoplanctonica non solo per l'aspetto "fisico" del sistema, ma anche relativamente alla dinamica dei nutrienti.

Come illustrato schematicamente in tabella I, epilimnio ed ipolimnio sono contraddistinti da un diverso regime chimico, strettamente legato allo stato trofico (e quindi alla produttività primaria) del corpo idrico. Peraltro, maggiore è lo stato trofico di un corpo idrico, maggiore sarà la richiesta di ossigeno necessario alla mineralizzazione della sostanza organica prodotta. Tale processo avviene sia nella colonna d'acqua sia, in misura preponderante, nei sedimenti superficiali. L'elevato carico organico che giunge sul fondo dei laghi eutrofici ed ipertrofici causa un consumo, anche totale, dell'ossigeno sia all'interfaccia acqua/sedimento sia nella massa d'acqua sovrastante, che spesso coincide con l'intero ipolimnio. Si instaura di conseguenza una condizione di anossia, un accumulo di composti ridotti e un aumento di processi riduttivi che causano un abbassamento dei valori di pH e un abbassamento dei potenziali ossidoriduttivi, favorendo la mobilizzazione del fosforo dai sedimenti. Le acque ipolimnetiche dei laghi eutrofici ed ipertrofici sono dunque caratterizzate da elevate concentrazioni di nutrienti inorganici, basse o assenti concentrazioni di ossigeno, bassi valori di pH e potenziali di ossidoriduzione negativi. In questi ambienti, durante il periodo di stratificazione termica ed in

assenza di apporti dal bacino imbrifero, i nutrienti presenti nell'epilimnio tendono ad esaurirsi a causa del consumo operato dal fitoplancton. Ciò comporta una progressiva riduzione della biomassa fitoplanctonica. Nell'ipolimnio, al contrario, parte del carico interno di nutrienti intrappolato nei sedimenti ritorna alla colonna d'acqua. La mancanza di comunicazione tra epi- e ipolimnio generalmente impedisce al fitoplancton l'accesso a tale riserva. Tuttavia, la rottura del termocline e l'instaurarsi di fenomeni di atelomissi possono consentire la mobilitazione di questa ingente riserva di nutrienti inorganici e sostenere la crescita fitoplanctonica in un periodo caratterizzato da elevate temperature e intensità luminose, favorenti l'incremento del fitoplancton. In ogni caso, anche in assenza di destratificazione precoce e di atelomissi, il rilascio di fosforo dai sedimenti nei laghi eutrofici può rappresentare un carico aggiuntivo importante, rispetto a quello proveniente dal bacino imbrifero, spesso difficilmente quantificabile, e tale da ritardare le risposte di recupero dei laghi quando vengano attuati interventi di riduzione dei carichi in ingresso.

Anche nei casi in cui la riduzione del volume invasato non sia tale da causare la rottura del termocline si assiste comunque ad un accumulo dei nutrienti nei periodi di stratificazione, che vengono poi ridistribuiti sull'intera massa d'acqua durante la circolazione. L'abbassamento del livello trascina in basso il termocline e causa un ingresso di acque ipolimnetiche, ricche di nutrienti, nell'epilimnio, alimentando così la crescita fitoplanctonica.

ALTERAZIONI DELLA STRUTTURA BIOLOGICA DEI CORPI IDRICI

Le variazioni nella struttura dell'ambiente fisico e chimico determinano una selezione dei popolamenti fitoplanctonici di un lago. I ridotti tempi di generazione (da poche ore ad un paio di giorni) di questi organismi fanno sì che la risposta a tali mutate condizioni sia estremamente rapida. In particolare, le disponibilità di luce e di nutrienti governano la struttura del fitoplancton e la morfologia delle specie dominanti (Reynolds, 1997; Naselli-Flores e Barone, 2011). In ambienti eutrofici ed ipertrofici, dove la disponibilità di nutrienti

Tab. I. Principali caratteristiche delle acque epi- e ipolimnetiche in laghi agli estremi del gradiente trofico.

Zona del lago	Nutrienti	Ossigeno	pH	eH
Epilimnio eutrofico	-	+	alcalino	+
Ipolimnio eutrofico	+	-	neutro o acido	-
Epilimnio oligotrofico	-	+	basico o neutro	+
Ipolimnio oligotrofico	-	+	basico o neutro	+

solo in casi eccezionali costituisce un fattore limitante la crescita fitoplanctonica, la quantità di luce è il fattore principale che può limitare lo sviluppo del fitoplancton. In particolare il rapporto Z_{mix}/Z_{eu} indica la frequenza con la quale le cellule fitoplanctoniche sono esposte ad adeguati livelli di illuminazione mentre sono passivamente trasportate nella zona di mescolamento. Gli organismi planctonici sono infatti soggetti ai moti delle masse d'acqua e il grado di coinvolgimento delle singole cellule a tali moti (denominato *entrainment* in inglese) dipende dalla loro morfologia. Organismi aventi una forma sferica e piccole dimensioni possono essere considerati "solidali" con i moti circolatori delle masse d'acqua. Al contrario, organismi allungati e con morfologie aghiformi tendono a svincolarsi da tali moti. Se la profondità della zona di mescolamento è pari a due o tre volte la profondità della zona eufotica, gli organismi maggiormente coinvolti passeranno il doppio o i due terzi del tempo in condizioni di illuminazione insufficiente per poter sostenere i processi fotosintetici che ne garantiscono la vita. Queste condizioni ambientali operano una selezione verso organismi con morfologie aghiformi e/o filamentose che, sfuggendo maggiormente ai moti di circolazione delle masse d'acqua, avranno maggiori possibilità di restare nella zona della colonna d'acqua meglio illuminata. Tali organismi sono peraltro più efficienti nell'utilizzo di radiazioni luminose deboli.

La rottura anticipata del termocline che può registrarsi in seguito ad un'eccessiva emunzione d'acqua, causa un improvviso sprofondamento della zona di mescolamento ed un brusco innalzamento del rapporto Z_{mix}/Z_{eu} . Quando questo rapporto supera il valore di 3, il bilancio tra fotosintesi e respirazione delle alghe fitoplanctoniche diventa negativo, non consentendo il loro ulteriore sviluppo. Queste condizioni ambientali, frequentemente riscontrate nei bacini artificiali siciliani, operano come meccanismi di selezione nei confronti di quelle alghe fitoplanctoniche che, a causa di valori di densità delle cellule inferiori a quelli dell'acqua, sono in grado di galleggiare sfuggendo all'*entrainment* nella circolazione delle masse d'acqua: i cianobatteri planctonici gasvacuolati. Tali organismi possono causare fioriture anche in ambienti caratterizzati da concentrazioni di nutrienti non elevate, ma dove le condizioni di luce risultino proibitive per le altre specie fitoplanctoniche.

La crescita dei cianobatteri interessa ormai 2/3 dei laghi sardi e siciliani nei quali le tipiche fioriture primaverili ed estive causate da *Microcystis* spp. e *Dolichospermum* spp. sono seguite da bloom autunnali e invernali di specie del gruppo *Planktothrix agardhii-rubescens* (in particolare di *P. rubescens*) che producono tossine (Messineo *et al.*, 2009). L'abbondanza dei

cianobatteri e delle cianotossine (microcistine) è correlata con lo stato trofico e con le operazioni gestionali cui sono sottoposti i laghi artificiali. Pertanto, le relazioni tra fattori climatici e pressioni locali rendono questi laghi particolarmente vulnerabili. Recentemente sono state inoltre segnalate anche fioriture del genere tropicale *Cylindrospermopsis* che potrebbero trarre vantaggio dal riscaldamento globale, creando ulteriori gravi problemi di tossicità.

EFFETTI DEL CAMBIAMENTO CLIMATICO E MISURE DI MITIGAZIONE E ADATTAMENTO

I modelli di previsione climatica recentemente sviluppati per il bacino del Mediterraneo ipotizzano in tempi brevi un aumento delle temperature nei mesi estivi ed una diminuzione delle precipitazioni compresa tra il 30% ed il 40% rispetto al periodo 1961-1990 (Giorgi e Lionello, 2008; Spyropoulou *et al.*, 2013). La regione meridionale del Mediterraneo è inoltre considerata una zona ad alto rischio per quanto concerne l'incremento dei processi di desertificazione connessi alla diminuzione dell'umidità del suolo e all'aumento dei tassi di evapotraspirazione (Gao e Giorgi, 2008). In tale contesto è prevedibile un incremento delle carenze idriche, ulteriormente aggravato da una intensificazione dell'uso del suolo a scopo agricolo. Tali fattori, se non adeguatamente arginati, incideranno significativamente sulla qualità delle acque invase nei bacini artificiali dell'Italia meridionale e insulare (Erol e Randhir, 2012).

Peraltro, è prevedibile che l'aumento delle temperature dell'aria tenderà ad incrementare i tassi di evapotraspirazione e a influenzare negativamente il bilancio idrico dei laghi artificiali. In particolare, un basso livello di riempimento dei corpi idrici e/o ampie oscillazioni del loro livello del pelo libero possono causare un aumento del rapporto Z_{mix}/Z_{eu} . Come precedentemente sottolineato, valori di questo rapporto superiori a 3 causano una brusca alterazione nella struttura degli assemblaggi fitoplanctonici producendo un incremento i) delle fioriture a cianobatteri tossici (Reynolds, 2006; Naselli-Flores *et al.*, 2007), ii) dei rischi connessi per la salute umana e iii) dei costi necessari per l'utilizzo di acque contaminate. Peraltro, esistono numerose evidenze che le tossine prodotte dai cianobatteri possono limitare la crescita e lo sviluppo delle piante, rendendo le acque contaminate non idonee anche all'uso irriguo (Purkayastha *et al.*, 2010).

Un incremento delle temperature dell'acqua di pochi decimi di grado è peraltro responsabile dei cosiddetti fenomeni di pseudo-eutrofizzazione: un aumento della produttività primaria, dovuta all'effetto della temperatura sui processi metabolici dei produttori primari, in assenza di un'augmentata disponibilità di nutrienti.

Per mitigare gli effetti del cambiamento climatico sulla qualità delle acque invase è imprescindibile una ridefinizione dei valori dei carichi di nutrienti ammissibili per i corpi idrici ricettori unitamente ad una pianificazione territoriale che minimizzi gli impatti antropici (scarichi urbani, zootecnici e industriali; sovra-fertilizzazione dei suoli agricoli; sovra-sfruttamento delle risorse idriche per uso irriguo) sugli ecosistemi acquatici. Inoltre, risulta imprescindibile un'oculata gestione dei livelli idrici dei laghi artificiali che preveda la definizione di specifici limiti minimi di svuotamento, volti a garantire il mantenimento della stratificazione termica estiva nei singoli laghi (Naselli-Flores e Barone, 2005), e comunque dello stato funzionale vitale dei sistemi fluviali a valle. La pianificazione territoriale potrebbe essere improntata secondo le linee guida dell'ILBM (Integrated Lake Basin Management) sviluppate dall'International Lake Environment Committee Foundation (Nakamura e

Rast, 2011). Questo approccio, che tiene conto dei cambiamenti climatici in corso, si è dimostrato uno strumento efficace in numerosi paesi del mondo. L'atteso aggravamento della condizione trofica dei laghi mediterranei, la contemporanea riduzione delle disponibilità idriche e la consapevolezza delle difficoltà nell'ottenere in tempi adeguati le necessarie e profonde trasformazioni nell'uso del territorio e delle risorse naturali (comunque obiettivo primario e non rinunciabile), potrà essere accompagnata da oculate azioni di mitigazione degli effetti dell'eutrofizzazione, tali da rendere disponibili acque altrimenti difficilmente utilizzabili. In tal senso, sarà importante avviare attività sperimentali con l'uso di sistemi sintomatici (quale ad esempio una più oculata gestione dei livelli di riempimento/svuotamento volta al mantenimento della stratificazione termica estiva) che, almeno nel breve termine, consentano di far fronte alle situazioni più urgenti.

BIBLIOGRAFIA

- Erol A., Randhir T., 2012. Climatic change impacts on the ecohydrology of Mediterranean watersheds. *Climatic Change*, **114**: 319-341.
- Gao X., Giorgi F., 2008. Increased aridity in the Mediterranean region under greenhouse gas forcing estimated from high resolution simulations with a regional climate model. *Global and Planetary Changes*, **62**: 195-209.
- Giglioli I., Swyngedouw E., 2008. Let's Drink to the Great Thirst! Water and the Politics of Fractured Techno-natures in Sicily. *International Journal of Urban and Regional Research*, **32**: 392-414.
- Giorgi F., Lionello P., 2008. Climate change projections for the Mediterranean region. *Global and Planetary Changes*, **63**: 90-104.
- Marchetto A., Padedda B.M., Mariani M.A., Lugliè A., Sechi N., 2009. A numerical index for evaluating phytoplankton response to changes in nutrient levels in deep Mediterranean reservoirs. *Journal of Limnology*, **68**(1): 106-121.
- Messineo V., Bogianni S., Melchiorre S., Sechi N., Lugliè A., Casiddu P., Mariani M. A., Padedda B. M., Di Corcia A., Mazza R., Carloni E., Bruno M., 2009. Cyanotoxins occurrence in Italian freshwaters. *Limnologica*, **39**: 95-106.
- Nakamura M., Rast W., 2011. *Development of ILBM Platform Process. Evolving guidelines through participatory improvement*. RCSE-SU, ILEC, 76 pp.
- Naselli-Flores L., 1999. Limnological aspects of Sicilian reservoirs: a comparative ecosystemic approach. In: Tundisi J.G., Straškraba M. (eds.), *Theoretical reservoir ecology and its applications*. Backhuys Publishers, Leiden: 283-311.
- Naselli-Flores L., 2003. Man-made lakes in Mediterranean semi-arid climate: the strange case of Dr Deep Lake and Mr Shallow Lake. *Hydrobiologia*, **506/509**: 13-21.
- Naselli-Flores L., 2011. Mediterranean Climate and Eutrophication of Reservoirs: Limnological Skills to Improve Management. In: Ansari A.A., Sarvajeet Singh G., Lanza G.R., Rast W. (eds.), *Eutrophication: Causes, Consequences and Control*. Springer, Dordrecht: 131-142.
- Naselli-Flores L., Barone R., 2005. Water-level fluctuations in Mediterranean reservoirs: setting a dewatering threshold as a management tool to improve water quality. *Hydrobiologia*, **548**: 85-99.
- Naselli-Flores L., Barone R., 2011. Fight on plankton! Or, phytoplankton shape and size as adaptive tools to get ahead in the struggle for life. *Cryptogamie, Algologie*, **32**: 157-204.
- Naselli-Flores L., Barone R., Chorus I., Kurmayer R., 2007. Toxic cyanobacterial blooms in reservoirs under a semi-arid Mediterranean climate: the magnification of a problem. *Environmental Toxicology*, **22**: 399-404.
- Purkayastha J., Kumar Gogoi H., Singh L., 2010. Plant-Cyanobacteria interactions: phytotoxicity of cyanotoxins.

- Journal of Phytology*, **2**: 7-15.
- Reynolds C.S., 1997. *Vegetation Processes in the Pelagic: a Model for Ecosystem Theory*. International Ecology Institute, Oldendorf/Luhe, 371 pp.
- Reynolds C.S., 2006. *The Ecology of Phytoplankton*. Cambridge University Press, Cambridge, 535 pp.
- Sechi N., 1992. Le problematiche legate al fitoplancton nelle acque lacustri destinate ad uso potabile. *Giornale Botanico Italiano*, **126**: 237-251.
- Sechi N., Lugliè A., 1992. Limnological studies on man-made lakes in Sardinia (Italy). *Memorie dell'Istituto Italiano di Idrobiologia*, **50**: 365-381.
- Spyropoulou A., Spatharis S., Papantoniou G., Tsirtsis G., 2013. Potential response to climate change of a semi-arid costal ecosystem in Eastern Mediterranean. *Hydrobiologia*, **705**: 87-99.

Tendenze evolutive della vegetazione annuale dei depositi fluviali in Italia settentrionale: ruolo delle specie alloctone e prime evidenze sugli effetti locali del *global change*[§]

Rossano Bolpagni*, Lavinia Paduano

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

* Autore referente per la corrispondenza; rossano.bolpagni@unipr.it

Pervenuto il 17.2.2014; accettato il 19.3.2014

Riassunto

I fiumi sono tra gli ecosistemi maggiormente impattati a livello globale. L'alterazione del bilancio idrologico e del trasporto solido ha determinato una sostanziale compromissione dei loro processi evolutivi, specialmente nei settori di pianura. A ciò si accoppia l'aumento incontrollato di nutrienti e inquinanti nelle acque superficiali e profonde a favorirne ulteriormente la banalizzazione. Ne consegue una profonda compromissione delle biocenosi fluviali, specialmente a carico di flora e vegetazione.

Il presente lavoro è finalizzato a chiarire le traiettorie evolutive delle comunità vegetali ascrivibili al *Chenopodium rubri* R.Tx in Poli & J.Tx. 1960 negli ultimi 40 anni (dal 1972 al 2011) in alcuni dei principali sistemi fluviali dell'Italia settentrionale. Nello specifico si è proceduto 1) a valutare il contributo delle specie alloctone nel tempo e nello spazio; e 2) a tratteggiare i possibili effetti del cambiamento globale sull'attuale stato di conservazione delle comunità annuali di greto.

In generale, si è osservata una consistente riduzione della diversità delle formazioni di *Chenopodium rubri* (dalle 162 specie del 1974 alle 45 specie del 2011), della rappresentatività delle specie perenni, e delle specie alloctone sporadiche. Le trasformazioni osservate a carico della vegetazione di greto possono essere messe in relazione all'estremizzazione degli eventi di piena legati ai macro-cambiamenti climatici. La rapida successione di eventi estremi influenza, non poco, i processi evolutivi delle formazioni di *Chenopodium rubri* riducendone la diversità specifica e favorendo l'affermazione di specie alloctone, specialmente annuali. Nuove analisi si rendono necessarie per chiarire i *pattern* temporali delle specie dominanti e i determinanti ecologici dei trend osservati.

PAROLE CHIAVE: corsi d'acqua potamali / terofite / *Chenopodium rubri* / vegetazione alveale o di greto / xenodiversità / idro-morfologia

Long-term trends of fluvial annual vegetation in northern Italy: the role of alien species and the first evidence on local effects of global change

Rivers are among the most impacted ecosystems globally. The alteration of the hydrological and sediment transport determines the almost complete disruption of their evolutionary processes, especially in the lowland areas. The coupled uncontrolled increase in surface and ground waters of nutrients and pollutants encourages their further trivialization. The result is a loss of a major portion of the riverine biota, especially flora and vegetations.

The present work aims to clarify the long-term trends of the plant communities attributable to the *Chenopodium rubri* R.Tx in Poli & J.Tx. 1960 in the last 40 years (1972-2011) in some of the major river systems of northern Italy. Specifically, we proceeded 1) to assess the local contribution of alien species in time and space; and 2) to outline the possible effects of global change on the current state of conservation of bankfull plant communities.

In general, we observed a significant reduction in species diversity (from 162 species in 1974 to 45 species in 2011), and in the representativeness of perennial and sporadic alien species. The observed changes may be related to the increase in the frequency of flood events linked to the global climate change. The rapid succession of extreme floods influences the evolutionary processes of *Chenopodium rubri* vegetation influencing the overall diversity (in negative terms) and encouraging the establishment of alien species, especially annuals. Further analysis is required to clarify the temporal patterns of the dominant species and the ecological determinants of observed trends.

KEY WORDS: potamal rivers / terophytes / *Chenopodium rubri* / river vegetation / xenodiversity / hydro-morphology

§ Insetto speciale *Stato attuale e tendenze evolutive negli ecosistemi di acque interne e di transizione in Italia*, a cura di Pierluigi Viaroli

INTRODUZIONE

La componente floro-vegetazionale che s'instaura lungo il corso di un fiume dipende in larga misura dall'azione meccanica del corso d'acqua (*water force*). In generale, composizione e struttura di flora e vegetazione sono primariamente influenzate dai fattori idrologici, spesso tra loro intimamente correlati (portata, velocità, profondità; Gurnell, 2012; Gurnell *et al.*, 2012). L'effetto di questi fattori può essere diretto, si pensi all'azione sradicante associata agli eventi di piena catastrofica, o indiretto, considerando gli effetti indotti dalle oscillazioni del livello idrometrico e di conseguenza della saturazione del substrato procedendo dal *talweg* alle zone umide marginali (Bartoli e Viaroli, 2006; Gurnell, 2012).

Il popolamento vegetale di un alveo è, infatti, strettamente influenzato dalle variazioni di portata e, quindi, dagli alterni episodi di sommersione ed emersione del greto dovuto alle piene, dalla velocità della corrente e dalla frequenza con cui tali variazioni si succedono nel tempo. La *water force*, a sua volta, dipende da una serie di altri fattori, quali le dimensioni del corso d'acqua, le caratteristiche del profilo longitudinale e trasversale, la morfologia del bacino, l'entità, la frequenza e la distribuzione delle precipitazioni. Anche l'uso del suolo e la litologia del substrato su cui s'impone il corso d'acqua sono fondamentali nel determinare le caratteristiche del popolamento vegetale, in quanto influenzano la stabilità del rilascio idrico (in relazione alla permeabilità), il chimismo dell'acqua, l'apporto dei nutrienti, la stabilità dei suoli e di eventuali condizioni di anossia causata dalla saturazione del terreno (Bornette e Pujalon, 2011). Le specie del genere *Persicaria*, ad esempio, sono indicatrici delle variazioni di umidità collegate con la diminuzione di portata del fiume e la composizione del substrato: disseccano rapidamente quando il substrato è grossolano, mentre rimangono vitali per molto tempo quando dominano i limi (Bracco *et al.*, 1984). Il regime idrologico e i conseguenti fenomeni ciclici di erosione e deposito influenzano i popolamenti vegetali, determinando sia variazioni nell'estensione delle aree disponibili per l'insediamento delle formazioni riparie, sia l'instaurarsi di cicli di rinnovamento nelle serie dinamiche di vegetazione.

Il flusso idrico contribuisce alla diffusione delle specie vegetali insediate lungo le sue sponde determinando il mantenimento di una relativa uniformità e costanza dei popolamenti vegetali lungo il corso d'acqua. La concentrazione di nutrienti e inquinanti derivanti dalle attività antropiche nel bacino agisce sui popolamenti vegetali alterando sia la composizione specifica (favorendo le specie meno sensibili e più tolleranti, e soprattutto le specie nitrofile) sia la struttura dei popolamenti. L'immissione di effluenti non depura-

ti, le piogge acide, le opere di sistemazione fluviale, il sovra-sfruttamento delle risorse ittiche, lo sfalcio della vegetazione acquatica, l'introduzione di specie alloctone sono tutti fattori di origine antropica che direttamente o indirettamente alterano gli equilibri naturali dell'ecosistema fluviale. La diminuzione delle portate nei principali corsi d'acqua del bacino padano durante il periodo dell'irrigazione delle colture e la pulizia periodica delle sponde incidono negativamente sullo sviluppo della vegetazione e portano alla scomparsa di elementi essenziali per la biodiversità locale (Viaroli *et al.*, 2011).

L'ipotesi per cui il pianeta stia vivendo una fase di rapido innalzamento delle temperature ha recentemente avuto numerosi riscontri nel mondo scientifico (Angeler, 2007). Le conseguenze del riscaldamento globale sono potenzialmente drammatiche, con effetti diretti e indiretti sugli ecosistemi fluviali. L'aumento delle temperature e della frequenza di piogge di forte intensità e breve durata sta modificando l'idrologia di molte aree del nostro pianeta: negli ambienti temperati e mediterranei come il nostro Paese, si assiste a una tropicalizzazione del clima, con lunghi periodi di siccità estiva, alternati a brevi periodi d'intense precipitazioni, che provocano rapide e marcate variazioni delle portate e della velocità della corrente (Boulton, 2007). L'analisi dei dati idrologici del Po dal 1836 al 2003 ha evidenziato una notevole variabilità delle portate fluviali che non permette di individuare particolari tendenze evolutive (Zanchettin *et al.*, 2008). È, però, da rilevare che di cinque eventi di magra estremi ben tre sono stati osservati tra il 2003 e il 2007. In questo periodo in particolare, sono state registrate portate inferiori ai $500 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ per più di due mesi continuativi in ben 43 fiumi con portate inferiori a $250 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ nel 2006 (Naldi *et al.*, 2010). Le secche estive, un fenomeno nuovo in molti fiumi italiani ed europei che normalmente non ne erano interessati, provocano dei mutamenti nella composizione e nella ricchezza tassonomica delle comunità biologiche, causando una perdita di biodiversità e una banalizzazione dei popolamenti. Le piene, dall'altro lato, rappresentano un evento naturale della dinamica fluviale, ma il mutamento climatico e la progressiva alterazione del nostro territorio ne hanno amplificato la potenza distruttiva, diminuendo allo stesso tempo la naturale capacità di recupero degli ecosistemi acquatici. Questo provoca un aumento del potere erosivo e del carico di detriti trasportato, uno stravolgimento del ciclo di sedimentazione e la distruzione di microhabitat.

Il presente lavoro si pone l'obiettivo di raccogliere e analizzare le informazioni disponibili sulla vegetazione annuale dei greti fluviali riconducibili all'alleanza *Che-nopodium rubri* R.Tx in Poli & J.Tx. 1960 nel bacino

idrografico del fiume Po e in Romagna. L'alleanza *Chenopodium rubri* include le comunità vegetali che si sviluppano sulle rive fangose e sui depositi ghiaiosolimosi periodicamente emergenti, dai settori di pianura alla fascia submontana, caratterizzate da vegetazione nitrofila pioniera. Nello specifico, abbiamo operato al fine di: 1) chiarire le traiettorie evolutive delle comunità vegetali ascrivibili al *Chenopodium rubri* negli ultimi 40 anni (dal 1972 al 2011); 2) valutare il contributo delle specie alloctone nel tempo e nello spazio; 3) tratteggiare i possibili effetti del cambiamento globale sull'attuale stato di conservazione delle comunità annuali di greto. Per specie esotiche o alloctone s'intendono tutti i *taxa* che sono stati introdotti volontariamente o involontariamente dall'uomo in territori e/o habitat differenti da quelli in cui le specie si sono evolute o sono ospitate. Nel caso specifico della flora, si può distinguere tra archeofite (introdotte prima del 1492) o neofite (introdotte in seguito al 1492), poiché la scoperta dell'America identifica il passaggio tra una fase che potremmo definire di scarsa invasività a una nella quale la presenza delle alloctone ha assunto la capacità di alterare drammaticamente diversità biologica e paesaggio dei territori di espansione. Per ulteriori approfondimenti sul tema delle specie esotiche si rimanda a Banfi e Galasso (2010).

MATERIALI E METODI

Area di studio

Il bacino del Po è il più grande d'Italia, sia per lunghezza dell'asta principale che per entità dei deflussi. La superficie del bacino idrografico è pari a circa 70.700 km²; a essa vanno aggiunte le aree incluse nel sottobacino di Burana-Po di Volano e il Delta. Il bacino idrografico del Po comprende complessivamente 3.210 comuni localizzati in sette Regioni (Piemonte, Valle d'Aosta, Liguria, Lombardia, Veneto, Emilia Romagna, Toscana) e nella Provincia Autonoma di Trento, ed è suddiviso in tre ambiti: alpino, appenninico e di pianura. La Pianura Padana costituisce un bacino di sedimentazione, posto al margine settentrionale della "microzolla" adriatica, soggetto alla compressione da nord delle Prealpi e da sud dell'Appennino. Si estende in direzione est-ovest a cavallo del 45° parallelo Nord, occupando un'estensione di circa 45.000 km²; è abitata da circa 20 milioni di persone, con una densità vicina a 500 abitanti per chilometro quadrato. La Pianura è compresa tra circa 650 m s.l.m. al margine occidentale (in Piemonte) e -5 m s.l.m. presso Porto Tolle, nel Delta.

Il Fiume Po nasce dal Monviso a quota 2.100 m s.l.m. Il bacino montano, di superficie modesta, termina poco a valle di Sanfront. L'asta fluviale principale è

lunga circa 650 km ed è alimentata da 141 affluenti. Dalla confluenza del Tanaro all'incile del Po di Goro, per circa 375 km, l'asta fluviale ha una connotazione prevalentemente artificiale, con regime di deflusso influenzato dalle condizioni idrologiche e di sistemazione idraulica dell'insieme degli affluenti, oltre che dalle opere di difesa e di sistemazione direttamente realizzate sull'asta stessa. La confluenza del Ticino comporta una trasformazione del regime del corso d'acqua in senso decisamente fluviale, in ragione dell'apporto idrico regolato, con un notevole contributo glaciale e assenza di trasporto solido; da valle di Revere-Ostiglia all'incile del Delta, l'alveo diventa canalizzato tra le arginature, in alcuni tratti a distanze inferiori ai 500 m, e non riceve più apporti, a eccezione del Panaro.

Il clima è sostanzialmente "temperato continentale", con differenziazioni locali legate alla presenza dei rilievi e del Mare Adriatico ai suoi margini e alla vicinanza del Mar Ligure. L'andamento medio delle temperature può essere sintetizzato con i valori di gennaio e luglio. In particolare, in gennaio la media delle temperature minime aumenta gradatamente da Ovest (-4 °C) verso Est (0 °C), mentre le temperature massime di luglio si distribuiscono con un massimo nelle aree centrali (30 °C) e temperature minori verso i margini appenninico, alpino e adriatico (25 ÷ 28 °C).

I massimi pluviometrici si rilevano presso il margine alpino, soprattutto in corrispondenza dei grandi laghi, con più di 1500 mm anno⁻¹. I minimi si registrano nelle zone interne, e in particolare nel basso Piemonte con circa 500 mm anno⁻¹. La distribuzione delle precipitazioni durante l'anno vede due picchi di concentrazione, uno primaverile e uno autunnale. In corrispondenza del primo si hanno anche, almeno per quanto riguarda i fiumi alpini, le maggiori piene dei corsi d'acqua in quanto alle precipitazioni si somma l'effetto dello scioglimento delle nevi.

Analisi della vegetazione annuale di greto

A partire dalla bibliografia fitosociologica che si è interessata della vegetazione idro-igrofila del Fiume Po, dei suoi principali affluenti (Fiumi Taro, Oglio, Brembo, Tanaro e Torrenti Stirone, Parma, Baganza, Enza e Scrivia) e del reticolo idrografico del settore emiliano - romagnolo (Fiumi Reno e Marecchia), si è proceduto all'acquisizione dei dati relativi alle cenosi vegetali alveali inquadrabili nell'alleanza *Chenopodium rubri* (Fig. 1). Di norma, gli articoli che si occupano della vegetazione dei sistemi fluviali hanno come oggetto comune d'indagine la successione delle comunità vegetali lungo il gradiente acqua-terra, analizzato mediante l'applicazione del metodo fitosociologico. In sintesi, descrivono la diversità strutturale delle cenosi a partire dalle comunità a macrofite acquatiche fino alle

formazioni arboree più lontane dal corso d'acqua, considerando i fattori antropici e naturali che ne hanno modificato o influenzato la struttura.

L'attività di revisione è stata condotta: 1) mediante l'interrogazione della banca dati LiSy (Lista dei *Sintaxa*), che raccoglie le informazioni relative agli studi fitosociologici realizzati in Italia ed editi su rivista



Fig. 1. Area di studio; 1 = ZA74; 2 = PR74; 3 = DM. *et al.*; 4 = BST84; 5 = BB93; 6 = Betal.94; 7 = DAZ95; 8 = B97; 9 = SA98; 10 = P99; 11 = MP06; 12 = RB09-10; 13 = RB10; 14 = RB11 (per le codifiche si rimanda alla tabella I).

scientifica (a cura della Società Italiana di Scienza della Vegetazione, SISV), e 2) mediante l'analisi dettagliata delle "Liste delle unità sintassonomiche della vegetazione italiana" (AA.VV., 1997; 2001; 2007).

Le fonti bibliografiche identificate, 10 edite, tre inedite (Bolpagni 2009, 2010 e 2011) e una edita solo in forma riassuntiva senza tabelle (Corbetta e Zanotti-Censoni, 1974), sono riportate in tabella I. Da ciascun lavoro è stato possibile recuperare i dati relativi alla vegetazione in studio a loro volta integrati in un'unica tabella di sintesi.

Dalla data di pubblicazione dell'articolo di Pirola e Rossetti (1974), gli autori che hanno codificato struttura e composizione dell'associazione guida dei depositi fluviali nel contesto della Pianura Padana, numerosi sono stati gli aggiornamenti nomenclaturali che hanno interessato le specie tipiche di questa formazione. Al fine di omogeneizzare le tabelle e rendere possibili i confronti nel tempo e nello spazio si è proceduto a un'accurata revisione nomenclaturale che ha interessato 130 specie, vale a dire il 36,6% della diversità complessiva indagata. Da sottolineare che in molti casi (60) si è proceduto ad una semplificazione del livello analitico delle specie riportando le forme sotto-specifiche alla specie di riferimento *sensu lato* (s.l.).

Per ogni specie è stato inoltre identificato il tipo corologico, cioè l'areale di distribuzione, e la forma biologica, informazioni utili per definire le traiettorie evolutive dell'associazione in esame e per analizzare la comunità in termini di diversità e di composizione. Il tipo corologico, in sintesi, fornisce un'indicazione del-

Tab. I. Elenco dei riferimenti utilizzati.

Autore	Anno	Codice	Area geografica	# rilievi	Rif. sintassonomico
Corbetta e Zanotti Censoni	1973-75	ZA74	Fiume Po	95	<i>Polygono-Chenopodietum</i>
Pirola e Rossetti	1974	PR74	Corso medio del Reno	10	<i>Poligono-Xanthietum italici</i>
Pirola e Rossetti	1974	PR74	Corso medio del Reno	20	<i>Poligono-Xanthietum italici</i> subassoc. <i>agrostidetosum stoloniferi</i>
De Marchi <i>et al.</i>	1976-78	DM. <i>et al.</i>	Torrente Parma	12	<i>Poligono-Xanthietum italici</i>
Biondi <i>et al.</i>	1994	B. <i>et al.</i> 94	Torrente Stirone	5	<i>Poligono-Xanthietum italici</i>
Bracco <i>et al.</i>	1983	BST84	Confluenza Po, Tanaro e Scrivia	9	<i>Poligono-Xanthietum italici</i>
Biondi e Baldoni	1990-1992	BB93	Fiume Marecchia	9	<i>Poligono-Xanthietum italici</i>
D'Auria e Zavagno	1995	DAZ95	Fiume Brembo/Adda	14	<i>Poligono-Xanthietum italici</i>
Biondi <i>et al.</i>	1994-1996	B97	Fiume Taro	8	<i>Poligono-Xanthietum italici</i>
Assini	1998	SA98	Fiume Po (Bozzole/Isola Serafini)	24	<i>Poligono-Xanthietum italici</i>
Pegazzano	1998	P99	Torrente Baganza	3	<i>Poligono-Xanthietum italici</i>
Pellizari	2006	MP06	Po ferrarese	13	<i>Poligono-Xanthietum italici</i>
Bolpagni, ined.	2009-2010	RB09-10	Fiume Po (CR/MN)	10	<i>Poligono-Xanthietum italici</i>
Bolpagni, ined.	2010	RB10	Fiume Oglio	10	<i>Poligono-Xanthietum italici</i>
Bolpagni, ined.	2011	RB11	Fiume Po (RE) e Fiume Enza	10	<i>Poligono-Xanthietum italici</i>

le preferenze ecologiche di ciascuna specie, in particolare nei confronti del clima (temperatura e fabbisogno d'acqua); la forma biologica, invece, dettaglia il portamento della pianta e le caratteristiche biologiche generali.

La nomenclatura segue Conti *et al.* (2005, 2007), per le specie alloctone si è fatto riferimento a Celesti-Grapow *et al.* (2009) e a Banfi e Galasso (2010).

RISULTATI E DISCUSSIONE

Dai 14 lavori fitosociologici analizzati sono stati estrapolati complessivamente 260 rilievi di vegetazione annuale dei greti fluviali (inquadabile nell'alleanza *Chenopodion rubri*). La diversità floristica complessiva è pari a 354 specie, 13 delle quali, essendo determinate al solo livello di genere, sono state fin da subito epurate dalla matrice "specie x sito" utilizzata per le successive analisi ecologiche (*Asperula* sp., *Barbarea* sp., *Carex* sp., *Cladophora* sp., *Cuscuta* sp., *Cyperus* sp., *Equisetum* sp., *Oenothera* sp., *Poa* sp., *Populus* sp., *Ranunculus* sp., *Salix* sp., *Verbascum* sp.). Analisi che sono state, invece, condotte considerando le sole specie frequenti. In altre parole, tutte le specie presenti in uno solo dei 14 lavori sopraccitati e con frequenze inferiori al 20% sono state escluse dall'analisi (tali specie ammontano a 226, pari al 66% della diversità complessiva iniziale).

La tabella sinottica ottenuta dalla matrice "semplificata" dei rilievi ha permesso dunque di evidenziare i *pattern* temporali della vegetazione indagata in termini di rappresentatività relativa dei corotipi, delle forme biologiche e della componente alloctona tra il 1972 e il 2011. Nel testo, per brevità, riportiamo solo uno stralcio della tabella sinottica con le specie più frequenti (solo i *taxa* campionati in almeno il 50% dei lavori; tabella II). Il contributo delle specie alloctone alla diversità è stato, infine, analizzato considerando la diversità floristica nel suo complesso, includendo pertanto anche le specie sporadiche nell'analisi.

In termini generali, si è rilevata una consistente riduzione della diversità generale dei popolamenti di *Chenopodion*: dalle 104 specie (γ -diversità) rilevate da Corbetta e Censoni-Zanotti nel 1973-75 (ZA74) si è passati alle 47 specie del 2011 (B11) (Fig. 2). Aspetto di assoluta rilevanza è la riduzione della β -diversità, di fatto comparando le comunità di greto rilevate nel periodo nei primi anni settanta del secolo scorso con quelle del periodo 2009-2011 il numero medio di specie per rilievi è diminuito, passando da 17,4 a 13,8 specie, analogamente anche il tasso di dissimilarità nella composizione specifica si è ridotto, passando da 0,86 a 0,30 (β -diversità). In altre parole le comunità diventano sempre meno diverse (l' α -diversità si riduce complessivamente nel tempo) e sempre più simili

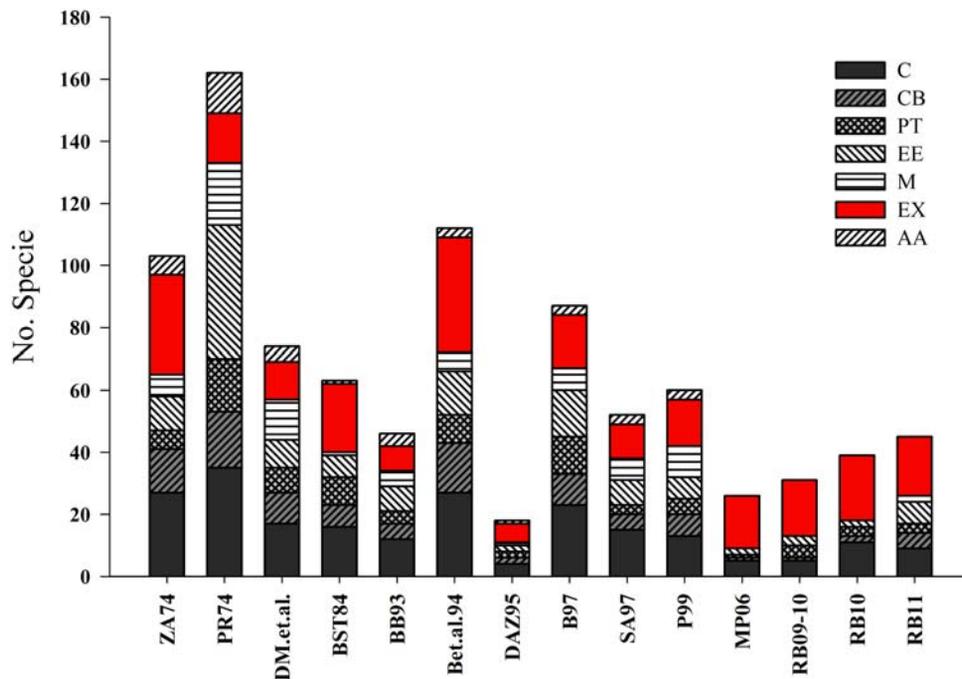


Fig. 2. Evoluzione e rappresentatività dei corotipi; C = cosmopolite, CB = circumboreali, PT = paleotemperate, EE = europee, M = mediterranee, EX = esotiche, AA = altre; in ascissa si riportano i codici dei lavori da cui sono state estratte le tabelle analizzate, riportati in ordine temporale crescente, in accordo a quanto riportato in tabella I.

Tab. II. Elenco delle specie campionate in almeno il 50% dei lavori e rappresentatività percentuale; per ogni *taxon* si riporta: la forma biologica (FB1, FB) secondo Pignatti (1982) (T = terofita, H = emicriptofita, P = fanerofita, He = elofita); per le sole specie alloctone (*versus* Celesti-Grapow *et al.*, 2009) la data presunta d'introduzione in Italia (pre-1942 = archeofite; post-1942 = neofite = Neo) SC; lo Status d'invasività = TC (Avv = avventizia, Inv = invasiva; Nat = naturalizzata); l'origine (areale distributivo nativo), OR (USA = Stati Uniti d'America; AO = Asia; Hy = ibrido).

FB1	FB	SC	TC	OR	Species	Autore	Z74	PR74	DM <i>et al.</i>	BST84	BB93	Betal.94	DAZ95	B97	SA97	P99	MP06	RB09-10	RB10	RB11
Scap	T				<i>Echinochloa crusgalli</i>		80,2	43,3	16,7	77,8	44,4	100,0	78,6	75,0	79,2	66,7	23,1	50,0	90,0	90,9
Scap	T	Neo	Inv	USA	<i>Xanthium italicum</i>		62,5	96,7	83,3	66,7	66,7	100,0	71,4	100,0	91,7	100,0	100,0	90,0	80,0	100,0
Scap	T				<i>Chenopodium album</i> s.l.		30,2	23,3	55,6	11,1	22,2	0,0	71,4	25,0	58,3	100,0	38,5	40,0	30,0	54,5
Scap	T				<i>Persicaria lapathifolia</i> s.l.		81,3	70,0	100,0	66,7	100,0	100,0	100,0	87,5	87,5	100,0	0,0	40,0	100,0	81,8
Scap	T	Neo	Inv	USA	<i>Bidens frondosa</i>		40,6	30,0	38,9	44,4	0,0	0,0	64,3	0,0	54,2	100,0	38,5	40,0	70,0	90,9
Scap	T				<i>Digitaria sanguinalis</i> s.l.		21,9	6,7	0,0	11,1	22,2	0,0	0,0	12,5	25,0	33,3	7,7	40,0	30,0	27,3
Scap	H				<i>Artemisia vulgaris</i>		17,7	80,0	61,1	22,2	44,4	20,0	92,9	0,0	37,5	100,0	0,0	0,0	0,0	27,3
Scap	T				<i>Bidens tripartita</i> s.l.		13,5	50,0	0,0	66,7	100,0	80,0	0,0	75,0	4,2	0,0	38,5	10,0	0,0	18,2
Bienn	H				<i>Daucus carota</i> s.l.		0,0	93,3	55,6	11,1	33,3	20,0	42,9	75,0	12,5	100,0	0,0	0,0	0,0	36,4
Scap	T	Neo	Inv	USA	<i>Panicum capillare</i>		21,9	0,0	0,0	22,2	0,0	20,0	0,0	37,5	4,2	66,7	15,4	10,0	20,0	54,5
Scap	T				<i>Portulaca oleracea</i> s.l.		64,6	3,3	16,7	33,3	0,0	0,0	42,9	0,0	37,5	0,0	7,7	90,0	30,0	63,6
Scap	T				<i>Solanum nigrum</i>		4,2	26,7	0,0	22,2	44,4	0,0	35,7	25,0	8,3	66,7	0,0	0,0	10,0	27,3
Scap	T	Neo	Inv	USA	<i>Erigeron canadensis</i>		10,4	30,0	0,0	11,1	33,3	0,0	28,6	0,0	16,7	0,0	38,5	10,0	0,0	45,5
Rept	T				<i>Polygonum aviculare</i> s.l.		13,5	16,7	61,1	0,0	55,6	20,0	71,4	37,5	8,3	66,7	0,0	0,0	0,0	0,0
Scap	P	Neo	Nat	Hy	<i>Populus xcanadensis</i>		0,0	80,0	22,2	0,0	44,4	0,0	42,9	50,0	12,5	66,7	23,1	0,0	40,0	0,0
Rept	T				<i>Anagallis arvensis</i> s.l.		1,0	36,7	0,0	0,0	66,7	0,0	21,4	75,0	4,2	100,0	0,0	0,0	0,0	27,3
Scap	H	Neo	Inv	AO	<i>Artemisia verlotorum</i>		13,5	20,0	0,0	11,1	0,0	20,0	14,3	50,0	37,5	0,0	0,0	0,0	10,0	0,0
Scap	T				<i>Persicaria hydropiper</i>		13,5	0,0	50,0	66,7	0,0	0,0	28,6	0,0	16,7	0,0	0,0	10,0	70,0	36,4
Caesp	P				<i>Salix alba</i>		33,3	30,0	0,0	11,1	0,0	20,0	35,7	0,0	16,7	0,0	7,7	0,0	40,0	0,0
Scap	T	Neo	Inv	AO	<i>Setaria viridis</i> s.l.		6,3	36,7	0,0	0,0	77,8	40,0	0,0	75,0	8,3	100,0	0,0	0,0	0,0	36,4
Rept	H				<i>Agrostis stolonifera</i>		12,5	50,0	50,0	44,4	0,0	0,0	57,1	12,5	12,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Scap	T	Neo	Inv	USA	<i>Amaranthus hybridus</i>		44,8	0,0	0,0	22,2	0,0	0,0	0,0	0,0	25,0	33,3	0,0	10,0	10,0	9,1
Scap	T	Neo	Inv	USA	<i>Amaranthus retroflexus</i>		41,7	20,0	55,6	0,0	33,3	0,0	64,3	12,5	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Caesp	P	Neo	Inv	USA	<i>Amorpha fruticosa</i>		1,0	0,0	0,0	11,1	0,0	0,0	14,3	0,0	8,3	0,0	15,4	10,0	0,0	27,3
Scap	H				<i>Barbarea vulgaris</i> s.l.		0,0	13,3	38,9	11,1	33,3	0,0	71,4	0,0	8,3	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0
He	He	Neo	Inv	AO	<i>Cyperus glomeratus</i>		62,5	0,0	0,0	22,2	0,0	0,0	0,0	12,5	8,3	0,0	15,4	0,0	50,0	9,1
Scap	H-He				<i>Lythrum salicaria</i>		3,1	23,3	0,0	55,6	0,0	0,0	0,0	0,0	12,5	33,3	0,0	0,0	40,0	9,1
Scap	T				<i>Medicago lupulina</i>		0,0	10,0	5,6	11,1	33,3	0,0	21,4	0,0	4,2	66,7	0,0	0,0	0,0	0,0
Scap	T				<i>Melilotus albus</i>		1,0	56,7	11,1	0,0	0,0	20,0	42,9	12,5	0,0	33,3	0,0	0,0	0,0	0,0
Ros	H				<i>Plantago lanceolata</i>		0,0	43,3	33,3	0,0	0,0	20,0	42,9	50,0	20,8	66,7	0,0	0,0	0,0	0,0
Ros	H				<i>Plantago major</i> s.l.		4,2	46,7	0,0	22,2	0,0	0,0	50,0	0,0	4,2	0,0	0,0	0,0	10,0	18,2
Scap	H				<i>Saponaria officinalis</i>		3,1	63,3	11,1	0,0	0,0	20,0	64,3	0,0	4,2	66,7	0,0	0,0	0,0	0,0
Scap	H				<i>Verbena officinalis</i>		4,2	26,7	0,0	0,0	44,4	0,0	28,6	37,5	4,2	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0

tra loro (netta riduzione di β -diversità).

L'analisi dei corotipi non ha evidenziato trend significativi nel tempo. Il rapporto tra i diversi tipi corologici rimane pressoché costante tra il 1973 e il 2011. È, tuttavia evidente una crescita percentuale della rappresentatività delle specie alloctone (evidenziate come EX in Fig. 2) che tendono ad assumere un peso sempre maggiore all'interno dei popolamenti annuali di greto. Si passa, infatti, da percentuali pari al 20% del 1973-75 al 50% del 2009-2011, con un primo picco di rappresentatività pari al 30% rilevato da Bracco e colleghi all'inizio degli anni 80 del secolo scorso (Bracco *et al.*, 1984). Tali risultati confermano la natura azonale della vegetazione fluviale, sia perenne sia annuale. Di fatto, negli ultimi decenni in Pianura Padana si è assistito all'insorgenza di cambiamenti micro-meteorologici non

trascurabili (modulazione delle deposizioni, temperature medie estive, ecc.) che però sembrano aver influenzato in modo poco significativo struttura e composizione della vegetazione fluviale. L'azonalità della vegetazione fluviale complica non poco, quindi, l'identificazione dei determinanti climatici che modulano i processi degenerativi e/o evolutivi di tali associazioni vegetali.

L'analisi delle forme biologiche (Fig. 3b) evidenzia una netta riduzione della rappresentatività delle emicriptofite (H), camefite (Ch), geofite (G) e fanerofite (P) tra il 1973 e il 2011. La tendenza alla quasi completa scomparsa di queste categorie è probabilmente dovuta a una progressiva perdita di stabilità dei letti fluviali e all'aumento della frequenza di eventi di piena catastrofica che limita l'affermazione e lo sviluppo

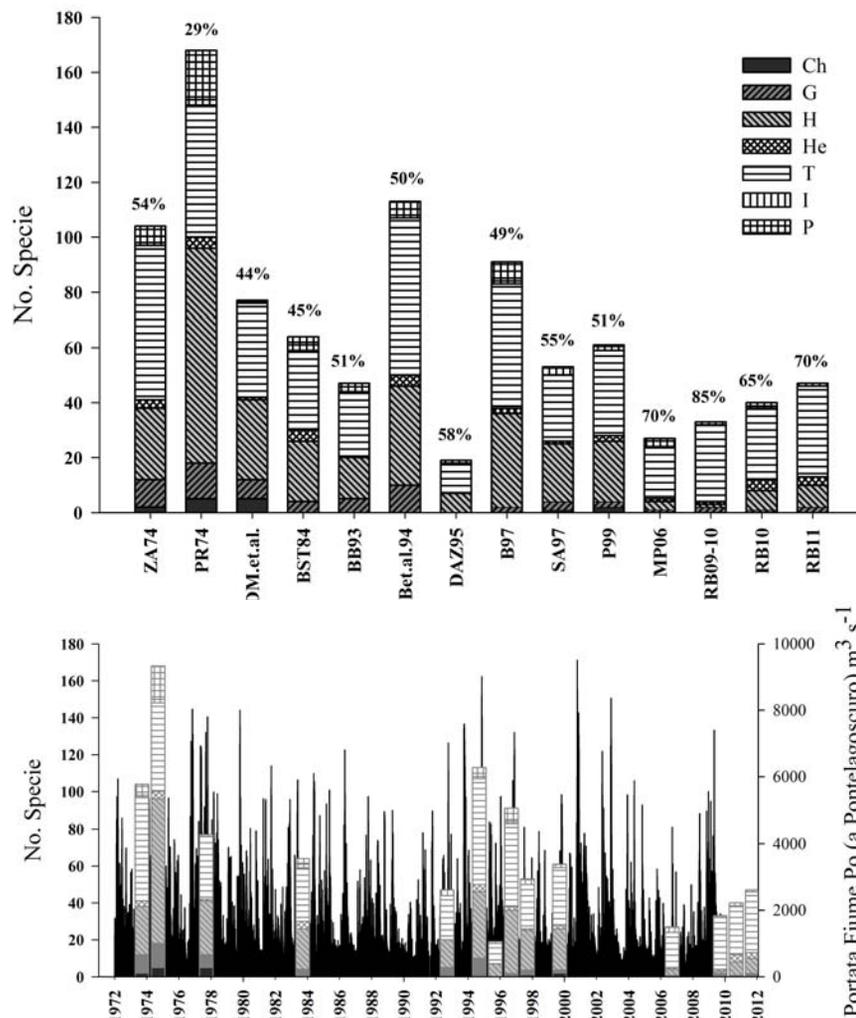


Fig. 3. a) evoluzione e rappresentatività delle forme biologiche; Ch = camefite, G = geofite, H = emicriptofite, He = elofite, T = terofite, I = idrofite, P = fanerofite; in percentuale si riporta il valore delle terofite; **b)** confronto tra spettri biologici e la portata del Fiume Po a chiusura di bacino (stazione di Pontelagoscuro); in ascissa si riportano i codici dei lavori da cui sono state estratte le tabelle analizzate, disposti in ordine temporale crescente in accordo a quanto riportato in tabella I.

delle specie perennanti. Alla riduzione delle forme perenni si contrappone un incremento della rappresentatività delle terofite (T), che passano da un iniziale 54,0% a circa il 70% nel triennio 2009-2011 (B09, B10, B11), dato tanto più significativo alla luce anche della generale riduzione della α -diversità dei popolamenti analizzati. In Figura 3b la partizione delle forme biologiche per lavoro è stata comparata con la portata oraria del Fiume Po a Pontelagoscuro per evidenziare le eventuali correlazioni. Di fatto è possibile osservare come la diversità misurata nel tempo possa essere messa in relazione alla successione temporale degli eventi di portata catastrofica: l'insorgenza di una piena determina una netta riduzione della diversità delle vegetazioni di alveo nell'anno o negli anni successivi all'evento. La vegetazione poi mostra un progressivo recupero in termini di γ -diversità nel medio periodo. In generale, l'evoluzione temporale delle portate e, quindi, degli eventi di piena ha un ruolo centrale nel modulare la successione ecologica delle vegetazioni d'alveo e il loro continuo rinnovarsi. Gli ultimi anni, infatti, come dimostrano le portate del Fiume Po alla stazione di chiusura di bacino (Pontelagoscuro, FE), sono stati caratterizzati dal susseguirsi di eventi di piena con tempi di ritorno superiori ai 50-100 anni. Il rimodellamento delle forme di fondo e dei settori laterali del

bankfull che ne è conseguito si è tradotto in un completo e continuo azzeramento delle cenosi alveali che, con ogni probabilità, ha favorito l'affermazione delle specie annuali.

In figura 4 sono riportati gli spettri di analisi della componente alloctona. Nella figura in alto è riportata la percentuale delle specie alloctone sulla diversità complessiva delle comunità. Le specie alloctone tendono ad aumentare, da un iniziale 31% al 40-50% (Fig. 4a). Nel grafico in basso, invece, al numero complessivo di specie è stato sottratto il numero delle specie sporadiche, per evidenziare la percentuale delle specie alloctone sul totale delle specie frequenti (Fig. 4b). Anche in questo caso si nota un aumento della rappresentatività percentuale delle specie alloctone, che dal 29% del 1973-75 arriva allo spesso risultato ottenuto sul totale delle specie (40-50%) nel 2011 (Fig. 4b). Ne consegue, quindi, che le alloctone non tendono solo ad aumentare in numero nel tempo ma ad affermarsi come specie costanti. In termini generali, l'estremizzazione degli eventi di piena legata ai macro-cambiamenti climatici influenza, non poco, i processi evolutivi delle formazioni di *Chenopodion rubri* e sembra in grado, almeno qualitativamente, di influenzarne i tassi di diversità (in termini negativi) e di favorire l'affermazione delle specie alloctone, spe-

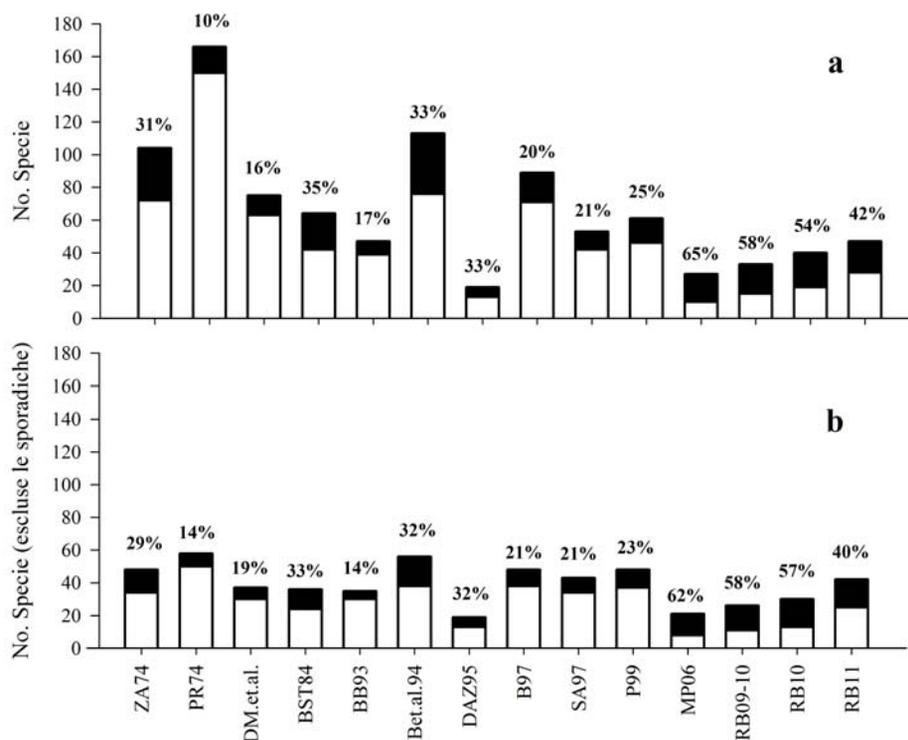


Fig. 4. Analisi dello spettro della componente alloctona; in nero si riporta, nel grafico a, l'evoluzione nel tempo della % di specie alloctone e, nel grafico b, l'evoluzione della percentuale di specie alloctone frequenti; in ascissa si riportano i codici dei lavori da cui sono state estratte le tabelle analizzate, disposti in ordine temporale crescente in accordo a quanto riportato in tabella I.

cialmente annuali. Ampia è, infatti, la letteratura che ha verificato la preferenza dei *taxa* alloctoni per gli habitat caratterizzati da una forte instabilità, e in particolare per i sistemi fluviali posti in territori fortemente artificializzati (Schmitz, 2006).

CONCLUSIONI

Ulteriori analisi si rendono necessarie per affinare il livello di indagine raggiunto nella presente tesi. In particolare, sulla base dei risultati preliminari raggiunti, risulta di interesse indagare i *pattern* temporali delle specie dominanti. A una prima valutazione, *Xanthium italicum* e *Persicaria lapathifolia* s.l. mantengono nel tempo il ruolo di specie struttura, mentre *Echinochloa crusgalli* e *Chenopodium album* mostrano una progressiva affermazione nel tempo. In generale, i dati raccolti permettono di evidenziare: 1) una consistente riduzione della diversità (sia in termini di γ - e di β -diversità) delle formazioni di *Chenopodium rubri* (dalle

104 specie del 1973-75 alle 47 specie del 2011); 2) una netta riduzione della rappresentatività delle specie perenni (Ch, G, H e P), e delle specie alloctone sporadiche; 3) un aumento della rappresentatività delle specie alloctone (in termini percentuali) sulla diversità complessiva delle comunità.

Ringraziamenti

Il presente lavoro è parte del progetto "Affidamento servizio relativo al coordinamento delle attività previste dalla misura 323 – sottomisura 1 – finalizzate ad aggiornare il quadro conoscitivo delle specie vegetali presenti nei siti della rete natura 2000 ÷ Codice CUP E34111000030006 – CIG N.2560368283" finanziato dal Regione Emilia Romagna – Servizio Parchi e Risorse forestali in seno al PSR 2007-2013. Un sentito ringraziamento va alla prof.ssa A. Zanotti per aver gentilmente fornito i rilievi originali del lavoro sulle cenosi macrofitiche del fiume Po, raccolti tra il 1973 e il 1975, e per aver rivisto criticamente il presente testo.

BIBLIOGRAFIA

- AA.VV., 1997. Lista delle unità sintassonomiche della vegetazione italiana. *Fitosociologia*, **33**: 5-257.
- AA.VV., 2001. Lista delle unità sintassonomiche della vegetazione italiana (1994-1999). *Fitosociologia*, **38** (2): 5-273.
- AA.VV., 2007. Lista delle unità sintassonomiche della vegetazione italiana (2000-2004). *Fitosociologia*, **44** (1): 5-291.
- Angeler D.G., 2007. Resurrection ecology and global climate change research in freshwater ecosystem. *Journal of the North America Benthological Society*, **26**: 12-22.
- Assini S., 1998. The alluvial vegetation of the Po River in the central-west Padana plain (Po Plain - northern Italy). *Colloques Phytosociologiques*, **28**: 333-360.
- Banfi E., Galasso G., 2010. *La flora esotica lombarda*. Regione Lombardia e Museo di Storia Naturale di Milano, Milano, 273 pp.
- Bartoli M., Viaroli P., 2006. Zone umide perifluviali: processi biogeochimici, funzioni ecologiche, problemi di gestione e conservazione. *Biologia Ambientale*, **20**: 43-54.
- Biondi E., Baldoni M., 1994. La vegetazione del fiume Marecchia (Italia Centrale). *Biogeographia*, **17**: 51-87.
- Biondi E., Vagge I., Baldoni M., Taffetani F., 1997. La vegetazione del Parco fluviale regionale del Taro (Emilia-Romagna). *Fitosociologia*, **34**: 69-110.
- Bornette G., Pujalon S., 2011. Response of aquatic plants to abiotic factors: a review. *Aquatic Sciences*, **73**: 1-14.
- Boulton A.J., 2007. Effects of drought on stream insects and its ecological consequences. Proceeding international symposium Aquatic Insects: challenges to population. Royal Entomological Society, Edinburgh.
- Bracco F., Sartori F., Terzo V., 1984. Indagine geobotanica per la valutazione di un'area della bassa padania occidentale. *Atti dell'Istituto Botanico e del Laboratorio Crittogamico dell'Università di Pavia*, **5.50 – serie 7 – 3**: 50 pp.
- 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., Lucchese 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., Gottschlich G., Grunanger P., Gubellini L., Iriti G., Lucarini D., Marchetti D., Moraldo B., Peruzzi L., Poldini L., Prosser F., Raffaelli M., Santangelo A., Scassellati 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.
- Corbetta F., Zanotti Censoni A.L., 1974. Cenosi Macrofitiche. In: *Indagine sulla qualità delle acque del fiume Po*. Istituto di Ricerca sulle Acque, Milano: 679-722.
- D'Auria G., Zavagno F., 1995. La vegetazione alveare del Fiume Brembo, alla confluenza dell'Adda, in relazione a morfologia e substrato. *Pianura, Scienze e storia dell'ambiente padano*, **7**: 5-38.
- De Marchi A., Zanotti Censoni A.L., Corbetta F., Ghetti P.F., 1979. Cenosi macrofitiche alveali del torrente Parma in rapporto a morfologia e tipologia dei sedimenti. *Ateneo Parmense, Acta Nat.*, **15**: 221-240.
- Gurnell A.M., Bertoldi W., Corenblit D., 2012. Changing river channels: The roles of hydrological processes, plants and pioneer fluvial landforms in humid temperate, mixed load, gravel bed rivers. *Earth-Science Reviews*, **111**: 129-141.
- Gurnell A.M., 2012. Fluvial geomorphology: Wood and river landscapes. *Nature Geoscience*, **5**: 93-94.
- Naldi M., Pierobon E., Tornatore F., Viaroli P., 2010. Il ruolo degli eventi di piena nella formazione e distribuzione temporale dei carichi di azoto e fosforo nel fiume Po. *Biologia Ambientale*, **24**: 59-69.
- Pegazzano A., 1999. *Il sistema delle aree golenali del torrente Baganza; analisi ambientale finalizzata ad interventi gestionali*. Tesi in Scienze Ambientali, Università degli studi di Parma, anno accademico 1997-1998.
- Pignatti S., 1982. *Flora d'Italia*. Ed agricole, Bologna, 3 vol.
- Pirola A., Rossetti A., 1974. *Polygono-Xanthietum italici* ass. nova, vegetazione di greto del corso medio del Reno (Bologna). *Notiziario Fitosociologico*, **8**: 15-27.
- Schmitz U., 2006. Increase of alien and C4 plant species in annual river bank vegetation of the River Rhine. *Phytocoenologia*, **36**: 393-402.
- Viaroli P., Azzoni R., Bolpagni R., Nonnis Marzano F., Spotorno C., 2011. I parchi fluviali essenziali per ecosistemi ed economia. *Rivista Ecoscienza*, **4**: 62-63.
- Zanchettin D., Traverso P., Tomasino M., 2008. Po River Discharges: A Preliminary Analysis of a 200-years Time Series. *Climate Change*, **89**: 411-433.

Possibili impatti del cambiamento climatico globale sulle entomocenosi dei sistemi fluviali di basso ordine[§]

Stefano Fenoglio* e Tiziano Bo

Dipartimento di Scienze e Innovazione Tecnologica, Università del Piemonte Orientale, Viale T. Michel 11 – 15121 Alessandria.

* Referente per la corrispondenza: fenoglio@unipmn.it

Pervenuto il 23.4.2014; accettato il 26.4.2014

Riassunto

I fiumi rappresentano probabilmente i sistemi ecologici che maggiormente risentono del cambiamento climatico globale. In questo contesto, i sistemi lotici di basso ordine (torrenti e piccole aste fluviali) mostrano la massima vulnerabilità. Infatti, le variazioni termiche e le alterazioni idrologiche hanno effetti più intensi nelle piccole aste fluviali piuttosto che negli ambienti potamali, caratterizzati da grandi volumi d'acqua in transito. Inoltre, le comunità degli ambienti fluviali di basso ordine sono dominate da Insetti, e specialmente da ordini particolarmente sensibili alle variazioni ambientali, generalmente stenotermi e stenossibionti, mentre i grandi ambienti fluviali presentano comunità dominate da Anellidi, Crostacei, Molluschi (oltre che da alcuni ordini di Insetti), generalmente euritermi e tolleranti alle variazioni ambientali. Le entomocenosi delle aste fluviali di basso ordine svolgono un ruolo di estrema importanza nelle dinamiche ecologiche dei sistemi lotici, utilizzando ed immettendo nelle reti trofiche acquatiche ingenti quantitativi di sostanza organica di origine terrestre, per cui una loro alterazione potrebbe avere profonde ripercussioni funzionali. In questo lavoro vengono sinteticamente riportati i potenziali impatti che direttamente (tramite innalzamento termico o alterazione idrologica) o indirettamente minacciano le entomocenosi di rii e torrenti.

PAROLE CHIAVE: cambiamento climatico / insetti acquatici / temperatura / secche / piene

Possible impacts of global climate change on low order lotic entomocoenoses

Rivers are probably the ecological systems most affected by global climate change. In this context, low order lotic systems (streams and small rivers) show the highest vulnerability. In fact, thermal variations and hydrological alterations have more intense effects in small rather than in large, potamal environment, characterized by large volumes of water in transit. In addition, communities of low order environments are dominated by insects, especially belonging to taxa that are stenothermic, stenoxybiont and particularly sensitive to environmental change, while the large riverine communities are dominated by annelids, crustaceans, molluscs (in addition to some insect orders), generally eurithermic and tolerant to environmental changes. Stream entomocoenoses play a fundamental role in the ecological dynamics of lotic systems, introducing in the aquatic food webs large amounts of organic matter of terrestrial origin, so that their alteration could have profound functional implications. In this paper, we briefly reported the potential impacts that directly (because of increased water temperatures or hydrological alterations) or indirectly threaten the insect communities of rivers and streams.

KEY WORDS: global climate change / aquatic insects / temperature / droughts / floods

INTRODUZIONE

Il cambiamento climatico globale ha originato un grande dibattito nell'ambito della biologia ambientale, stimolando ricerche che cercano essenzialmente di evidenziare o perlomeno ipotizzare quali possano essere le ricadute ecologiche di questo fenomeno in termini di perdita di biodiversità e funzionalità degli ecosistemi (Sala *et al.*, 2000; Hooper *et al.*, 2012). In questo contesto i fiumi, e particolarmente i sistemi lotici di basso e medio ordine, sono estremamente vulnerabili in quanto l'innalzamento termico globale si accompagna spesso a cospicue alterazioni del ciclo idrologico a livello locale (Arnell e Gosling, 2013). A dimostrazione di quanto detto, è stato stimato come la perdita di biodiversità nei sistemi dulciacquicoli sia stata sinora maggiore rispetto a quanto avviene in quelli marini o terrestri (Jenkins, 2003). Fenoglio *et al.* (2010) hanno pubblicato una *review* dedicata ai possibili effetti del cambiamento climatico sul biota dei sistemi acquatici, con una particolare attenzione a situazioni e casi di studio italiani. Il presente lavoro si focalizza maggiormente sulle possibili alterazioni indotte dal *global change* sulle comunità di insetti acquatici di piccoli e medi sistemi fluviali.

Le entomocenosi dei sistemi fluviali: importanza e ruolo funzionale

Dal punto di vista sistematico Oligocheti, Molluschi e Crostacei sono particolarmente importanti, come numero di taxa e densità, nelle comunità macrobentoniche degli ambienti francamente potamali, mentre gli Insetti costituiscono il gruppo dominante nei sistemi lotici di basso e medio ordine (Lancaster e Downes, 2013). Nel nostro paese, campionamenti quantitativi condotti su un arco temporale di dodici mesi rilevano, ad esempio, che nel torrente Caramagna (AL) gli Insetti rappresentano l'87% della comunità macroinvertebrata, mentre nel fiume Po a Crissolo (CN) questa percentuale sale addirittura al 96%. L'entomofauna di questi ambienti è quindi estremamente ricca e diversificata e svolge importanti funzioni ecosistemiche, oggetto di crescente interesse scientifico da oltre quattro decenni (Petersen e Cummins, 1974). Infatti, analizzando lo sviluppo longitudinale di un sistema fluviale possiamo rilevare come le aste di basso ordine abbiano generalmente una bassa produttività interna, perché l'impetuosità della corrente, l'instabilità del substrato e l'elevata ombreggiatura impediscono l'instaurarsi di una ricca comunità di organismi fotoautotrofi. Questi tratti fluviali sono quindi energeticamente eterotrofi, e dipendono in larga misura dagli input alloctoni. In questi ambienti, la comunità macrobentonica è costituita in gran parte da insetti tagliuzzatori che si nutrono di

particellato organico grossolano di origine alloctona (CPOM) e raccoglitori. L'attività di questi organismi permette di immettere nel sistema lotico un importante flusso di materia organica prodotta nei sistemi terrestri, che entrerà direttamente nelle reti trofiche locali o verrà frammentata e resa disponibile come particellato fine (FPOM) che raggiunge e supporta le reti trofiche dei tratti posti a valle (River Continuum Concept; Vannote *et al.*, 1980). Considerando l'organizzazione dendritica dei reticoli idrografici, l'enorme numero e la capillare distribuzione di rii e torrenti sul nostro territorio, è facile comprendere l'importanza fondamentale del ruolo svolto dalle entomocenosi fluviali che li popolano. Queste sono in gran parte costituite da taxa estremamente adattati, che mostrano diversi livelli di sensibilità alle alterazioni ambientali ma che in gran parte sono caratterizzati da una spiccata stenoezia. Per questo motivo il cambiamento climatico globale può avere impatti diretti ed indiretti su questo importante comparto biologico. Tra i primi si possono generalmente distinguere quelli legati all'incremento delle temperature e all'alterazione dei cicli idrologici, mentre tra i secondi ricordiamo la crescita degli impatti antropici dovuta alla minore disponibilità della risorsa acqua.

POSSIBILI IMPATTI DIRETTI LEGATI ALL'INCREMENTO TERMICO

L'acqua superficiale riceve calore direttamente dall'irraggiamento solare e indirettamente per conduzione dal terreno che attraversa. Il regime termico di un fiume è quindi legato a numerosi fattori, come il clima locale, l'ampiezza dell'alveo, la velocità della corrente, la copertura arborea, la connessione con le acque di falda, la latitudine, l'altitudine e la portata (Fig. 1) (Poole e Berman, 2001). La portata è uno degli elementi che influenzano maggiormente il regime termico di un fiume: infatti, considerando i relativi volumi d'acqua, le variazioni termiche saranno ovviamente più rapide e importanti nei piccoli piuttosto che nei grandi sistemi fluviali (Caissie, 2006). La temperatura è uno dei più importanti elementi che condizionano la vita nei fiumi, in quanto i suoi valori sono inversamente correlati con la solubilità dell'ossigeno ed inoltre influenzano la viscosità del mezzo acquoso, e quindi la sua velocità e capacità di trasporto. Dal punto di vista biologico, le variazioni termiche esercitano direttamente una profonda influenza sullo sviluppo embrionale, sul tasso di crescita, sui cicli vitali e sulla produttività degli insetti acquatici. Con il previsto incremento delle temperature delle acque fluviali si può ipotizzare che le comunità di insetti acquatici subiranno impatti che sono di seguito riasunti.

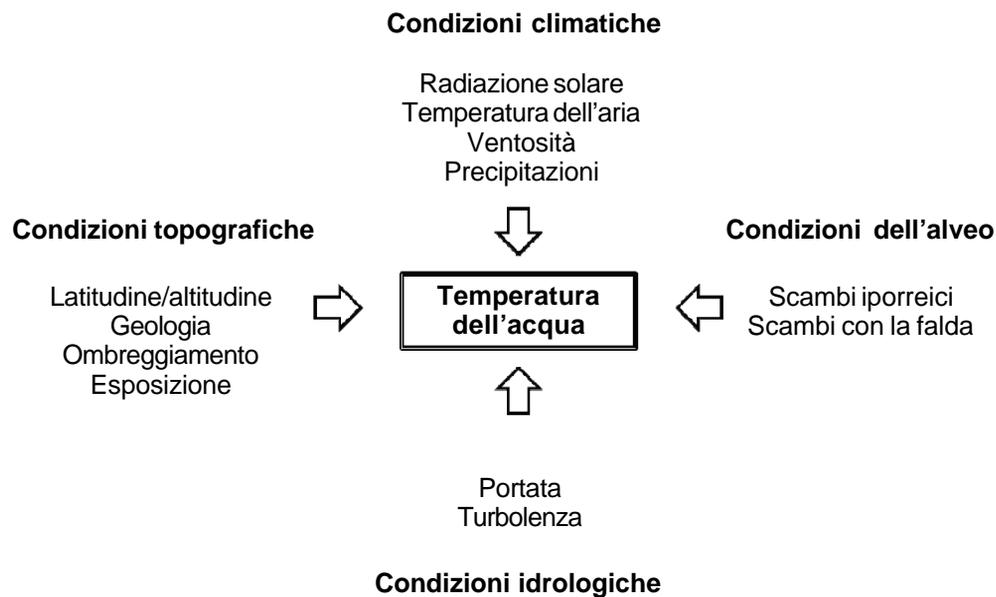


Fig. 1. Fattori che determinano la temperatura delle acque fluviali (Ridisegnato da Caissie, 2006).

Alterazione dei cicli vitali

Gli Insetti sono organismi ectotermi e pecilotermi, cioè hanno una temperatura corporea strettamente dipendente dalla temperatura esterna, al contrario degli organismi endotermi ed omeotermi come ad esempio i mammiferi. Vivendo in ambienti caratterizzati naturalmente da una elevata variabilità stagionale, gli insetti fluviali hanno evoluto adattamenti temporali che sincronizzano con precisione i principali eventi dei cicli vitali, come la deposizione delle uova, la schiusa, lo sviluppo postembrionale e lo sfarfallamento degli adulti. In questo contesto, la temperatura dell'acqua è uno dei più importanti fattori che condizionano ed influenzano la regolazione temporale dei cicli vitali. Una alterazione termica potrebbe quindi avere importanti conseguenze per numerose specie di esapodi fluviali. In primo luogo, l'incremento della temperatura delle acque ha un effetto diretto sul tasso metabolico degli organismi, incrementando la velocità dei processi biochimici e accelerando quindi la velocità di accrescimento e sviluppo degli stadi preimmaginali (Nedvĕd, 2009). Ad esempio, un effetto diretto della temperatura è stato recentemente rilevato in *Oligoneuriella rhenana* (Ephemeroptera: Oligoneuriidae): le popolazioni che vivono in ambiente appenninico crescono più rapidamente e sfarfallano prima rispetto a quelle che vivono in ambiente prealpino, probabilmente in virtù del diverso regime termico (Fenoglio *et al.*, 2005). Innalzamenti termici possono accelerare lo sviluppo pre-immaginale e quindi anticipare le date di comparsa degli adulti: Dingemanse e Kalkman (2008) hanno recentemente evidenziato

come numerose specie di Zigotteri e Anisotteri (Odonata) abbiano anticipato notevolmente il periodo di sfarfallamento negli ultimi anni, indicando l'innalzamento delle temperature come causa principale di questo fenomeno. In un interessante studio sperimentale, Hogg e Williams (1996) hanno dimostrato l'esistenza di una stretta relazione tra incremento termico e anticipo delle date di sfarfallamento e volo anche per Plecotteri Nemouridae e Tricotteri Lepidostomatidae. Questi sfasamenti nella comparsa dei diversi stadi del ciclo vitale possono causare un disaccoppiamento delle relazioni temporali esistenti tra questi organismi ed altri elementi delle comunità, la cui entità e dimensione sono ancora generalmente poco conosciuti (Visser e Both, 2005).

Migrazioni latitudinali e altitudinali

A causa dell'incremento delle temperature, numerose specie stanno espandendo il loro areale di distribuzione, in particolare colonizzando regioni che per la posizione geografica (latitudine o altezza sul livello del mare) erano in precedenza caratterizzate da climi più freddi di quelli attuali (Walther *et al.*, 2002; Root *et al.*, 2003). Uno spostamento latitudinale, con l'espansione verso le regioni boreali, è già stato rilevato per numerose specie di insetti terrestri (Parmesan *et al.*, 1999; Musolin, 2007). Pochi sono ancora i dati disponibili a questo riguardo per gli insetti acquatici, tra i quali spiccano alcuni lavori legati agli Eterotteri (Hickling *et al.*, 2006) e agli Odonati (Hickling *et al.*, 2005). Per quanto concerne lo spostamento altitudinale, la carenza di lunghe serie tempo-

rali di dati limita notevolmente la possibilità di analisi del fenomeno; tuttavia, in un interessante studio realizzato sulle Montagne Rocciose, Sheldon (2012) evidenzia un cospicuo innalzamento delle quote medie di rinvenimento di Plecotteri Perlidae (sino a 250 m) negli ultimi trenta anni. Tuttavia, è presumibile che alcuni gruppi, caratterizzati da buona capacità dispersiva (elevata durata della fase adulta e buone capacità di volo - come Odonati, alcuni Ditteri, Coleotteri ed Eterotteri), possano disperdere facilmente e colonizzare nuovi ambienti, mentre altri gruppi con scarse capacità di dispersione (per esempio con adulti pessimi volatori ed a vita breve - come Efemerotteri, Plecotteri e in parte Tricotteri) abbiano maggiori probabilità di estinguersi a causa delle variazioni climatiche. Anche l'organizzazione dendritica e gerarchica dei reticoli idrografici può costituire un'ulteriore limitazione alle possibilità di dispersione per gli insetti fluviali (Grant *et al.*, 2007).

Scomparsa dei taxa stenotermi freddi

L'incremento delle temperature può avere un diretto e nefasto effetto sulla ricchezza biologica delle entomocenosi fluviali, provocando la rarefazione e la scomparsa di numerose specie. Gli insetti acquatici (essendo pecilotermi) sono adattati a vivere in un determinato intervallo termico e variazioni anche lievi possono avere un notevole effetto su diversi processi fisiologici e metabolici, influenzando il successo riproduttivo, la longevità e addirittura la sopravvivenza delle specie più stenoterme (Giller e Malmqvist, 1998). Ad esempio, aumentando sperimentalmente la temperatura di un piccolo torrente, Hogg e Williams (1996) hanno rilevato una generale riduzione della densità e ricchezza dell'entomocenosi fluviale. Tierno de Figueroa *et al.* (2010) riportano come un generale impoverimento della plecotterofauna europea sia molto probabile nel prossimo futuro, poiché il 63% delle specie mostra una estrema stenotermia e vulnerabilità al cambiamento climatico. Numerosi autori ipotizzano che aumenteranno sia la frammentazione che l'isolamento delle popolazioni di stenotermi freddi, con il conseguente incremento delle possibilità di estinzione a livello locale (Schindler, 1997; Muhlfeld *et al.*, 2011).

POSSIBILI IMPATTI DIRETTI LEGATI ALLE ALTERAZIONI IDROLOGICHE

Numerosi modelli idroclimatici predicono che, nel prossimo futuro, si verificherà nei fiumi europei un generale decremento delle portate medie, con l'incremento di eventi estremi quali le piene o le secche (Feyen *et al.*, 2012). Zanchettin *et al.* (2008) riportano come negli ultimi decenni la frequenza dei fenome-

ni estremi sia aumentata nel Po, dove i periodi di secca sono divenuti sempre più comuni e prolungati. I recenti mutamenti climatici, sommati all'eccessiva e capillare artificializzazione dei sistemi fluviali e al drastico incremento delle captazioni idriche, hanno fatto sì che numerosi fiumi, naturalmente non interessati dal fenomeno della secca estiva, presentino oramai usualmente questo fenomeno. A questo proposito occorre ricordare che la scomparsa dell'acqua dai fiumi nei mesi più caldi è un fenomeno abbastanza usuale in alcune regioni geografiche, tanto che in determinate aree (ad esempio in Nord Africa) si parla comunemente di *intermittent streams*. In Italia esempi di questa tipologia fluviale sono le fiumare calabre, caratterizzate da portate discontinue a seconda delle stagioni e da secche estive che possono generalmente protrarsi da tre a cinque mesi (Cattaneo *et al.*, 2006). In questi ambienti naturalmente intermittenti le comunità macrobentoniche mostrano un'elevata resilienza agli eventi di secca (Fonnesu *et al.*, 2005; López-Rodríguez *et al.*, 2009a,b), in quanto le diverse specie hanno evoluto meccanismi per superare i momenti di maggiore criticità idrica. Purtroppo, l'instaurarsi di periodi di carenza o scomparsa delle acque superficiali in sistemi lotici naturalmente perenni produce un drammatico impatto sulle cenosi macrobentoniche di tali ambienti, che non sono evolutivamente adattate a questo pattern idrologico. Gli organismi dei fiumi perenni del nostro paese hanno infatti caratteristiche che li rendono spesso particolarmente sensibili alle alterazioni idrologiche, tra cui mancanza di stadi quiescenti, dimensioni medio-grandi, impossibilità di utilizzare rifugi quali la fascia iporreica, cicli vitali che possono anche essere relativamente lunghi, dispersione in parte o in prevalenza acquatica. In questo contesto, il nostro gruppo ha realizzato uno studio nel tratto pedemontano del fiume Po, che risulta interessato da secche più o meno prolungate ogni estate (Fenoglio *et al.*, 2007). In questo ambiente sono state analizzate le comunità macrobentoniche di quattro stazioni, distanti tra loro pochi chilometri ma sottoposte ad una diversa intensità e frequenza dei periodi di secca. Esaminando centinaia di campioni per oltre un anno è risultato evidente come esista una netta relazione tra la durata del periodo di secca e la composizione e ricchezza tassonomica delle comunità biologiche. Le stazioni a monte, in cui l'acqua è stata sempre (o quasi sempre) presente, ospitano comunità ben strutturate, mentre la stazione più a valle, in cui l'acqua manca per interi mesi, presenta una comunità povera e banalizzata. La capacità di recupero delle comunità sembra quindi inversamente proporzionale alla durata del periodo in cui l'acqua è assente: con l'intensificarsi delle secche la maggior parte dei taxa

scompare e le comunità risultano dominate da pochi gruppi estremamente tolleranti e con elevata capacità dispersiva. In generale, gli effetti delle magre e delle secche sulle cenosi biologiche possono essere diretti ed indiretti. Tra i principali effetti diretti ricordiamo la perdita di microhabitat e di connettività tra diversi tratti del fiume, mentre tra gli effetti indiretti il deterioramento delle condizioni chimico-fisiche dell'acqua (portate minori significano spesso acque più calde e quindi meno ossigenate), l'alterazione della struttura trofica e l'inasprirsi delle interazioni interspecifiche quali l'aumento della competizione e della predazione (Gagnon *et al.*, 2004; Golladay *et al.*, 2004).

All'opposta estremità degli eventi idrologici si situano le piene, cioè gli intensi e rapidi aumenti delle portate. Anche in questo caso, il mutamento climatico e la diffusa alterazione morfo-idrologica del nostro reticolo fluviale hanno acuitizzato la potenza distruttiva delle piene (Brunetti *et al.*, 2004; Surian e Rinaldi, 2004), facendo diminuire al contempo la capacità di recupero naturale degli ecosistemi acquatici. I fenomeni di piena sono caratterizzati dall'inasprimento delle dinamiche erosive, dall'aumento del carico trasportato, dall'abrasione dei substrati, dallo stravolgimento del ciclo di sedimentazione e dalla distruzione di molti microhabitat. Le alluvioni attualmente provocano gravi scompensi nella composizione e nella struttura delle cenosi bentoniche, la cui

entità e importanza sono pressoché sconosciute. In alcuni studi condotti sull'alluvione che ha devastato il Piemonte meridionale nel 1994 è emerso come l'effetto delle piene sulle comunità fluviali sia indubbiamente legato alla tipologia, alle dimensioni e al grado di antropizzazione dell'asta fluviale (Battezzore *et al.*, 1997; Ferrari *et al.*, 1998; Fenoglio *et al.*, 2003).

Possibili impatti indiretti

Il cambiamento climatico globale colpisce indirettamente i biota fluviali in quanto provoca una profonda alterazione nella disponibilità e nella qualità di una risorsa fondamentale come l'acqua dolce. L'estremizzazione delle precipitazioni e l'aumento termico, unitamente all'incremento demografico e alla crescente antropizzazione del territorio, hanno numerose e potenzialmente pericolose conseguenze; in primo luogo, si registra un aumento nel numero di dighe ed invasi, ritenuti sempre più necessari per gestire la disponibilità idrica per usi irrigui ma anche potabili (Watts *et al.*, 2011). Inoltre, l'alterazione delle precipitazioni incrementa gli emungimenti e le captazioni, diminuendo ulteriormente le portate e frammentando sempre più i reticoli idrografici. Infine, le diminuzioni dei volumi d'acqua unitamente alle variazioni termiche possono far incrementare le alterazioni di tipo chimico-fisico, cioè il cosiddetto inquinamento delle

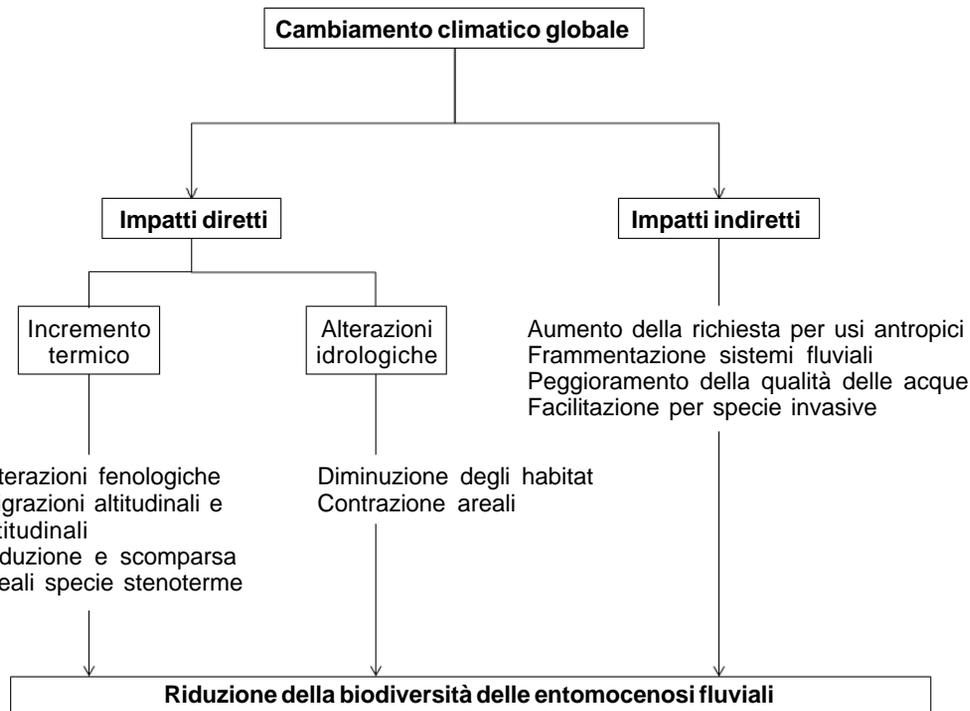


Fig. 2. Impatti diretti e indiretti del riscaldamento globale sugli ecosistemi fluviali (Ridisegnato da Fenoglio e Bo, 2009).



Fig. 3. Probabile effetto selettivo del cambiamento climatico sulle entomocenosi fluviali in base alle caratteristiche biologiche ed ecologiche dei diversi taxa (freccia rivolta in basso= impatto negativo, freccia rivolta in alto= impatto positivo).

acque superficiali (Delpla *et al.*, 2009). Infine, il cambiamento climatico rende le nostre acque interne facilmente colonizzabili da parte di numerose specie aliene, che possono avere effetti nefasti sulle comunità autoctone. Gherardi *et al.* (2007) riportano che oltre cento specie aliene popolano ormai le nostre acque interne, con un tendenza all'incremento nei prossimi anni.

CONCLUSIONI

Esistono numerose evidenze del fatto che il clima della nostra penisola stia rapidamente cambiando, con un marcato incremento delle temperature minime (Bartolini *et al.*, 2008) ed una estremizzazione delle precipitazioni (Brunetti *et al.*, 2004). I sistemi lotici del nostro paese, per la posizione geografica e la presenza di una elevatissima diversità geomorfologica, ospitano una enorme diversità biologica (Tierno de Figueroa *et al.*, 2012). Quali possano essere gli effetti di questo cambiamento sul biota dei sistemi fluviali, ed in particolare sulle entomocenosi di torrenti e piccoli fiumi, è cosa difficile da definire (Fig. 2). Il cambiamento climatico probabilmente sta pro-

vocando una complessa serie di trasformazioni a livello biologico ed ecologico, selezionando all'interno delle comunità taxa che, per le loro caratteristiche ecologiche e biologiche, verranno sfavoriti ed altri che al contrario potranno addirittura essere avvantaggiati (Fig. 3). È molto probabile, in questo contesto, una riduzione della biodiversità complessiva, con la scomparsa dei taxa stenotermini freddi e meno resilienti e l'espansione dei taxa più euritermi e tolleranti. Considerato il ruolo fondamentale svolto dalle entomocenosi nelle reti trofiche fluviali, tutto questo può tradursi in una profonda alterazione funzionale degli ambienti lotici. In questo contesto è auspicabile un incremento delle conoscenze di base sulla biologia e l'autoecologia degli insetti fluviali del nostro paese, purtroppo sinora ancora incomplete e frammentarie.

Ringraziamenti

Desideriamo ringraziare P. Viaroli per averci invitato a collaborare a questo numero di *Biologia Ambientale* e per i preziosi consigli.

BIBLIOGRAFIA

- Arnell N.W., Gosling S.N., 2013. The impacts of climate change on river flow regimes at the global scale. *Journal of Hydrology*, **486**: 351-364.
- Bartolini G., Morabito M., Crisci A., Grifoni D., Torrigiani T., Petralli M., Maracchi G., Orlandini S. 2008. Recent trends in Tuscany (Italy) summer temperature and indices of extremes. *International Journal of Climatology*, **28**: 1751-1760.
- Battegazzore M., Galli R., Paoletti A., Rossaro B., 1997. Valutazione della qualità dell'acqua del Fiume Tanaro con le comunità di macroinvertebrati bentonici. *Acqua Aria*, **7**: 115-117.
- Brunetti M., Buffoni L., Mangianti F., Maugeri M., Nanni T. 2004. Temperature, precipitation and extreme events during the last century in Italy. *Global and Planetary Change*, **40**: 141-149.
- Caissie D., 2006. The thermal regime of rivers: a review. *Freshwater Biology*, **51**: 1389-1406.
- Cattaneo A., Salmoiraghi G., Gazzera S., 2006. The Rivers of Italy. In: *River and Streams ecosystems of the world*. University of California press, Berkeley. pp. 385-416.
- Delpla I., Jung A.V., Baures E., Clement M., Thomas O., 2009. Impacts of climate change on surface water quality in relation to drinking water production. *Environment International*, **35**: 1225-1233.
- Dingemans N.J., Kalkman V.J., 2008. Changing temperature regimes have advanced the phenology of Odonata in the Netherlands. *Ecological Entomology*, **33**: 394-402.
- Fenoglio S., Battegazzore M., Morisi A., 2003. Alluvioni e comunità macrobentoniche: una panoramica complessiva ed alcuni casi di studio in Piemonte. *Pianura*, **17**: 199-206.
- Fenoglio S., Bo T., Battegazzore M., Morisi A., 2005. Growth of *Oligoneuriella rhenana* (Imhoff, 1852) (Ephemeroptera: Oligoneuriidae) in two rivers with contrasting temperatures in NW Italy. *Zoological Studies*, **44**: 271-274.
- Fenoglio S., Bo T., Cucco M., Malacarne G., 2007. Response of benthic invertebrate assemblages to varying drought conditions in the Po river (NW Italy). *Italian Journal of Zoology*, **74**: 191-201.
- Fenoglio S., Bo T., 2009. *Lineamenti di Ecologia Fluviale*. Città Studi/DeAgostini Scuola, Novara. 252 pp.
- Fenoglio S., Bo T., Cucco M., Mercalli L., Malacarne G., 2010. Effects of global climate change on freshwater biota: A review with special emphasis on the Italian situation. *Italian Journal of Zoology*, **77**: 374-383
- Ferrari S., Benedetti S., Bottino A., Cirio M.C., Morisi A., 1998. *Effetti dell'alluvione del novembre 1994 sulle biocenosi a macroinvertebrati: il caso del Tanaro e del Belbo*. Collana Ambiente 12. Regione Piemonte, Torino, 61 pp.
- Feyen L., Dankers R., Bódis K., Salamon P., Barredo J. I., 2012. Fluvial flood risk in Europe in present and future climates. *Climatic change*, **112**: 47-62.
- Fonnesu A., Sabetta L., Basset A., 2005. Factors affecting macroinvertebrate distribution in a Mediterranean intermittent stream. *Journal of Freshwater Ecology*, **20**: 641-47.
- Gagnon P.M., Golladay S. W., Michener W.K., Freeman M.C., 2004. Drought responses of freshwater mussels (Unionidae) in coastal plain tributaries of the Flint river basin, Georgia. *Journal of Freshwater Ecology*, **19**: 667-680.
- Gherardi F., Bertolino S., Bodon M., Casellato S., Cianfanelli S., Ferraguti M., Lori E., Mura G., Nocita A., Riccardi N., Rossetti G., Rota E., Scalera R., Zerunian S., Tricarico E., 2007. Animal xenodiversity in Italian inland waters: distribution, modes of arrival, and pathways. *Biological Invasions*, **10**: 435-454.
- Giller P., Malmqvist B., 1998. *The Biology of Streams and Rivers*. Biology of Habitats Series. Oxford University Press, Oxford, 296 pp.
- Golladay S.W., Gagnon P., Kearns M., Battle J.M., Hicks D.W., 2004. Response of freshwater mussel assemblages (Bivalvia: Unionidae) to a record drought in the Gulf Coastal Plain of southwestern Georgia. *Journal of the North American Benthological Society*, **23**: 494-506.
- Grant E.H.C., Lowe W.H., Fagan W.F., 2007. Living in the branches: population and ecological processes in dendritic networks. *Ecology Letters*, **10**: 165-175.
- Hickling R., Roy D.B., Hill J.K., Fox R., Thomas C.D., 2006. The distributions of a wide range of taxonomic groups are expanding polewards. *Global Change Biology*, **12**: 450-455.
- Hickling R., Roy D.B., Hill J.K., Thomas C.D., 2005. A northward shift of range margins in British Odonata. *Global Change Biology*, **11**: 502-506.
- Hogg I.D., Williams D.D., 1996. Response of stream invertebrates to a global-warming thermal regime: an ecosystem-level manipulation. *Ecology*, **77**: 395-407.
- Hooper D.U., Adair E.C., Cardinale B.J., Byrnes J.E., Hungate B.A., Matulich K.L., O'Connor M.I., 2012. A global synthesis reveals biodiversity loss as a major driver of ecosystem change. *Nature*, **486**: 105-108.
- Jenkins M., 2003. Prospects for biodiversity. *Science*, **302**: 1175-1177.
- Lancaster L., Downes B.J., 2013. *Aquatic Entomology*. Oxford University Press, Oxford, 296 pp.
- López-Rodríguez M.J., Tierno de Figueroa J.M., Alba-Tercedor J., 2009a. The life history of *Serratella ignita* (Poda, 1761) (Insecta: Ephemeroptera) in a temporary and permanent Mediterranean stream. *Aquatic Sciences*, **71**: 179-188.
- López-Rodríguez M.J., Tierno de Figueroa J.M., Fenoglio S., Bo T., Alba-Tercedor J., 2009b. Life strategies of three Perlodidae species (Plecoptera) in a Mediterranean seasonal stream in southern Europe. *Journal of the North American Benthological Society*, **28**: 611-625.
- Muhlfeld C.C., Giersch J.J., Hauer F.R., Pederson G.T., Luikart G., Peterson D.P., Downs C. C., Fagre D.B., 2011. Climate change links fate of glaciers and an endemic alpine invertebrate. *Climatic Change Letters*, **106**: 337-345.
- Musolin D.L., 2007. Insects in a warmer world: ecological, physiological and life history responses of true bugs (He-

- teroptera) to climate change. *Global Change Biology*, **13**: 1565-1585.
- Nedvěd O., 2009. Temperature, effects on development and growth. In: Resh V.H., Cardé R.T. (eds.), *Encyclopedia of Insects*, 2nd edition. Academic Press, Burlington. 990-993 pp.
- Parmesan C., Ryrholm N., Stefanescu C., Hill J.K., Thomas C.D., 1999. Poleward shifts in geographical ranges of butterfly species associated with regional warming. *Nature*, **399**: 579-83
- Petersen R.C., Cummins K.W., 1974. Leaf processing in a woodland stream. *Freshwater Biology*, **4**: 343-368.
- Poole G.C., Berman C.H., 2001. An ecological perspective on in-stream temperature: Natural heat dynamics and mechanisms of human-caused thermal degradation. *Environmental management*, **27**: 787-802.
- Root T.L., Price J.T., Hall K.R., Schneider S.H., Rosenzweig C., Pounds J.A., 2003. Fingerprints of global warming on wild animals and plants. *Nature*, **421**: 57-60.
- Sala O.E., Chapin F.S., Armesto J.J., Berlow E., Bloomfield J., Dirzo R., Wall D.H., 2000. Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science*, **287**: 1770-1774.
- Schindler D.W., 1997. Widespread effects of climatic warming on freshwater ecosystems in North America. *Hydrological Processes*, **11**: 1043-1067.
- Sheldon A.L., 2012. Possible climate-induced shift of stoneflies in a southern Appalachian catchment. *Freshwater Science*, **31**: 765-774.
- Surian N., Rinaldi M. 2004. Channel adjustments in response to human alteration of sediment fluxes: examples from Italian rivers. *IAHS publication*, **288**: 276-282.
- Tierno de Figueroa J.M., López-Rodríguez M.J., Lorenz A., Graf W., Schmidt-Kloiber A., Hering D., 2010. Vulnerable taxa of European Plecoptera (Insecta) in the context of climate change. *Biodiversity and conservation*, **19**: 1269-1277.
- Tierno de Figueroa J.M., López-Rodríguez M.J., Fenoglio S., Sánchez-Castillo P., Fochetti R., 2012. Freshwater biodiversity in the rivers of the Mediterranean Basin. *Hydrobiologia*, **719**: 137-186
- Vannote R.L., Minshall G.W., Cummins K.W., Sedell J.R., Cushing C.E., 1980. The river continuum concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **37**: 130-137.
- Visser M.E., Both C., 2005. Shifts in phenology due to global climate change: the need for a yardstick. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, **272**: 2561-2569.
- Walther G.R., Post E., Convey P., Menzel A., Parmesan C., Beebee T.J., Bairlein F., 2002. Ecological responses to recent climate change. *Nature*, **416**: 389-395.
- Watts R.J., Richter B.D., Opperman J.J., Bowmer K.H., 2011. Dam reoperation in an era of climate change. *Marine and Freshwater Research*, **62**: 321-327.
- Zanchettin D., Traverso P., Tomasino M. 2008. Po River discharges: A preliminary analysis of a 200-year time series. *Climate Change*, **89**: 411-433.

La fauna ittica dei corsi d'acqua appenninici in relazione alle variazioni del regime delle deposizioni umide[§]

Massimo Lorenzoni^{1*}, Raffaele Barocco¹, Antonella Carosi¹,
Giannetto Daniela¹, Laura Pompei¹

1 Dipartimento di Biologia Cellulare e Ambientale, Sezione di Biologia Animale ed Ecologia, Università di Perugia - 06100 Perugia.

* *Referente per la corrispondenza: lorenzon@unipg.it*

Pervenuto l'8.2.2014; accettato il 19.3.2014

Riassunto

Alcune ricerche indicano come i cambiamenti climatici possano rappresentare nei prossimi anni la principale minaccia per la biodiversità anche negli ecosistemi lotici. I corsi d'acqua appenninici risultano particolarmente importanti per la conservazione della biodiversità ittica in Italia e questo a causa della presenza di un numero molto elevato di specie endemiche che si caratterizzano anche per possedere areali particolarmente ristretti e frammentati. L'importanza che dal punto di vista della conservazione rivestono i corsi d'acqua appenninici può essere desunta dalle specie che rientrano nelle categorie a maggior rischio di estinzione per la Lista Rossa dei vertebrati italiani che raggiungono la percentuale del 54% in Umbria e del 51% nelle Marche. Le implicazioni biologiche dei cambiamenti climatici, oltre a modifiche di tipo fisiologico, includono lo spostamento verso monte dell'habitat termico per molte specie e la riduzione dell'habitat fisico causato dalla diminuzione estiva delle portate: è presumibile che i cambiamenti climatici aggravino le restrizioni ambientali soprattutto nelle specie che vivono ai limiti del proprio areale, nelle popolazioni frammentate e circoscritte a limitati rifugi. La presenza di altri fattori di impatto antropico, quali prelievi idrici eccessivi, presenza di specie esotiche, degrado della qualità dell'acqua, frammentazione della continuità fluviale, può indurre ulteriori conseguenze negative sulla fauna ittica, che si sovrappongono ai cambiamenti climatici e che rendono gli esiti futuri particolarmente incerti.

PAROLE CHIAVE: Appennino / fauna ittica / introduzione di specie esotiche / deflusso minimo vitale

The fish fauna of the Apennine streams related to changes in the regime of wet depositions

Some researches state that climate changes could represent the main threat to biodiversity even in lotic ecosystems in the next years. Apennine streams are particularly important for conservation of fish biodiversity in Italy due to the presence of a very large number of endemic species having very limited and fragmented range of distribution. The importance of Apennine streams for the conservation purpose, can be deduced from the species included in the categories most at risk of extinction for the Italian Red List of Vertebrates reaching the rate of 54% in Umbria and 51% in the Marche. The biological implications of climate changes, as well as physiological modifications, include the moving upstream of heat-habitat for many species and the reduction of physical habitat caused by the reduction of summer water flow: presumably climate changes will worsen the environmental restrictions above all in species living on the edge of their range, in fragmented populations and restricted to limited shelters. Other factors of human impact, such as unsustainably water withdrawals, the presence of exotic species, worsening of water quality, fragmentation of river continuity can also induce negative effects on fish fauna, which overlap with climate change and making the future outcomes particularly uncertain.

KEY WORDS: Apennine / fish fauna / introduction of exotic species / Minimum Vital Flow

INTRODUZIONE

La capacità di prevedere gli scenari futuri sta assumendo un ruolo sempre più importante nel supportare lo sviluppo di strategie in grado di ridurre gli impatti del cambiamento climatico sulla biodiversità (Bellard *et al.*, 2012). Anche se non vi è evidenza di estinzioni già

causate dal riscaldamento globale, alcune ricerche indicano come tale fenomeno possa rappresentare nei prossimi anni la principale minaccia per le biocenosi acquatiche (Pereira *et al.*, 2010).

I cambiamenti climatici sono destinati a peggiorare

§ Insetto speciale *Stato attuale e tendenze evolutive negli ecosistemi di acque interne e di transizione in Italia*, a cura di Pierluigi Viaroli

le particolari condizioni (temperature elevate, instabilità idrologica, periodo secco particolarmente lungo, variabilità delle condizioni ecologiche) che caratterizzano i corsi d'acqua della regione del Mediterraneo, una zona già particolarmente vulnerabile alle variazioni climatiche e alla ridotta disponibilità di acqua (Giorgi e Lionello, 2008). I modelli climatici prevedono per tali aree variazioni interannuali più pronunciate in estate ed eventi più frequenti di temperature particolarmente elevate (Almodovar *et al.*, 2012). Le implicazioni biologiche, oltre a cambiamenti di tipo fisiologico (Bellard *et al.*, 2012), includono lo spostamento verso monte dell'habitat termico per molte specie e la riduzione dell'habitat fisico causato dalla diminuzione estiva delle portate (Isaac *et al.*, 2012): è presumibile che i cambiamenti climatici aggravino le restrizioni ambientali soprattutto nelle specie che vivono ai limiti del proprio areale (Almodovar *et al.*, 2012), nelle popolazioni frammentate e in quelle circoscritte a rifugi limitati (Isaac *et al.*, 2012). Esiste, quindi, un urgente bisogno di migliorare la nostra comprensione degli effetti che i cambiamenti climatici potranno avere sulla componente ittica in questi ambienti caratterizzati da tale elevata specificità.

CARATTERISTICHE IDROLOGICHE DEI FIUMI DELL'APPENNINO CENTRO-MERIDIONALE

I corsi d'acqua appenninici sono generalmente caratterizzati da regimi idrologici fortemente dipendenti dalle precipitazioni atmosferiche, contraddistinti dalla presenza di piene anche di notevole entità massimamente concentrate in autunno-inverno, alle quali si contrappongono portate estive molto scarse o addirittura nulle. Ciò in relazione al clima e alla natura geologica dell'area che è caratterizzata principalmente da rocce a bassa permeabilità, nelle quali la trasformazione delle precipitazioni in deflusso è piuttosto rapida (Cambi *et al.*, 2003). Si scostano da questo schema alcuni fiumi (es. Aterno-Pescara, Sele, Volturno, Liri-Garigliano, Velino, Nera, Clitunno) i cui bacini imbriferi, essendo costituiti da litologie carbonatiche a elevata permeabilità, garantiscono un'alimentazione sorgiva più regolare e costante.

La forte dipendenza della portata dalle precipitazioni e i bacini imbriferi di limitate dimensioni rendono i corsi d'acqua appenninici particolarmente vulnerabili alle alterazioni del regime climatico, con dirette ripercussioni sulla loro idrologia e sulle caratteristiche termiche e chimiche delle acque, già compromesse dalle pratiche di sfruttamento della risorsa idrica e dai fenomeni di inquinamento. La tendenza alla diminuzione delle precipitazioni e l'aumento della temperatura media previste dai modelli climatici per l'Italia centro-

meridionale deve essere ragionevolmente correlata ad una diminuzione delle piogge efficaci e, pertanto, alla portata media dei sistemi idrici superficiali e sotterranei (Cambi e Dragoni, 2000; Cambi *et al.*, 2003). L'analisi dei dati di portata di alcuni sistemi idrogeologici dell'Italia centrale mostra una chiara tendenza negativa, anche se non è sempre facile definire in quale proporzione tale trend sia da mettere in relazione ai cambiamenti climatici o al sovra-sfruttamento antropico della risorsa (Pavanelli, 2011). La stessa tendenza è stata tuttavia osservata nelle ultime decadi anche in sorgenti collocate in aree montane che possono essere considerate non influenzate dalle attività umane (Cambi e Dragoni, 2000). È stata prevista l'esacerbazione delle caratteristiche torrentizie per i corsi d'acqua appenninici con un'intensificazione dei fenomeni estremi e, in estate, una riduzione della portata, un aumento della temperatura dell'acqua, una riduzione della velocità di corrente, una diminuzione della concentrazione di ossigeno e un maggior degrado della qualità dell'acqua, conseguente alla minore diluizione dei carichi inquinanti.

CARATTERISTICHE ITTIOFAUNISTICHE DEI FIUMI DELL'APPENNINO CENTRO-MERIDIONALE

Dal punto di vista faunistico i corsi d'acqua appenninici sono particolarmente ricchi di endemismi, molti dei quali considerati a rischio di estinzione dall'Unione Internazionale della Conservazione della Natura (IUCN, 2012). In Italia i pesci ossei presentano la percentuale più alta di specie a rischio di estinzione fra tutte le classi di vertebrati: il 48% contro il 28% del totale dei vertebrati (Rondinini *et al.*, 2013).

Sempre per quanto riguarda la fauna ittica, gli opposti versanti dell'Appennino centrale ospitano complessi faunistici parzialmente diversificati fra loro (Bianco, 1993; Zerunian, 2002): i bacini della parte meridionale del versante adriatico e tutti quelli tirrenici appartengono al distretto ittico-faunistico Italico-Peninsulare, mentre le Marche costituiscono la parte più a sud del distretto Padano-Veneto (Fig. 1). La zona tirrenica di Umbria, Toscana e Lazio (distretto Tosco-Laziale) (Bianco, 1987) può essere considerata una parte del distretto Italico-Peninsulare particolarmente ricca di endemismi a limitata distribuzione (Kottelat e Freyhof, 2007). Inoltre, alcune specie ittiche, come ad esempio *Scardinius scardafa* (Bonaparte, 1837) e *Cobitis zandreae* Cavicchioli, 1965, sono ancora poco note e le conoscenze su tali *taxa* andrebbero sicuramente approfondite (Zerunian, 2013).

L'importanza che dal punto di vista della conservazione rivestono i corsi d'acqua appenninici può essere desunta dai grafici delle figure 2 e 3, che riportano la

ripartizione percentuale nelle categorie di rischio di Osteitti e Agnati autoctoni dell'Umbria e delle Marche secondo quanto indicato nella Lista Rossa dei vertebrati italiani (Rondinini *et al.*, 2013); la composizione faunistica delle due regioni è stata tratta dai dati delle relative Carte Ittiche (Lorenzoni *et al.*, 2010; Lorenzoni e Esposito, 2011). In Umbria le specie che rientrano nelle categorie a maggior rischio di estinzione (vulnerabili VU, in pericolo EN e in pericolo critico CR)



Fig. 1. Distretti ittiogeografici italiani.

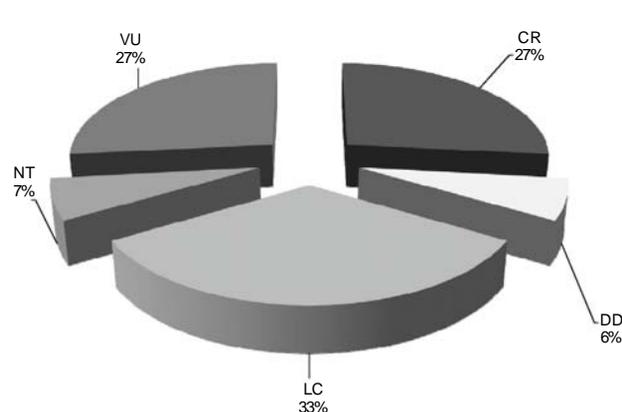


Fig. 2. Ripartizione percentuale nelle categorie di rischio di estinzione di Osteitti e Agnati autoctoni dell'Umbria (CR: Critically Endangered; VU: Vulnerable; NT: Near Threatened; LC: Least Concern; DD: Data Deficient).

assommano al 54% del totale, delle quali il 27% risultano in pericolo critico (Fig. 2), valori che nelle Marche sono pari rispettivamente al 51% e al 17% (Fig. 3).

Fra le specie considerate a rischio critico di estinzione bisogna annoverare la trota fario di ceppo mediterraneo, presente in Appennino con alcune popolazioni residue che popolano soprattutto i corsi d'acqua sui substrati geologici calcarei (Splendiani *et al.*, 2013), altamente permeabili e in grado di attivare una ricca e costante circolazione idrica sotterranea. I salmonidi mostrano in Italia un elevato grado di differenziazione genetica (Caputo *et al.*, 2004; Splendiani *et al.*, 2006) e le caratteristiche di molte popolazioni, soprattutto della parte meridionale della penisola, sono ancora poco studiate (Zanetti, 2013). Tali popolazioni, già minacciate dall'introggressione con trote di ceppo atlantico utilizzate nei ripopolamenti, risultano a rischio anche a causa dell'elevata frammentazione che le caratterizza (Splendiani *et al.*, 2013): la ridotta possibilità di scambio degli individui fra i vari demi tramite immigrazione ed emigrazione, aumenta infatti le probabilità di estinzione locale.

L'Italia centrale rappresenta l'estremo limite meridionale dell'areale dello scazone *Cottus gobio* Linnaeus, 1758 (Kottelat e Freyhof, 2007), che è presente con un limitato numero di nuclei isolati fra di loro e caratterizzati da densità poco elevate (Lorenzoni e Esposito, 2011).

Le biocenosi dei corsi d'acqua presenti su substrati sedimentari, altamente impermeabili, e i tratti collinari dei fiumi appenninici sono composte soprattutto da ciprinidi reofili tipici della zona del barbo, quali *Barbus tyberinus* Bonaparte, 1839, *Squalius squalus* (Bonaparte, 1837), *Rutilus rubilio* (Bonaparte, 1837), *Telestes muticellus* (Bonaparte, 1837); essi rappresentano le specie tipiche che popolano tali settori fluviali nel

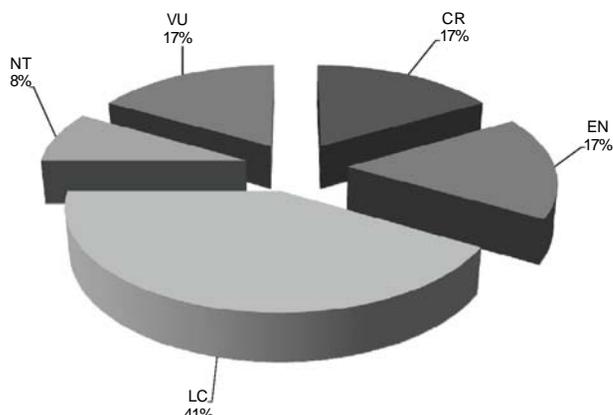


Fig. 3. Ripartizione percentuale nelle categorie di rischio di estinzione di Osteitti e Agnati autoctoni delle Marche (CR: Critically Endangered; VU: Vulnerable; NT: Near Threatened; LC: Least Concern; DD: Data Deficient).

distretto Italice-Peninsulare, alle quali si aggiungono *Squalius lucumonis* (Bianco, 1985) e il gobide *Pado-gobius nigricans* (Canestrini, 1867), nella parte tirrenica di Umbria, Toscana e Lazio e *Alburnus albidus* (Costa, 1838), unico endemismo dell'Italia meridionale, nell'area compresa tra il fiume Volturno e l'Alento, nel versante tirrenico, e dal fiume Trigno sino al Basento, all'Agri e al Sinni. Tali specie sono euriterme e in genere ben adattate alle condizioni di estrema variabilità che caratterizza gli ambienti appenninici: è stato osservato, ad esempio, che le strategie riproduttive e altre caratteristiche biologiche delle popolazioni di alcune specie ittiche dei corsi d'acqua appenninici, quali ad esempio il cavedano (*S. squalus*), risultano tali da privilegiare il massimo investimento riproduttivo, adattamento che può risultare particolarmente vantaggioso in condizioni ambientali in cui prevalgono i fattori di mortalità densità-indipendenti (Lorenzoni *et al.*, 2011; Pompei *et al.*, 2011).

CONSEGUENZE DIRETTE DEI CAMBIAMENTI CLIMATICI

I cambiamenti climatici stanno già modificando la distribuzione e l'abbondanza di molte specie particolarmente sensibili alle variazioni di temperatura (Root *et al.*, 2003). In Spagna le catture di trota fario da parte dei pescatori sportivi sono diminuite del 20% annuo dal 1992 al 2003 e questa riduzione è stata messa in relazione alle modifiche dei fattori climatici (Almodovar *et al.*, 2012); analoghi andamenti nel pescato sono stati osservati in Galles (Clews *et al.*, 2010) e in Svizzera (Hari *et al.*, 2006).

Come risposta più immediata ai cambiamenti ambientali, le specie possono monitorare le condizioni più appropriate e inseguirle nello spazio (Bellard *et al.*, 2012). Nelle specie con elevate capacità di dispersione, come la maggior parte dei pesci, una delle risposte più spesso documentate è data dallo spostamento longitudinale dei singoli individui. La dispersione, tuttavia, nei corsi d'acqua avviene con modalità peculiari rispetto ad ambienti diversi: i movimenti avvengono privilegiando l'asse longitudinale data l'esistenza di un gradiente monte-valle che organizza e struttura fortemente le comunità lungo questa dimensione (Huet, 1962; Minshall *et al.*, 1985). Nelle specie ittiche primarie (Myers, 1949) e primario-simili per le quali il mare rappresenta una barriera, gli spostamenti longitudinali sono inoltre limitati all'interno dello stesso bacino imbrifero.

Lo spostamento verso monte in seguito all'innalzamento termico conseguente ai cambiamenti climatici, può essere però ostacolato dall'assenza delle idonee condizioni ambientali: in Spagna alcune proiezioni sulla perdita di habitat idoneo dal punto di vista termico per

la trota fario *Salmo trutta* Linnaeus, 1758, prevedono che la metà di quello attualmente presente sarà perso entro il 2040, mentre nel 2100 la specie sarà estinta (Almodovar *et al.*, 2012). Contemporaneamente aumenterà l'abbondanza delle specie ittiche più tolleranti nei confronti della temperatura, come i ciprinidi, nei settori fluviali attualmente popolati dalla trota fario (Almodovar *et al.*, 2012).

I cambiamenti spaziali nella distribuzione della fauna ittica come risposta ai cambiamenti climatici non sono comunque esclusivamente limitati a quelli longitudinali: sono rilevanti anche i mutamenti nelle preferenze di habitat a livello locale o di micro-habitat (Bellard *et al.*, 2012). In tutti i casi gli individui modificano la propria distribuzione per cercare di rimanere in equilibrio con le condizioni climatiche alle quali sono adattati, ma per far ciò talvolta devono essere in grado di rispondere alla presenza di altre variazioni ambientali che caratterizzano gli habitat di nuova colonizzazione o a prepararsi a nuove interazioni biotiche (Visser, 2008).

IMPATTI INDIRETTI DEI CAMBIAMENTI CLIMATICI SULLA FAUNA ITTICA

L'inseguimento delle condizioni ottimali da parte degli organismi acquatici in un ambiente sottoposto a un progressivo riscaldamento può essere fortemente ostacolato dalla presenza di manufatti (briglie, traverse, dighe, ecc.) che frammentano la continuità fluviale, moltiplicando le probabilità di estinzione delle popolazioni delle specie più vulnerabili.

Le conseguenze dei cambiamenti climatici sulla fauna ittica sono sicuramente più gravi, in quanto si sommano alla presenza di altri impatti antropici. Gli effetti di una più prolungata fase di siccità estiva e la diminuita disponibilità di acqua (Giorgi e Lionello, 2008) saranno fortemente esasperati dalla mancata applicazione delle norme in materia di Deflusso Minimo Vitale (DMV), che sembra ancora caratterizzare gran parte del territorio italiano. Un confronto effettuato fra le portate di DMV calcolate con il metodo previsto dal Piano di Tutela Regionale dell'Umbria e le portate reali del reticolo del fiume Tevere in Provincia di Terni (dati non pubblicati) desunte dalla Carta Ittica regionale dell'Umbria (Lorenzoni *et al.*, 2010) ha permesso di rilevare come i casi di mancato rispetto del DMV fossero molto numerosi e pari al 77,50% del totale (31 corsi d'acqua su 40 analizzati). Queste prime osservazioni fanno emergere l'esigenza di procedere a una più ampia e periodica campagna di misurazione delle portate per valutare la reale rilevanza del problema che comunque, dai risultati di questa analisi preliminare, appare particolarmente grave ed esteso soprattutto nei corsi d'acqua secondari.

Le conseguenze dei cambiamenti climatici possono

sovrapporsi nei corsi d'acqua appenninici a un'ulteriore causa di degrado ambientale: l'introduzione delle specie alloctone, che può essere considerata come la maggiore minaccia per la biodiversità unitamente alle alterazioni degli habitat (Mach *et al.*, 2000; Byers *et al.*, 2002). Alcune ricerche condotte nel bacino del fiume Tevere hanno dimostrato che il livello di alterazione delle biocenosi ittiche native è, infatti, fortemente legato al gradiente longitudinale (Lorenzoni *et al.*, 2006). I tratti di pianura dei corsi d'acqua sono quelli che risultano più compromessi dall'azione congiunta di inquinamento e presenza di specie esotiche, che raggiungono qui la loro massima concentrazione. I corsi d'acqua più piccoli della parte montana e collinare del bacino costituiscono invece delle zone rifugio per la fauna autoctona e svolgono un ruolo fondamentale nella conservazione della biodiversità nativa, che spesso risulta scomparsa altrove. Questi settori fluviali sono costituiti da corsi d'acqua piccoli e medi nei quali il degrado ambientale è molto limitato e in cui la comunità ittica mantiene ancora le proprie caratteristiche originarie. La variabilità ambientale che caratterizza i corsi d'acqua appenninici, a regime idrologico fortemente dipendente dalle precipitazioni, può essere esaltata dai cambiamenti climatici e dalla presenza di un eccesso di prelievo idrico, tanto da rendere proibitive le condizioni ambientali in quello che rappresenta uno degli ultimi rifugi per la fauna ittica autoctona. Nel corso degli aggiornamenti della Carta Ittica del bacino del fiume Nestore è stata rilevata la totale assenza del ghiozzo di ruscello (*P. nigricans*) che nei precedenti monitoraggi era risultato presente nel 47% dei siti indagati (Lorenzoni *et al.*, 2013): la scomparsa del ghiozzo di ruscello deve essere imputata agli effetti delle captazioni idriche e dell'eccezionale periodo di siccità che ha comportato la completa assenza di acqua nei tratti fluviali più a monte e all'azione congiunta di inquinamento e presenza delle specie alloctone nei tratti fluviali più a valle (Lorenzoni *et al.*, 2013).

Un aspetto più specifico e generalmente poco noto della relazione complessa che può esistere fra conservazione della fauna ittica autoctona, introduzione di specie alloctone e cambiamenti climatici emerge da una recente ricerca di Splendiani *et al.* (2013): è stato evidenziato che nelle popolazioni autoctone di trota fario il livello di introgressione, dovuto all'ibridazione con trote di ceppo atlantico introdotte con i ripopolamenti, è da mettersi in relazione con la natura del substrato geologico e la variabilità delle portate. I corsi d'acqua aventi condizioni ecologiche più stabili, garantite da portate costanti su substrati calcarei, sono caratterizzati dalla presenza di popolazioni di trota con caratteristiche genetiche poco o nulla alterate da fenomeni di introgressione, al contrario dei corsi d'acqua

aventi regimi idrologici fortemente variabili (Splendiani *et al.*, 2013).

Anche la realizzazione di nuovi invasi, che molto probabilmente rappresenta una delle soluzioni più immediate per risolvere il problema della ridotta disponibilità idrica delle regioni centro-meridionali, pone alcune criticità: una diga, oltre a rappresentare una barriera agli spostamenti longitudinali della fauna ittica, costituisce anche un serbatoio dal quale molte specie esotiche, generalmente limnofile, possono diffondere negli adiacenti tratti fluviali (Lorenzoni *et al.*, 2010; Godinho e Ferreira, 2000; Glowacki e Penczak, 2013). Recenti indagini condotte sul Tevere hanno inoltre dimostrato come le caratteristiche delle acque ipolimniche restituite al fiume dall'invaso di Montedoglio siano in grado di alterare profondamente la composizione della comunità biotica per molti chilometri a valle (Franchi *et al.*, 2014). Da non sottovalutare sono anche i rischi che possono insorgere da una regimazione idraulica che annulli le naturali variazioni intra e inter-annuali delle portate, che è stato dimostrato risultano fondamentali nel sostenere la biodiversità nativa e sviluppare il potenziale evolutivo degli organismi presenti negli ambienti acquatici (Poff e Zimmerman, 2010; Baumgartner *et al.*, 2013).

CONCLUSIONI

Le conoscenze sulle caratteristiche della fauna ittica dell'Italia centro-meridionale sono ancora molto limitate e, se si vuole migliorare il grado di comprensione delle conseguenze indotte dai cambiamenti climatici nei sistemi lotici, occorre quanto prima colmare queste lacune. In Italia i pesci ossei presentano la percentuale più alta di specie a rischio di estinzione fra tutte le classi di vertebrati (Rondinini *et al.*, 2013) e ciò li rende particolarmente degni di attenzione nei programmi di conservazione. I corsi d'acqua appenninici risultano fondamentali per la conservazione della biodiversità ittica in Italia a causa della presenza di un numero molto elevato di specie endemiche che si caratterizzano anche per possedere areali particolarmente ristretti (Kottelat e Freyhof, 2007) e in alcuni casi frammentati (Splendiani *et al.*, 2013).

Il monitoraggio biologico, unitamente alla realizzazione di una rete per la raccolta dei dati di temperatura e portata, costituisce una priorità per gli anni futuri, in quanto è fondamentale seguire il modo in cui le popolazioni ittiche si adatteranno ai cambiamenti delle condizioni ambientali nel medio-lungo periodo (Isaac *et al.*, 2012). I pesci offrono anche il vantaggio di poter essere monitorati abbastanza agevolmente e di rappresentare degli indicatori in grado di fornire delle informazioni precise sullo stato di salute di un ecosistema in modo facilmente utilizzabile anche in un

contesto sociale (Baumgartner *et al.*, 2013). La presenza di altri fattori di impatto antropico, oltre ai cambiamenti climatici, può inoltre indurre conseguenze negative sulla fauna ittica in modo difficilmente prevedibile. L'adozione di politiche di razionalizzazione delle risorse idriche, il rispetto delle normative in materia di deflusso minimo vitale, la riduzione dell'inquinamento, il ripristino della continuità fluviale, il controllo delle specie esotiche invasive e l'abbandono delle pratiche di ripopolamento con esemplari di trota fario di ceppo non autoctono rappresentano alcune delle altre azioni necessarie per tentare di

mitigare gli effetti del cambiamento climatico sulla fauna ittica italiana.

La necessità di adottare tali politiche di intervento è anche indispensabile per perseguire gli obiettivi della Water Framework Directive 2000/60/CE, rappresentati per i corsi d'acqua europei dal conseguimento entro il 2015 di uno *status* ecologico almeno "buono". Nell'ambito delle politiche comunitarie il superamento del concetto di DMV e la sua sostituzione con quello di deflusso ecologico costituisce anche una delle azioni chiave fondamentali per il raggiungimento di tali obiettivi.

BIBLIOGRAFIA

- Almodovar A., Nicola G.G., Ayllon D., Elvira B., 2012. Global warming threatens the persistence of Mediterranean brown trout. *Global Change Biology*, **18**: 1549-1560.
- Baumgartner L.J., Conallin J., Wooden I., Campbell B., Gee R., Robinson W.A., Mullen-Cooper M., 2013. Using flow guilds of freshwater fish in an adaptive management framework to simplify environmental flow delivery for semi-arid riverine systems. *Fish and Fisheries* (online version), 1-18.
- Bellard C., Bertelsmeier C., Leadley P., Thuiller W., Courchamp F., 2012. Impacts of climate change on the future of biodiversity. *Ecology Letters*, **12**: 365-377.
- Bianco P.G., 1987. Inquadramento zoogeografico dei pesci d'acqua dolce d'Italia e problemi determinati dalle falsificazioni faunistiche. II Congresso Nazionale A.I.I.A.D. "Biologia e Gestione dell'Ittiofauna Autoctona", Torino, 5-6 Giugno 1987. Ed. Regione Piemonte: 41-65.
- Bianco P.G., 1993. L'ittiofauna continentale dell'Appennino umbro-marchigiano, barriera semipermeabile allo scambio di componenti primarie tra gli opposti versanti dell'Italia centrale. *Biogeographia*, **17**: 427-485.
- Byers J.E., Reichard S., Randall J.M., Parker I.M., Smith C.S., Lonsdale W.M., Atkinson I.A.E., Seastedt T.R., Williamson M., Chornesky E., Hayes D., 2002. Directing research to reduce the impacts of non indigenous species. *Conservation Biology*, **16**: 630-640.
- Cambi C., Dragoni W., 2000. Groundwater yield, climatic changes and recharge variability: considerations arising from the modelling of a spring in the Umbria-Marche Apennines. *Hydrogéologie*, **4**: 11-25.
- Cambi C., Dragoni W., Valigi D., 2003. Water management in low permeability catchments and in times of climatic change: the case of the Nestore River (Western Central Italy). *Physics and Chemistry of the Earth*, **28**: 201-208.
- Caputo V., Giovannotti M., Nisi Cerioni P., Caniglia M.L., Splendiani A., 2004. Genetic diversity of brown trout in central Italy. *Journal of Fish Biology*, **65**: 403-418.
- Clews E., Durance I., Vaughan I.P., Ormerod S.J., 2010. Juvenile salmonid populations in a temperate river system track synoptic trends in climate. *Global Change Biology*, **16**: 3271-3283.
- Franchi E., Carosi A., Ghetti L., Giannetto D., La Porta G., Pompei L., Pedicillo G., Lorenzoni M., 2014. Assessing the influence of the Montedoglio Reservoir on fish fauna in the upper Tiber (Italy). *Journal of Limnology*, **73** (2): 1-15.
- Giorgi F., Lionello P., 2008. Climate change projections for the Mediterranean region. *Global and Planetary Change*, **63**: 90-104.
- Glowacki L.B., Penczak T., 2013. Drivers of fish diversity, homogenization/differentiation and species range expansions at the watershed scale. *Diversity and Distributions*, **19**: 907-918.
- Godinho F.N., Ferreira M.T., 2000. Composition of endemic fish assemblages in relation to exotic species and river regulation in a temperate stream. *Biological Invasions*, **2**: 231-244.
- Hari R.E., Livingstone D.M., Siber R., Burkhardt-Holm P., Guttinger H., 2006. Consequences of climatic change for water temperature and brown trout populations in Alpine rivers and streams. *Global Change Biology*, **12**: 10-26.
- Huet M., 1962. Influence du courant sur la distribution des poissons dans les eaux courantes. *Revue Suisse d'Hydrologie*, **24**: 412-431.
- Isaac D.J., Muhlfeld C.C., Todd A.S., Al-Chokhachy R., Roberts J., Kershner J.L., Fausch K.D., Hostetler S.W., 2012. The past as prelude to the future for understanding 21st century climate effects on rocky mountain trout. *Fisheries*, **37** (12): 542-557.

- IUCN, 2012. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2012.1. <http://www.iucnredlist.org>.
- Kottelat, M., Freyhof, J., 2007. *Handbook of European Freshwater Fishes*. Cornol Switzerland, 646 pp.
- Lorenzoni M., Carosi A., Pedicillo G., Pompei L., Rocchini M., 2011. Reproductive properties of the chub *Squalius squalus* (Bonaparte, 1837) in the Assino Creek (Umbria, Italy). *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems*, **403**: 1-10.
- Lorenzoni M., Esposito L., 2011. *La Carta Ittica delle Marche*. Regione Marche, Assessorato Caccia e Pesca Sportiva, Ancona.
- Lorenzoni M., Franchi E., Giannetto D., La Porta G., Pedicillo G., Pompei L., Carosi A., Tardiolo D., Viali P., Ghetti L., Sargenti P., Dolciami R., Natali M., Barbagianni N., Bartoli D., Belardinelli S., Bibi E., Bocale M.C., Bulletti M., Burchia A., Cassieri S., Ciccarelli E., Colabrese D., Lancioni T., Possanzini F., Pugliese A., Quondam S., Ravastini G., Romagnoli M., Rocchi F., Tozzi G., 2013. *La Carta ittica della Regione Umbria: bacino del fiume Nestore, bacini dei fiumi Paglia-Chiani*. Regione dell'Umbria, Perugia, 359 pp.
- Lorenzoni M., Ghetti L., Carosi A., Dolciami R., 2010. *La fauna ittica e i corsi d'acqua dell'Umbria. Sintesi delle carte ittiche regionali dal 1986 al 2009*. Petrucci Editore, Perugia, 288 pp.
- Lorenzoni M., Mearelli M., Ghetti L., 2006. Native and exotic fish species in the Tiber river watershed (Umbria – Italy) and their relationship to the longitudinal gradient. *Bulletin Francais de la Peche et de la Pisciculture*, **382**: 19-44.
- Mach R.N., Simberloff C.D., Lonsdale W.M., Evans H., Clout M. e Bazzaz F., 2000. Biotic invasions: Causes, Epidemiology, Global Consequences and Control. *Issues in Ecology*, **5**: 1-24.
- Minshall G.W., Cummins K.W., Petersen R.C., Cushing C.E., Bruns D.A., Sedell J.R., Vannote R.L., 1985. Developments in stream ecosystem theory. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **42**: 1045-1055.
- Myers G.S., 1949. Salt tolerance of freshwater fish groups in relation to zoogeographical problems. *Bijdragen tot de Dierkunde*, **28**: 315-322.
- Pavanelli D., 2011. Studio del deflusso liquido e solido del fiume Reno durante gli ultimi 80 anni, tra il cambiamento climatico e l'impatto antropico. *Convegno di Medio Termine dell'Associazione Italiana di Ingegneria Agraria*, Belgirate 22-24 Settembre 2011: 1-6.
- Pereira H.M., Leadley P.W., Proença V., Alkemade R., Scharlemann J.P.W., Fernandez-Manjarrés J.F., Araújo M.B., Balvanera P., Biggs R., Cheung W.W.L., Chini L., Cooper H.D., Gilman E.L., Guénette S., Hurtt G.C., Huntington H.P., Mace G.M., Oberdorff T., Revenga C., Rodrigues P., Scholes R.J., Sumaila U.R., Walpole M., 2010. Scenarios for Global Biodiversity in the 21st Century. *Science*, **330**: 1496-1501.
- Poff N.L., Zimmerman J.K.H., 2010. Ecological responses to altered flow regimes: a literature review to inform the science and management of environmental flows. *Freshwater Biology*, **55**: 194-205.
- Pompei L., Carosi A., Pedicillo G., Rocchini E., Lorenzoni M., 2011. Age and growth analysis of the chub, *Squalius squalus* (Bonaparte, 1837), in the Assino Creek (Umbria, Italy). *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems*, **400**: 1-11.
- Rondinini C., Battistoni A., Peronace V., Teofili C., 2013. *Lista Rossa IUCN dei Vertebrati Italiani*. Comitato Italiano IUCN e Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare, Roma.
- Root T.L., Price J.T., Hall K.R., Schneider S.H., Rosenzweig C., Pounds J.A., 2003. Fingerprints of global warming on wild animals and plants. *Nature*, **421**: 57-60.
- Splendiani A., Ruggeri P., Giovannotti M., Caputo Barucchi V., 2013. Role of environmental factors in the spread of domestic trout in Mediterranean streams. *Freshwater Biology* **58**: 2089-2101.
- Splendiani A., Giovannotti M., Nisi Cerioni P., Caniglia M.L., Caputo V., 2006. Phylogeographic inferences on the native brown trout mtDNA variation in central Italy. *Italian Journal of Zoology*, **73** (2): 179-189.
- Visser M.E., 2008. Keeping up with a warming world; assessing the rate of adaptation to climate change. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, **275**: 649-659.
- Zanetti M., 2013. Gruppo di lavoro salmonidi. *Documento finale*. Associazione Italiana Ittiologi d'Acqua Dolce.
- Zerunian S., 2013. Lista Rossa dei Vertebrati Italiani: considerazioni critiche relative ai Pesci d'acqua dolce. *Biologia Ambientale*, **27** (2): 78-85.
- Zerunian S., 2002. *Condannati all'estinzione? Biodiversità, biologia, minacce e strategie di conservazione dei Pesci d'acqua dolce indigeni in Italia*. Edagricole, Bologna, 10, 220 pp.

Stato attuale e vulnerabilità dei tratti planiziali dei corsi d'acqua nel bacino del Po in relazione a pressioni locali e cambiamento climatico[§]

Pierluigi Viaroli^{1*}, Marco Bartoli¹, Rossano Bolpagni¹, Silvano Pecora², Giampaolo Rossetti¹

1 Dipartimento di Bioscienze, Università di Parma, Parco Area delle Scienze 11A, 43124 Parma

2 ARPA Emilia-Romagna, Servizio Idro-Meteo-Clima, Via Garibaldi 75, 43121 Parma

** Referente per la corrispondenza: pierluigi.viaroli@unipr.it*

Pervenuto il 5.9.2014; accettato il 10.9.2014

Riassunto

In questo lavoro è proposta una sintesi dell'attuale stato ecologico e della vulnerabilità dei corsi d'acqua planiziali nel bacino del Po a pressioni locali e a cambiamenti che avvengono a grande scala. Il territorio padano è soggetto a impatti antropici particolarmente severi soprattutto nelle aree di pianura o fondovalle, dove si concentrano gli insediamenti umani e le attività produttive. Le principali criticità riguardano l'inquinamento delle acque e lo sfruttamento delle risorse idriche superficiali e sotterranee, l'uso dei suoli, gli interventi che provocano cambiamenti nelle condizioni idrauliche e morfologiche dei corpi idrici, la conservazione della biodiversità. Parallelamente, negli ultimi decenni è stata osservata una più elevata frequenza di eventi meteorologici estremi che, associati al cambiamento climatico in atto, hanno comportato variazioni in diverse componenti del ciclo idrologico con un aumento dei periodi di esposizione al rischio di siccità ed alluvioni e, a cascata, ripercussioni importanti sulla disponibilità idrica e sul funzionamento degli ecosistemi acquatici. Le tendenze evolutive dei corsi d'acqua planiziali sono discusse tenendo conto dell'incertezza che caratterizza le proiezioni climatiche e gli effetti su variabili idrologiche e idrauliche. Gli scenari futuri devono prevedere nuovi approcci gestionali di tipo adattativo in grado di preservare e potenziare i servizi ecosistemici dei corpi idrici e la regolazione dei processi ecologici e biogeochimici indispensabili per garantire una buona qualità delle acque. La soluzione dei problemi che derivano dall'interazione tra pressioni locali e cambiamenti climatici richiede infatti azioni a diversa scala, consistenti in una più attenta e sostenibile gestione delle risorse e maggiori investimenti nella manutenzione del territorio e dell'ambiente. In questa ottica, sono brevemente presentati possibili interventi di ripristino della qualità ecologica, di mitigazione e di adattamento agli impatti per i corsi d'acqua del bacino padano, evidenziando il ruolo chiave della ricerca scientifica a supporto delle decisioni.

PAROLE CHIAVE: fiumi di pianura / inquinamento / uso del suolo / idrologia / vulnerabilità / cambiamento climatico

Present state and vulnerability to local pressures and climate change of lowland watercourses in the Po river watershed

Here we report a synthesis of the present ecological status of lowland watercourses in the Po river valley and their vulnerability to local pressures and changes in large-scale climatic forcings. The Po watershed is subjected to severe anthropic impacts, especially in less elevated areas where human settlements and economic activities are mainly concentrated. The major critical issues are in particular water pollution and exploitation of surface- and ground-water resources, land use, changes in hydraulic and morphological characteristics of water bodies, biodiversity conservation. Concurrently, in the last decades an increased frequency of extreme meteorological events has been observed, paralleled by the ongoing climate change. This results in alteration of different components of the hydrological cycle and in a greater risk of droughts and floods; as a consequence, relevant impacts on water availability and functioning of aquatic ecosystems are also expected to occur. Evolutionary trends of lowland rivers are discussed taking into account the uncertainty that pervades climate projections and their effects on hydrological and hydraulic variables. Future management scenarios must be supported by novel adaptive approaches that promote and enhance ecosystem services provided by water bodies, as well as the regulation of key ecological and biogeochemical processes which are essential to ensure good water quality. Issues generated by the interaction between local pressures and climate change need to be addressed at different scales, through actions endorsing a sustainable and wise use of resources and higher investments for the management of the environment and the landscape. In this view, a number of measures that can be used to improve ecological quality of watercourses and favour their adaptation to different stressors are briefly discussed. The fundamental role of scientific research in decision-making processes is also stressed.

KEY WORDS: lowland rivers / pollution / soil use / hydrology / vulnerability / climate change

[§] Insetto speciale *Stato attuale e tendenze evolutive negli ecosistemi di acque interne e di transizione in Italia*, a cura di Pierluigi Viaroli

STRUTTURA, PROCESSI E FUNZIONI DEGLI ECOSISTEMI DI ACQUE CORRENTI: PECULIARITÀ DEI CORSI D'ACQUA PLANIZIALI

Gli ecosistemi delle acque interne sono collegati a cascata a formare una rete che comprende: ghiacciai e nevai, laghi, zone umide e piccole acque lentiche, e corsi d'acqua che vanno dai piccoli canali ai grandi fiumi di pianura. Questo modello, che in parte è rappresentato dalla *River Ecosystem Synthesis* (RES), considera il reticolo idrografico come il sistema di connessione degli ambienti acquatici tra di loro e con gli ecosistemi terrestri che attraversano (Thorp *et al.*, 2006).

La regolazione dei processi ecologici e biogeochimici che sono influenti sull'ambiente lotico avviene lungo il *continuum* monte-valle (Vannote *et al.*, 1980), lateralmente attraverso le zone di contatto tra acqua e suolo, tanto più sviluppate quanto più sinuoso è il corso d'acqua (Newbold *et al.*, 1981) e verticalmente attraverso le interazioni fiume-falda (Brunke e Gonsler, 1997). La parte più reattiva è costituita dalla zona laterale dei corpi idrici che è soggetta alle variazioni del livello idrico (Junk *et al.*, 1989), dove le interfacce tra le diverse componenti dell'ecosistema si moltiplicano stimolando i processi di produzione e decomposizione della materia organica e dei cicli biogeochimici correlati (Wetzel, 1990). La reattività delle zone di transizione dipende in larga misura dalla presenza di una ricca diversità di specie microbiche, vegetali e animali, e dalle condizioni idro-morfologiche locali. Le interazioni biotiche e le reazioni biogeochimiche sono particolarmente intense nelle zone di contatto acqua-sedimento, vegetazione-sedimento-acqua, alveo bagnato-golea fluviale, nei canali intrecciati, nei meandri, nelle zone di esondazione e all'interno del sistema iporreico (Zalewski *et al.*, 1997; Thorp *et al.*, 2006). Una delle componenti biologiche fondamentali e maggiormente soggette a disturbo è costituita dalle comunità vegetali riparie e sommerse che sono in stretta relazione con il regime idrologico (Nilsson e Svedmark, 2002) e che controllano i principali processi biogeochimici (Pinay *et al.*, 2002). In particolare, le macrofite possono influenzare il contenuto di ossigeno nell'acqua che, a cascata, condiziona i processi microbici nel sedimentazione fluviale (Soana *et al.*, 2012; Viaroli *et al.*, 2014).

Le modificazioni dei corsi d'acqua dovute a rettificazione, canalizzazione e incisione degli alvei oppure agli sbarramenti e alle derivazioni idriche incidono anzitutto sulle comunità vegetali che vanno incontro a profonde trasformazioni (Nilsson e Svedmark, 2002; Bolpagni *et al.*, 2012). A monte degli sbarramenti, la diminuzione della velocità della corrente e il possibile ristagno delle acque creano condizioni favorevoli alle fioriture fitoplanctoniche e alla comparsa di fenomeni di eutro-

fizzazione fluviale (Dodds, 2006; Pinardi *et al.*, 2011). Nelle zone di ristagno si può verificare anche la crescita massiva di macrofite invasive (Caraco e Cole, 2002). A valle, negli alvei canalizzati, si può invece avere una marcata riduzione del numero di specie vegetali autoctone e la ricorrenza di specie alloctone (Bolgagni *et al.*, 2013; Bolgagni e Paduano, 2014). Più in generale, la perdita di connettività tra gli ecosistemi che compongono il reticolo idrografico e tra questi e il sistema terrestre circostante è la principale causa delle alterazioni del regime idrologico e dell'inquinamento diffuso delle acque, in particolar modo di quello da azoto.

In condizioni naturali, gli ambienti acquatici nelle aree laterali dei corsi d'acqua forniscono numerosi servizi ecosistemici: laminazione delle piene, accumulo di acqua, trasformazione ed eliminazione di inquinanti, ombreggiamento e regolazione della temperatura dell'acqua, rifugio e alimentazione per numerose specie animali, anche di interesse economico (Jones, 2013). I sistemi marginali sono però particolarmente sensibili e vulnerabili alle pressioni esterne e, soprattutto nei bacini fortemente antropizzati sono soggetti a minacce e, in buona parte, danneggiati o addirittura scomparsi.

In questo lavoro viene proposta una sintesi delle principali conoscenze dell'attuale stato ecologico, della vulnerabilità a pressioni locali e cambiamento climatico e dei possibili interventi di ripristino della qualità ecologica, di mitigazione e di adattamento agli impatti nei corsi d'acqua planiziali nel bacino del Po.

PRESSIONI LOCALI, VULNERABILITÀ E PERTURBAZIONI NEL BACINO PADANO

Il bacino padano è soggetto a pesanti pressioni antropiche che si concentrano soprattutto nelle aree di pianura o fondovalle, dove maggiore è la disponibilità di aree edificabili, suoli agricoli e acqua. Lo stato di salute degli ecosistemi acquatici è stato oggetto di diversi studi raccolti principalmente in due monografie che riportano lo stato delle conoscenze dal 1960 al 1990 (Marchetti, 1993) e un aggiornamento relativo, all'incirca, ai venti anni successivi (Viaroli *et al.*, 2010). I dati relativi alle principali caratteristiche socio-economiche del bacino sono riportati in AdBPo (2006).

Inquinamento delle acque

L'agricoltura, che interessa circa il 50% della superficie del bacino del Po, e l'allevamento, con oltre 3 milioni di capi bovini e 6 milioni di capi suini, sono annoverati tra le cause principali di fenomeni di contaminazione diffusa delle acque superficiali e sotterranee (si veda Viaroli *et al.*, 2013a). Al settore civile è stata attribuita soprattutto la responsabilità dell'inquinamento da fosforo (AdBPo, 2006). Nonostante gli interventi legislativi abbiano avuto un esito positivo, soprattutto

con la riduzione dell'inquinamento organico e da fosforo da sorgenti puntiformi (ad esempio con lo sviluppo di una rete estesa di impianti urbani di depurazione), restano ancora emergenze legate soprattutto all'inquinamento diffuso, in particolar modo da nitrati (Bartoli *et al.*, 2012; Sacchi *et al.*, 2013).

Dal 1970 al 1990 circa, i carichi di azoto e fosforo veicolati dal Po e, localmente, dai corsi d'acqua minori hanno avuto un forte impatto sulle acque costiere, in particolare dell'Emilia Romagna (Provini *et al.*, 1992; Vollenweider, 1992; Provini e Binelli, 2006). Nell'ecosistema marino, l'elevata produttività primaria ha avuto effetti importanti sui processi bentonici e ha causato frequenti episodi di ipossia ed anossia negli strati di fondo che si sono presentati nella tarda estate fino al 1990 (Degobbi *et al.*, 2000). In parallelo, la struttura delle comunità fitoplanctoniche e la produttività primaria pelagica hanno subito variazioni che sono state attribuite alla riduzione del carico del fosforo e al mantenimento di elevati carichi di azoto (Bernardi Aubry *et al.*, 2004; Fonda Umani *et al.*, 2005). Dapprima si sono sviluppate maree rosse e dal 1989 in poi sono comparse specie di dinoflagellati tossici. La successiva comparsa delle mucillagini è stata in parte imputata alla diminuzione del carico del fosforo inorganico disciolto e al parallelo aumento di quello dell'azoto inorganico disciolto di origine prevalentemente agricola, ma anche dall'incompleta depurazione biologica delle acque reflue (de Wit e Bendoricchio, 2001; Degobbi *et al.*, 2005). I carichi di azoto e fosforo non hanno soltanto effetti negativi sulle caratteristiche dell'ecosistema pelagico, ma sono anche alla base dell'elevata produttività ittica. L'Adriatico Centro Settentrionale contribuisce, infatti, a circa il 25% del pescato nazionale, in particolare di piccole specie pelagiche (il cosiddetto pesce azzurro) e molluschi bivalvi (Bombace, 1992; Caddy *et al.*, 1995).

La diminuzione delle portate e della velocità della corrente e gli elevati carichi di azoto e fosforo nei tratti planiziali del Po e dei suoi affluenti sono causa di una marcata eutrofizzazione delle acque: nel periodo estivo si verificano infatti intense fioriture fitoplanctoniche (Rossetti *et al.*, 2009; Tavernini *et al.*, 2011) e la diffusione di estesi letti di macrofite (Pinaridi *et al.*, 2009). A questo riguardo si deve sottolineare come la recente letteratura abbia confermato il ruolo essenziale della riduzione delle emissioni di fosforo per il controllo dell'eutrofizzazione e dei processi degenerativi delle acque (Carpenter, 2008). È stato però evidenziato come l'efficacia degli interventi dipenda anche dalla concomitante riduzione dell'azoto (Schindler *et al.*, 2008).

Negli ultimi anni sono stati svolti numerosi studi su microinquinanti organici e metalli pesanti. Dai risultati

emerge che lungo tutto il corso del Po i sedimenti presentano inquinamento da pesticidi, PCB, idrocarburi policiclici aromatici e metalli pesanti, soprattutto a valle dei grandi centri abitati (Camusso *et al.*, 2002; Viganò *et al.*, 2003). La situazione peggiore si verifica a valle del fiume Lambro per l'elevato carico di metalli pesanti e contaminanti organici che provengono da un bacino ad elevata densità industriale (Pettine *et al.*, 1996; Camusso *et al.*, 1999; Farkas *et al.*, 2007). Più recentemente, anche grazie all'evoluzione delle moderne tecniche analitiche, è stata rinvenuta una vasta gamma dei cosiddetti inquinanti emergenti: tra questi spiccano numerosi principi attivi di farmaci di uso comune e sostanze di sintesi che trovano un largo impiego nell'igiene domestica e della persona (Al Aukidy *et al.*, 2012, Calza *et al.*, 2013, Castiglioni *et al.*, 2014; Squadrone *et al.*, 2014).

Uso dei suoli e idro-morfologia

L'entità dei carichi dei nutrienti che dal bacino del Po arrivano al mare Adriatico dipende non solo dalle attività produttive, ma anche dalla gestione del territorio. Le aree edificate e occupate dalle infrastrutture rendono impermeabili i suoli e possono accelerare il deflusso superficiale e il trasporto di contaminanti verso i corsi d'acqua. La diffusione dei centri urbani, il cosiddetto *urban sprawl*, ha raggiunto i massimi dal 1999 al 2007, quando le aree urbane di Milano e Brescia sono cresciute di circa 800 ha anno⁻¹ e in zone tipicamente rurali i tassi di urbanizzazione hanno raggiunto i 200 ha anno⁻¹ (Gardi *et al.*, 2013). Studi approfonditi nella provincia di Parma hanno dimostrato che dal 1881-1960 sia le aree edificate che la popolazione sono raddoppiate, mentre dal 1960 al 2003, a fronte di una crescita del 100% delle aree urbane, la popolazione è rimasta pressoché stazionaria (Dall'Olio e Cavallo, 2009).

L'uso dei suoli e lo sfruttamento delle risorse idriche comportano anche interventi invasivi su morfologia e idrologia dei corsi d'acqua, con effetti rilevanti su habitat e biodiversità e sulla qualità delle acque.

Nel bacino del Po sono presenti diverse centinaia di centrali idroelettriche, soprattutto nei bacini montani. Nei tratti di pianura dei corsi d'acqua sono invece localizzate traverse con opere per la derivazione irrigua. Gli sbarramenti possono avere effetti sul trasporto solido e sul destino di fosforo, azoto e silice che hanno un diverso cammino ambientale. Nei tratti bacinizzati, la crescita delle diatomee favorisce la sedimentazione e la ritenzione della silice. In parallelo si ha anche la precipitazione e la sedimentazione del fosforo in forme poco solubili. L'azoto nitrico resta invece in soluzione, per cui a valle degli sbarramenti si può verificare uno sbilanciamento dei rapporti stechiometrici di N, Si e P inorganici

disciolti, caratterizzati da carenza di Si e P, con effetti su composizione e struttura delle comunità fitoplanctoniche e delle reti trofiche (Ittekkot *et al.*, 2000; Viaroli *et al.*, 2013b).

Nei tratti sottesi da traverse e dighe si presentano problemi legati al deflusso residuo e alla sua compatibilità con lo stato di salute delle componenti biologiche (Bunn e Arthington, 2002). Come misura di mitigazione dell'impatto di tali opere viene applicato il cosiddetto deflusso minimo vitale (DMV). Il DMV viene calcolato sia su base idrologica che con metodi basati sulle risposte e sugli adattamenti al deflusso di specie guida (Poff e Zimmerman, 2010). Nel bacino del Po si applica la componente idrologica fissa del 10% della portata media annua, con correzioni che considerano i fattori ambientali e naturali che caratterizzano il bacino idrografico (Dlgs 152/2006). Attualmente sono oggetto di sperimentazione anche gli effetti del DMV sulle componenti biologiche, in accordo con la direttiva quadro sulle acque 2000/60/DE (Salmasso *et al.*, 2014). Per il futuro, la Commissione Europea sta predisponendo i criteri per l'applicazione del flusso ecologico che, in prima approssimazione, riguardano le portate minime che garantiscono il mantenimento del buono stato ecologico in accordo con la direttiva 2000/60/CE (Sánchez-Navarro e Schmidt, 2012).

A valle degli impianti idroelettrici si possono inoltre verificare repentine quanto ampie variazioni del flusso idrico (*hydropeaking*) con effetti rilevanti sulle biocenosi (Bruno *et al.*, 2009, 2010).

Più fattori concomitanti hanno causato un abbassamento dei letti nella maggior parte dei corsi d'acqua della pianura padana: costruzione di sbarramenti, briglie e arginature, estrazione di inerti dagli alvei fluviali, uso del suolo e sistemazione dei dissesti nei tratti montani. L'incisione dei letti fluviali è stata accompagnata anche da un drastico restringimento degli alvei, la cui larghezza si è ridotta di oltre il 50 % nel corso degli ultimi decenni (Rinaldi *et al.*, 2010). Un chiaro esempio della profonda alterazione del sistema idrografico planiziale è dato dall'abbassamento di circa 5 m della quota di fondo del Po a Cremona (Lamberti, 1993). L'incisione dell'alveo è iniziata dopo la costruzione della centrale idroelettrica di Isola Serafini, nei primi anni '60 del secolo scorso, ed è coincisa con l'aumento esponenziale dell'estrazione di materiali inerti destinato alla costruzione della rete autostradale e all'espansione dei centri urbani: nel tratto che va da Paesana a Pontelagoscuro, dal 1955 al 1985 la quantità di sabbia e ghiaia estratta è passata da 0,5 a 12×10^6 m³ anno⁻¹ (Govi e Turitto, 1993).

Gli sbarramenti e le opere di difesa idraulica interrompono anche la connettività laterale che subisce brusche interruzioni nella piana golenale dove si trova-

no argini secondari, opere di bonifica e di viabilità e attività agricole estensive. Fino ad alcuni decenni fa, la maggior parte dei corsi d'acqua era integrata nel paesaggio rurale ed era generalmente protetta da un'ampia fascia laterale con vegetazione arborea che si è progressivamente assottigliata, al punto che attualmente rimane un sistema di canalizzazioni spoglie, rettificata e spesso cementificate. Ad esempio, dal 1975 alla metà degli anni '90 nella gola del Po in provincia di Piacenza è andato perso il circa il 75% degli ambienti acquatici marginali (Viaroli e Bartoli, 2009).

Le alterazioni morfologiche dei corsi d'acqua sono accompagnate da un'accresciuta variabilità del regime idrologico, soprattutto dei corsi d'acqua appenninici che presentano una crescente intermittenza: periodi di magra e di secca prolungati sono seguiti da piene lampo che tendono a destrutturare habitat e componenti biologiche di pregio.

Nei rami deltizi, in anni caratterizzati da siccità (ad esempio dal 2003 al 2007), in coincidenza con le basse portate estive si assiste alla risalita del cuneo salino con effetti rilevanti sia sulle attività antropiche che sugli ecosistemi acquatici naturali (Alessandrini *et al.*, 2008).

Il sistema naturale: problemi di conservazione, biodiversità e specie aliene

Nonostante le forti pressioni e le pesanti modificazioni idro-morfologiche e funzionali, il reticolo idrografico della pianura Padana conserva ancora componenti naturali che concorrono a formare uno dei più importanti corridoi ecologici a livello nazionale e comunitario, con habitat acquatici e specie vegetali e animali di interesse conservazionistico. Il riconoscimento di questi valori ha portato all'istituzione di numerosi siti della Rete Natura 2000, di parchi fluviali regionali e di aree protette da convenzioni sia nazionali che internazionali. Un'elevata biodiversità si ritrova nelle aree inondate (lanche, morte, stagni) e nelle fasce golenali stagionalmente sommerse, nelle spiagge prive o quasi di vegetazione, nelle zone palustri a idrofite e nei boschi igrofilici (Casale, 2000; Bolpagni e Piotti, 2014).

Il territorio della Pianura Padana presenta però un progressivo e generale impoverimento degli elementi naturali e paesaggistici e una preoccupante diminuzione della biodiversità, specialmente negli ambienti e nelle biocenosi fluviali riparie e retroriparie (Bolgagni *et al.*, 2013; Bolgagni e Paduano, 2014). Le alterazioni dell'equilibrio idrogeomorfologico e della tendenza evolutiva naturale del fiume si traducono in una disconnessione tra la parte incisa dell'alveo e le golene e/o i terrazzi fluviali, con ripercussioni marcate soprattutto sulle biocenosi legate alle zone umide e alle zone ripariali. La perdita di specie pregiate è accompagnata dall'avanzata di specie ruderali o avventizie, che favo-

riscono la sostituzione delle vegetazioni idro-igrofile con altre meno esigenti in termini microedafici (Bracco e Sartori, 1993; Casale, 2000; Bolpagni e Paduano, 2014). Le alterazioni idro-morfologiche dei corsi d'acqua hanno effetti anche su ricchezza e abbondanza del patrimonio faunistico, legato in particolare al comparto lotico e alle dinamiche evolutive delle isole fluviali (Boldreghini, 1993). Nei tratti canalizzati, da Isola Serafini a Ostiglia, il Po presenta una fauna dominata da poche specie opportunistiche che divengono spesso bioce- nosi dominanti o esclusive (Rossaro, 1993).

Il bacino del Po ospita decine di specie vegetali e animali alloctone, molte delle quali sono state introdotte per scopi commerciali o ricreativi. Agli inizi del ventesimo secolo era accertata la presenza di 83 specie animali aliene, pari a circa il 75% della fauna alloctona rinvenuta nelle acque interne italiane (Gherardi *et al.*, 2010). La xenodiversità reale potrebbe però essere molto più elevata perché mancano informazioni soprattutto sugli invertebrati (Bertani *et al.*, 2011).

Tra gli invertebrati sono ormai ampiamente diffuse specie di molluschi, come *Dreissena polymorpha* arrivata nel lago di Garda dall'Europa centrale, e gamberi originari del Nord America (*Procambarus clarkii*, *Orconectes limosus* e *Pacifastacus leniusculus*) che hanno progressivamente sostituito il gambero di fiume autoctono (*Austropotamobius pallipes* complex).

Nei corsi d'acqua si sta verificando la cosiddetta "globalizzazione ittica" con l'introduzione, per scopi commerciali o ricreativi, di un elevato numero di specie estranee (Gandolfi, 2010). Prima del 1900 furono introdotte sette specie, tra cui la carpa comune e il pesce gatto "nostrano" (*Ictalurus melas*); tra il 1900 e il 1950 arrivarono altre cinque specie tra le quali il coregone lavarello (*Coregonus lavaretus*) e il bondella (*Coregonus macrophthalmus*). Negli anni successivi si ebbe un incremento esponenziale con 26 nuove specie, la maggior parte negli ultimi 10-20 anni. Tra queste ha avuto un notevole impatto il siluro (*Silurus glanis*).

Delle specie autoctone presenti in passato, risultano estinti gli storioni ladano (*Huso huso*) e comune (*Acipenser sturio*), mentre sono rarefatti e gravemente minacciati lo storione cobice (*Acipenser naccarii*) e il carpione del Garda (*Salmo carpio*).

Anfibi e rettili sono in forte contrazione, soprattutto a causa della perdita delle zone umide cui sono legati, ma anche a seguito dell'introduzione di specie alloctone particolarmente aggressive ed invasive come *Tra- chemys scripta elegans*, una tartaruga ornamentale che compete con successo con *Emys orbicularis*, la tartaruga d'acqua indigena.

Di particolare rilievo, è la nutria o castorino (*Myo- castor coypus*), una specie introdotta e allevata in Italia

tra il 1960 e il 1970 per la produzione di pellicce, che sta occupando un vasto areale nel tratto planiziale del Po e dei suoi affluenti.

Tra le specie vegetali invasive aliene si annoverano l'indaco bastardo (*Amorpha fruticosa*), che sta occupando la piana golenale e le arginature con estese formazioni arbustive, e lo zucchini americano (*Sicyous angulatus*), una pianta rampicante che danneggia le formazioni arboree indigene –specialmente i saliceti di salice bianco– su cui cresce. Tra le idrofite autoctone, hanno avuto ampia diffusione *Myriophyllum spicatum*, soprattutto negli ambienti lenticici, e *Valisneria spiralis* nei sistemi lotici, due specie ben adattate ad acque torbide e a elevati tenori di nutrienti.

Fino ad oggi, la conservazione della natura e della biodiversità ha considerato quasi esclusivamente le forme di vita macroscopiche e, tra queste, specie o taxa guida, a cui non di rado sono associate anche interessi di tipo economico, ad esempio la fauna ittica. Ancora poco si sa relativamente alle forme di vita microscopiche, sia in termini di diversità e di sostituzione con forme aliene; appare urgente colmare questo vuoto conoscitivo in relazione al ruolo fondamentale che gli organismi di piccola taglia hanno nel modulare e indirizzare i flussi di energia verso i livelli trofici superiori. Ad esempio, è stato dimostrato che, soprattutto in condizioni di magra e di morbida, nei corsi d'acqua planiziali si possono instaurare comunità planctoniche ben strutturate e diversificate che contribuiscono in modo determinante al metabolismo dell'ecosistema (Ferrari *et al.*, 1989; Rossetti *et al.*, 2009; Tavernini *et al.*, 2011; Bertani *et al.*, 2012).

Cambiamento climatico e idrologia

Nel corso dell'ultimo decennio le intense e protratte anomalie climatiche hanno ormai quasi unanimemente indotto la comunità scientifica ad ammettere l'esistenza di una modificazione del clima osservato, dovuta alle attività umane. Durante l'ultimo secolo, l'uomo ha provocato un profondo mutamento nella composizione dell'atmosfera terrestre per quanto riguarda specie chimiche che, se pur presenti in quantità molto ridotte, contribuiscono in modo sostanziale alla determinazione dell'equilibrio radiativo del nostro pianeta. Variazioni anche piccole nelle concentrazioni di "gas serra" possono modificare la forzatura radiativa del clima e l'equilibrio del sistema climatico terrestre a livello sia globale che regionale. Per quanto riguarda lo studio degli scenari di cambiamento climatico futuro, i modelli di circolazione globale dell'atmosfera sono il principale strumento a disposizione della comunità scientifica e permettono di formulare scenari di cambiamento. In particolare, i modelli dell'IPCC prevedono per il Mediterraneo un aumento delle temperature estive con

picchi del 40-50% più elevati che nel resto del pianeta. L'aumento di temperatura è associato a variazioni in diverse componenti del ciclo idrologico, spesso correlate con l'andamento di indici climatici come la NAO (North Atlantic Oscillation) (Zanchettin *et al.*, 2008). Su tutta l'area mediterranea si prevede inoltre una diminuzione delle precipitazioni, con un gradiente negativo Nord-Sud particolarmente accentuato soprattutto nel periodo invernale (Giorgi e Lionello, 2008). Quantunque sia difficile e molto complesso prevedere il clima del futuro, specialmente ad una scala spaziale ridotta come quella italiana, ancor più complesso e difficile appare prevederne le conseguenze sul ciclo idrologico, ad esempio sui regimi pluviometrici e idrometrici (Tibaldi *et al.*, 2010). Le analisi di dati idrologici da parte delle Agenzie ambientali di Emilia-Romagna, Lombardia, Piemonte, Valle d'Aosta e Veneto, territorialmente interessate al bacino del fiume Po, hanno recentemente confermato e specificato a livello regionale quanto pubblicato dall'IPCC. Premesso che le analisi climatiche sono fortemente condizionate dalle scale temporali e spaziali cui si riferiscono, a causa della non stazionarietà dei fenomeni e della loro alta disomogeneità spaziale, si osserva un aumento delle temperature massime annue con trend lineari e costanti di crescita di circa 0,5 °C ogni 10 anni, pari a circa 2 °C dal 1960 a oggi, che potrebbero arrivare a 3 o 4 °C alla fine del secolo attuale. Tale segnale è visibile in tutte le stagioni; in particolare, durante la stagione estiva si osservano valori di temperature massime sempre superiori ai valori climatici di riferimento. Per quanto concerne le precipitazioni si denota una generale tendenza negativa che sembra essere dovuta ad una diminuzione repentina del valor medio della distribuzione, avvenuta all'inizio degli anni '80 del secolo scorso, più che a una graduale e costante diminuzione delle piogge in tutto il periodo (Vezzoli *et al.*, 2012). In particolare, risulta evidente come, dall'inizio degli anni ottanta, il tipico andamento altalenante che evidenzia la variabilità inter-annuale si sia spostato al di sotto dei valori della media climatica trentennale, calcolata per il periodo di riferimento 1961-1990. Il cambiamento del regime pluviometrico nei valori medi annui appare meno immediato da cogliere. In generale si rileva un aumento dell'intensità dei singoli eventi piovosi, ma una riduzione complessiva del numero di eventi col risultato di un rilevante calo delle precipitazioni medie annue di circa il 20% nell'ultimo trentennio. Il calo è più evidente in primavera e in estate (sino al 50%) e molto meno in autunno, stagione durante la quale le precipitazioni medie non diminuiscono, ma aumenta molto la variabilità interannuale. Le precipitazioni nevose ed il volume dei ghiacciai alpini risultano in forte calo. La copertura nevosa, che rappresenta una rispo-

sta integrata alle variazioni di temperatura e precipitazioni, subisce le maggiori riduzioni in primavera e nel passaggio autunno-inverno, poiché la stagione di accumulo della neve al suolo è ritardata, mentre quella di fusione è anticipata. A causa della forte correlazione negativa della copertura nevosa con la temperatura dell'aria, le proiezioni per il XXI secolo ne danno una diminuzione distribuita su vaste aree del pianeta. Contestualmente ci si attende anche un costante proseguimento dell'arretramento dei principali ghiacciai alpini: i dati delle variazioni frontali confermano che la loro attività dal 1860 ad oggi è stata generalmente omogenea, eccetto un breve intervallo alla fine del XIX secolo in cui la variabilità di precipitazione a scala regionale può aver causato accumuli differenti. Sino ad oggi, la deglaciazione ha portato alla perdita di circa il 40% della superficie dei ghiacciai. Alle modificazioni significative della distribuzione, durata ed intensità delle precipitazioni liquide e nevose fanno seguito rilevanti modificazioni del regime dei deflussi superficiali e sotterranei. Le previsioni al 2050 evidenziano una generalizzata diminuzione delle portate fluviali medie annue fino a punte di oltre il 30% di riduzione. In questo quadro climatico si prevede una progressiva diminuzione della disponibilità idrica in tutta l'area mediterranea, con un decremento fino al 50% rispetto al periodo di riferimento 1961-1990. I sintomi di una possibile riduzione della disponibilità di acqua nel bacino del Po si sono già verificati dal 2003 al 2007 e, in una certa misura, nel 2012. Infatti, alla diminuzione progressiva degli afflussi nell'ultimo trentennio e all'aumento della domanda idrica, fa riscontro un decremento significativo della portata media alla chiusura del bacino relativa agli ultimi anni (sezione di Po a Pontelagoscuro) di circa il 20% su base annua e del 45% nella stagione estiva nel periodo 1975-2006. Diversi modelli indicano un'estensione della durata delle fasi di magra idrologica e un aumento dello stress idrico nell'intero bacino (Coppola *et al.*, 2014). Va sottolineato che la stima dell'impatto del cambiamento climatico sulle portate fluviali risente delle incertezze legate alla mancanza e/o all'incompletezza delle informazioni relative ai prelievi effettuati a monte delle sezioni di misura, con conseguente difficoltà nella ricostruzione dei deflussi naturali e quindi disomogeneità delle portate oggetto di comparazione temporale. Analoga considerazione va fatta per quanto riguarda lo studio degli impatti sui laghi naturali ed artificiali, per i quali alle incertezze sui prelievi si aggiunge quella sugli schemi gestionali adottati. Pertanto, le tendenze dovute ai fattori climatici in atto possono essere amplificate dai prelievi della risorsa idrica sia sull'asta del Po che sui suoi principali affluenti.

Le condizioni di particolare siccità che si sono

verificate negli anni recenti sono state pesantemente aggravate dall'alterazione dell'assetto fluviale; soprattutto sul versante appenninico e delle Alpi sud-occidentali, i corsi d'acqua hanno accentuato il regime torrentizio. Periodi prolungati di siccità sono in genere accompagnati da piene improvvise e di breve durata (piene lampo). In tali condizioni diminuisce la capacità di laminazione e di ritenzione delle masse idriche ed aumentano i fenomeni di erosione; aumentano altresì i periodi di esposizione al rischio di siccità ed alluvioni (a tal riguardo, va ricordato che negli ultimi dieci anni il Piemonte ha dovuto affrontare almeno tre eventi di piena che le statistiche correnti indicherebbero come ultracentenarie); diminuiscono durata e capacità di ritenzione idrica del suolo e di ricarica delle falde; aumentano probabilità ed intensità degli episodi di intrusione del cuneo salino; si osserva il deterioramento della qualità dell'acqua (minore diluizione, maggiori temperatura e contenuto di nutrienti) e degli ecosistemi associati; aumenta l'esposizione al rischio idraulico, di desertificazione e sanitario; alcune opere idrauliche diventano progressivamente inadeguate e insufficienti (Mainetti e Pecora, 2013). A tal riguardo, importanti opere ingegneristiche, ma anche opere idrauliche minori, necessiterebbero di una revisione progettuale per fronteggiare opportunamente le mutate condizioni climatiche. Spesso però la riprogettazione di un'opera si scontra con i vincoli imposti dai costi di costruzione da sostenere, dalla necessità di ulteriore spazio, dai tempi di realizzazione, dagli impatti sull'ambiente oltre che dall'incertezza che caratterizza le proiezioni climatiche e le grandezze idrologiche e idrauliche da assumere in progetto. Un approccio bilanciato con soluzioni alternative a quelle costruttive potrebbe allora essere riproposto al fine di ridurre in modo significativo le perdite da parte delle popolazioni rivierasche conseguenti agli eventi estremi, sostenendo contemporaneamente una maggiore consapevolezza del grado di sicurezza esistente.

POSSIBILI SCENARI E TENDENZE EVOLUTIVE

Un nuovo approccio alla gestione dei servizi di regolazione dei corsi d'acqua di pianura

I principali modelli concettuali dell'ecologia fluviale attribuiscono un ruolo fondamentale all'idro-morfologia, in particolare allo sviluppo delle interfacce suolo-acqua, che sono sede dei principali processi biogeochimici (Newbold *et al.*, 1981; Junk *et al.*, 1989; Ewel *et al.*, 2001). Corsi d'acqua sinuosi e ramificati presentano superfici di contatto molto più ampie che non canali rettificati e monocursali. La presenza di vegetazione associata a variazioni anche piccole del livello

idrico favorisce processi che sono in grado di trattene-re o eliminare sostanze inquinanti. Durante le fasi di magra i sedimenti emersi ricevono ossigeno dall'atmosfera e ospitano processi ossidativi, ad esempio la nitrificazione; quando il livello cresce la saturazione degli spazi interstiziali rende anossico il sedimento, favorendo così i processi riducenti, come la denitrificazione. In tal modo, l'azoto inorganico reattivo è trasformato in azoto molecolare inerte, con un beneficio per la qualità dell'acqua.

Nel bacino del fiume Po, oltre al corso d'acqua principale, sono presenti 42 corsi d'acqua con lunghezza maggiore di 50 km per un totale di circa 5000 km lineari. Il sistema idrografico secondario, costituito da piccoli corsi d'acqua naturali e da canali artificiali usati per l'irrigazione e per il drenaggio, ha un'estensione di circa 50000 km lineari. Un sistema idrografico così esteso e articolato è il primo e principale ricettore dell'inquinamento derivante da fonti diffuse, in particolare modo dalle attività agro-zootecniche (Benincà, 2002, Longhi *et al.*, 2010; 2011): esso può avere una grande capacità di regolazione dei cicli biogeochimici dei nutrienti eutrofizzanti, in particolare dell'azoto (Sohana *et al.*, 2011; Bartoli *et al.*, 2012; Lassaletta *et al.*, 2012) che sono prevalentemente di origine diffusa (Bernot *et al.*, 2006; Chambers *et al.*, 2006). Studi recenti hanno inoltre evidenziato come il sistema dei canali artificiali svolga un ruolo importante nella conservazione della diversità della flora acquatica (Bolpagni *et al.*, 2013).

Le diverse tipologie di vegetazione acquatica determinano variazioni anche significative delle condizioni ambientali e dei processi biogeochimici che avvengono nel corpo idrico (Viaroli *et al.*, 2014). Nei canali e nei tratti fluviali poco profondi le idrofite sommerse radicate al fondo mantengono basse concentrazioni di nutrienti, elevata trasparenza e un buon livello di ossigenazione delle acque (Pinardi *et al.*, 2009). Nelle acque ricche di nutrienti, soprattutto in acque calme, prevalgono macrofite ancorate al fondo e con foglie galleggianti, o specie flottanti (Bolpagni *et al.*, 2012). Queste ultime creano una vera e propria barriera che impedisce la penetrazione della radiazione solare e lo scambio di gas tra acqua e atmosfera. La zona fotosintetica e ossigenica è pertanto limitata allo strato più superficiale e si può instaurare anossia al fondo (Caraco e Cole, 2002; Bolpagni *et al.*, 2007; Pierobon *et al.*, 2010).

Misure sperimentali hanno dimostrato come nel primo tratto del Mincio sublacuale, a valle di Massimbona, la presenza di una vasta prateria di idrofite sommerse dominate da *Vallisneria spiralis* garantisca una buona ossigenazione delle acque e, soprattutto, sia capace di rimuovere circa 650 kg N ha⁻¹ anno⁻¹, dei

quali la metà è definitivamente perso come N_2 per denitrificazione, mentre il resto è temporaneamente immobilizzato nelle biomasse (Pinardi *et al.*, 2009).

Indagini svolte nelle zone umide residue nelle golene fluviali di Po, Oglio e Mincio hanno evidenziato come gli ecosistemi connessi al fiume e con vegetazione a idrofite siano in grado di rimuovere per denitrificazione circa $350 \text{ kg ha}^{-1} \text{ anno}^{-1}$, mentre in quelli isolati e con vegetazione flottante l'abbattimento dell'azoto non supera i circa $35 \text{ kg ha}^{-1} \text{ anno}^{-1}$ (Racchetti *et al.*, 2011). Un'analoga capacità di rimozione dell'azoto è stata sperimentalmente verificata da Castaldelli *et al.* (2013) nei canali di bonifica della bassa ferrarese. In altre parole, questi ecosistemi acquatici hanno la capacità di rimuovere una quantità di azoto che è all'incirca equivalente al quantitativo massimo che può essere impiegato in un anno per la fertilizzazione di suoli non vulnerabili ai nitrati. I canali e gli ecosistemi fluviali poco profondi sono dunque in grado di fornire servizi ecosistemici di regolazione della qualità delle acque con benefici ambientali e con un valore economico ancora non sufficientemente valutato.

Affrontare gli impatti di pressioni locali e cambiamenti climatici

L'aumento della temperatura e le variazioni del regime delle deposizioni umide hanno già da tempo effetti considerevoli sugli ecosistemi acquatici (Jones, 2013). In particolare, sta aumentando la frequenza di piogge e nevicate di breve durata e forte intensità (le cosiddette "bombe d'acqua") i cui effetti possono essere localmente amplificati, anche in modo catastrofico, dal cattivo uso del suolo e dal dissesto idrogeologico.

Gli effetti delle deposizioni umide sull'idrologia superficiale presentano differenze anche marcate tra i versanti alpini e appenninici. I tratti fluviali a valle dei grandi laghi subalpini sono, infatti, regolati attraverso la modulazione dei deflussi e possono avere portate elevate anche in assenza di precipitazioni, ad esempio quando l'acqua accumulata nei bacini lacustri viene rilasciata per far fronte al fabbisogno irriguo o per alimentare le centrali idroelettriche.

Nel versante appenninico, la portata dei corsi d'acqua dipende quasi esclusivamente dalle deposizioni umide e tende a diminuire fino ad azzerarsi, in alcuni casi, nel periodo estivo. La grande variabilità delle deposizioni umide sta inoltre inducendo una marcata intermittenza caratterizzata da variazioni sia interannuali che stagionali: si possono verificare improvvise variazioni dei livelli idrici, in seguito a piogge di breve durata e forte intensità.

Da un punto di vista ecologico, le variazioni dell'ambiente fisico hanno riflessi rilevanti sulla capacità di adattamento di numerose specie animali e vegetali;

in particolare ci si può attendere l'impoverimento o l'estinzione locale di numerose specie, molte delle quali endemiche e come tali adattate alle condizioni climatiche precedenti (Bonada e Resh, 2013). Le variazioni del regime idrologico possono inoltre interrompere la connettività laterale causando il degrado e/o la scomparsa delle zone umide e degli ambienti acquatici periferici.

L'aumento delle temperature e la diversa frequenza temporale delle deposizioni umide possono favorire la diffusione di numerosi agenti patogeni, alcuni dei quali cominciano ad avere una certa incidenza per la presenza dei loro vettori. Ne è un esempio la zanzara tigre alla quale sono collegate tipiche malattie tropicali come la Chikungunya, la Dengue e la febbre del Nilo (Barzon *et al.*, 2013).

Uno dei problemi più importanti è però legato ai consumi idrici. Nel bacino del fiume Po sono annualmente utilizzati circa $22 \times 10^9 \text{ m}^3$ di acqua, il 75% dei quali è prelevato dai grandi laghi alpini e dai principali corsi d'acqua (Montanari, 2012). Circa l'80% di tale volume idrico è utilizzato per l'irrigazione nel periodo estivo, quando la disponibilità in alveo è nettamente inferiore alla domanda. Ad esempio, nel 2003 la portata del Po da maggio a settembre è stata $7,3 \times 10^9 \text{ m}^3$, ovvero circa 1/3 del fabbisogno complessivo. Le criticità maggiori si riscontrano nel versante appenninico, dove la dotazione idrica è garantita solo da alcuni invasi artificiali. La scarsità della risorsa idrica genera conflitti d'uso, e incompatibilità con la tutela e la conservazione delle biocenosi acquatiche e con il mantenimento del DMV. Considerando gli scenari climatici presentati nel paragrafo "Cambiamento climatico e idrologia" per il periodo estivo, a fronte di una minore disponibilità della risorsa idrica, dovuta alla diminuzione della deposizione umida e all'aumento dell'evapotraspirazione causato dalle più elevate temperature, ci si può attendere un aumento della richiesta di acqua. La risposta più immediata alle crisi idriche ricorrenti, soprattutto da parte delle associazioni di categoria interessate, passa attraverso soluzioni reattive come la bacinizzazione fluviale, mentre vengono escluse le soluzioni di tipo adattativo che sono riconducibili ai principi della sostenibilità ambientale e della gestione ecologica dei corsi d'acqua. Una risposta a queste istanze può arrivare anche dai contratti di fiume che hanno come obiettivo l'uso consapevole e sostenibile delle risorse idriche e la tutela dei corsi d'acqua (Bastiani, 2011).

La bacinizzazione, che comunque non può essere esclusa a priori e in modo ascetico, sembra offrire una soluzione immediata alla domanda di acqua, ma può avere molteplici effetti negativi con ripercussioni che vanno oltre la scala del bacino idrografico. La diminuzione del trasporto solido ha effetti sull'assetto

della linea di costa. I cambiamenti dei cicli biogeochimici modificano la stechiometria dei nutrienti provocando eutrofizzazione fluviale nei tratti bacinizzati e, più a valle, alterazione delle reti trofiche e della produttività dell'ambiente marino.

Le problematiche relative all'uso delle risorse idriche si intrecciano con altri utilizzi dei corsi d'acqua, in particolare con lo sfruttamento idroelettrico, che già ha impatti significativi in tutto l'arco alpino e nei tratti sub-lacuali di alcuni fiumi.

Lo sfruttamento delle risorse idriche si scontra infine con i problemi della sicurezza idraulica e del dissesto idrogeologico e con la gestione e la manutenzione dei fiumi e dei torrenti. A questo livello, la sicurezza idraulica viene di solito contrapposta alla conservazione e all'integrità del sistema naturale, in particolare della vegetazione, dimenticando che negli ecosistemi fluviali integri e di dimensioni adeguate le componenti naturali forniscono servizi che sono alla base della sicurezza e della stabilità dell'ecosistema:

Lo stato attuale e la vulnerabilità dei corsi d'acqua di pianura dipendono dunque dalle interazioni tra le pressioni locali e gli effetti dei cambiamenti climatici. La soluzione dei problemi che ne derivano richiede pertanto azioni a livello locale integrate con politiche di scala vasta, consistenti in una più attenta gestione delle risorse e maggiori investimenti nella manutenzione del territorio e dell'ambiente.

In primo luogo le concessioni e gli usi dell'acqua devono essere regolamentati in un'ottica di gestione conservativa degli ecosistemi acquatici e della risorsa idrica. In questo contesto potrebbe trovare applicazione il flusso ecologico, inteso non come un vincolo restrittivo, ma piuttosto come uno strumento per la gestione sostenibile dell'ecosistema acquatico che è un requisito imprescindibile per avere risorse idriche quantitativamente abbondanti e di buona qualità.

La gestione degli ecosistemi di acque correnti richiede anche la rimozione di quelle infrastrutture che hanno perso un ruolo strategico per la sicurezza idraulica o per gli usi delle acque, ripristinando, dove è possibile, la connettività laterale e longitudinale.

L'aumento della frequenza di fenomeni meteorici di notevole intensità e breve durata sta mettendo a dura

prova le opere per la difesa idraulica. Ancora una volta, dove è possibile, si dovrebbero ampliare alvei e golene aumentando lo spazio destinato all'espansione delle piene. In tal modo, si potrebbero anche riattivare i processi laterali con il recupero di aree marginali e la ricostruzione di zone umide e fasce di vegetazione capaci di fornire i servizi ecosistemici precedentemente menzionati.

Perché tali interventi possano essere efficaci, occorre adottare piani di gestione flessibili e modulati sulla base delle variazioni climatiche attese. Questo tipo d'interventi può essere anzitutto realizzato per stralci, operando alla scala locale nel reticolo idrografico secondario che penetra nel territorio in modo capillare. A questo livello possono essere applicati strumenti normativi e finanziari già previsti dalle politiche europee come la nuova politica agricola comune (PAC) e dalle diverse direttive di settore, avendo come obiettivi la riduzione del consumo dei suoli naturali e agricoli, il recupero e la valorizzazione ambientale delle aree marginali nel sistema agricolo, la conservazione e il ripristino dell'integrità ecologica delle aree riparie che funzionano come tampone tra ecosistemi acquatici e terrestri.

La criticità dei problemi e l'urgenza delle decisioni non devono far dimenticare che la conoscenza scientifica a supporto alle decisioni è un requisito fondamentale e imprescindibile per far fronte a problemi inediti che non trovano un termine di confronto con le serie storiche disponibili. Occorre dunque avviare programmi di ricerca ecologica di lungo termine capaci di cogliere le tendenze evolutive dei fattori di disturbo e le risposte degli ecosistemi.

Gli interventi di manutenzione e riparazione dei danni devono essere progettati su una gestione adattativa, basata sull'esito degli interventi e sul progresso delle conoscenze e controllata mediante programmi di *early warning* e di monitoraggio delle azioni.

Deve essere infine rivista la prassi di una pianificazione settoriale e frammentata in vari livelli di competenze amministrative: gli ecosistemi delle acque interne sono interconnessi e disposti a cascata, per cui la scala spaziale di riferimento deve includere tutto il sistema idrografico, inclusa la componente marina, superando i limiti territoriali dei singoli piani di settore.

BIBLIOGRAFIA

AdBPo, 2006. Caratteristiche del bacino del fiume Po e primo esame dell'impatto ambientale delle attività umane sulle risorse idriche - aprile 2006. Autorità di Bacino del fiume Po, Aprile 2006.

Al Aukidy M., Verlicchi P., Jelic A., Petrovic M., Barcelò D., 2012. Monitoring release of pharmaceutical compounds: Occurrence and environmental risk assessment of two WWTP effluents and their receiving bodies in the Po

- Valley, Italy. *Science of The Total Environment*, **438**: 15-25.
- Alessandrini C., Pecora S., Casicci L., 2008. La risalita del cuneo salino nel delta del Po, impatto e monitoraggio. *ARPA Rivista*, **3**: 42-43.
- Bartoli M., Racchetti E., Delconte C.A., Sacchi E., Soana E., Laini A., Longhi D., Viaroli P., 2012. Nitrogen balance and fate in a heavily impacted watershed (Oglio River, Northern Italy): inquest of the missing sources and sinks. *Biogeo-science*, **9**: 361-373.
- Barzon L., Pacenti M., Franchin E., Squarzon L., Lavezzo E., Cattai M., Cusinato R., Palù G., 2013. The Complex Epidemiological Scenario of West Nile Virus in Italy. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, **10**: 4669-4689.
- Bastiani M. (a cura di), 2011. Contratti di fiume: pianificazione strategica e partecipata dei bacini idrografici. Dario Flaccovio Editore, Palermo, 588 pp.
- Benincà M., 2002. I riflessi territoriali dell'utilizzo agronomico dei liquami zootecnici nel mantovano dal 1990 al 2000. In: *Estimo e Territorio - Genio rurale* num. 7/8: 12-28. Edagricole.
- Bernardi Aubry F., Berton A., Bastianini M., Socal G., Aciri F., 2004. Phytoplankton succession in a coastal area of NW Adriatic, over a 10-year sampling period (1990-1999). *Continental Shelf Research*, **24**: 97-115.
- Bernot M.J., Tank J.L., Royer T.V., David M.B., 2006. Nutrient uptake in streams draining agricultural catchments of the midwestern United States. *Freshwater Biology*, **51** (3): 499-509.
- Bertani I., Segers H., Rossetti G., 2011. Biodiversity down by the flow: new records of monogonont rotifers for Italy found in the Po River. *Journal of Limnology*, **70**: 321-328.
- Bertani I., Ferrari I., Rossetti G., 2012. Role of intra-community biotic interactions in structuring riverine zooplankton under low-flow, summer conditions. *Journal of Plankton Research*, **34**: 308-320.
- Boldreghini P. 1993. Uccelli e Mammiferi del bacino del Po: stato delle conoscenze, problemi e misure di conservazione. *Aqua-Aria*, **6-7**: 721-726.
- Bolpagni R., Pierobon E., Longhi D., Nizzoli D., Bartoli M., Tomaselli M., Viaroli P., 2007. Diurnal exchanges of CO₂ and CH₄ across the water-atmosphere interface in a water chestnut meadow (*Trapa natans* L.). *Aquatic Botany*, **87**: 43-48.
- Bolpagni R., Laini A., Racchetti E., Bartoli M., Viaroli P., 2012. Analisi delle comunità a macrofite del fiume Oglio sublacuale: prime evidenze per una loro valutazione ecofunzionale. *Biologia Ambientale*, **26**: 29-37.
- Bolpagni R., Bartoli M., Viaroli P., 2013. Species and functional plant diversity in a heavily impacted riverscape: implication for threatened hydro-hygrophilous flora conservation. *Limnologia*, **43**: 230-238.
- Bolpagni R., Paduano L., 2014. Tendenze evolutive della vegetazione annuale dei depositi fluviali in Italia settentrionale: ruolo delle specie alloctone e prime evidenze sugli effetti locali del *global change*. *Biologia Ambientale*, **28** (in questo volume).
- Bolpagni R., Piotti A., 2014. Hydro-hygrophilous vegetation diversity and distribution patterns in riverine wetlands in an agricultural landscape: a case study from the Oglio River (Po plain, Northern Italy). *Phytocoenologia* (in press).
- Bombace G., 1992. Fisheries of the Adriatic. In G. Colombo, I. Ferrari, V. U. Ceccherelli e R. Rossi. (Eds.), *Marine eutrophication and population dynamics*, Proc. 25th EMBS. Olsen & Olsen, Fredensborg, Denmark: 379-389.
- Bonada, N., Resh, V.H., 2013. Mediterranean-climate streams and rivers: geographically separated but ecologically comparable freshwater systems. *Hydrobiologia*, **719**: 1-29.
- Bracco F., Sartori F., 1993. Vegetazione perifluviale: conservazione degli habitat e dei loro meccanismi genetici, l'esempio del Po in Lombardia. In: Marchetti R., Problematiche ecologiche del sistema idrografico padano. *Acqua e Aria* 6-7: 761-765.
- Brunke M., Gonser T., 1997. The ecological significance of exchange processes between rivers and groundwater. *Freshwater Biology* **37**, 1-33.
- Bruno M.C., Maiolini B., Carolli M., Silveri L., 2009. Hydropeaking impact on hyporheic invertebrates of an Alpine stream (Trentino, Italy). *Annales de Limnologie - International Journal of Limnology*, **45**: 157-170.
- Bruno M.C., Maiolini B., Carolli M., Silveri L., 2010. Short time-scale impacts of hydropeaking on benthic invertebrates in an Alpine stream (Trentino, Italy). *Limnologia - Ecology and Management of Inland Waters*, **40**: 281-290.
- Bunn S.E., Arthington A.H., 2002. Basic principles and the ecological consequences of altered flow regimes for aquatic biodiversity. *Environmental Management*, **30**: 492-507.
- Caddy J.F., R. Refk, Do-Chi T., 1995. Productivity estimates for the Mediterranean: evidence of accelerating ecological changes. *Ocean & Coastal Management*, **26**: 1-18.
- Calza P., Medana C., Padovano E., Giancotti V., Minero C., 2013. Fate of selected pharmaceuticals in river waters. *Environmental Science and Pollution Research*, **20**: 2262-2270.
- Camusso M., R. Balestrini, W. Martinotti, M. Arpini, 1999. Spatial variations of trace metal and stable isotope content in autochthonous organisms and sediments in the Po river (Italy). *Aquatic Ecosystem Health Management*, **2**: 39-53.
- Camusso M., S. Galassi, D. Vignati, 2002. Assessment of river Po sediment quality by micropollutant analysis. *Water Research*, **36**: 2491-2504.
- Caraco N.F., Cole J.J., 2002. Contrasting impacts of a native and alien macrophyte on dissolved oxygen in a large river. *Ecological Applications*, **12**: 1496-1509.
- Carpenter S.R., 2008. Phosphorus control is critical to mitigating eutrophication. *PNAS*, **105**: 11039-040.
- Casale F., 2000. Cause di perdita e di degrado delle zone umide in Europa. In: Atti Conv. Zone umide d'acqua dolce, Tecniche e strategie di gestione della vegetazione palustre. Regione Lombardia e Comune di Ostiglia. *Quaderni Riserva Naturale Paludi di Ostiglia*, **1**: 21-28.
- Castaldelli G., Pluchinotta A., Milardi M., Lanzoni M., Giari L., Rossi R., Fano E.A., 2013. Introduction of exotic fish species and decline of native species in the lower Po basin, north-eastern Italy. *Aquatic Conservation: Marine and*

- Freshwater Ecosystems*, **23**: 405-417.
- Castiglioni S., Valsecchi S., Polesello S., Rusconi M., Melis M., Palmiotto M., Manenti A., Davoli E., Zuccato E., 2014. Sources and fate of perfluorinated compounds in the aqueous environment and in drinking water of a highly urbanized and industrialized area in Italy. *Journal of Hazardous Materials* (in press).
- Chambers P.A., Meissner R., Wrona F.J., Rupp H., Guhr H., Seeger J., Culp J.M., Brua R.B., 2006. Changes in nutrient loading in an agricultural watershed and its effects on water quality and stream biota. *Hydrobiologia*, **556**: 399-415.
- Coppola E., Verdecchia M., Giorgi F., Colaiuda V., Tomassetti B., Lombardi A., 2014. Changing hydrological conditions in the Po basin under global warming. *Science of The Total Environment* (in press).
- Dall'Olio N., Cavallo C., 2008. *Dinamiche del consumo di suolo agricolo nella pianura Parmense, 1881-2006*. Provincia di Parma.
- de Wit, M., G. Bendoricchio, 2001. Nutrient fluxes in the Po basin. *Science of the Total Environment*, **273**: 147-161.
- Degobbiis, D., Precali R., Ivancic I., Smodlaka N., Fuks D., Kveder S., 2000. Long-term changes in the northern Adriatic ecosystem related to anthropogenic eutrophication. *International Journal of Environment and Pollution*, **13**: 495-533.
- Degobbiis D., Precali R., Ferrari C.R., Djakovac T., Rinaldi A., Ivancic I., Gismondi M., Smodlaka N., 2005. Changes in nutrient concentrations and ratios during mucilage events in the period 1999-2002. *Science of the Total Environment*, **353**: 103-114.
- Dodds W.K., 2006. Eutrophication and trophic state in rivers and streams. *Limnology and Oceanography*, **51**: 671-680.
- Ewel K.C., Cressa C., Kneib R.T., Lake P.S., Levin L.A., Palmer M.A., Snelgrove P., Wall D.H., 2001. Managing critical transition zones. *Ecosystems*, **4**: 452-460.
- Farkas A., Erratico C., Viganò L., 2007. Assessment of the environmental significance of heavy metal pollution in surficial sediments of the River Po. *Chemosphere*, **68**: 761-768.
- Ferrari I., Farabegoli A., Mazzoni R., 1989. Abundance and diversity of planktonic rotifers in the Po River. *Hydrobiologia*, **186/187**: 201-208.
- Fonda Umani S., Milani L., Borne D., de Olazabal A., Parlato S., Precali R., Kraus R., Lucic D., Njire J., Totti C., Romagnoli T., Pompei M., Cangini M., 2005. Inter-annual variations of planktonic food webs in the northern Adriatic Sea. *Science of the Total Environment*, **353**: 218-231.
- Gandolfi G., 2010. L'ittiofauna del bacino padano. *Biologia Ambientale*, **24**: 135-140.
- Gardi C., Dall'Olio N., Salata S., 2013. *L'insostenibile uso di suolo*. Edicom Edizioni, Collana Ambiente e territorio.
- Gherardi F., Occhipinti-Ambrogi A., Savini D., Tricarico E., 2010. Xenodiversità animale nel bacino idrografico del Po. *Biologia Ambientale*, **24**: 129-134.
- Giorgi, F., Lionello, P., 2008. Climate change projections for the Mediterranean region. *Global and Planetary Changes*, **63**: 90-104.
- Govi M., Turitto O., 1993. Processi di dinamica fluviale lungo l'asta del Po. *Acqua-Aria*, **6-7**: 575-588.
- Ittekkot V., Humborg C., Schäfer P., 2000. Hydrological alterations and marine biogeochemistry: a silicate issue? *Bio-Science*, **50**: 776-782.
- Jones I. (Ed.), 2013. *The Impact of Extreme Events on Freshwater Ecosystems*. British Ecological Society, 68 pp.
- Junk W.J., Bayley P.B., Sparks R.E., 1989. The flood pulse concept in river-floodplain systems. *Canadian Special Publications Fishery Aquatic Science*, **106**: 110-127.
- Lamberti A., 1993. Le modificazioni recenti verificatesi nell'asta principale del Po e problemi connessi. *Acqua-Aria*, **6-7**: 589-592.
- Lassaletta L., Romero E., Billen G., Garnier J., García-Gómez H., Rovira J.V., 2012. Spatialized N budgets in a large agricultural Mediterranean watershed: high loading and low transfer. *Biogeosciences*, **9**: 57-70.
- Longhi D., Laini A., Racchetti E., Pinardi M., Bartoli M., 2010. Caratterizzazione integrata della qualità ecologica dei canali di bonifica nella bassa pianura mantovana. *Biologia Ambientale*, **24**: 263-271.
- Longhi D., Soana E., Lorenzoni L., Bartoli M., 2011. Variazioni delle caratteristiche di acque e sedimenti in un canale di bonifica colonizzato da *Nuphar lutea*: implicazioni per la gestione della vegetazione. *Biologia Ambientale*, **25**: 25-32.
- Mainetti M., Pecora S. 2013. Difesa idrogeologica, serve un approccio proattivo. *ARPA Rivista*, **5**: 34-35.
- Marchetti R., 1993. Problematiche ecologiche del Sistema idrografico padano. *Acqua e Aria*, **6-7**.
- Montanari A., 2012. Hydrology of the Po River: looking for changing patterns in river discharge. *Hydrology and Earth System Sciences*, **9**: 6689-6713.
- Newbold, J.D., Elwood J.W., O'Neill R.V., Van Winkle W., 1981. Measuring nutrient spiralling in streams. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **38**: 860-863.
- Nilsson C., Svedmark M., 2002. Basic principles and ecological consequences of changing water regimes: riparian plant communities. *Environmental Management*, **30**: 468-480.
- Pettine M., Bianchi M., Martinotti W., Muntau H., Renoldi M., Tartari G., 1996. Contribution of the Lambro river to the total pollutant transport in the Po watershed (Italy). *Science Total Environment*, **192**: 275-297.
- Pierobon E., Bolpagni R., Bartoli M., Viaroli P., 2010. Net primary production and seasonal CO₂ and CH₄ fluxes in a *Trapa natans* L. meadow. *Journal of Limnology*, **69**: 225-234.
- Pinardi M., Bartoli M., Longhi D., Marzocchi U., Laini A., Ribauda C., Viaroli P., 2009. Relationships between benthic vegetation and biogeochemical processes in a river reach with altered hydrology. *Journal of Limnology*, **68**: 133-145.
- Pinardi M., Bartoli M., Longhi D., Viaroli P., 2011. Net autotrophy in a fluvial lake: the relative role of phytoplankton and floating-leaved macrophytes. *Aquatic Sciences*, **73**: 389-403.
- Pinay G., Clément J.C., Naiman R.J., 2002. Basic principles and ecological consequences of changing water regimes on nitrogen cycling in fluvial systems. *Environmental Management*, **30**: 481-491.

- Poff N.L., Zimmerman J.K.H., 2010. Ecological responses to altered flow regimes: a literature review to inform the science and management of environmental flows. *Freshwater Biology*, **55**: 194-205.
- Provini A., Crosa G., Marchetti R., 1992. Nutrient export from the Po and Adige river basins over the last 20 years. In: Vollenweider RA, Marchetti R, Viviani R (eds). Marine Coastal Eutrophication. *Science Total Environment Supplement*: 291-314.
- Provini A., Binelli A., 2006. Environmental quality of the Po River delta. In: Wangersky P.J. (ed.) *The handbook of environmental chemistry* Volume 5, Part H Estuaries. Springer-Verlag, Berlin Heidelberg: 175-195.
- Racchetti E., Bartoli M., Soana E., Longhi D., Christian R.R., Pinardi M., Viaroli P., 2011. Influence of hydrological connectivity of riverine wetlands on nitrogen removal via denitrification. *Biogeochemistry*, **103**: 335-354.
- Rinaldi M., Surian N., Pellegrini L., Maraga F., Turitto O., 2010. Attuali conoscenze sull'evoluzione recente di corsi d'acqua del Bacino Padano ed implicazioni per la gestione e riqualificazione fluviale. *Biologia Ambientale*, **24**: 29-40.
- Rossaro B., 1993. La fauna della Padania: considerazioni sui popolamenti a macroinvertebrati. *Acqua-Aria*, 6-7: 705-713.
- Rossetti G., Viaroli P., Ferrari I., 2009. Role of abiotic and biotic factors in structuring the metazoan plankton community in a lowland river. *River Research and Applications*, **25**: 814-835.
- Sacchi E., Acutis M., Bartoli M., Brenna S., Delconte C.A., Laini A., Pennisi M., 2013. Origin and fate of nitrates in groundwater from the central Po plain: Insights from isotopic investigations. *Applied Geochemistry*, **34**: 164-180.
- Salmaso F., Quadroni S., Romanò A., Compare S., Gentili G., Crosa G., 2014. Definizione dello stato ecologico secondo il D.M. 260/2010 in due fiumi di pianura (Adda e Ticino) interessati dal Deflusso Minimo Vitale. *Biologia Ambientale*, **28**: 25-38.
- Sánchez-Navarro R., Schmidt G., 2012. *Environmental Flows as a tool to achieve the WFD objectives – Discussion paper*. Version 2.0, 2012; Intecsa Inarsa, European Commission.
- Schindler D.W., Hecky R.E., Findlay D.L., Stainton M.P., Parker R.E., Paterson M.J., Beaty K.G., Lyng M., Kasian S.E.M., 2008. Eutrophication of lakes cannot be controlled by reducing nitrogen inputs: results of a 37-year whole-ecosystem experiments. *PNAS*, **105**: 11254-11258.
- 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). *CLEAN - Soil Air Water*, **39**: 956-965.
- Soana E., Naldi M., Bartoli M., 2012. Effects of increasing organic matter loads on pore water features of vegetated (*Vallisneria spiralis* L.) and plant-free sediments. *Ecological Engineering*, **47**:141-145.
- Squadrone S., Favaro L., Abete M.C., Vivaldi B., Prearo M., 2014. Polycyclic aromatic hydrocarbon levels in European catfish from the upper Po river basin. *Environmental Monitoring and Assessment*, **186**: 2313-2320.
- Tavernini S., Pierobon E., Viaroli P., 2011. Physical factors and dissolved reactive silica affect phytoplankton community structure and dynamics in a lowland eutrophic river (Po river, Italy). *Hydrobiologia*, **669**: 213-225.
- Thorpe J.H., Thoms M.C., Delong M.D., 2006. The riverine ecosystem synthesis: biocomplexity in river networks across space and time. *River Research and Application*, **22**: 123-147.
- Tibaldi S., Cacciamani C., Pecora S., 2010. Il Po nel clima che cambia. *Biologia Ambientale*, **24**: 1-8.
- Vannote R. L., Minshall G.W., Cummins K.W., Sedell J.R., Cushing C.E., 1980. The river continuum concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science*, **37**: 130-137.
- Vezzoli R., Pecora S., Zenoni E., Tonelli F., 2012. *Data analysis to detect inhomogeneity, change points, trends in observations: an application to Po river discharge extremes*. CMCC Research Papers, Issue RP0138, July 2012, 15 pp.
- Viaroli P., Bartoli M., 2009. Ricerca Ecologica e riqualificazione fluviale. *Riqualificazione Fluviale*, **2**: 15-22.
- Viaroli P., Puma F., Ferrari I., 2010. Aggiornamento delle conoscenze ecologiche sul bacino idrografico padano: una sintesi. *Biologia Ambientale*, **24**: 7-19.
- Viaroli P., Bartoli M., Castaldelli G., Naldi M., Nizzoli D., Rossetti G., 2013a. Recent evolution and expected changes of nutrient loads in a heavily exploited watershed: the Po River, Italy. In Arheimer B., Collins A., Krysanova V., Lakshmanan E., Meybeck M., Stone M. (eds) *Understanding Freshwater Quality Problems in a Changing World*. IAHS Publ 361:176-182
- Viaroli P., Nizzoli D., Pinardi M., Rossetti G., Bartoli M., 2013b. Factors affecting dissolved silica concentrations, and DSi and DIN stoichiometry in a human impacted watershed (Po river, Italy). *Silicon*, **5**: 101-114.
- Viaroli P., Bartoli M., Bolpagni R., Longhi D., Nizzoli D., Rossetti G., 2014. Vegetazione acquatica, processi e funzioni dell'ecosistema nei tratti planiziali del reticolo idrografico del fiume Po. XII Giornata Mondiale dell'Acqua - Il Bacino del Po, Roma 22 marzo 2012. *Atti dei Convegni Linnei* **279**: 85-100.
- Viganò L., Arillo A., Buffagni A., Camusso M., Ciannarella R., Crosa G., Falugi C., Galassi S., Guzzella L., Lopez A., Mingazzini M., Pagnotta R., Patrolecco L., Tartari G., Valsecchi S., 2003. Quality assessment of bed sediments of the River Po (Italy). *Water Research*, **37**: 501-518.
- Vollenweider R.A., 1992. Coastal Marine Eutrophication: principles and controls. In: Vollenweider RA, Marchetti R, Viviani R (eds). Marine Coastal Eutrophication. *Science of the Total Environment*, Supplement: 1-20.
- Wetzel R.G., 1990. Land-water interfaces: metabolic and limnological regulators. *Verhandlungen Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie*, **24**: 6-24.
- Zalewski M., Janauer G.A., Jolánkai G., 1997. *Ecohydrology: a new paradigm for the sustainable use of aquatic resources*. IHP, UNESCO, Paris.
- Zanchettin D., Traverso P., Tomasino M., 2008. Po River discharges: a preliminary analysis of a 200-year time series. *Climatic Change*, **89**: 411-433.

Acque temporanee: biodiversità, funzioni ecosistemiche, vulnerabilità e sensibilità ai cambiamenti climatici[§]

Fabio Stoch^{1*}, Luigi Naselli-Flores²

¹ Dip. di Medicina clinica, Sanità pubblica, Scienze della vita e dell'ambiente – Univ. dell'Aquila, Via Vetoio s.n.c., Coppito – 67100 L'Aquila

² Dip. di Scienze e Tecnologie Biologiche, Chimiche e Farmaceutiche – Univ. di Palermo, Via Archirafi, 38 – 90123 Palermo

* Autore referente per la corrispondenza: fabio.stoch@gmail.com

Pervenuto il 10.2.2014; accettato il 19.3.2014

Riassunto

Le acque temporanee contribuiscono alla biodiversità regionale con una ricchezza specifica sproporzionatamente elevata in rapporto all'esigua superficie da esse occupata. Questa breve nota descrive le ragioni che determinano tale diversità biologica, analizza l'importanza delle acque temporanee come *hotspot* di biodiversità e sottolinea come questi ecosistemi rappresentino un valido strumento per valutare l'impatto delle attività umane sul Pianeta. In aggiunta, le acque temporanee sono particolarmente vulnerabili agli effetti dei cambiamenti climatici che ne influenzano l'idroperiodo e ne riducono la numerosità sul territorio. A ciò si aggiunge la distruzione diretta operata dalle attività antropiche per una mancanza di riconoscimento di questi ambienti come ecosistemi acquatici dotati di biota particolarmente ricchi e diversificati. L'effetto sinergico di cambiamenti climatici e attività antropiche rischia di causare la scomparsa di questi ambienti e di un numero considerevole di specie il cui ciclo vitale è strettamente dipendente dalla loro natura temporanea. Per scongiurare una notevole erosione della diversità biologica delle acque interne italiane e per la tutela della biodiversità a livello regionale e nazionale è improcrastinabile una oculata gestione territoriale, volta a preservare ed eventualmente favorire la creazione di nuovi ecosistemi acquatici temporanei.

PAROLE CHIAVE: acque temporanee / cambiamenti climatici / biodiversità / gestione / ripristino

Temporary waters: biodiversity, functional ecology, vulnerability and susceptibility to climate change

Temporary waters contribute to regional diversity disproportionately compared to the Earth's surface they cover. This short note i) describes the reasons underlying this biological diversity, ii) analyzes the importance of temporary waters as hotspots of biodiversity and iii) stresses how these ecosystems represent a valuable tool to evaluate the impact exerted by human activities on our Planet. Moreover, temporary waters are strongly impacted by the climate change, which modifies their hydroperiod and reduces their spatial density. When these effects are coupled with direct destruction operated by human activities (they are hardly recognized as aquatic ecosystems with an extraordinary rich biodiversity) a large portion of species, whose life cycles are strictly dependent upon the temporary nature of these ecosystems, is endangered. To lower the risk of a significant decrease of biological diversity of Italian inland waters, and to safeguard regional and national biodiversity, a sound management of the whole territory, addressed to preserve the existing and eventually to create new temporary ecosystems, can not be further delayed.

KEY WORDS: temporary waters / climate change / biodiversity / management / restoration

BIODIVERSITÀ E FUNZIONI ECOSISTEMICHE DELLE ACQUE TEMPORANEE

Negli ultimi anni si è diffusa in Europa e nel mondo una crescente consapevolezza dell'importanza che le piccole acque temporanee (pozze, stagni, paludi e acquitrini) svolgono nella conservazione della biodi-

versità acquatica (Rosset *et al.*, 2012) e come indicatori della sostenibilità delle azioni umane sul funzionamento del Pianeta (Cairns, 2001). Esse ospitano complessivamente un numero di specie (in particolare spe-

[§] Insetto speciale *Stato attuale e tendenze evolutive negli ecosistemi di acque interne e di transizione in Italia*, a cura di Pierluigi Viaroli

cie rare, vulnerabili e minacciate) particolarmente elevato rispetto ad altri ecosistemi acquatici continentali come fiumi e laghi (Stoch, 2005; Williams *et al.*, 2004). In questi ambienti frequentemente coesistono numerose specie affini da un punto di vista tassonomico, trofico e funzionale che, date la ridotta estensione e profondità, sembrano violare le regole della competizione (Hutchinson, 1959). Ciò è spiegabile considerando l'elevata, ma non appieno compresa in tutte le sue implicazioni spaziali e temporali, eterogeneità ambientale che si realizza in questi ecosistemi. Solo considerando a titolo di esempio la carinofauna, gli stagni temporanei possono ospitare in modo esclusivo più del 60% degli organismi presenti negli ecosistemi acquatici di una data area (Marrone *et al.*, 2009). Le aree ricche di piccole acque hanno inoltre il ruolo di corridoi ecologici nelle reti di ambienti acquatici, svolgendo un ruolo fondamentale nel tessuto paesaggistico e fungendo da ambienti filtro per la depurazione delle acque che vengono drenate dal reticolo idrico superficiale (Céréghino *et al.*, 2014).

Numerosi organismi popolano le acque temporanee in modo esclusivo e richiedono obbligatoriamente una fase asciutta per compiere il loro ciclo vitale (basti ricordare anostraci, notostraci, spinicaudati e numerose specie di rotiferi, cladoceri e copepodi). Altri organismi (alghe, felci e piante vascolari) sono in grado di modificare il loro ciclo vitale modulandolo su base annuale in sincronia con il periodo in cui è presente

l'acqua (Naselli-Flores e Barone, 2012). In tutti i casi, il superamento della fase di asciutta avviene attraverso la produzione di forme di resistenza (Fig. 1). La sopravvivenza delle specie è dunque legata ai banchi di semi, spore, uova durature e cisti nei sedimenti ed è comune riscontrare che non tutte le specie potenzialmente presenti in un certo ecosistema acquatico temporaneo si manifestino allo stadio adulto nello stesso anno. La composizione specifica di questi ecosistemi è pertanto variabile di anno in anno ed è influenzata da una serie di parametri meteo-climatici quali intensità e frequenza degli eventi piovosi e periodo di primo riempimento (Marrone *et al.*, 2006).

Le acque temporanee costituiscono inoltre i siti riproduttivi prevalenti di alcuni anfibi come le raganelle (genere *Hyla*) e i rospi smeraldini (genere *Bufo*). Entrambi i generi sono presenti in Italia con quattro specie, alcune delle quali endemiche; in questi ambienti gli stadi larvali evitano la pressione predatoria da parte dei pesci. Nelle zone meno ricche di acque permanenti, anche i rettili del genere *Emys* (testuggini palustri presenti in Italia con due specie e varie sottospecie) possono utilizzare le acque temporanee come siti riproduttivi. In tutti questi casi, la sopravvivenza delle specie è spesso garantita da metapopolazioni, che occupano non uno, ma una serie di piccoli bacini limitrofi; le specie che popolano stagni isolati o periferici sono generalmente più soggette ad estinzione (fenomeno legato alla gerarchizzazione –*nestedness*– delle faune).

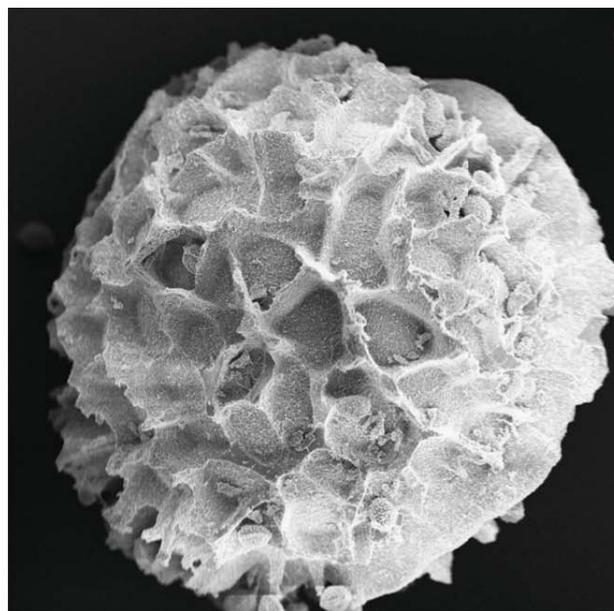
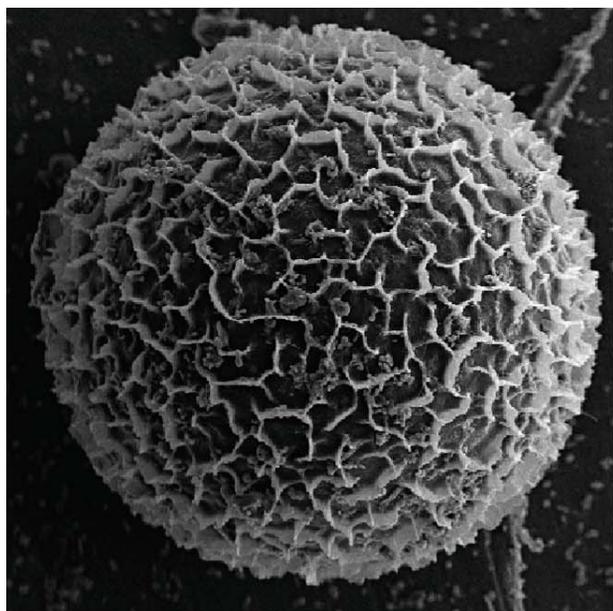


Fig. 1. Forme di resistenza. A sinistra, cisti di *Chirocephalus* sp., un crostaceo anostraco che popola gli stagni temporanei (foto di Federico Marrone). A destra, megaspore di *Isoetes* sp., una pteridofita che caratterizza gli stagni temporanei mediterranei. È interessante notare la somiglianza morfologica e dimensionale (entrambe le forme di resistenza hanno un diametro di circa mezzo millimetro) che probabilmente favorisce la dispersione.

È importante sottolineare che i principali parametri ecologici responsabili della struttura biotica degli ecosistemi acquatici temporanei sono il loro idroperiodo (cioè la durata della fase acquatica, generalmente dipendente dal regime termo-pluviometrico) e la loro connettanza (che dipende dal numero di ecosistemi acquatici presenti in una data area, dalla loro reciproca distanza e dalla presenza di barriere tra di essi).

Nonostante l'elevato valore della biodiversità in questi ambienti, le conoscenze floro-faunistiche sono oggi buone soprattutto per l'area alpina ed appenninica settentrionale, per i boschi planiziali residui dell'area tirrenica e, in base a recenti ricerche, per Puglia, Sicilia e Sardegna. Questa distribuzione "a macchia di leopardo" delle conoscenze purtroppo impedisce ancora l'individuazione di *hotspot* di biodiversità, che sembrano comunque localizzarsi nelle aree planiziarie mediterranee.

GRADO DI MINACCIA DI SPECIE E HABITAT

Le acque temporanee sono generalmente ecosistemi di piccole dimensioni e poco profondi, riconoscibili come tali solo durante la loro fase acquatica. Nelle zone caratterizzate dal clima Mediterraneo, tale fase

coincide con il periodo piovoso autunno-invernale. La lunghezza del loro idroperiodo varia da poche settimane a 6-9 mesi in relazione alle caratteristiche morfologiche dei diversi ambienti (Fig. 2). Al contrario, durante il periodo secco appaiono come depressioni del suolo, purtroppo spesso usate come discariche abusive di immondizie e detriti. Peraltro, a causa delle loro ridotte dimensioni, questi ecosistemi sono particolarmente sensibili all'inquinamento prodotto da fertilizzanti, pesticidi e rifiuti di varia origine.

L'antropizzazione del territorio è dunque la principale minaccia per le acque temporanee; l'ampliamento, la crescita e l'estensione delle aree urbanizzate e della rete viaria, nonché le pratiche agricole intensive sono le cause principali della rarefazione di questi habitat. D'altra parte, un ampio numero di piccole raccolte d'acqua è stato creato ad opera dell'uomo: gli stagni di paese e gli abbeveratoi erano un tempo prezioso supporto ad un'economia di tipo rurale. Il declino delle attività pastorali e la mancanza di manutenzione dei bacini hanno rapidamente portato alla scomparsa di questi ambienti per un rapido processo di interrimento. Un rischio opposto al riempimento è invece rappre-



Fig. 2. Un esempio dell'aspetto invernale (a sinistra) ed estivo (a destra) di stagni temporanei della Sicilia (foto di Federico Marrone).

sentato dal fatto che queste depressioni vengono talora rese più profonde e convertite in ambienti permanenti da sfruttare ad uso irriguo, antincendio, o come risorsa idrica per la selvaggina, paradossalmente perché si ritiene che ciò possa proteggere e favorire gli uccelli acquatici e gli anfibi; queste trasformazioni spesso distruggono completamente il biota originale (Nielsen *et al.*, 2013).

La scomparsa di questi ambienti è stimata tra il 60% e l'80% ogni 30 anni, come risulta dai dati ricavati per le aree carsiche dell'Italia nord-orientale (Stoch, 2005). Il tasso di estinzione risulta più elevato (78%) per le pozze di area compresa tra 2 e 20 m² e lievemente inferiore (66%) per gli stagni con area maggiore di 20 m². Con tassi di estinzione così elevati si può ritenere che le piccole acque del nostro Paese siano prossime alla completa scomparsa.

Un ulteriore fattore di minaccia per il biota delle piccole acque temporanee è rappresentato dall'introduzione di specie aliene; tra le idrofite non radicanti le più invasive sono ad esempio l'azolla (*Azolla filiculoides*) e la lenticchia minuscola (*Lemna minuta*) che si sta diffondendo velocemente in tutto il territorio nazionale, mentre per la fauna ricordiamo la marcata presenza del gambero della Louisiana (*Procambarus clarkii*), ormai diffuso in tutte le paludi e gli stagni di maggiori dimensioni dell'Italia peninsulare e insulare; questo predatore resiste bene al disseccamento dei bacini. Nei periodi d'invaso sono spesso introdotti negli stagni temporanei anche la gambusia (*Gambusia holbrooki*), accanto a pesci rossi (*Carassius auratus*). Non mancano gli alieni nemmeno tra gli anfibi (*Xenopus laevis* si sta diffondendo rapidamente in Sicilia) e tra i rettili, con le trachemidi (*Trachemys scripta*) che continuano ad essere liberate in moltissimi stagni e paludi. Essendo le specie aliene predatrici di inverte-

brati, girini e uova di anfibi, sono capaci di annullarne i successi riproduttivi e modificare la composizione specifica della fauna dei piccoli bacini.

Numerose sono le specie legate alle piccole raccolte d'acqua che rischiano l'estinzione. Tra le piante ricordiamo le pteridofite tra cui *Isoetes velata*, limitata a poche, isolate stazioni mediterranee e *Pilularia minuta*, presente ormai solamente in poche pozze della Sardegna, o ancora *Ranunculus batrachioides*, specie esclusiva di luoghi inondata solo d'inverno, di cui sono note stazioni relitte solo in Sardegna e Spagna. Tra le specie animali, sono fortemente a rischio, oltre ai noti anfibi, numerosi invertebrati acquatici, tra cui i notostraci dei generi *Triops* e *Lepidurus* (Fig. 3), molti anostraci (Fig. 3) e, tra gli insetti, numerosi odonati.

Alla scarsa protezione di tali ambienti contribuisce la carenza normativa. Particolare rilievo per le paludi ed altre acque "minori" avrebbero dovuto assumere l'emanazione della Direttiva Quadro sulle Acque (2000/60/CE), che purtroppo non le contempla. La Direttiva Habitat (92/43/CEE) costituisce a tutt'oggi il miglior strumento di tutela di questi ambienti (integrata per le paludi dalla Direttiva Uccelli, 79/409/CEE). Le specie di piante e di anfibi dell'allegato IV probabilmente costituiscono lo strumento più idoneo per tutelare pozze e piccoli stagni. Nell'allegato I vi è infatti un unico habitat prioritario italiano, costituito dagli "Stagni temporanei mediterranei" (codice 3170).

EFFETTI DEI CAMBIAMENTI CLIMATICI SULLE ACQUE TEMPORANEE

Le acque temporanee sono considerate "sistemi sentinella per il monitoraggio del *global change*" (Céréghino *et al.*, 2008). Il cambiamento climatico globale crea drastiche alterazioni del ciclo idrologico di questi ambienti, tipicamente stagionali, prolungando i periodi



Fig. 3. A sinistra *Lepidurus lubbocki*, un crostaceo notostraco; a destra maschio di *Chirocephalus diaphanus*, un crostaceo anostraco (foto di Damiano Vagaggini). Entrambi gli organismi popolano esclusivamente pozze e stagni temporanei.

di siccità soprattutto nella regione biogeografica mediterranea. I cambiamenti climatici previsti per l'area Mediterranea, caratterizzati da una diminuzione della piovosità ed un aumento dell'aridità (si veda Naselli-Flores e Lugliè, questo volume) costituiscono un ulteriore elemento di pericolo per questi ecosistemi.

Gli studi condotti su questi ambienti chiaramente mostrano come l'andamento annuale delle temperature e delle precipitazioni condizioni l'inizio e la durata dell'idrofase determinando la struttura e la dinamica del loro biota (Bazzanti *et al.*, 2009; Della Bella *et al.*, 2005; Naselli-Flores e Barone, 2002; Solimini *et al.*, 2005). Peraltro questi cambiamenti possono causare talora un arricchimento in specie (Rosset *et al.*, 2010), dovuto però ad elementi banali che sostituiscono le specie ad elevato valore conservazionistico. Questo problema si va ad aggiungere al generale degrado e alla progressiva scomparsa di questi ambienti per effetto dell'impatto antropico e ne incrementa il già elevato tasso di estinzione. La capacità di adattamento di questi ambienti ai cambiamenti climatici è pertanto minima.

Le variazioni dell'idroperiodo indotte dai cambiamenti climatici sui cicli biologici delle specie e sulla dinamica dei sistemi modificano dunque le successioni ecologiche naturali ed accelerano i processi di interrimento, con conseguente perdita della funzionalità ecosistemica e della connettanza. Studi condotti su questi ambienti chiaramente mostrano come l'andamento annuale delle temperature e delle precipitazioni condizioni l'inizio e la durata dell'idrofase determinando la struttura e la dinamica del loro popolamento (Bazzanti *et al.*, 2009). Ne segue che alterazioni climatiche anche lievi possono modificare profondamente il funzionamento di questi ecosistemi: ad esempio, Barone *et al.* (2010), in uno studio sul Biviere di Gela (uno dei due siti Ramsar della Sicilia), hanno evidenziato che l'aumento di temperatura media annuale dell'aria di 0,6 °C riscontrato negli ultimi venti anni, pur non accompagnato da una significativa diminuzione della piovosità, è stato sufficiente ad incrementare i tassi di evapotra-

spirazione in modo da rendere negativo il bilancio idrico del Biviere, con una contrazione della profondità massima da 8 m ad 1 m.

MISURE DI MITIGAZIONE E INTERVENTI DI RIPRISTINO

Le misure di mitigazione e di adattamento di questi fragili ecosistemi di ridotte dimensioni sono spesso problematiche. Deviazione di parte dell'acqua da vicini bacini permanenti per alimentare gli ambienti temporanei possono causare drastiche alterazioni del biota con l'introduzione di specie indesiderate, oltre a sconvolgere l'idroperiodo e l'andamento termico. Sono pertanto da preferirsi i piccoli interventi di manutenzione e ripristino mirati a rallentare i processi di interrimento degli specchi d'acqua, asportando immondizie e detriti, rimuovendo le essenze vegetali invasive, accanto ad una desiderabile rimozione delle specie alloctone, che potrebbero trarre vantaggio in situazioni critiche. Di grande rilievo è anche il ripristino nonché la ricostruzione ex-novo di alcuni siti, al fine di ristabilire complessi di stagni ad elevata connettanza. In Inghilterra l'associazione *Pond Conservation* ha proposto di recente, ed in parte già realizzato, un progetto per ripristinare un milione di stagni, come recentemente annunciato da BBC News (Harrabin, 2012), mentre in Italia gli interventi sono ancora molto localizzati. Fortunatamente gli interventi di ripristino dei piccoli stagni e delle pozze sono stati spesso coronati da successo (Stoch, 2005). Una certa cura deve essere posta nell'impermeabilizzazione del fondo con metodi naturali e nella scelta del periodo dell'anno in cui effettuare il ripristino (quando la ricchezza specifica è più bassa e non vi sono anfibi in riproduzione). Se trattasi di ripristino di ambienti non ancora completamente interrati, la conservazione in acquari di campioni di piante, invertebrati e anfibi in attività o svernanti che vengono recuperati nel sito consentirà di reintrodurre nell'ambiente ripristinato organismi locali accelerando la ricolonizzazione ed evitando inopportune trasfaunazioni.

Bibliografia

- Barone R., Castelli G., Naselli-Flores L., 2010. Red sky at night cyanobacteria delight: the role of climate in structuring phytoplankton assemblage in a shallow, Mediterranean lake (Biviere di Gela, southeastern Sicily). *Hydrobiologia*, **639**: 43-53.
- Bazzanti M., Della Bella V., Grezzi F., 2009: Functional characteristics of macroinvertebrate communities in Mediterranean ponds (Central Italy): influence of water permanence and mesohabitat type. *Annales de Limnologie - International Journal of Limnology*, **45**: 29-39.
- Cairns J., 2001. The role of reservoirs in sustainable use of the planet. *Hydrobiologia*, **457**: 61-67.
- Cérèghino R., Biggs J., Oertli B., Declerck S., 2008. The ecology of European ponds: defining the characteristics of

- a neglected freshwater habitat. *Hydrobiologia*, **597**: 1-6.
- Céréghino R., Boix D., Cauchie H.-M., Martens K., Oertli B., 2014. The ecological role of ponds in a changing world. *Hydrobiologia*, **723**: 1-6.
- Della Bella V., Bazzanti M., Chiarotti F., 2005. Macroinvertebrate diversity and conservation status of Mediterranean ponds in Italy: water permanence and mesohabitat influence. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, **15**: 583-600.
- Harrabin, J., 2012: Push to create a million UK ponds. BBC News, Science & Environment, 18 September 2012: <http://www.bbc.co.uk/news/science-environment-19624009>.
- Hutchinson G.E., 1959. Homage to Santa Rosalia or why are there so many kinds of animals? *The American Naturalist*, **93**: 145-159.
- Marrone F., Barone R., Naselli-Flores L., 2006. Ecological characterization and cladocerans, calanoid copepods and large branchiopods of temporary ponds in a Mediterranean island (Sicily, southern Italy). *Chemistry and Ecology*, **22**(1): 181-190.
- Marrone F., Castelli G., Naselli-Flores L., 2009. Sicilian temporary ponds: An overview of the composition of their crustacean biota. In: Fraga i Arguimbau, P. (ed.), *International Conference on Mediterranean Temporary Ponds. Proceedings & Abstracts*. Consell Insular de Menorca. Recerca, 14. Maó, Menorca: 111-129.
- Naselli-Flores L., Barone R., 2002. Limnology of a small, temporary pond: the Pond of Santa Rosalia (Sicily, Italy). *Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie*, **28**: 1673-1677.
- Naselli-Flores L., Barone R., 2012. Phytoplankton dynamics in permanent and temporary Mediterranean waters: is the game hard to play because of hydrological disturbance? *Hydrobiologia*, **698**: 147-159.
- Nielsen D.L., Podnar K., Wats R.J., Wilson A.L., 2013. Empirical evidence linking hydrologic stability with decreased biotic diversity within wetlands. *Hydrobiologia*, **708**: 81-96.
- Rosset V., Lehmann A., Oertli B., 2010. Warmer and richer? Predicting the impact of climate change on biodiversity in small temperate waterbodies. *Global Change Biology*, **16**: 2376-2387.
- Rosset V., Simaika J.P., Arthaud F., Bornette G., Vallod D., Samways M.J., Oertli B., 2012. Comparative assessment of scoring methods to evaluate the conservation value of pond and small lake biodiversity. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*. DOI: 10.1002/aqc.2287.
- Solimini A.G., Della Bella V., Bazzanti M., 2005. Macroinvertebrate size spectra of Mediterranean ponds with differing hydroperiod length. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, **15**: 601-611.
- Stoch F. (ed.), 2005. Pools, ponds and marshland. Italian Habitats. *Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e Museo Friulano di Storia Naturale*, **11**: 1-158.
- Williams P., Whitfield M., Biggs J., Bray S., Fox G., Nicolet P., Sear D., 2004. Comparative biodiversity of rivers, streams, ditches and ponds in an agricultural landscape in Southern England. *Biological Conservation*, **115**: 329-341.

Ecosistemi dipendenti dalle acque sotterranee: biodiversità, funzioni ecosistemiche ed effetto dei cambiamenti climatici[§]

Diana M.P. Galassi^{1*}, Fabio Stoch¹, Barbara Fiasca¹,
Andrea Piermarocchi², Tiziana Di Lorenzo³

¹ Università degli Studi dell'Aquila, Dipartimento di Medicina Clinica, Sanità Pubblica, Scienze della Vita e dell'Ambiente, Via Vetoio, Coppito – 67100 L'Aquila

² Università degli Studi di Teramo, Facoltà di Giurisprudenza, Via R. Balzarini 1 – 64100 Teramo

³ Istituto per lo Studio degli Ecosistemi - ISE-CNR, Via Madonna del Piano, 10 – 50019 Sesto Fiorentino, Firenze

* Referente per la corrispondenza: dianamariapaola.galassi@univaq.it

Pervenuto l'8.2.2014; accettato il 19.3.2014

Riassunto

I GDE (*Groundwater Dependent Ecosystems*) sono ecosistemi la cui composizione in specie viventi e i cui processi ecologici sono condizionati più o meno direttamente dalle acque sotterranee e sono classificati sulla base del grado di dipendenza dalle acque sotterranee. Il presente contributo è finalizzato a fornire una descrizione di tali ecosistemi, con particolare riferimento ai GDE subsuperficiali (*Subsurface Groundwater Dependent Ecosystems* – SGDE) e a definire le minacce cui sono sottoposti per effetto dei cambiamenti climatici e di altri fattori sinergici che ne alterano la funzionalità. Nei SGDE manca la produttività primaria, stante l'assenza di luce, e le comunità sono composte da batteri, protisti e organismi animali (prevalentemente invertebrati). I cambiamenti climatici sono tra i fattori di maggior minaccia dell'integrità dei GDE. Il sovrasfruttamento della risorsa idrica sotterranea, le escavazioni in alveo, le pratiche agricole intensive con l'uso di fertilizzanti e pesticidi, lo scarico di reflui urbani e industriali, l'inquinamento da sostanze tossiche abusivamente interrate concorrono ad accrescere i rischi cui sono sottoposti i GDE.

Il concetto di adattamento ai cambiamenti climatici nei GDE contempla sia l'aspetto quantitativo e qualitativo della risorsa idrica sotterranea, sia la capacità di sostenere la biodiversità e i servizi ecosistemici che la stessa è in grado di offrire. Le misure di mitigazione dovrebbero considerare periodo, durata e quantità di acqua sotterranea emunta al fine di garantire, per gli acquiferi alluvionali, il contatto tra il corpo idrico superficiale e la falda ad esso sottesa e, per gli acquiferi carsici, il mantenimento della saturazione dei sistemi annessi capacitivi.

PAROLE CHIAVE: GDE / biodiversità / acque sotterranee / cambiamenti climatici / fattori sinergici

Groundwater Dependent Ecosystems (GDEs): biodiversity, ecosystem functioning and effects of climate change

The Groundwater Dependent Ecosystems (GDEs) are those ecosystems which depend on groundwater quality and quantity, and are commonly ranked on the basis of the degree of dependency on groundwater. This review is aimed at describing these ecosystems (with special emphasis on Subsurface Groundwater Dependent Ecosystems - SGDEs), and at assessing major threats of climate change and of synergistic factors which may alter the ecological functioning of these ecosystems. As primary productivity is missing in the SGDEs due to total darkness, communities are composed of bacteria, protists and animals (predominantly invertebrates). Climate change has detrimental effects on GDEs, along with groundwater withdrawal, excavations in the streambed, intensive agriculture with excessive use of fertilizers and pesticides, urban sewage, increasing pollution from illegal dumping of toxic substances. These activities determine loss of biodiversity and ecosystem services. Up to now the adaptation to climate change in GDEs has received poor attention, as groundwater quality and quantity need to be integrated with ecosystem ability to sustain groundwater biodiversity and related ecosystem services. Mitigation measures should consider period, duration and amount of groundwater exploited in order to ensure, for alluvial aquifers, the contact between the surface water body and the underlying aquifer, for karstic aquifers, the maintenance of water saturation of the annexed capacitive subsystems.

KEY WORDS: GDE / biodiversity / groundwater / climate change / synergistic factors

INTRODUZIONE

L'acronimo GDE (*Groundwater Dependent Ecosystems*) indica ecosistemi la cui composizione in specie viventi e i cui processi ecologici sono condizionati più o meno direttamente dalle acque sotterranee (Armcanz/Anzecc, 1996). Hatton e Evans (1998) identificano 5 categorie di GDE in base al grado di dipendenza dalla quantità di acqua sotterranea: 1) ecosistemi completamente dipendenti, le cui comunità non sopravvivono anche cambiamenti anche lievi della quantità di acqua sotterranea; 2) ecosistemi altamente dipendenti, le cui comunità variano in composizione e struttura in risposta a cambiamenti moderati della quantità di riserva idrica sotterranea; 3) ecosistemi proporzionalmente dipendenti, le cui comunità subiscono cambiamenti proporzionali alle variazioni della quantità di acqua sotterranea, piuttosto che drammatici cambiamenti nel loro stato di salute, distribuzione e composizione; 4) ecosistemi opportunisticamente dipendenti, le cui comunità vivono in ambienti in cui l'acqua sotterranea svolge un ruolo significativo nei periodi siccitosi o alla fine della stagione secca; 5) ecosistemi non dipendenti, le cui comunità non dipendono in alcun modo diretto dalla disponibilità di acqua sotterranea (Hatton e Evans, 1998; Eamus e Froend, 2006; Eamus *et al.*, 2006; Bertrand *et al.*, 2012). Le prime due tipologie di GDE comprendono anche gli ecosistemi acquatici subsuperficiali, i cosiddetti SGDE (*Subsurface Groundwater Dependent Ecosystems*). Sono da considerarsi SGDE gli acquiferi saturi carsici, alluvionali e litoidi, l'ambiente carsico vadoso e l'epicarso, gli ambienti subsuperficiali di sorgente e del suolo (ambiente ipotelmorreico) e l'ambiente iporreico fluviale (FISRWG, 1998; Environment Agency, 2009) (Fig. 1).

Quest'ultimo rappresenta una zona tridimensionale di spessore e dimensione variabile, che convenzionalmente viene campionata a 50 cm in subalveo, costituita da sedimenti saturi di acqua sottostanti e laterali al letto fluviale (vedi Malard *et al.*, 2002 per le differenti tipologie di connessione fiume-falda).

I SGDE sono molto vulnerabili stante la stretta dipendenza dalla quantità e dalla qualità della risorsa idrica sotterranea (Commissione Europea, 2008), in particolare per ciò che attiene la componente biotica. Considerato che le specie sotterranee sono caratterizzate da notevole longevità e scarsa fecondità, se confrontate con le specie più prossime dal punto di vista filogenetico viventi in ambienti di superficie, le comunità sotterranee sono a bassa resilienza (Gibert *et al.*, 1994). Per questa ragione, un singolo evento di disturbo può determinare effetti irreversibili. Ad esempio, l'inquinamento di un acquifero o una significativa diminuzione della sua portata può indurre l'alterazione delle comunità acquatiche sotterranee sia in termini di ricchezza di specie che di abbondanza, in misura proporzionale alla sensibilità specie-specifica a uno o più fattori ambientali (Malard *et al.*, 1996, 1997; Iepure *et al.*, 2013). Le comunità sotterranee sono, inoltre, caratterizzate da bassa ridondanza funzionale, condizione che comporta, come conseguenza primaria, che la scomparsa di una sola specie può modificare la funzionalità dell'ecosistema e i servizi da esso svolti; tra tutti, il riciclo dei nutrienti e l'abbattimento del carico organico sia in un acquifero saturo, sia negli ambienti di interfaccia. Ne consegue che alcuni importanti processi di autodepurazione che hanno luogo nei SGDE, come ad esempio la denitrificazione, possono risultare gravemente, e talora irreversibilmente, compromessi.



Fig. 1. Esempi di GDE: a sinistra le sorgenti reolinnocrene del Fiume Pescara (Abruzzo), a destra il ruscello sotterraneo (SGDE) che scorre nelle grotte di Su Palu, in Sardegna (foto F. Stoch).

BIODIVERSITÀ E FUNZIONI ECOSISTEMICHE DEI GDE

Le acque sotterranee sono ecosistemi che ospitano un'elevata biodiversità di grande valore conservazionistico. Le comunità animali dei GDE sono costituite da una componente sotterranea (specie stigobie che compiono l'intero ciclo vitale in acque sotterranee) ed una superficiale (specie di superficie che penetrano, attivamente o passivamente, nelle acque sotterranee). Le specie stigobie (Fig. 2) costituiscono un gruppo *target* per la conservazione della biodiversità: di 17.000 specie animali d'acqua dolce europee (Fauna Europaea: www.faunaeur.org), circa il 15% è stigobia, con un tasso di endemismo di oltre il 90%. Tra gli stigobi più noti si annovera il proteo (*Proteus anguinus* Laurenti), anfibio presente in Italia solo in una ristretta area (circa 200 km²) del carso goriziano e triestino; ma la quasi totalità degli stigobi è costituita da invertebrati, come oligocheti, molluschi, crostacei e insetti (con una sola specie stigobia italiana, recentemente scoperta in Toscana). Tra questi, sono i crostacei il gruppo più ricco in specie e più abbondante in questi ambienti (Gibert *et al.*, 2009).

Il successo dei crostacei nella colonizzazione degli ambienti acquatici sotterranei è provato dal fatto che questo gruppo annovera interi ordini esclusivamente stigobi (come batinellacei e termosbenacei, copepodi gelielloidi). La stigofauna italiana è costituita, inoltre, da numerose specie di ostracodi, copepodi, isopodi, anfipodi, misidacei e decapodi che hanno areali di distribuzione estremamente ristretti. Questi invertebrati svolgono un ruolo cruciale nelle catene alimentari "troncate" (Gibert e Deharveng, 2002), cioè catene di detrito prive di produttori primari, attraverso l'ingestione della sostanza organica particolata e del

biofilm batterico. Molte specie acquatiche di superficie, tra cui gli stadi pre-imaginali di efemerotteri, plecoteri, tricoteri e ditteri, sono ospiti occasionali dei GDE, che fungono da rifugio dalla predazione (più intensa dell'ambiente bentonico superficiale) o da prolungati periodi di siccità o anche dalle piene imponenti dei corsi d'acqua. Nel periodo che trascorrono nei GDE, anche queste specie epigee intervengono nel riciclo dei nutrienti o entrano nelle catene alimentari sia come frammentatori della sostanza organica sia talvolta come predatori. Altre specie superficiali dipendono strettamente dall'apporto di acqua sotterranea, in virtù della costanza del regime termico e del grado di ossigenazione, per completare i loro cicli vitali: vari salmonidi endemici italiani, come la trota macrostigma (*Salmo macrostigma* Duméril) e quella marmorata (*Salmo trutta marmoratus* Cuvier), richiedono la circolazione di acqua sotterranea nelle zone di frega.

I servizi ecosistemici resi dai GDE possono quindi essere sintetizzati come segue:

1. alimentazione quantitativa – nei settori *upwelling* (di risalita di acque sotterranee) e *outwelling* (di apporto laterale delle stesse) – degli alvei fluviali;
2. stabilità termica e zona potenziale per il rifugio degli invertebrati bentonici di superficie e aree di riproduzione per alcuni pesci di interesse alieutico;
3. processi di autodepurazione, con particolare riferimento alla denitrificazione;
4. diluizione delle sostanze inquinanti, la cui efficacia è dipendente dalla quantità di acqua disponibile nei GDE;
5. conservazione della biodiversità più sensibile (ad esempio, fauna crenobionte, iporreobionte e stigobionte) in aree protette (e non), in funzione dell'integrità ecologica dei GDE.



Fig. 2. Esempi di crostacei stigobi: a sinistra un copepode (0,5 mm), al centro un ostracode (0,4 mm), a destra un anfipode (2,5 mm) (foto F. Stoch).

GRADO DI MINACCIA DI HABITAT E SPECIE: L'ASSETTO NORMATIVO

Esistono moltissime attività antropiche che stanno determinando, o hanno già determinato, gravi danni alla biodiversità dei GDE, compromettendone la funzionalità ecologica. Tra gli interventi che maggiormente danneggiano, talora irreversibilmente, questi ecosistemi si annoverano il sovrasfruttamento della risorsa idrica sotterranea, le regimazioni idraulico-forestali, le escavazioni in alveo, l'interramento delle risorgive e delle zone umide, le pratiche agricole intensive con l'uso di fertilizzanti e pesticidi, lo scarico di reflui urbani e industriali, il proliferare di inquinamento da sostanze tossiche abusivamente interrate. Queste interferenze alterano l'assetto ecologico degli acquiferi e degli ecosistemi superficiali che dipendono dalla quantità e qualità delle acque sotterranee, quali fiumi e torrenti, laghi e zone umide, causando ingenti perdite di biodiversità e annessi servizi ecosistemici e deteriorando, spesso irreversibilmente, la qualità della vita umana (Millennium Ecosystem Assessment, 2005).

L'interruzione del corridoio ecologico costituito dai rapporti acque sotterranee/acque superficiali e l'alterazione dei microhabitat, sia dal punto di vista chimico-fisico che fisiografico, si riflettono nell'estinzione delle specie più sensibili o in gravi minacce per molte specie sotterranee, causando ad esempio drammatiche cadute di abbondanza anche di specie nel passato ben rappresentate. Si possono verificare estinzioni o riduzioni della densità di popolazione sia delle specie stigobie, sia dei macroinvertebrati bentonici, dei pesci e delle piante che richiedono la presenza di falda affiorante.

A fronte di una tale situazione, l'art. 11 della Direttiva Quadro sulle Acque 2000/60/CE prescrive l'attuazione da parte degli Stati membri di una serie di "misure" che, a seguito di approfondite analisi economico-ambientali, garantiscano il raggiungimento degli obiettivi qualitativi di cui all'art. 4 e, più in generale, lo "stato ecologico" buono dei distretti idrogeografici di riferimento. Tuttavia si evidenzia come, pur nell'intento di impedire, limitare ed invertire le tendenze all'aumento delle emissioni inquinanti, ovvero proteggere, ripristinare ed impedire il deterioramento dei corpi idrici sotterranei, la norma sia priva di qualsiasi riferimento diretto ed inequivocabile agli obiettivi di qualità e conservazione dei GDE. Eppure il legislatore comunitario appare perfettamente consapevole della rilevanza ambientale di tali ecosistemi dipendenti, ove al ventesimo "considerando" della Direttiva 2000/60/CE esprime come: "Lo stato quantitativo di un corpo idrico sotterraneo può influire sulla qualità ecologica delle acque superficiali e sugli ecosistemi terrestri connessi a tale corpo idrico sotterraneo" oppure quando, analo-

gamente, all'undicesimo "considerando" della Direttiva sulle Acque Sotterranee 2006/118/CE recita: "Si dovrebbero stabilire criteri per individuare qualsiasi tendenza significativa e duratura all'aumento delle concentrazioni di inquinanti e per determinare il punto di partenza per l'inversione di tendenza, tenendo conto della probabilità di effetti negativi sugli ecosistemi acquatici associati o sugli ecosistemi terrestri che ne dipendono".

Si auspica che tale vuoto normativo, che si riflette di conseguenza anche a livello di legislazione nazionale, venga al più presto colmato (si veda Tomlinson *et al.*, 2007), anche alla luce del fatto che i cambiamenti climatici non vengono considerati, sebbene intervenano in maniera significativa nel ciclo idrologico, nei piani di gestione a scala di bacino con l'incremento della temperatura media dell'aria e alterazioni del regime pluviometrico (Wilby *et al.*, 2006).

Nonostante la loro importanza per la conservazione della biodiversità, solo alcuni GDE sono stati dichiarati habitat di interesse comunitario. Tra la fauna, solo il menzionato proteo è presente negli allegati II (come specie prioritaria) e IV della Direttiva Habitat (92/43/CEE). Purtroppo la biodiversità sotterranea è poco nota sia al legislatore che all'opinione pubblica; questa condizione è ignorata persino dai protocolli in uso per il monitoraggio biologico dei corpi idrici superficiali, come richiesto dalla 2000/60/CE (Tomlinson *et al.*, 2007; Hancock *et al.*, 2009; Tomlinson, 2011).

EFFETTI DEI CAMBIAMENTI CLIMATICI

I cambiamenti climatici sono tra i fattori di maggior impatto ambientale, ma le cui ripercussioni sui GDE sono ancora poco note. Essi hanno portato a gravi alterazioni del regime idrologico a varie scale spaziali (IPCC, 2007 a, b) e coinvolgono sia gli acquiferi, sia i corpi idrici superficiali che da essi dipendono, con drastica diminuzione delle portate nei lunghi periodi di siccità, cui si alternano periodi di intensa piovosità (Kløve *et al.*, 2011). Queste precipitazioni, piuttosto che rimpinguare la risorsa idrica sotterranea, erodono il suolo devegetato e determinano un intenso *runoff* e piene rovinose, che danneggiano gli habitat fluviali e le zone umide circostanti determinando la scomparsa dell'eterogeneità dei microhabitat e delle sequenze buche-raschi, nonché fenomeni di compattamento dei sedimenti fluviali. Il prodotto finale è l'alterazione della connettività verticale tra corpo idrico superficiale e falda sottostante, con conseguente perdita di biodiversità. Inoltre, una marcata diminuzione della risorsa idrica sotterranea, legata al cambiamento del ciclo idrologico indotto dai cambiamenti climatici, porta non solo ad una diminuzione della disponibilità idrica dell'acquifero ma, come conseguenza, anche ad un in-

cremento di concentrazione delle sostanze inquinanti nelle falde acquifere, con ripercussioni negative sulla qualità delle acque sia sotterranee sia superficiali ad esse connesse. Se gli acquiferi sono prossimi alla linea di costa, diventa sempre più frequente il verificarsi del fenomeno dell'intrusione salina, con conseguenze sulla delicata biodiversità stigobia delle acque dolci, dove solo le specie più tolleranti a variazioni consistenti di salinità riescono a sopravvivere (Di Lorenzo e Galassi, 2013). Vi è pertanto un'interazione notevole tra sovrassfruttamento della risorsa idrica sotterranea e cambiamenti climatici, con potenziamento degli effetti negativi già in atto (U.S. EPA, 2011). In chiave ecologica, Kløve *et al.* (2013) elencano le principali minacce sui GDE: 1) perdita di habitat; 2) perdita delle specie più sensibili a variazioni della temperatura (come la maggior parte delle specie crenobionti e stigobionti); 3) cambiamenti nella struttura e nella funzione dei GDE; 4) perdita dei servizi ecosistemici dei GDE.

In generale, si ritiene che la risorsa idrica sotterranea sia soggetta a un rischio minore, ma alcuni studi recenti rivelano che il cambiamento climatico ha già determinato cambiamenti nella portata degli acquiferi, cui si aggiunge anche una alterazione del regime termico (Gunawardhana e Kazama, 2012). In quest'ottica, non tutti gli acquiferi manifestano la stessa vulnerabilità. Acquiferi di piccole dimensioni sono più vulnerabili all'incremento di temperatura e a una diminuzione della portata; il livello dei nutrienti cambia con maggiore facilità e le risposte ecologiche vengono classificate come "catastrofiche" (Kløve *et al.*, 2013). Gli acquiferi più estesi oppongono mag-

giore inerzia ai cambiamenti climatici, e gli effetti del riscaldamento globale sono tamponati dalla maggiore quantità di acqua disponibile che riesce a mantenere la temperatura a valori confrontabili con quelli di 30-50 anni fa.

Scarsa informazione è disponibile sugli effetti dei cambiamenti climatici in ambiente iporreico (Fig. 3). La mancanza di una serie temporale robusta di dati chimico-fisici e biologici rende molto difficile misurare gli effetti dei cambiamenti climatici su tali GDE. Un significativo contributo emerge da un'analisi condotta sul bacino del fiume Rodano da Dehedin *et al.* (2013). Tale studio evidenzia che le comunità iporreiche hanno subito una drastica alterazione nella struttura e composizione in un periodo di 32 anni (1977-2010). La temperatura atmosferica ha mostrato un chiaro e significativo incremento da un valore medio annuale di 11,4°C a 14,4°C e, di riflesso, anche la temperatura media dell'acqua liberamente fluente in alveo ha subito un incremento da 10,5°C a 12,5°C, con l'intensificarsi dei periodi di secca totale. A scala di bacino, l'intensità dell'*upwelling* nell'alveo fluviale, come pure la connettività, si sono notevolmente ridotte. La risposta biologica è stata evidente: l'abbondanza totale degli invertebrati ha mostrato un netto decremento in ambiente iporreico, sia a -50 cm, sia a -100 cm in subalveo e la maggior parte degli stigobi sono scomparsi dall'iporreico subsuperficiale: è invece aumentata la diversità, con la netta dominanza degli stigobi sugli stigosseni, alle maggiori profondità in subalveo (-100 cm) dove le specie trovano una maggiore stabilità dei regimi idrico e termico.

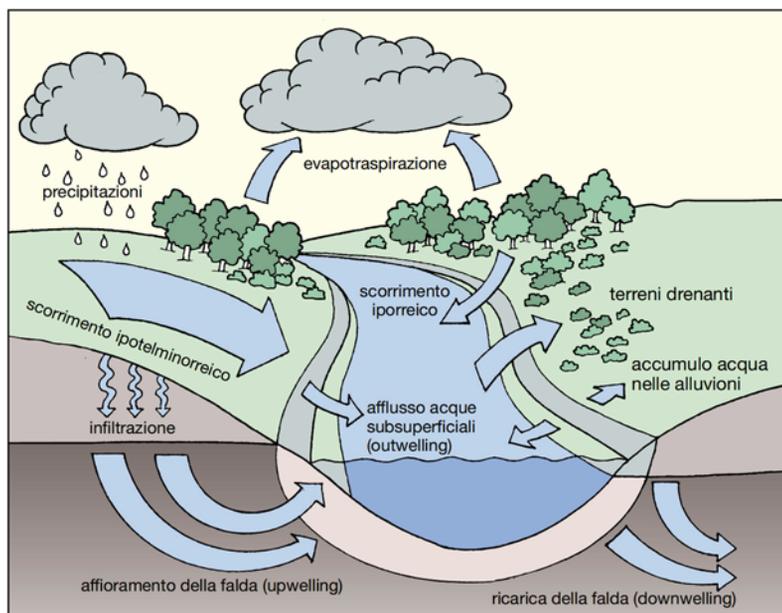


Fig. 3. Schema del rapporto tra fiume, falda e ambiente iporreico (da Stoch, 2008, modificato).

MISURE DI MITIGAZIONE E DI ADATTAMENTO AI CAMBIAMENTI CLIMATICI

L'adattamento agli effetti del cambiamento climatico nei GDE non ha sino ad oggi ricevuto idonea attenzione, aspetto conseguente alla scarsa conoscenza disponibile, alla difficile accessibilità agli ambienti sotterranei e, più in generale, all'assenza di efficaci politiche di gestione della risorsa idrica sotterranea. Le misure di adattamento e di mitigazione di tali effetti devono contemplare gli aspetti quali-quantitativi della risorsa idrica sotterranea, la capacità dei GDE di sostenere la biodiversità, sia sotterranea che superficiale, e i servizi ecosistemici che gli stessi sono in grado di offrire (Tomlinson, 2011). Le misure di mitigazione e di gestione che possono essere messe in atto sono numerose: a) implementazione di una idonea mappatura dei GDE a livello nazionale; b) individuazione di GDE "prioritari", ovvero più idonei a fungere da zone rifugiali, sia a scala evolutiva (serbatoi di relitti filogenetici e distribuzionali), che a scala ecologica (GDE che assicurino la sopravvivenza di specie-chiave ai fini del funzionamento dell'ecosistema); c) mantenimento della buona qualità chimica e della naturale classazione dei sedimenti fluviali di subalveo nel periodo di alveo asciutto, allo scopo di favorire la ricolonizzazione dei sedimenti fluviali nel periodo di alveo bagnato; d) valutazione della sensibilità al cambiamento climatico del biota e della persistenza di habitat-chiave che possano favorire la dispersione, la connettività e quindi la

ricolonizzazione; e) controllo dello sfruttamento degli acquiferi alluvionali e carsici (Clifton *et al.*, 2010).

Lo sfruttamento degli acquiferi a scopo agricolo e industriale agisce in concomitanza ai cambiamenti climatici nel determinare l'abbassamento del livello di falda e la conseguente perdita di connessione tra le acque superficiali e le acque sotterranee che le alimentano. Per gli acquiferi saturi, le misure di mitigazione e gestione dovrebbero pertanto essere focalizzate sulla preservazione della quantità della risorsa, al fine di garantire, per gli acquiferi alluvionali, il contatto tra il corpo idrico superficiale e la falda ad esso sottesa e, per gli acquiferi carsici, il mantenimento della saturazione idrica dei sistemi annessi capacitivi (Fig. 4).

Questi ultimi sono rappresentati dalla vasta rete di fratture che circondano il sistema conduttivo (le classiche condotte carsiche), con acque a bassa velocità di corrente, in cui si accumulano sostanza organica e sedimenti inorganici che vanno a costituire i microhabitat elettivi per la maggior parte delle specie stigobie. Il sistema annesso capacitivo ospita la gran parte della biodiversità sotterranea, al contrario del sistema conduttivo che pone di per sé limiti alla sopravvivenza delle specie, stante l'elevata velocità di corrente e l'assenza di habitat e microhabitat ove le specie possono trovare rifugio dal trasporto passivo nei periodi di piena dell'acquifero.

Ulteriori misure di mitigazione e gestione riguardano un controllo più efficace, da parte delle autorità com-

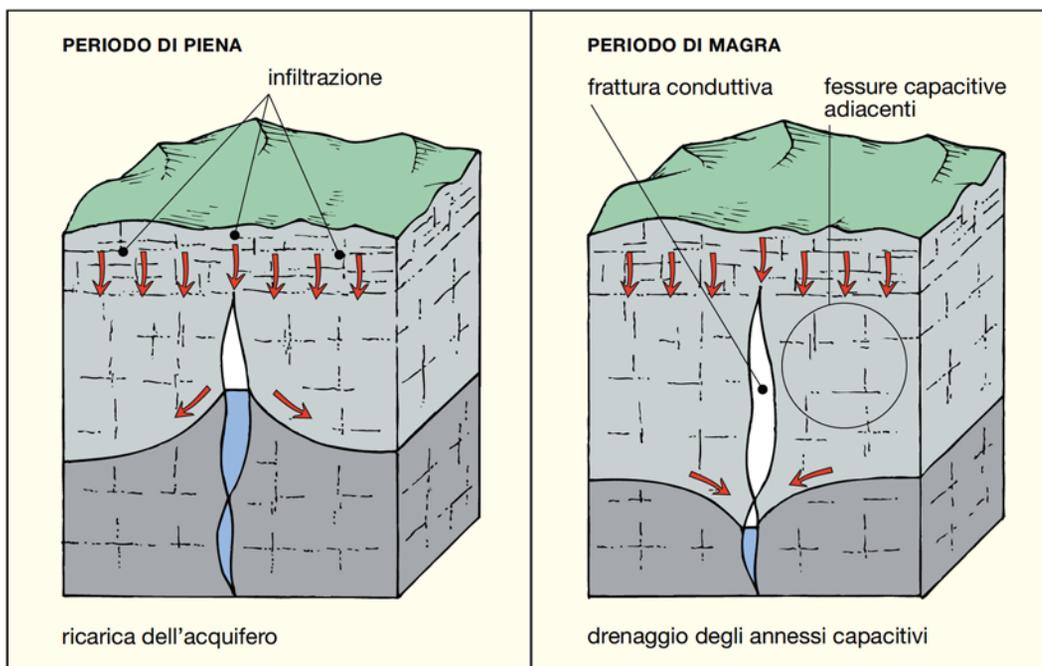


Fig. 4. Schema illustrante i rapporti, in piena e in magra, tra il sistema conduttivo e i sistemi annessi capacitivi. Sono questi ultimi che ospitano la maggiore biodiversità e svolgono numerosi servizi ecosistemici negli acquiferi carsici (da Stoch, 2008, modificato).

petenti, degli inquinanti che raggiungono gli acquiferi, sia quelli di origine agricola e urbana, sia quelli di origine industriale. Particolare attenzione va rivolta alle sostanze tossiche interrate in discariche, talora abusive. In questi ultimi casi, i processi di bonifica, troppo costosi, vengono raramente messi in atto, con perdita irreversibile della disponibilità di acqua sotterranea per ogni uso e la configurazione di una condizione di danno ambientale i cui effetti su tutti gli esseri viventi sono ben noti.

È, infine, evidente che occorre urgentemente cambiare la “visione” di quanto in generale si intende per sistemazione fluviale: gabbionate, cementificazioni, de-vegetazione spondale, frammentazione degli habitat acquatici alla scala di bacino, necessitano di una attenzione particolare nell’ambito della redazione dei Piani Stralcio di Difesa dalle Alluvioni (PSDA). Tali interventi, infatti, se non gestiti accuratamente, possono interrompere la continuità tra gli habitat acquatici,

compromettendo i processi di denitrificazione e abbattimento degli inquinanti di natura organica, alterando la classazione dei sedimenti fluviali e la connettività. Il miglioramento o il ripristino della connettività verticale (fiume-falda), trasversale (fiume-piana e fiume-zone umide ripariali e golenali) e longitudinale (dalla sorgente alla foce), renderebbero le comunità più resilienti, offrendo aree rifugiali nell’ambiente iporreico (Dole-Olivier, 2011) e mitigando gli effetti dei cambiamenti climatici su questa tipologia di GDE. Su alcuni di questi aspetti emergenti sta operando a livello nazionale e comunitario il progetto LIFE+ *AQUALIFE*, finanziato dall’Unione Europea.

Ringraziamenti

Il lavoro è parzialmente finanziato dal progetto LIFE12 BIO/IT/000231- *AQUALIFE - Development of an innovative and user-friendly indicator system for biodiversity in groundwater dependent ecosystems.*

BIBLIOGRAFIA

- Armcanz/Anzecc, 1996. *National Principles for the Provision of Water for Ecosystems, Occasional Paper SWR No 3*, Sustainable Land and Water Resource Management Committee, Subcommittee on Water Resources, Canberra.
- Bertrand G., Goldscheider N., Gobat J.-M., Hunkeler D., 2012. Review: From multi-scale conceptualization to a classification system for inland groundwater-dependent ecosystems. *Hydrogeology Journal*, **20**: 5-25.
- Clifton C., Evans R., Hayes S., Hirji R., Puz G., Pizarro C., 2010. Commonwealth of Australia, Canberra. Water and Climate Change: Impacts on groundwater resources and adaptation options. *Water Sector Board of the Sustainable Development Network of the World Bank Group*, **25**: 1-76.
- Commissione Europea, 2008. *Protezione delle acque sotterranee in Europa*. Luxembourg. Office for Official Publications of the European Communities, 35 pp. DOI 10.2779/86124.
- Dehedin A., Dole-Olivier M.-J., Piscart C., Mimoun D., Bornette G., Marmonier P., 2013. Long-term Changes and Drying Modality Affect Interstitial Assemblages of Alluvial Wetlands. *Wetlands*. DOI: 10.1007/s13157-013-0411-3
- Di Lorenzo T., Galassi D.M.P., 2013. Agricultural impact on Mediterranean alluvial aquifers: do groundwater communities respond? *Fundamental and Applied Limnology*, **182**: 271-282.
- Direttiva 92/43/CEE del Consiglio del 21 maggio 1992 relativa alla conservazione degli habitat naturali e seminaturali e della flora e della fauna selvatiche. *Gazzetta ufficiale n. L 206 del 22/07/1992*. <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=CONSLEG:1992L0043:20070101:IT:PDF>
- Direttiva 2000/60/CE del Parlamento europeo e del Consiglio, del 23 ottobre 2000, che istituisce un quadro per l’azione comunitaria in materia di acque. *Gazzetta ufficiale delle Comunità europee*, L 327, 22.12.2000. <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2000:327:0001:0072:IT:PDF>
- Direttiva 2006/118/CE del Parlamento europeo e del Consiglio del 12 dicembre 2006 sulla protezione delle acque sotterranee dall’inquinamento e dal deterioramento. *Gazzetta ufficiale dell’Unione europea*, L 372, 27.12.2006. <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2006:372:0019:0031:IT:PDF>
- Dole-Olivier M.-J., 2011. The hyporheic refuge hypothesis reconsidered: a review of hydrological aspects. *Marine & Freshwater Research*, **62**: 1281-1302.
- Eamus D., Froend R.H., 2006. Groundwater dependent ecosystems: the where, what and why of GDEs. *Australian Journal of Botany*, **54**: 91-96.
- Eamus D., Froend R., Loomes R., Murray B.R., Hose G.S., 2006. A functional methodology for determining the groundwater regime needed to maintain health of groundwater dependent ecosystems. *Australian Journal of Botany*, **54**: 97-114.
- Environment Agency, 2009. *The hyporheic handbook: a handbook on the groundwater-surface water interface and hyporheic zone for environment managers*. Science report SC050070, 265 pp. www.hyporheic.net/SCHO1009BRDX-e-e.pdf
- FISRWG - The Federal Interagency Stream Restoration Working Group, U.S., 1998. *Stream Corridor Restoration: Principles, Processes, and Practices*. GPO Item no. 0120-A, 637 pp.

- Gibert J., Culver D.C., Dole-Olivier M.-J., Malard F., Christman M.C., Deharveng L., 2009. Assessing and conserving groundwater biodiversity: synthesis and perspectives. *Freshwater Biology*, **54**: 930-941.
- Gibert J., Deharveng L., 2002. Subterranean Ecosystems: A Truncated Functional Biodiversity. *BioScience*, **52**: 473-481. doi: [http://dx.doi.org/10.1641/0006-3568\(2002\)052\[0473:SEATFB\]2.0.CO;2](http://dx.doi.org/10.1641/0006-3568(2002)052[0473:SEATFB]2.0.CO;2)
- Gibert J., Stanford J.A., Dole-Olivier M.-J., Ward J.V., 1994. Basic attributes of groundwater ecosystems and prospects for research. In: Gibert J., Danielopol D.L., J.A. Stanford (eds.), *Groundwater Ecology*. Academic Press, Inc., San Diego: 7-40.
- Gunawardhana L.N., Kazama S., 2012. Statistical and numerical analyses of the influence of climate variability on aquifer water levels and groundwater temperatures: The impacts of climate change on aquifer thermal regimes. *Global and Planetary Change*, **86/87**: 66-78.
- Hancock P.J., Hunt R.J., Boulton A.J., 2009. Preface: hydrogeology, the interdisciplinary study of groundwater dependent ecosystems. *Hydrogeology Journal*, **17**: 1-3.
- Hatton T., Evans R., 1998. *Dependence of ecosystems on groundwater and its significance to Australia*. Canberra. CSIRO (Land and Water).
- Iepure S., Martinez-Hernandez V., Herrera S., Rasines-Ladero R., de Bustamante I., 2013. Response of microcrustacean communities from the surface-groundwater interface to water contamination in urban river system of the Jarama basin (central Spain). *Environmental Science and Pollution Research*. doi: <http://dx.10.1007/s11356-013-1529-9>
- IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change), 2007a. Climate change 2007, impacts, adaptation and vulnerability. In: Parry M.L., Canziani O.F., Palutikof J.P., van der Linden P.J., Hanson C.E. (eds.). *Contribution of working group II to the fourth assessment report of the intergovernmental panel on climate change*. Cambridge University Press.
- IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change), 2007b. *The physical science basis. Summary for policymakers contribution of working group I to the fourth assessment report of the intergovernmental panel on climate change*, Geneva.
- Kløve B., Ala-Aho P., Bertrand G., Gurdak J.J., Kupfersberger H., Kværner J., Muotka T., Mykrä H., Preda E., Rossi P., Uvo C.B., Velasco E., Pulido-Velázquez M., 2013. Climate Change Impacts on Groundwater and Dependent Ecosystems. *Journal of Hydrology*. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2013.06.037>
- Kløve B., Ala-aho P., Guillaume B., Boukalova Z., Ertürk A., Goldscheider N., Ilmonen J., Karakaya N., Kupfersberger H., Kvoerner J., Lundberg A., Mileusni M., Moszczynska A., Muotka T., Preda E., Rossi P., Siergieiev D., 'imek J., Wachniew P., Angheluta V., Widerlund A., 2011. Groundwater dependent ecosystems. Part I: Hydroecological status and trends. *Environmental Science & Policy*, **14**: 770-781.
- Malard F., Plenet S., Gibert J., 1996. The use of invertebrates in ground water monitoring: a rising research field. *Ground Water Monitoring and Remediation*, **16**: 103-113.
- Malard F., Reygrobellet J.-L., Winiarsky T., 1997. Physico-chemical and biological dynamics of a sewage-polluted limestone aquifer. *Internationale Revue Der Gesamten Hydrobiologie*, **82**: 507-524.
- Malard F., Tockner K., Dole-Olivier M.-J., Ward J.V., 2002. A landscape perspective of surface-subsurface hydrological exchanges in river corridors. *Freshwater Biology*, **47**: 621-640.
- Millennium Ecosystem Assessment (MEA), 2005. *Ecosystems and Human Well Being: Wetland and Water – Synthesis*. World Resources Institute, Washington, D.C.
- Stoch F. (ed.), 2008. *Le acque sotterranee*. Quaderni Habitat, Ministero dell'Ambiente, della Tutela del Territorio e del Mare e Museo Friulano di Storia Naturale, **20**: 1-158.
- Tomlinson M., 2011. *Ecological water requirements of groundwater ecosystems: a knowledge and policy review*. Waterlines Report, National Water Commission, Canberra.
- Tomlinson M., Boulton A.J., Hancock P.J., Cook P.G., 2007. Deliberate omission or unfortunate oversight: Should stygofaunal surveys be included in routine groundwater monitoring programs? *Hydrogeology Journal*, **15**: 1317-1320.
- U.S. Environmental Protection Agency (EPA), 2011. *Aquatic ecosystems, water quality, and global change: challenges of conducting multi-stressor global change vulnerability assessments*. National Center for Environmental Assessment, Washington, DC; EPA/600/R-11/011F. Available from the National Technical Information Service, Springfield, VA, and online at <http://www.epa.gov/ncea>
- Wilby R.L. Orr H.G., Hedger M., Forrow D., Blackmore M., 2006. Risks posed by climate change to the delivery of Water Framework Directive objectives in the UK. *Environment International*, **32**: 1043-1055.

Ecosistemi costieri di transizione: trasformazioni recenti, pressioni antropiche dirette e possibili impatti del cambiamento climatico[§]

Davide Tagliapietra¹, Paolo Magni^{1,2,*}, Alberto Basset³, Pierluigi Viaroli^{1,4}

1 Istituto di Scienze Marine, Consiglio Nazionale delle Ricerche, (ISMAR-CNR), Arsenale - Tesa 104, Castello 2737/F – 30122 Venezia

2 Ist. per l'Ambiente Marino Costiero, Cons. Nazionale delle Ricerche, (IAMC-CNR), Loc. Sa Mardini, 09170 Torregrande – Oristano

3 Dipartimento di Scienze e Tecnologie Biologiche e Ambientali, Università del Salento, S.P. 6, Lecce – Monteroni – 73100 Lecce

4 Dipartimento di Bioscienze, Università di Parma, Parco Area delle Scienze 11/A – 43124 Parma

* referente per la corrispondenza: paolo.magni@cnr.it

Pervenuto il 15.6.2014; accettato il 20.7.2014

Riassunto

Gli ecosistemi costieri di transizione, quali estuari, foci fluviali e lagune costiere, sono caratterizzati da gradienti ambientali composti (e.g. salinità e nutrienti) che dipendono dai tempi di residenza delle masse idriche e dal loro rinnovo, ovvero dagli eventuali apporti fluviali e dagli scambi con il mare antistante. Per le loro caratteristiche e localizzazione, sono importanti aree di riproduzione e nursery per numerose specie acquatiche, svolgendo così un ruolo decisivo per il mantenimento della biodiversità e della produttività degli ecosistemi marini e fluviali adiacenti. Grazie alla loro struttura fisica e biologica gli ecosistemi di transizione fungono da filtri naturali tra terra e mare, attraverso cui sono metabolizzati materia organica e nutrienti di origine continentale. Al tempo stesso, essi sono esposti a forti pressioni ed impatti antropici e naturali. In questo articolo viene presentata una sintesi dell'evoluzione recente e delle caratteristiche fisiografiche ed ecosistemiche di questi ambienti lungo le coste italiane e vengono identificate le principali pressioni ed impatti derivanti dal cambiamento climatico (CC). Queste ultime sono riconducibili essenzialmente ad una generale meridionalizzazione del clima e ai mutamenti ambientali (e.g. salinità, ossigenazione, confinamento) che probabilmente determineranno variazioni significative del bilancio idrologico e modificazioni anche profonde degli habitat. Dal punto di vista dell'ecologia e della biodiversità di questi ambienti, gli impatti del CC potranno portare a modificazioni del metabolismo degli organismi acquatici, interferenza nelle interazioni biotiche, con perdita di specie indigene e aumento di specie aliene, effetti a cascata sulle reti trofiche e sui cicli biogeochimici, con ripercussioni, anche profonde, sui rapporti tra metabolismo autotrofo ed eterotrofo. Per evitare forti ripercussioni sui sistemi socio-economici locali, si suggeriscono una gestione adattativa che comprenda un sistema di monitoraggio in grado di cogliere precocemente i segnali del cambiamento ed opere di mitigazione. L'attuazione di una tale strategia non può prescindere dalla riorganizzazione di un sistema scientifico di supporto alle decisioni che permetta di far fronte al cambiamento in termini di prevenzione, mitigazione e pianificazione adattativa.

PAROLE CHIAVE: lagune / stagni costieri / pressioni antropiche / cambiamento climatico / impatti / mitigazione / adattamento

Coastal transitional ecosystems: recent transformations, direct anthropogenic pressures and potential impacts of climate change

Coastal Transitional Ecosystems (CTE), such as estuaries and coastal lagoons, are characterized by composite environmental gradients (e.g., salinity and nutrients) which depend on several factors, such as water residence time and water renewal, riverine input and water mass exchange with the adjacent sea. Due to their characteristics and location, CTE are important as reproduction and nursery areas for several aquatic species, therefore playing a major role in maintaining the biodiversity and productivity of the adjacent marine and fluvial ecosystems. Because of their physical and biological structure, CTE act as natural filters between the land and the sea, which metabolize organic matter and nutrient of continental origin. However, CTE are also exposed to strong anthropogenic and natural pressures and impacts. In this paper, we present the recent evolution and the main physiographic and ecosystemic characteristics of Italian CTE, and identify the main pressures and impacts due to climate change (CC). Two main drivers are discussed: climate and environmental changes (e.g., salinization, oxygenation, confinement) which will likely cause changes in hydrological regime and habitats. From an ecological and biodiversity perspective, CC impacts may lead to changes in the metabolism of aquatic organisms and biotic interactions, with an increase of alien species, as well as cascade effects on food webs and biogeochemical cycles. In order to avoid negative repercussions on the local socio-economic systems, we suggest an adaptive management which include a monitoring system able to catch early signals of change and mitigation measures. The implementation of such a strategy should be bound to the implementation of decision support systems able to tackle changes with prevention, mitigation and adaptive planning measures.

KEY WORDS: coastal lagoons / anthropogenic pressures / climate change / impacts / mitigation / adaptation

ECOSISTEMI ACQUATICI DI TRANSIZIONE: QUESTIONI SEMANTICHE E ASPETTI ECOLOGICI

Le lagune e le foci fluviali, pur presentando caratteristiche fisiografiche, idrologiche ed ecologiche differenti (Barnes, 1994), sono ecosistemi ecotonali con proprietà e gradienti comuni (Basset *et al.*, 2013a) che portano a classificarli nell'unica categoria delle acque di transizione (Basset *et al.*, 2006; McLusky e Elliot, 2007). Esse rappresentano la parte terminale del *continuum* idrologico di cui le lagune salmastre, ossia quelle interessate dall'apporto di fiumi, costituiscono un anello intermedio (Barnes, 1980; Kjerfve *et al.*, 1994). Questi ecosistemi sono caratterizzati da gradienti, anche molto accentuati, di salinità e nutrienti, a cui si accompagnano progressive variazioni nella struttura e composizione dei sedimenti. Le caratteristiche del gradiente dipendono dai tempi di residenza delle masse idriche e dal loro rinnovo, ovvero dagli eventuali apporti fluviali e dagli scambi con il mare antistante. In ambienti dove maggiore è la componente fluviale, il gradiente è principalmente strutturato dall'apporto di acqua dolce che influenza la salinità e la composizione dei sedimenti (Boyd *et al.*, 1992; Heap *et al.*, 2001). In questo caso, la salinità può essere usata ragionevolmente come misura del gradiente composito. Al contrario, le lagune costiere con un ridotto apporto di acqua dolce sono influenzate soprattutto dagli scambi con il mare, e il gradiente dipende quasi esclusivamente dal rinnovo dell'acqua marina (Tagliapietra *et al.*, 2009). Il rinnovo delle masse d'acqua, definito anche "vivificazione marina" (Sacchi, 1985), ha un forte effetto sulla struttura delle comunità biologiche e sulla biodiversità degli ambienti di transizione già definite nel concetto di confinamento di Guelorget e Perthuisot (1983) e in formulazioni teoriche più recenti (Magni *et al.*, 2009; Tagliapietra *et al.*, 2012).

La connettività tra fiumi, ambienti di transizione e mare permette lo scambio di materia ed organismi (Como *et al.*, 2007). Gli estuari e, soprattutto, le

lagune sono aree di riproduzione e nursery per numerose specie acquatiche, svolgendo così un ruolo decisivo per il mantenimento della biodiversità e della produttività degli ecosistemi marini e fluviali adiacenti. Per la loro posizione, gli ecosistemi di transizione sono anche dei filtri naturali attraverso i quali passano e sono metabolizzati materia organica e nutrienti di origine continentale (McGlathery *et al.*, 2007, Viaroli *et al.*, 2010). Questi ambienti forniscono pertanto una vasta gamma di servizi ecosistemici e risorse che sono alla base delle economie locali. Per la loro struttura e per la localizzazione sono però ecosistemi esposti a pressioni ed impatti significativi con conseguenze spesso catastrofiche (Magni *et al.*, 2008; Zaldivar *et al.*, 2008; Vignes *et al.*, 2010). Così, quando gli apporti organici e di nutrienti di origine antropica superano la capacità portante, si possono sviluppare processi e condizioni ambientali sfavorevoli, come le fioriture di macroalghe invasive, di cianobatteri e di microalghe tossiche che possono avere effetti negativi anche sulle attività economiche locali (Viaroli *et al.*, 2008). D'altro canto, una forte resilienza intrinseca consente a questi ecosistemi tempi rapidi di recupero da eventi perturbativi anche molto intensi (Basset *et al.*, 2013b).

EVOLUZIONE RECENTE DEGLI AMBIENTI ACQUATICI DI TRANSIZIONE LUNGO LE COSTE ITALIANE

Lungo le coste italiane sono presenti 137 lagune con superficie maggiore di 0,25 km² di cui circa la metà con superficie superiore a 0,5 km² (Tab. I). Questi specchi d'acqua coprono un'area complessiva di circa 1400 km², per oltre il 75% nell'alto Adriatico a nord del delta del Po. Oltre il 50% della superficie è dovuto ai sistemi lagunari di Venezia e Marano-Grado e alle Valli di Comacchio. In Sardegna è presente un numero elevato di piccoli specchi d'acqua; lagune di piccole dimensioni sono presenti anche lungo la costa tirrenica peninsulare e del basso Adriatico. Tra queste spiccano per dimensioni le sole lagune di Cabras e Santa Gilla in

Tab I. Distribuzione geografica ed estensione delle principali lagune italiane con superficie (S) maggiore di 0,5 km² (Viaroli e Basset, 2009; Transitional Waters Platform; www.climbiomednet.unisalento.it)

	S _{totale}	S%	S _{media}	S _{mediana}	S _{min}	S _{max}	Numero
Nord – Adriatico	1068,0	76,4	50,9	10,0	0,5	550,0	20
Sardegna	143,7	10,3	3,6	1,1	0,5	23,0	39
Sud – Adriatico	120,2	8,6	24,0	1,6	1,2	65,0	5
Tirreno (Lazio Toscana)	43,9	3,1	4,9	2,3	0,4	25,3	9
Sicilia	22,4	1,6	5,6	1,1	0,3	20	4
Totale	1398,2	100					67

Sardegna, Orbetello in Tirreno, Varano e Lesina nell'Adriatico meridionale.

Le lagune e le foci fluviali sono sottoposte a numerose pressioni che determinano impatti significativi e che richiedono risposte istituzionali adeguate (Fig. 1). Gran parte delle pressioni si è sviluppata a livello locale, con differenze anche molto marcate nelle diverse aree geografiche considerate. Le pressioni esercitate dal cambiamento climatico (CC) non sono ancora pienamente decifrabili, anche se manifestano impatti improvvisi e spesso devastanti.

Le lagune attuali rappresentano ciò che è rimasto dopo le imponenti opere di bonifica attuate fin dai tempi dei romani, ma in modo particolare dopo l'unità d'Italia (Fabbri, 1987; Ivaldi, 2004). Ad esempio, nell'Agro Pontino nella prima metà del 1900 fu completato il prosciugamento di circa 750 km² di paludi e specchi d'acqua salmastri. Nel corso degli anni, l'esteso complesso lagunare di Comacchio, a sud del Po di Volano, è passato da circa 600 km² agli attuali 100 km² (Saltini, 2005). Meno imponente, ma localmente significativa, è stata la bonifica di Terralba e Arborea (circa 120 km²), in provincia di Oristano, dove sono rimasti i piccoli stagni di Santa Maria, S'ena Arrubia e Santa Giulia. La mera somma di questi tre interventi eguaglia

comunque la superficie complessiva delle principali lagune attuali (Tab. I). La maggior parte delle lagune residue ha subito nel tempo rimaneggiamenti morfologici dovuti a insediamenti urbani e industriali e allo sfruttamento delle risorse alieutiche. Un caso emblematico è rappresentato dalla laguna di Venezia che è da sempre urbanizzata "dall'interno" ma che nell'ultimo secolo è stata soggetta ad intenso e crescente sfruttamento turistico e che ospita lungo la linea di costa un polo petrolchimico di interesse nazionale. L'ambiente lagunare è inoltre stato rimaneggiato con interventi di deviazione dei tributari per prevenire l'eutrofizzazione, con la sistemazione dei canali interni per consentire la navigazione e con la costruzione di opere di difesa contro l'acqua alta (es. Murazzi e Mo.S.E.). La maggior parte degli ambienti lagunari ospita attività di acquacoltura.

La gestione e le trasformazioni dei sistemi acquatici continentali hanno effetti rilevanti sugli ecosistemi di transizione. Tra questi l'apporto di nutrienti e la conseguente eutrofizzazione e la diminuzione degli afflussi di acqua dolce costituiscono problemi emergenti dei quali non è completamente compresa la complessità (Flemer e Champ, 2006).

Gli ecosistemi di transizione costituiscono un nodo

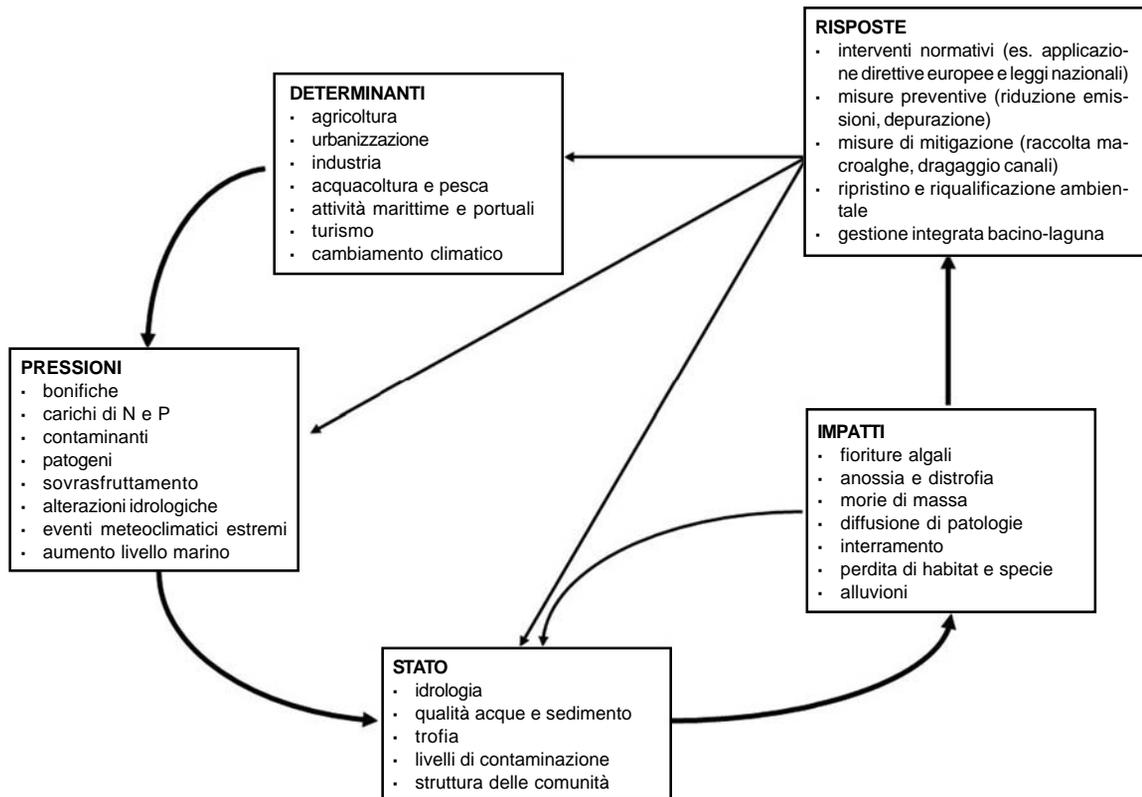


Fig. 1. Inquadramento nello schema DPSIR delle principali pressioni, dei relativi impatti attesi e delle possibili risposte istituzionali che riguardano lagune costiere e foci fluviali (Newton *et al.*, 2014).

nevralgico tra i sistemi continentali e marini. Per la loro localizzazione presentano un'elevata produttività primaria e costituiscono habitat essenziali per il mantenimento della biodiversità marina (Kjerfve *et al.*, 1994). Numerose specie, anche di interesse commerciale, completano qui il loro ciclo vitale, per cui la produttività naturale è spesso sfruttata sia con la pesca di cattura che con l'allevamento.

Lagune e foci fluviali costituiscono anche un filtro che regola il trasporto dei nutrienti dalle acque continentali a quelle marine e i processi che qui avvengono generano reazioni a cascata sul comparto marino-pelagico. A loro volta, sono però regolati dal regime idrologico fluviale, le cui variazioni possono determinare *shift* temporali della produzione primaria e, di conseguenza, di quella animale. Nelle acque di transizione influenzate dai fiumi i carichi dei nutrienti hanno una grande influenza sulla produzione primaria che è tendenzialmente limitata da fosforo, mentre la disponibilità dell'azoto inorganico reattivo è elevata e tendenzialmente in aumento (Boesch, 2002). La carenza di fosforo biodisponibile può dunque comportare un arricchimento relativo in azoto delle acque costiere che sono in genere limitate da azoto. Va infine ricordato che la ritenzione della silice reattiva nelle sezioni fluviali bacinizzate ha implicazioni rilevanti per le reti alimentari marine che sono costituite da diatomee, copepodi e fauna ittica (Turner *et al.*, 1998). Complessivamente, la limitazione da fosforo e da silicio può determinare uno sfasamento dei cicli vitali nelle acque di transizione con effetti che si propagano poi alle zone marine adiacenti.

Gli apporti idrici e i relativi carichi dei nutrienti, associati allo sfruttamento delle risorse alieutiche e a

pressioni localizzate nel bacino scolante, causano la maggior parte degli impatti sulle comunità biologiche. In generale, la tendenza di una laguna a sviluppare fioriture di macroalghe può essere considerata come una funzione della profondità dell'acqua, dei tempi di residenza idraulica e dei carichi dei nutrienti, in special modo dell'azoto (si veda Viaroli *et al.*, 2008; 2010 per i riferimenti bibliografici). In particolare, nelle principali lagune italiane si è assistito al progressivo aumento dello stato trofico e alla scomparsa della tipica vegetazione a fanerogame, a cui erano spesso associate anche caratee o alghe a candelabro (Tab. II).

La progressiva riduzione della pesca di cattura ha stimolato lo sviluppo dell'acquacoltura di alcune specie ittiche (orata e branzino), ma soprattutto di molluschi (vongole e mitili) che comportano ulteriori impatti sul comparto bentonico, quali la messa in opera di lavorieri e di barriere che sono ostacolo alla circolazione delle acque e la raccolta dei molluschi a strascico, con raschi o con vibrovagli.

Negli ultimi anni, le lagune dell'alto Adriatico si sono specializzate nella produzione di molluschi: Venezia e Goro hanno raggiunto, complessivamente, picchi di produzione di 50.000 tonnellate all'anno, pari a circa il 90% della produzione europea del settore per un valore di alcune centinaia di milioni di Euro (Viaroli *et al.*, 2006, 2012). In parallelo è cresciuto anche l'allevamento delle cozze.

Entrambi questi tipi di acquacoltura hanno un marcato impatto sull'ecosistema con effetti negativi sugli stessi allevamenti (Viaroli *et al.*, 2003; Nizzoli *et al.*, 2006; 2011). Negli ultimi anni la produttività nella laguna di Venezia è diminuita in modo significativo, probabilmente per sovrasfruttamento dei fondali. Nella

Tab. II. Principali pressioni, carichi dei nutrienti e comunità dei produttori primari in alcune lagune rappresentative italiane.

LEGENDA. z: profondità media, τ : tempo di residenza medio, T: turismo, P: pesca, acquacoltura, Ag: agricoltura, I: industria, DIP: carico del fosforo inorganico ($\text{g P m}^{-2} \text{y}^{-1}$), DIN: carico dell'azoto inorganico ($\text{g N m}^{-2} \text{y}^{-1}$), NEM: metabolismo netto dell'ecosistema ($\text{g C m}^{-2} \text{y}^{-1}$), Zn: *Nanozostera noltii*, Cn: *Cymodocea nodosa*, Rc: *Ruppia cirrhosa*, Lp: *Lamprotamnium papulosum*, G: *Gracilaria* sp, U: complesso *Ulva*, Gv: *Gracilaria vermiculophylla*, F: fitoplancton, Cb: cianobatteri, PI: picoplancton. Modificato da Giordani *et al.* (2008) e Viaroli *et al.* (2008); Cabras da Padedda *et al.* (2010).

Laguna	Z	τ	pressioni	DIP	DIN	NEM	< 1975	1975-95	Attuale
Venezia	1,50	12	T, P, Aq, I	0,37	13,27	-3,3	Zn, Cn	U, G	S, U
Sacca di Goro	1,00	3	Aq, Ag	1,40	90,02	50,4	Rc, Zn	U, G	U, Gv, PI
Valli Comacchio	0,80	247	Aq	0,00	0,83	-0,5	Rc, Lp	Np, Cb	Np, Cb
Piallassa Baiona	0,75	3	P, I	9,03	96,15	13,4	Rc, F	G, F, Rc	B
Lesina	0,80	100	P, Ag	1,34	13,36	55,6	Zn, F	Zn, F, G	Zn, F, G
Varano	4,00	1032	P, Ag	0,07	1,06	2,8	Zn, F	Zn, F	Zn, F, U
Alimini Grande	1,50	232	P, Ag	0,01	3,39	0,0	F	F	F
Orbetello	1,00	8	Aq, Ag, T	0,38	8,69	12,3	Rc	G, U	G, U
Cabras	1,60	192	P, Ag, T	0,32	1,31	14,4	F	F	F, Cb, PI

Sacca di Goro i problemi legati alle fioriture di *Ulva* si sono ulteriormente aggravati con la comparsa della macroalga esotica *Gracilaria vermiculophylla* e con la presenza, sia pure sporadica, di *Prorocentrum lima*, una microalga bentonica che produce acido okadaico, una tossina pericolosa anche per l'uomo.

PRESSIONI E IMPATTI DERIVANTI DAL CAMBIAMENTO CLIMATICO

Le modalità secondo cui il CC può influenzare struttura e funzionamento degli ecosistemi di transizione sono riconducibili essenzialmente a due processi principali. Anzitutto è attesa nell'emisfero boreale una generale meridionalizzazione del clima che favorirà sia specie già presenti nel bacino del Mediterraneo a basse latitudini sia specie provenienti da zone distanti ma con clima simile. L'aumento della temperatura, abbinato alla probabile diminuzione delle deposizioni umide, potrà inoltre causare variazioni significative del bilancio idrologico, soprattutto nelle regioni centro meridionali e nelle isole (Coppola e Giorgi, 2010). In secondo luogo, i fattori climatici potranno causare modificazioni, anche profonde, negli habitat, soprattutto attraverso mutamenti della salinità, dell'ossigenazione e del confinamento, inteso come ricambio idrico dovuto agli scambi con il mare. Di conseguenza si potranno verificare perdite di specie indigene e aumenti di specie opportuniste e ubiquitarie (Occhipinti-Ambrogi, 2007).

Alcuni impatti del CC interesseranno indistintamente tutte le lagune italiane; mentre altri saranno specifici per una determinata regione o località. Infatti, gli effetti del CC si concretizzano attraverso interazioni, talvolta complesse, tra il clima e fattori sito-specifici che potrebbero generare effetti localmente differenti rispetto alle tendenze generali (Elliott *et al.*, 2007; Warren, 2011; Newton *et al.*, 2014).

Sulla base dei fattori climatici e del regime mareale, le coste italiane possono essere suddivise in due grandi macroregioni: la zona mediterranea con maree nanotidali (o non-tidali) con escursione inferiore a 0,2 m e l'alto Adriatico con maree microtidali con escursione massima di 1 m. Tale distinzione era stata proposta da Bianchi (1988) che attribuì le lagune a due regioni distinte, quella "Sub Atlantica", già definita da Sacchi (1985, 1995) e Sacchi *et al.* (1995), alla quale appartengono le lagune dell'Adriatico settentrionale, e quella "Eumediterranea". L'analisi di Bianchi si spinse anche oltre, dividendo ulteriormente la regione Eumediterranea in Mesomediterranea e Xeromediterranea, includendo in quest'ultima le regioni più meridionali d'Italia e la Sardegna (Tagliapietra e Volpi Ghirardini, 2006).

L'enfasi posta su questa suddivisione climatica e mareale degli ambienti di transizione italiani è necessaria in quanto il CC può avere effetti diversi a seconda

del clima originale. Nelle sezioni che seguono, gli effetti attesi dei CC sono pertanto analizzati sulla base della suddivisione delle lagune in due aree distinte: il Nord Adriatico ed il resto del Mediterraneo.

Variazioni del livello del mare e modificazioni della connettività

L'innalzamento del livello marino ha potenzialmente effetti sul grado di connettività delle lagune con il mare e sulle caratteristiche degli estuari e delle foci fluviali. Le lagune isolate o con forti restrizioni degli scambi mareali (choked e restricted, *sensu* Kjerfve, 1984) potrebbero avere connessioni più ampie e persistenti con il mare antistante. Al contrario, nelle lagune che necessitano protezione contro l'acqua alta (laguna di Venezia) o che sono regolate per consentire l'acquacoltura o la gestione della pesca (Stagno di Cabras) gli scambi con il mare verrebbero artificialmente ridotti causando così la stagnazione delle acque, soprattutto nelle parti maggiormente confinate. In queste condizioni si possono verificare fenomeni di anossia con un pesante impatto sui processi biogeochimici e sulla qualità delle acque. Variazioni del trasporto solido dei fiumi e lungo costa potrebbero però far variare radicalmente il quadro appena descritto. Inoltre, considerando l'innalzamento medio inferiore a 0,2 cm riscontrato globalmente nel periodo 1901-2010 (<http://www.ipcc.ch/report/ar5/wg1/>), è molto probabile che l'innalzamento del livello del mare sia compensato da effetti di deposizione lungo costa.

Un caso emblematico è rappresentato dalla laguna di Venezia, dove l'eustatismo e la subsidenza richiedono misure strutturali per garantire la protezione della città storica dalle inondazioni. Per fronteggiare l'innalzamento atteso del livello marino di circa 60 cm (Umgiesser *et al.*, 2011) la laguna potrà essere chiusa ed isolata dal mare anche per lunghi periodi con possibile accumulo di inquinanti, deossigenazione delle acque e interruzione degli scambi attivi e passivi di forme di vita tra la laguna e il mare. La restrizione degli scambi laguna-mare richiederà specifiche misure per controbilanciare la riduzione nella connettività sia col mare sia col bacino idrografico.

Modificazioni idrologiche e salinità

Negli scenari climatici peggiori, la diminuzione attesa delle deposizioni umide può arrivare al 40%, con effetti molto più gravi nel meridione e nelle isole (Giorgi e Lionello, 2008; Coppola e Giorgi, 2010). La diminuzione degli apporti meteorici, soprattutto nel periodo estivo, è in genere accompagnata da un'altrettanto marcata riduzione delle portate fluviali, della capacità degli acquiferi sotterranei e da un aumento dell'intermittenza dei corsi d'acqua (Cambi *et al.*,

2003; Bonada e Resch, 2013). Le piogge di breve durata e forte intensità potranno, inoltre, innescare fenomeni erosivi e le cosiddette “flash floods” che aumentano il trasporto solido e che influenzano il rilascio dei carichi di azoto e fosforo anche in bacini di grandi dimensioni, come quello del Po (Naldi *et al.*, 2010).

La crescente incidenza di eventi estremi può avere profondi impatti non solo sulla disponibilità dei nutrienti, ma anche sulla salinità, soprattutto nelle aree di influenza fluviale. Ne è un chiaro esempio la risalita del cuneo salino che dal 2003 ad oggi ha più volte raggiunto i 20-25 km verso monte nei rami del delta del Po (Alessandrini *et al.*, 2008). Le condizioni di maggiore vulnerabilità si hanno con portate inferiori ai 500 m³ s⁻¹ che si sono già verificate in modo persistente, per circa 60-80 giorni nel periodo estivo, tra il 2003 e il 2007 (Naldi *et al.*, 2010). In tali condizioni sono compromessi i prelievi idrici per l'irrigazione e le acque di falda non sono più utilizzabili per il consumo umano o animale. Negli ambienti salmastri si assiste invece ad una progressiva marinizzazione, con effetti significativi sulle comunità.

Nella regione Xeromediterranea, caratterizzata da aridità, le acque di transizione sono esposte a una marcata stagionalità della salinità che può variare da condizioni ipersaline, nei periodi di siccità, a condizioni di acque salmastre o dolci, dopo forti piogge o inondazioni (Padedda *et al.*, 2012).

Le variazioni della salinità influenzano la stratificazione della colonna d'acqua, specialmente in bacini profondi e in assenza di vento. Quando la stratificazione è persistente, nelle acque di fondo si possono instaurare condizioni di ipossia e, negli ambienti eutrofici, di anossia con ripercussioni negative sul metabolismo bentonico (Middelburg e Levin, 2009; Bartoli *et al.*, 2009).

Aumento della produttività primaria e dei tassi metabolici, variazioni delle reti trofiche

Dal 1960 in poi, le acque di transizione lungo le coste italiane sono state interessate da una crescente diffusione dei processi di eutrofizzazione (Tab. II). Nella laguna di Venezia (Sfriso *et al.*, 2003) e negli ambienti lagunari del delta del Po (Viaroli *et al.*, 2008; 2010) si è verificata una profonda modificazione di composizione e struttura delle comunità dei produttori primari, con la scomparsa delle fanerogame e delle alghe a candelabro sostituite dapprima da fitoplancton e pleustofite a rapida crescita e, successivamente, da picoplancton e cianobatteri (Sfriso *et al.*, 2003; Sfriso e Facca, 2007; Viaroli *et al.*, 2008). Negli ultimi anni è cresciuta l'incidenza di specie invasive di origine tropicale come *Sargassum muticum* e *Undaria pinnatifida*

(Sfriso e Facca, 2013) e *Gracilaria vermiculophylla* (Sfriso *et al.*, 2012) che potranno essere ulteriormente favorite dall'aumento della temperatura. In parallelo, si prospetta un aumento del rilascio di azoto e fosforo, il cui apporto alle acque di transizione dipende dall'intensità e dalla frequenza delle precipitazioni (de Wit e Bendoricchio, 2001; Collavini *et al.*, 2005; Zuliani *et al.*, 2005).

L'accumulo di biomasse macroalgali nelle lagune confinate è da tempo considerato come il fattore causale delle cosiddette crisi distrofiche, caratterizzate da prolungata anossia e produzione di significative quantità di solfuri (Viaroli *et al.*, 2010). La sostanza organica che non viene consumata né esportata causa un aumento della saprobietà dell'ecosistema (Tagliapietra *et al.*, 2012). La temperatura dell'acqua ha un effetto diretto su tutte le reazioni metaboliche, da quelle batteriche alla respirazione degli organismi superiori, ma incide in modo particolare sui processi microbici. La scarsa profondità delle lagune fa sì che il metabolismo dell'ecosistema sia principalmente legato alle comunità bentoniche che a loro volta dipendono dal rapporto tra la produzione e la decomposizione della sostanza organica e dall'esportazione dei cataboliti prodotti da questi processi (Tagliapietra *et al.*, 2012). La disponibilità di substrato e la temperatura stimolano l'attività microbica, la decomposizione e la mineralizzazione della sostanza organica, consentendo il trasferimento dell'energia contenuta nella materia organica morta ai più alti livelli trofici con tassi che dipendono dall'insieme delle caratteristiche abiotiche e biotiche degli ecosistemi lagunari (Sangiorgio *et al.*, 2008; Quintino *et al.*, 2009). Al crescere della temperatura dell'acqua diminuisce però la solubilità dell'ossigeno che nel contempo viene consumato nei processi metabolici eterotrofi spostando il sistema acquatico verso l'ipossia e, nei casi estremi, l'anossia (Bartoli *et al.*, 2009). La carenza di ossigeno induce nel sedimento e nelle acque di fondo condizioni riducenti che sono caratterizzate dall'emissione di solfuri tossici, dalla saturazione dei buffer biogeochimici, con rigenerazione di fosforo e azoto minerali e perdita di efficienza della denitrificazione batterica: ne derivano feedback positivi che spingono l'ecosistema verso la progressiva degenerazione (de Wit *et al.*, 2001; Viaroli *et al.*, 2010).

L'arricchimento organico del sedimento ha effetti rilevanti anche sulle comunità della macrofauna bentonica (Leppäkoski, 1975; Pearson e Rosenberg, 1978; Hyland *et al.*, 2005; Magni *et al.*, 2009; Tagliapietra *et al.*, 2012). Il numero delle specie, la loro abbondanza e biomassa evolvono in dipendenza della quantità e della qualità della sostanza organica. In una prima fase aumenta la produttività che però oltre certe soglie

tende a diminuire drasticamente accompagnata dalla perdita di specie indigene e dalla comparsa di specie alloctone più tolleranti e opportuniste. Tra queste potrebbero essere rinvenute specie resistenti di interesse commerciale, con possibilità di sfruttamento delle risorse alieutiche, ma con grandi incognite su eventuali impatti negativi. Ne è un esempio l'allevamento della vongola filippina (*Ruditapes philippinarum*) che è ormai diffusa in tutto il nord Adriatico. Uno degli aspetti più urgenti da considerare è la quantificazione dei flussi di energia e nutrienti in relazione ai diversi input di nutrienti e sostanze organiche, quindi la richiesta metabolica del sistema, ed alla variabilità stagionale e spaziale dei processi (Bartoli *et al.*, 2009; Como *et al.*, 2012).

Spostamento delle fasce biogeografiche verso i poli

Uno degli effetti attesi dell'aumento della temperatura è rappresentato nell'emisfero boreale dalla cosiddetta meridionalizzazione del clima che consiste nello spostamento verso nord delle specie autoctone che sono sostituite da specie aliene provenienti da latitudini più basse. Specie che hanno un range di distribuzione ristretto sono altamente sensibili ai cambiamenti della temperatura e, se non sono in grado di migrare, sono condannate all'estinzione locale (Parmesan, 2006). Lo spostamento latitudinale non è però sempre possibile: ne è un esempio, l'alto Adriatico nel quale le specie sensibili si trovano inevitabilmente intrappolate.

Le modificazioni nella distribuzione delle specie in risposta ad un aumento della temperatura non sono automatiche, in quanto questi processi sono influenzati da altri fattori ambientali; dalla presenza di barriere o, al contrario, da meccanismi facilitatori di trasporto, dalla capacità di dispersione e dalla connettività tra habitat (Como *et al.*, 2007; Occhipinti-Ambrogi, 2007). L'impatto di alcune specie aliene può essere accresciuto da interessi commerciali, come è avvenuto per la vongola filippina (*Ruditapes philippinarum*) o per l'ostrica del Pacifico (*Crassostrea gigas*).

A fronte del CC, le specie residenti andranno incontro ad adattamenti fisiologici e selettivi in larga misura dipendenti dalla loro capacità di adattamento alle nuove condizioni ambientali (Tagliapietra *et al.*, 2011).

La competizione con le specie aliene, l'introduzione di malattie e parassitosi possono essere fonti aggiuntive di stress. Temperature elevate possono favorire la diffusione di parassiti e patogeni (Confalonieri *et al.*, 2007) o modificare le interazioni ospite-parassita nelle specie autoctone causando effetti a cascata con ulteriori conseguenze per la struttura dei popolamenti e delle comunità.

Alterazioni fenologiche e dei cicli riproduttivi

Le variazioni di temperatura e salinità hanno una molteplicità di effetti sulla fisiologia e sui cicli vitali degli organismi di estuari e lagune costiere, noti fin dai primi studi delle biocenosi di questi ambienti (Simmons, 1957; D'Ancona, 1959). Le variazioni della temperatura hanno effetti diretti sulla mortalità e sul reclutamento delle larve con inevitabili conseguenze sulle popolazioni adulte. Nel contempo si possono verificare modificazioni fenologiche rilevanti che alterano la sincronia tra cicli vitali e condizioni ambientali (Edwards e Richardson, 2004). L'anticipazione o il ritardo nella schiusa delle uova che non coincide con condizioni ambientali favorevoli al loro sviluppo hanno effetti rilevanti sulla mortalità e sul reclutamento delle larve che non arrivano a maturazione. Lo sfasamento tra i cicli vitali di predatori e prede può portare ad uno squilibrio tra la richiesta e la disponibilità di cibo. L'aumento della temperatura e dei tassi metabolici indebolisce la resistenza delle specie ospiti nei confronti di parassiti e patogeni.

L'aumento della temperatura dell'acqua può avere impatti significativi anche sulle specie di interesse commerciale. Ad esempio, le temperature attese per il 2030 nella laguna di Venezia sono ritenute altamente pericolose per il reclutamento e l'insediamento larvale di *Ruditapes philippinarum* (Melaku Canu *et al.*, 2001). Gli effetti delle temperature estreme potrebbero però essere mitigati dal contemporaneo innalzamento del livello marino che porterebbe, in ragione del maggiore volume idrico, ad una maggiore inerzia termica (Ghezzi *et al.*, 2010).

Modifiche degli habitat

Le coste italiane sono costellate da un numero elevato di lagune e stagni costieri di piccole dimensioni (Tab. I), di piccoli estuari e foci fluviali, spesso caratterizzati da un regime idrologico intermittente. A fronte delle piccole e trascurabili dimensioni, questi ecosistemi sono di fondamentale importanza come *stepping-stone* per la conservazione di metapopolazioni che sono l'ultimo baluardo a difesa di specie altrimenti a rischio di estinzione (Stoch, 2005).

Negli ecosistemi costieri di transizione dell'Adriatico settentrionale, influenzati dagli apporti fluviali, la diminuzione del trasporto solido, dovuta alla regimazione dei corsi d'acqua, e l'aumento del livello marino potrebbero portare alla regressione o alla perdita definitiva di importanti ed unici habitat intertidali come le velme e le barene.

Sul versante marino uno degli effetti più temibili e probabili per l'assetto delle acque di transizione è l'innalzamento del livello del mare, che potrà raggiungere a fine secolo livelli compresi tra i 60 e i 100 cm

(Umgiesser *et al.*, 2011). Gli impatti legati all'innalzamento del livello del mare, in condizioni ideali, potrebbero essere mitigati da uno spostamento della linea di costa. Nella situazione attuale, al contrario, la rigidità antropogenica della fascia costiera diventa un forte impedimento al re-allineamento della linea di costa diminuendo, di fatto, la capacità di risposte adattative a livello di paesaggio (Tagliapietra *et al.*, 2011).

Lungo le coste italiane, soprattutto nord-adriatiche, ci sono aree molto estese che si trovano al di sotto del livello del mare. Una volta erano occupate da zone umide e lagune che sono state bonificate e destinate all'uso agricolo. Attualmente, queste zone sono destinate prevalentemente all'agricoltura, presentano una bassa densità di popolazione e sono considerate a rischio di inondazioni per la fine del secolo (ENEA, 2007). Nel solo delta del Po, ci sono circa 650 km² a -2 m.s.l., circa 1500 km² tra -2 m e 0 m, e circa 2400 km² tra i 0 m e +2 m (Bondesan *et al.*, 1995). Più a nord, le terre basse si estendono fino alla costa friulana, includendo le parti bonificate delle lagune di Caorle e Jesolo e penetrando all'interno per circa 15 km.

Il previsto innalzamento del mare potrebbe creare ulteriori difficoltà di drenaggio ed aumentare l'intrusione di acqua salata. Attualmente, le zone umide più interne hanno acque dolci o al più salmastre, mentre le aree bonificate presentano acquiferi sotterranei ad elevata salinità dovuta all'ingressione del cuneo salino (Carbognin e Tosi, 2002; Rizzetto *et al.*, 2003).

Le terre basse sono quindi vulnerabili ad inondazioni di acque sia dolci che marine. Molte delle zone bonificate, ora giacenti sotto il livello del mare, potranno essere conservate con costi crescenti e probabilmente sempre meno sostenibili, in quanto diventeranno sempre meno produttive a causa della salinizzazione dei suoli. Nei prossimi decenni, molte delle aree attualmente subsidenti potrebbero essere inondate, ricreando un nuovo sistema di lagune più interno rispetto a quelle attuali che verrebbero inglobate nella prima fascia costiera. Tale prospettiva incontra però un forte ostacolo nella rigidità della linea di costa che è in gran parte occupata da insediamenti urbani, complessi industriali e infrastrutture (Tagliapietra *et al.*, 2011).

Ci possono però essere margini per individuare aree di basso pregio economico, ma di alto valore conservazionistico da destinare alla riconversione in lagune e/o stagni costieri, in sostituzione di quelle attuali che vanno scomparendo. A questo riguardo, serviranno un'attenta analisi costi-benefici e una serie di valutazioni di tipo igienico-sanitario. Un progressivo recupero ambientale ed ecologico delle terre basse poco sviluppate potrebbe dare agli ecosistemi lagunari la possibilità di sopravvivenza attraverso la migrazione di habitat. Questo aspetto è rilevante non solo per la conservazione delle specie naturali, ma anche per lo sviluppo di attività di acquacoltura e/o di sfruttamento delle risorse alieutiche.

CONSIDERAZIONI DI SINTESI

Gli ecosistemi lagunari presentano un'elevata vulnerabilità al CC, dovuta in larga misura alla loro posizione topografica che li espone all'influenza dell'aumento del livello marino e alle variazioni degli apporti di acqua dolce. Le modificazioni idrologiche associate all'aumento della temperatura possono avere effetti biologici ed ecologici rilevanti (Flemer e Champ, 2006): modificazioni del metabolismo degli organismi acquatici, interferenza nelle interazioni biotiche, effetti a cascata sulle reti trofiche e sui cicli biogeochimici, con profonde modificazioni dei rapporti tra processi autotrofi ed eterotrofi.

In assenza di interventi di mitigazione o di una gestione adattativa, gli impatti sugli ecosistemi potranno avere ripercussioni, anche drammatiche, sulle attività economiche legate allo sfruttamento dell'ambiente acquatico e delle risorse alieutiche da cui dipende il sistema socio-economico locale (Viarelli *et al.*, 2012). A fronte dell'aumento degli eventi estremi e spesso imprevedibili, occorre individuare un insieme di indicatori e indici e predisporre un sistema di monitoraggio in grado di cogliere i segnali del cambiamento. Nel contempo, occorre passare da una gestione reattiva dell'emergenza ad un sistema scientifico di supporto alle decisioni che permetta di far fronte al cambiamento in termini di prevenzione, mitigazione ed eventuale adattamento.

BIBLIOGRAFIA

- Alessandrini C., Pecora S., Casicci L., 2008. La risalita del cuneo salino nel delta del Po, impatto e monitoraggio. *ARPA Rivista*, **3/2008**: 42-43.
- Barnes R.S.K., 1980. *Coastal Lagoons*. Cambridge Studies in Modern Biology. Cambridge University Press, Cam-

- bridge, UK.
- Barnes R.S.K., 1994. A critical appraisal of the application of Guélorget and Perthuisot's concepts of the paralic ecosystem and confinement to macrotidal Europe. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, **38**: 41-48.

- Bartoli M., Longhi D., Nizzoli D., Como S., Magni P., Viaroli P., 2009. Short term effects of hypoxia and bioturbation on solute fluxes, denitrification and buffering capacity in a shallow dystrophic pond. *Journal Experimental Marine Biology Ecology*, **381**: 105-113.
- Basset A., Sabetta L., Fonnesu A., Mouillot D., Do Chi T., Viaroli P., Reizopoulou S., Carrada G.C., 2006. Typology in Mediterranean transitional waters: new challenges and perspectives. *Aquatic Conservation, Marine and Freshwater Ecosystems*, **16**: 441-455.
- Basset A., Barbone E., Elliott M., Li B-L, Jorgensen S.E., Lucena-Moya P., Pardo I., Mouillot D., 2013a. A unifying approach to understanding transitional waters: fundamental properties emerging from ecotone ecosystems. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, **132**: 5-16.
- Basset A., Barbone E., Rosati I., Vignes F., Breber P., Specchiulli A., D'Adamo R., Renzi M., Focardi S., Ungaro N., Pinna M., 2013b. Resistance and resilience of ecosystem descriptors and properties to dystrophic events: a study case in a Mediterranean lagoon. *Transitional Waters Bulletin*, **7**: 1-22.
- Bianchi C.N., 1988. Tipologia ecologica delle lagune costiere italiane. In *Le Lagune Costiere: Ricerca e Gestione*, Carrada G.C., Cicogna F., Fresi E. (eds). CLEM Pubbl.: Massa Lubrense, Napoli: 57-66.
- Boesch D.F., 2002. Challenges and opportunities for science in reducing nutrient over-enrichment of coastal ecosystems. *Estuaries*, **25**: 744-758.
- Bonada N., Resh V.H., 2013. Mediterranean-climate streams and rivers: geographically separated but ecologically comparable freshwater systems. *Hydrobiologia*, **719**: 1-29.
- Bondesan M., Castiglioni G.B., Elmi C., Gabbianelli G., Marocco R., Pirazzoli P. A., Tomasin A., 1995. Coastal areas at risk from storm surges and sea-level rise in northeastern Italy. *Journal of Coastal Research*, **11**: 1354-1379.
- Boyd R., Dalrymple R.W., Zaitlin B.A., 1992. Classification of clastic coastal depositional environments. *Sedimentary Geology*, **80**: 139-150.
- Cambi C., Dragoni W., Valigi, D., 2003. Water management in low permeability catchments and in times of climatic change: the case of the Nestore River (Western Central Italy). *Physics and Chemistry of the Earth*, **28**: 201-208.
- Carbognin L., Tosi L., 2002. Interaction between climate changes, eustacy and land subsidence in the North Adriatic region Italy. *Marine Ecology*, **23** suppl.1: 38-50.
- Collavini F., Bettiol C., Zaggia L., Zonta R., 2005. Pollutant loads from the drainage basin to the Venice Lagoon (Italy). *Environment International*, **31**: 939-947.
- Confalonieri, U., Menne B., Akhtar R., Ebi K.L., Hauengue M., Kovats R.S., Revich B., Woodward A., 2007. Human health. In: *Climate Change 2007: Impacts, Adaptation and Vulnerability. Contribution of Working Group II to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*, Parry M.L., Canziani O.F., Palutikof J.P., van der Linden P.J., Hanson C.E., Eds., Cambridge University Press, Cambridge, UK, 391-431.
- Como S., Magni P., Casu D., Floris A., Giordani G., Fenzi G.A., Signa G., De Falco G., 2007. Sediment characteristics and macrofauna distribution along a human-modified inlet in the Gulf of Oristano (Sardinia, Italy). *Marine Pollution Bulletin*, **54**: 733-744.
- Como S., Magni P., Van Der Velde G., Blok F.S., Van De Steeg M.F.M., 2012. Spatial variations in $\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$ values of primary consumers in a coastal lagoon. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, **115**: 300-308.
- Coppola E., Giorgi F., 2010. An assessment of temperature and precipitation change projections over Italy from recent global and regional climate model simulations. *International Journal of Climatology*, **30**: 11-32.
- D'Ancona U. (Ed.), 1959. *Symposium on the classification of brackish waters*. Archivio di Oceanografia e Limnologia, Volume XI (Supplement), 248 pp.
- de Wit M., Bendoricchio G., 2001. Nutrient fluxes in the Po basin. *Science of the Total Environment*, **273**: 147-161.
- de Wit R., Stal L.J., Lomstein B.Aa., Herbert R.A., Van Gemerden H., Viaroli P., Cecherelli V.-U., Rodríguez-Valeira, Bartoli B., Welsh D.T., Donnelly A., Cifuentes A., Antón J., Finster K., Nielsen L.B., Underlien Pedersen A.-G., Turi Neubauer A., Colangelo M.A., Heijs S.K., 2001. ROBUST: The Role of Buffering capacities in Stabilising coastal lagoon ecosystems. *Continental Shelf Research*, **21**: 2021-2041.
- Edwards M., Richardson A.J., 2004. Impact of climate change on marine pelagic phenology and trophic mismatch. *Nature*, **430**: 881-884.
- Elliott M., Burdon D., Hemingway K., Apitz S., 2007. Estuarine, coastal and marine ecosystem restoration: Confusing management and science – A revision of concepts. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, **74**(3): 349-366.
- ENEA (Ente per le Nuove Tecnologie, l'Energia e l'Ambiente), 2007. *Dossier ENEA per lo Studio dei Cambiamenti Climatici e dei loro Effetti*. Workshop ENEA per lo Studio dei Cambiamenti Climatici e dei loro Effetti, Roma 20 marzo 2007, 84 pp.
- Fabbri P., 1987. Le bonifiche di età moderna. In *Costruire un territorio. Cartografia e fotografia delle bonifiche ravennati*. Longo Editore, Ravenna: 7-36.
- Flemer D.A., Champ M.A., 2006. What is the future of estuaries given nutrient over-enrichment, freshwater diversion and low flows? *Marine Pollution Bulletin*, **52**: 247-258.
- Ghezze M., Silvestri S., Pellizzato M., Umgiesser G., 2010. Climate change impacts on clam distribution in Venice lagoon: a modelling approach. *Rapp. Comm. Int. Mer. Médit.*, **39**: 746.
- Giordani G., Austoni M., Zaldívar J.M., Swaney D.P., Viaroli P., 2008. Modelling ecosystem functions and properties at different time and spatial scales in shallow coastal lagoons: an application of the LOICZ biogeochemical model. *Estuarine Coastal Shelf Science*, **77**: 264-277.
- Giorgi F., Lionello P., 2008. Climate change projections for the Mediterranean region. *Global and Planetary Changes*, **63**: 90-104.
- Guélorget O., Perthuisot J. P., 1983. Le domaine paralique. Expressions géologiques, biologiques et économiques du

- confinement. *Travaux du Laboratoire de Géologie, Ecole Normale Supérieure de Paris*, **16**: 1-136.
- Heap A., Bryce S., Ryan D., Radke L., Smith C., Smith R., Harris P., Heggie D., 2001. *Australian estuaries and coastal waterways: a geoscience perspective for improved and integrated resource management. Record 2001/07*. Australian Geological Survey Organisation, Australia: 1-11.
- Hyland J., Balthis L., Karakassis I., Magni P., Petrov A., Shine J., Vestergaard O., Warwick R., 2005. Organic carbon content of sediments as an indicator of stress in the marine benthos. *Marine Ecology Progress Series*, **295**: 91-103.
- Ivaldi R., 2004. 75. Bonifiche costiere. In *Atlante dei Tipi Geografici*, Istituto Geografico Militare (IGM), Italia.
- Kjerfve B., Michener W.K., Gardner L.R., 1994. Impacts of climate change in estuary and delta environments. In J. Pernetta, R. Leemans, D. Elder, and S. Humphrey (Eds), *Impacts of climate change on ecosystems and species: marine and coastal ecosystems*. IUCN: Gland, Switzerland: 31-43.
- Leppäkoski E., 1975. Assessment of degree of pollution on the basis of macrozoobenthos in marine brackish-water environments. *Acta Academiae Aboensis Series B* 35: 1-96.
- Magni P., Rajagopal S., van der Velde G., Fenzi G., Kassenberg J., Vizzini S., Mazzola A., Giordani G., 2008. Sediment features, macrozoobenthic assemblages and trophic relationships ($\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$ analysis) following a dystrophic event with anoxia and sulphide development in the Santa Giusta lagoon (western Sardinia, Italy). *Marine Pollution Bulletin*, **57**: 125-136.
- Magni P., Tagliapietra D., Lardicci C., Balthis L., Castelli A., Como S., Frangipane G., Giordani G., Hyland J., Maltagliati F., Pessa G., Rismondo A., Tataranni M., Tomassetti P., Viaroli P., 2009. Animal-sediment relationships: Evaluating the 'Pearson-Rosenberg paradigm' in Mediterranean coastal lagoons. *Marine Pollution Bulletin*, **58**: 478-486.
- McGlathery K.J., Sundbäck K., Anderson I.C., 2007. Eutrophication in shallow coastal bays and lagoons: The role of plants in the coastal filter. *Marine Ecology Progress Series* **348**: 1-18.
- McLusky D.S., Elliott M., 2007. Transitional waters: A new approach, semantics or just muddying the waters? *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, **71**: 359-363.
- Melaku Canu D., Umgiesser G., Solidoro C., 2001. Short term simulations under winter conditions in the lagoon of Venice: a contribution to the environmental impact assessment. *Ecological Modelling*, **138**: 215-230.
- Middelburg J.J., Levin L.A., 2009. Coastal hypoxia and sediment biogeochemistry. *Biogeosciences*, **6**: 1273-1293.
- Naldi M., Pierobon E., Tornatore F., Viaroli P., 2010. Il ruolo degli eventi di piena nella formazione e distribuzione temporale dei carichi di azoto e fosforo nel fiume Po. *Biologia Ambientale*, **24**: 59-69.
- Newton A., Icely J., Cristina S., Brito A., Cardoso A.C., Colijn F., Dalla Riva S., Gertz F., Hansen J., Holmer M., Ivanova K., Leppäkoski E., Melaku Canu D., Mocenni C., Mudge S., Murray N., Pejrup M., Razinkovas A., Reizopoulou S., Pérez-Ruzafa A., Schernewski G., Schubert H., Seeram L., Solidoro C., Viaroli P., Zaldívar J.M., 2014. An overview of ecological status, vulnerability and future perspectives of European large shallow, semi-enclosed coastal systems, lagoons and transitional waters. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, **140**: 95-112.
- Nizzoli D., Welsh D.T., Fano E.A., Viaroli P., 2006. Impact of clam and mussel (*Tapes philippinarum* and *Mytilus galloprovincialis*) farming on benthic metabolism and nitrogen cycling, with emphasis on nitrate reduction pathways. *Marine Ecology Progress Series*, **315**: 151-165.
- Nizzoli D., Welsh D.T., Viaroli P., 2011. Seasonal nitrogen and phosphorus dynamics during benthic clam and suspended mussel cultivation. *Marine Pollution Bulletin*, **62**: 1276-1287.
- Occhipinti-Ambrogi A., 2007. Global change and marine communities: alien species and climate change. *Marine Pollution Bulletin*, **55**: 342-52.
- Padedda B.M., Lugliè A., Ceccherelli G., Trebini F., Sechi N., 2010. Nutrient-flux evaluation by the LOICZ Biogeochemical Model in Mediterranean lagoons: the case of Cabras Lagoon (Central-Western Sardinia). *Chemistry and Ecology* **26** (2): 147-162.
- Padedda B.M., Pulina S., Magni P., Sechi N., Lugliè A., 2012. Phytoplankton dynamics in relation to environmental changes in a phytoplankton-dominated Mediterranean lagoon (Cabras Lagoon, Italy). *Advances in Oceanography and Limnology*, **3**: 147-169.
- Parmesan C., 2006. Ecological and evolutionary responses to recent climate change. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics*, **37**: 637-69.
- Pearson T., Rosenberg R., 1978. Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review* **16**: 229-311.
- Quintino V., Sangiorgio F., Ricardo F., Mamede R., Pires A., Freitas R., Rodrigues A.M., Basset A., 2009. In situ experimental study of reed leaf decomposition along a full salinity gradient. *Estuarine Coastal and Shelf Sciences*, **85**: 497-506.
- Rizzetto F., Tosi L., Carbognin L., Bonardi M., Teatini P., 2003. Geomorphic setting and related hydrogeological implications of the coastal plain south of the Venice Lagoon (Italy). In Servat *et al.* (Eds.), *Hydrology of Mediterranean and Semiarid Regions*. IAHS Publ. No. 278458: 458-462.
- Sacchi C.F., 1985. Le sel de La Palice: réflexions sur le paralin méditerranéen. *Mem. Biol. Mar, Oceanogr.*, **15**: 71-89.
- Sacchi C.F., 1995. Le lagune costiere come elementi di transizione. *SITE Atti*, **16**: 149-154.
- Sacchi C.F., Occhipinti Ambrogi A., Sconfiatti R., 1990. Les lagunes nord-adriatiques: un environnement conservateur ouvert aux nouveautes. *Bulletin de la Societe Zoologique de France*, **2**: 47-60.
- Saltini A., 2005. *Dove l'uomo separò la terra dalle acque. Storia delle bonifiche dell'Emilia-Romagna*. Diabasis, Reggio Emilia.
- Sangiorgio F., Basset A., Pinna M., Sabetta L., Abbiati M., Ponti M., Minocci M., Orfanidis S., Arvanitidis C., Nico-

- laidou A., Moncheva S., Trayanova A., Georgescu L., Dragan S., Beqiraj S., Koutsoubas D., Evagelopoulos A., 2008. Environmental factors affecting *Phragmites australis* litter decomposition in Mediterranean and Black Sea transitional waters. *Aquatic Conservation, Marine and Freshwater Ecosystems* **18S**: 16-26.
- Sfriso A., Facca C., 2007. Distribution and production of macrophytes and phytoplankton in the lagoon of Venice: Comparison of actual and past situation. *Hydrobiologia*, **577**: 71-81.
- Sfriso A., Facca C., 2013. Annual growth and environmental relationships of the invasive species *Sargassum muticum* and *Undaria pinnatifida* in the lagoon of Venice. *Estuarine Coastal Shelf Sciences*, **129**: 162-172.
- Sfriso A., Facca C., Ghetti P.F., 2003. Temporal and spatial changes of macrolgae and phytoplankton in a Mediterranean coastal area: The Venice lagoon as a case study. *Marine Environmental Research*, **56**: 316-636.
- Sfriso A., Wolf M.A., Maistro S., Sciuto K., Moro I., 2012. Spreading and autoecology of the invasive species *Gracilaria vermiculophylla* (Gracilariales, Rhodophyta) in the lagoons of the north-western Adriatic Sea (Mediterranean Sea, Italy). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, **114**: 192-198.
- Stoch F. (ed.), 2005. *Pools, ponds and marshland: small water bodies, oases of biodiversity. Italian Habitats*. Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e Museo Friulano di Storia Naturale 11, 1-158. Museo Friulano di Storia Naturale, Udine, Italia.
- Tagliapietra D., Volpi Ghirardini A., 2006. Notes on coastal lagoon typology in the light of the EU Water Framework Directive: Italy as a case study. *Aquatic Conservation: Freshwater and marine Ecosystems*, **16**: 457-467.
- Tagliapietra D., Sigovini M., Volpi Ghirardini A., 2009. A review of terms and definitions to categorise estuaries, lagoons and associated environments. *Marine and Freshwater Research* **60**: 497-509.
- Tagliapietra D., Aloui-Bejaoui N., Bellafiore D., De Wit R., Ferrarin C., Gamito S., Lasserre P., Magni P., Mistri M., Pérez-Ruzafa A., Pranovi F., Reizopoulou S., Rilov G., Solidoro C., Tunberg B., Valiela I., Viaroli P., 2011. The Ecological Implications of Climate Change on the Lagoon of Venice. In: *The future of Venice and its lagoon in the context of global change*. UNESCO Report n. 2, Scientific Workshop 26-27 May 2011, UNESCO Venice Office, Venice, Italy, 45 pp. Scaricabile a: <http://www.unesco.org/new/fileadmin/MULTIMEDIA/FIELD/Venice/pdf/report%202%20final.pdf>
- Tagliapietra D., Sigovini M., Magni P., 2012. Saprobity: a unified view of benthic succession models for coastal lagoons. *Hydrobiologia*, **686**: 15-28.
- Turner R.E., Qureshi N., Rabalais N.N., 1998. Fluctuating silicate:nitrate ratios and coastal plankton food webs. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, **95**: 13048-13051.
- Umgiesser G., Anderson J.B., Artale V., Breil M., Gualdi S., Lionello P., Marinova N., Orli M., Pirazzoli P., Rahmstorf S., Raicich F., Rohling E., Tomasin A., Tsimplis M., Vellinga P., 2011. From Global to Regional: Local Sea Level Rise Scenarios - Focus on the Mediterranean Sea and the Adriatic Sea. In: *The future of Venice and its lagoon in the context of global change*. UNESCO report n. 1 Scientific Workshop 22-23 November 2010, UNESCO Venice Office, Venice, Italy. Scaricabile a: http://www.unesco.org/new/fileadmin/MULTIMEDIA/FIELD/Venice/pdf/rapporto1_very%20high%20res.pdf.
- Viaroli P., Basset A., 2009. Introduction. In Cecere E., Petrocchi A., Izzo G., Sfriso A. (eds) *Flora and vegetation of the Italian transitional water systems*. CORILA, Venice, pp. IX-XII.
- Viaroli P., Bartoli M., Giordani G., Azzoni R., Nizzoli D., 2003. Short term changes of benthic fluxes and oxygen depletion risk in a coastal lagoon with clam farming (Sacca di Goro, Po River Delta). *Chemistry and Ecology*, **19**: 189-206.
- Viaroli P., Giordani G., Bartoli M., Naldi M., Azzoni R., Nizzoli D., Ferrari I., Zaldívar Comenges J.M., Bencivelli S., Castaldelli G., Fano E.A., 2006. The Sacca di Goro lagoon and an arm of the Po River. In P.J. Wangersky (ed), *The Handbook of Environmental Chemistry, Estuaries, Volume 5/H*: 197-232.
- Viaroli P., Bartoli M., Giordani G., Naldi M., Orfanidis S., Zaldívar J.M., 2008. Community shifts, alternative stable states, biogeochemical controls and feedbacks in eutrophic coastal lagoons: a brief overview. *Aquatic Conservation: Freshwater and Marine Ecosystems*, **18**: S105-S117.
- Viaroli P., Azzoni R., Bartoli M., Giordani G., Naldi M., Nizzoli D., 2010. Primary productivity, biogeochemical buffers and factors controlling trophic status and ecosystem processes in Mediterranean coastal lagoons: a synthesis. *Advances in Oceanography and Limnology*, **1**: 2, 271-293.
- Viaroli P., Giordani G., Mocenni C., Sparacino E., Lovo S., Bencivelli S., 2012. *The Sacca di Goro: a cooperative decision making experiment for a sustainable lagoon exploitation*. In Sustainable Water Ecosystems Management in Europe. Bridging the Knowledge of Citizens, Scientists and Policy Makers (edited by C. Sessa). IWA Publishing, London: 83-96.
- Vignes F., Barbone E., Breber P., D'Adamo R., Roselli L., Ungaro N., Focardi S., Renzi M., Basset A., 2010. Spatial and temporal description of the dystrophic crisis in Lesina lagoon during summer 2008. *Transitional Waters Bulletin* **3**: 47-62.
- Warren R., 2011, The role of interactions in a world implementing adaptation and mitigation solutions to climate change. *Philosophical Transactions of the Royal Society*, **69** (1934): 217-241.
- Zaldívar J.M., Cardoso A.C., Viaroli P., Newton A., De Wit R., Ibañez C., Reizopoulou S., Somma F., Razinkovas A., Basset A., Holmer, M., Murray N., 2008. Eutrophication in transitional waters: an overview. *Transitional Waters Monographs*, **2** (1): 1-78.
- Zuliani A., Zaggia L., Collavini F., Zonta R., 2005. Freshwater discharge from the drainage basin to the Venice lagoon (Italy). *Environment International*, **31**: 929-938.

Ring-test su identificazione e protocollo di conteggio di diatomee bentoniche svolto all'Agazia Provinciale per la Protezione dell'Ambiente di Trento (APPA)

Mariacristina Torrisi^{1*}, Catia Monauni², Raffaella Zorza³, Valentina Della Bella⁴, Maurizio Siligardi², Carlos Eduardo Wetzel⁵, Luc Ector⁵

¹ Scuola di Scienze Ambientali, Università di Camerino, via Pontoni 5, I-62032 Camerino (MC), Italia

² Agazia Provinciale per la Protezione dell'Ambiente di Trento, Via Lidorno 1, I-38123 Trento, Italia

³ Agazia Regionale per la Protezione dell'Ambiente Friuli Venezia-Giulia, Via Cairoli, 14, I-33057 Palmanova, Italia

⁴ Agazia per la Protezione dell'Ambiente della Regione Umbria, Via Carlo Alberto dalla Chiesa, 32, I-05100 Terni, Italia

⁵ Public Research Centre – Gabriel Lippmann, Department of Environment and Agro-biotechnologies (EVA), 41 rue du Brill, L-4422 Belvaux, Grand-duchy of Luxembourg

* Referente per la corrispondenza: mariacristina.torrisi@unicam.it

Pervenuto il 15.1.2014; accettato il 18.2.2014

Riassunto

Le diatomee bentoniche rappresentano un elemento di qualità biologica per valutare lo Stato Ecologico dei corsi d'acqua, come riportato a livello legislativo nella WFD/60/2000/EC. L'accuratezza della loro indicazione della qualità biologica dell'acqua dipende molto dall'esatta identificazione a livello specifico e dalla corretta applicazione dell'indice diatamico utilizzato. Nell'ambito di questa tematica, nel novembre 2012 l'Agazia Provinciale per la Protezione dell'Ambiente di Trento ha organizzato un seminario pratico sulla tassonomia delle diatomee, durante il quale è stato anche proposto un esercizio di intercalibrazione. Scopo principale di questo ring-test era evidenziare i taxa problematici per la loro identificazione e verificare se differenze nel protocollo di conteggio e convenzioni sul tipo di nomenclatura seguita possono influenzare i risultati forniti dall'applicazione dell'indice diatamico Intercalibration Common Metric Index o ICMi. A questo ring-test hanno preso parte 23 diatomisti con differente livello di esperienza, a cui è stato consegnato un vetrino allestito a partire da un unico campione di diatomee raccolte in accordo alla norma EN 13946. Ciascun partecipante ha stilato la propria lista dei vari taxa e ne ha effettuato il conteggio seguendo la norma EN 14407. Dall'analisi multivariata NMDS è risultato che la maggior parte dei conteggi e le identificazioni effettuate dagli operatori sono state simili tra loro. I dati hanno permesso di individuare alcune specie di diatomee, problematiche per identificazione ed ecologia e appartenenti soprattutto ai generi *Achnanthydium*, *Gomphonema* e *Cymbella*. I risultati ottenuti dimostrano che soprattutto le differenze nel protocollo di conteggio possono influire sui valori dell'ICMi e quindi sulla classificazione della qualità dell'acqua.

PAROLE CHIAVE: Biomonitoraggio / protocollo di conteggio / identificazione di diatomee / ring-test / Indice ICMi

Ring-test exercise on identification and counting protocols of benthic diatoms at Trento Province (Italy)

Efficiency of diatoms as bioindicators to assess the Ecological Status of rivers is recognized by the Water Framework Directive/60/2000/EC. The accuracy of biological water quality indication greatly depends on the exact diatom identification and on the correct application of the diatom index. In this context, in November 2012 the Environmental Protection Agency of Trento Province (Italy) organized a workshop on benthic diatom taxonomy. During this meeting a ring-test was proposed to point out the problematic taxa which can add uncertainty to diatom analyses and to verify if differences in counting protocols and convention in nomenclature of diatom species can influence results provided by the Intercalibration Common Metric Index or ICMi. Ring-test was attended by 23 diatom analysts with different experience levels. Each diatom analyst examined a slide prepared from a single sample of diatoms collected according to EN 13946. Quantitative evaluation of the individual species in the sample followed the EN 14407. NMDS analysis was carried out to test how nomenclature convention of identification and counting protocol can influence the variation of the results provided by the ICMi. Results showed that the majority of participants elaborated similar counting. Data obtained in this study permitted to highlight some problematic species of diatoms for both their identification and their ecology, especially belonging to the genus *Achnanthydium*, *Gomphonema* and *Cymbella*. Results obtained are in agreement with other published data and demonstrate that differences in counting protocol can affect ICMi values, and to some extent the classification of water quality.

KEYWORDS: Biomonitoring / counting protocol / diatom identification / ring-test / ICMi Index

INTRODUZIONE

Il fitobenthos rappresenta uno degli elementi di qualità biologica per valutare lo Stato Ecologico dei corsi d'acqua, come riportato a livello legislativo nella WFD/60/2000/EC (European Union, 2000; Kelly, 2013). L'efficienza delle diatomee bentoniche come bioindicatori è dimostrata in numerosi lavori (Prygiel *et al.*, 1999; Ector *et al.*, 2004, 2009, 2012): dipende molto dalla loro esatta identificazione e dalla corretta applicazione dell'indice diatamico utilizzato. Nell'ambito di questa tematica, nel novembre 2012 l'Agenzia Provinciale per la Protezione dell'Ambiente di Trento (APPA) ha organizzato un seminario pratico sulla tassonomia delle diatomee, durante il quale è stato anche proposto un esercizio di intercalibrazione i cui obiettivi principali erano:

- rilevare quali sono le specie più problematiche sia dal punto di vista morfologico che ecologico;
- contribuire all'armonizzazione della nomenclatura utilizzata a livello nazionale;
- testare se differenze nel protocollo di conteggio dei taxa influiscono sul risultato finale dell'indice diatamico applicato.

Attualmente in Italia per classificare i corpi idrici fluviali con l'elemento di qualità biologica delle diatomee ai sensi del D.Lgs. 152/06 viene utilizzato l'Indice Multimetrico di Intercalibrazione, il cui acronimo è ICMi (Mancini e Sollazzo, 2009; Decreto del Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare, 2010: D.M. 260/2010).

I risultati di questo ring-test potrebbero fornire un

concreto contributo e utili indicazioni che servono da stimolo per futuri confronti, i quali sono molto validi per appurare ed ampliare le conoscenze sull'ecologia delle diatomee presenti nelle diverse idroecorezioni ottenendo così ulteriori indicazioni importanti per affinare l'attendibilità dell'ICMi.

MATERIALI E METODI

Caratteristiche del sito in cui è stato raccolto il campione

La stazione (le cui coordinate in UTM sono EST 035800, NORD 4752746) in cui è stato prelevato il campione utilizzato per l'esercizio di intercalibrazione si trova nel tratto superiore del fiume Tenna (Regione Marche, Italia) a 1096 m s.l.m. (Fig. 1). Il sito in esame appartiene all'area geografica Mediterranea e presenta tipologia fluviale M4 secondo le definizioni riportate nel D.M. 260/2010. Il bacino idrografico del fiume Tenna sottende un'area di circa 490 km² e si estende, in direzione SO-NE, dall'Appennino umbromarchigiano (Monti Sibillini) al litorale adriatico. La sorgente è sita a 1172 m s.l.m., alle pendici del monte Porche (2235 m). Le acque del fiume Tenna nel tratto in esame scorrono su un substrato prevalentemente calcareo (Conti *et al.*, 1983).

Le caratteristiche fisiche, chimiche e chimico-fisiche considerate nella stazione presentano i seguenti valori:

- T = 6,79 °C
- pH = 8,2

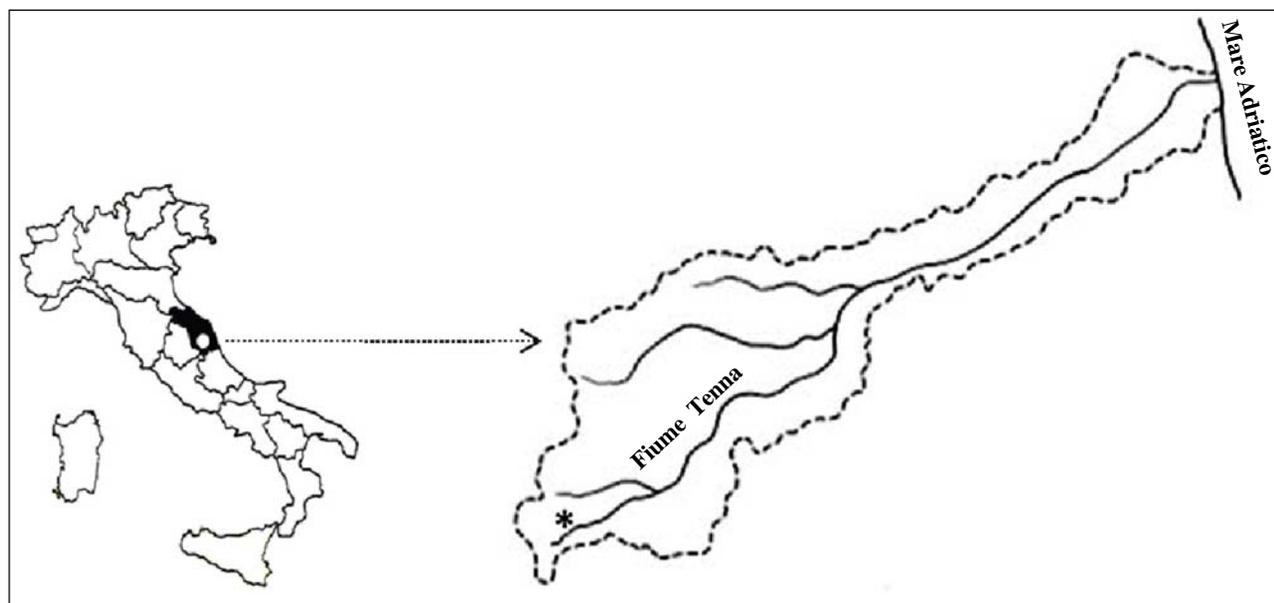


Fig. 1. Localizzazione del bacino idrografico del Fiume Tenna nella regione Marche (contrassegnata con un pallino bianco) e della stazione presa in esame (rappresentata con un asterisco).

- Conducibilità: 210 $\mu\text{S} \cdot \text{cm}^{-1}$
- Ossigeno disciolto (DO): 7,47 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$
- Saturazione di ossigeno ($100 - \text{O}_2\%$): 66,6 %
- Le concentrazioni di nitriti (NO_2^-), nitrati (NO_3^-) e ammoniaca (NH_4^+) sono ampiamente inferiori al valore limite per la potabilità dell'acqua.

Il campionamento è stato fatto all'interno di un'area di circa 40 m^2 , la profondità massima dell'acqua raggiungeva i 40 cm e l'alveo bagnato misurava circa 4 m di larghezza. La trasparenza era totale e la granulometria del substrato era la seguente: 10% roccia in posto, 50% massi, 30% pietre e 10% ciottoli. Sul substrato oltre alla patina mucillaginosa di diatomee erano presenti: feltri del cianobatterio *Phormidium autumnale* (C. Agardh) Gomont, talli gelatinosi della Crisoficea *Hydrurus foetidus* (Villars) Trevisan e ciuffi di *Bryachytecium rivulare* Schimp, un muschio appartenente alla classe Bryopsida, decisamente calcifilo, tipico dei torrenti montani, osservato sia in prossimità delle sponde che al centro dell'alveo bagnato.

Raccolta, trattamento, osservazione e conteggio del campione utilizzato per l'intercalibrazione

Il campione di diatomee è stato raccolto nell'ottobre 2012 seguendo la metodica proposta nella Normativa Europea EN 13946 (CEN, 2003; APAT, 2007). Ovvero, sono state prelevate diatomee epilittiche in piena corrente al centro dell'alveo bagnato, raschiando con uno spazzolino a setole rigide circa 100 cm^2 di patina mucillaginosa sulla superficie di 5 pietre scelte in maniera casuale all'interno della stazione considerata. Successivamente, il campione è stato trattato con perossido di idrogeno a caldo e i frustuli ben puliti sono stati montati su vari vetrini permanenti con resina ad elevato indice di rifrazione (Naphrax®). La concentrazione dei frustuli (15-20 per ogni campo osservato ad immersione con obiettivo 100x) era più o meno la stessa per tutti i vetrini, dato che sono stati preparati partendo dalla medesima diluizione del campione trattato. Per l'osservazione dei vetrini e il conteggio delle diatomee ai fini della valutazione della qualità biologica dell'acqua è stata seguita la Normativa Europea EN 14407 (CEN, 2004; APAT, 2007). In particolare, è stato consigliato ai partecipanti al ring-test, di contare un totale di individui compreso all'interno di un range convenzionalmente scelto tra 300 – 500 valve, cercando di mantenersi preferenzialmente intorno ad un valore prossimo a 400. Per quanto concerne il conteggio delle viste connettivali si è lasciata libertà di decidere agli stessi operatori se considerarle o meno.

Per l'identificazione dei taxa sono stati usati principalmente Krammer e Lange-Bertalot (1986-1991b), ma anche Krammer (1997) e Hofmann *et al.* (2011) e vari volumi iconografici di Lange-Bertalot (2001), Lan-

ge-Bertalot (1995-2004), e Krammer (2002). La nomenclatura impiegata è in accordo con il catalogo delle diatomee presente nel sito curato dall'Institute for Biodiversity Science and Sustainability della California Academy of Sciences: <http://researcharchive.calacademy.org/research/diatoms/names/index.asp> e i codici a quattro lettere usati per rappresentare i taxa in maniera sintetica sono quelli proposti dal software Omnidia (Lecointe *et al.*, 1999, 2003 e successivi aggiornamenti). Questa lista è ampiamente seguita in tutta Europa e continuamente aggiornata in base alle revisioni tassonomiche e alle nuove informazioni sull'ecologia delle singole specie, che si acquisiscono e si migliorano nel corso degli anni.

Modalità di svolgimento dell'esercizio di intercalibrazione

Dal campione prelevato nella stazione considerata e trattato come precedentemente esposto, sono stati allestiti 23 vetrini e ne è stato consegnato uno ad ogni partecipante al ring-test (Appendice A). La raccolta del materiale e la preparazione dei vetrini sono state eseguite da una unica persona al fine di porre maggiore attenzione, mediante analisi statistica, ad altri fattori, quali la corretta identificazione, il protocollo di conteggio seguito e l'esperienza dell'operatore (capacità di associare le viste connettivali alle viste valvari), che possono influire sulla variabilità dell'indice ICMi.

I partecipanti al ring-test avevano diversi livelli di esperienza nel riconoscimento delle diatomee: alcuni avevano iniziato da pochi mesi questa attività ed altri da anni. Ciascun operatore ha stilato, in separata sede, la propria lista con l'identificazione dei vari taxa e ne ha effettuato il conteggio, considerando in totale circa 400 valve. I 23 elenchi derivati da questa fase sono stati inviati in formato excel e/o word all'APPA, che ha provveduto all'inserimento dei dati nel programma Omnidia V5.3 (Lecointe *et al.*, 2003 e successivi aggiornamenti) per il calcolo degli indici diatomici IPS e TI, necessari per determinare l'ICMi. Ad ogni lista è stata assegnata una lettera dell'alfabeto per mantenere l'anonimato degli operatori. Le liste sono state poi confrontate con una di riferimento (rappresentata con la lettera X) elaborata a partire dai conteggi dei quattro istruttori del seminario e coordinatori di questo ring-test (Appendice A). Nella lista di riferimento sono stati inseriti tutti i taxa conteggiati dagli istruttori e proporzionati ad una conta totale di 400 valve.

Alcuni partecipanti hanno assegnato nomi differenti ad alcune diatomee osservate, quindi per non creare fraintendimenti, nella tabella I la nomenclatura è stata uniformata con quella più recente in accordo a quanto proposto nel sito della California Academy of Sciences. Per *Gomphonema pumilum* var. *elegans* è stato

scelto di utilizzare la denominazione *G. elegantissimum*, seppur ancora in stato di validazione nel catalogo delle diatomee presente nel sito appena citato, poiché per il calcolo degli indici è stato utilizzato il software Omnidia, che utilizza quest'ultimo come nome più recente, così come viene anche riportato nella monografia di Hofmann *et al.* (2011).

L'Indice Multimetrico di Intercalibrazione (ICMi)

Esso è stato elaborato a partire dalle metriche di due differenti indici diatomici: l'Indice de Polluosensibilité Spécifique o IPS (Cemagref, 1982) e il Trophic Index o TI (Rott *et al.*, 1999). L'IPS è un indice che valuta la qualità globale dell'acqua, invece l'indice TI dà informazioni sul grado trofico ambientale. Il valore dell'ICMi si ottiene calcolando la media aritmetica dei Rapporti di Qualità Ecologica (RQE) di questi due indici, come mostrato nella seguente formula:

$$ICMi = (RQE_IPS + RQE_TI) / 2$$

Il risultato che si ottiene è un valore intero o decimale compreso tra 0 ed 1, la cui interpretazione è mostrata in tabella II.

I RQE dell'IPS (RQE_IPS) e del TI (RQE_TI) si ottengono dal rapporto tra il valore degli indici IPS e TI osservati nel campione in esame e i corrispettivi valori di riferimento riportati nel D.M 260/2010, che variano per le diverse tipologie fluviali. Ovvero:

$RQE_IPS = \text{Valore IPS osservato} / \text{Valore IPS di riferimento}$

$RQE_TI = (4 - \text{Valore TI osservato}) / (4 - \text{Valore TI di riferimento})$

Dato che la stazione esaminata corrisponde a una tipologia fluviale M4, il valore di riferimento per l'IPS è 17,8 e quello per il TI è 1,7.

Analisi statistica dei dati

La similarità dei conteggi effettuati da tutti i partecipanti al ring-test è stata studiata mediante analisi multivariata della struttura delle comunità diatomiche identi-

Tab. I. Elenco delle diatomee la cui nomenclatura è stata uniformata con quella più recente.

Vecchia nomenclatura	Nuova nomenclatura
<i>Achnanthes biasolettiana</i> Grunow	<i>Achnanthidium pyrenaicum</i> (Hustedt) H. Kobayasi
<i>Achnanthes linearis</i> (W. Smith) Grunow	<i>Achnanthidium lineare</i> W. Smith
<i>Achnanthes lanceolata</i> (Brébisson) Grunow	<i>Planothidium lanceolatum</i> (Brébisson ex Kützing) Lange-Bertalot
<i>Achnanthes straubiana</i> Lange-Bertalot	<i>Achnanthidium straubianum</i> (Lange-Bertalot) Lange-Bertalot
<i>Cymbella tumidula</i> Grunow sensu Krammer & Lange-Bertalot (1986, Tavola 126: 8-19)	<i>Cymbella affinis</i> Kützing
<i>Cymbella affinis</i> Kützing sensu Krammer & Lange-Bertalot (1986, Tavola 125: 5-7, 15-17)	<i>Cymbella excisa</i> Kützing
<i>Cymbella affinis</i> Kützing sensu Krammer & Lange-Bertalot (1986, Tavola 125: 8, 11-12)	<i>Cymbella parva</i> (W. Smith) Kirchner
<i>Cocconeis placentula</i> var. <i>euglypta</i> (Ehrenberg) Grunow	<i>Cocconeis euglypta</i> Ehrenberg
<i>Cocconeis placentula</i> var. <i>pseudolineata</i> Geitler	<i>Cocconeis pseudolineata</i> (Geitler) Lange-Bertalot
<i>Cymbella ventricosa</i> (C. Agardh) C. Agardh	<i>Encyonema ventricosum</i> (C. Agardh) Grunow
<i>Gomphonema angustatum</i> var. <i>productum</i> Grunow	<i>Gomphonema productum</i> (Grunow) Lange-Bertalot & E. Reichardt
<i>Gomphonema pumilum</i> var. <i>elegans</i> E. Reichardt & Lange-Bertalot	<i>Gomphonema elegantissimum</i> E. Reichardt & Lange-Bertalot

Tab. II. Limiti di classe dell'ICMi per i diversi macrotipi fluviali. A1 e A2 = tipologie fluviali dell'area geografica alpina, C = area geografica centrale, M1-M5 tipologie fluviali dell'area geografica Mediterranea. Per la descrizione delle singole tipologie fluviali si rimanda al D.M. 260/2010.

Macrotipi fluviali	Elevato/Buono	Buono/Sufficiente	Sufficiente/Scarso	Scarso/cattivo
A1	0,87	0,70	0,60	0,30
A2	0,85	0,64	0,54	0,27
C	0,84	0,65	0,55	0,26
M1-M2-M3-M4	0,80	0,61	0,51	0,25
M5	0,88	0,65	0,55	0,26

ficcate da ciascuno di essi. È stata utilizzata la tecnica *Non-metric Multidimensional Scaling* (NMDS), eseguita su una matrice di similarità intermedia basata sull'indice di Bray-Curtis (Bray e Curtis, 1957) elaborata a partire dai dati relativi a numero e abbondanza delle specie di diatomee determinate da ciascun operatore, previa trasformazione secondo la funzione $Y' = \arcseno(Y^{1/2})$ (Sokal e Rohlf, 1973). Inoltre, per studiare la distribuzione dei valori ottenuti dal calcolo dell'ICMi è stato svolto il test di normalità Shapiro-Wilk, necessario e preparatorio per il successivo test di Grubbs con il quale è stata individuata l'eventuale presenza di outlier. Infine tramite l'utilizzo dello Z-score (Z) è stata verificata l'accettabilità dei valori dell'ICMi forniti da ciascun partecipante.

RISULTATI

Composizione tassonomica del campione

In totale sono stati osservati 69 taxa di diatomee di cui il 13,0% non ha mai raggiunto l'1% dell'abbondanza relativa nel conteggio a 400 individui (Tab. III). Il numero di specie identificate da ciascun operatore durante il conteggio è variato da un minimo di 10 a un massimo di 27 (Tab. IV). Le specie più abbondanti e conteggiate dalla maggior parte degli operatori sono: *Achnantheidium minutissimum*, *A. pyrenaicum*, *Diatoma mesodon*, *Gomphonema elegantissimum*, *G. micropus*, *G. pumilum*, *G. pumilum* var. *rigidum* e *Nitz-*

schia fonticola.

L'analisi multivariata di ordinamento NMDS ha mostrato che la maggior parte dei conteggi e le identificazioni effettuate dai partecipanti sono state simili tra loro e pochi casi sono risultati molto diversi dalla lista di riferimento (Fig. 2).

Valutazione ecologica tramite applicazione dell'ICMi

Nella tabella IV viene riportato uno schema riassuntivo degli indici diatomici (ICMi, IPS e TI) ottenuti dalle conte dei 23 tecnici delle agenzie regionali e provinciali e dalla lista di riferimento. Tutti i valori ottenuti dal calcolo dell'ICMi mostrano una distribuzione normale secondo il test di Shapiro-Wilk (normality test $W = 0,9807$, $p\text{-value} = 0,908$; Fig. 3). Il test di Grubbs, successivamente, ha individuato il caso H come outlier, che è stato confermato come tale anche tramite Z-score (Z). Quest'ultimo test ha indicato come accettabili tutti i valori dell'ICMi che hanno mostrato $Z < 2$, eccetto il valore fornito da H (outlier H, $2 \leq |Z| \leq 3$).

Discussione

Le diatomee più difficili da identificare, come rilevato dal confronto tra gli elenchi stilati dai partecipanti con quello di riferimento, sono risultate alcune specie appartenenti ai generi *Achnantheidium*, *Gomphonema* e *Cymbella*.

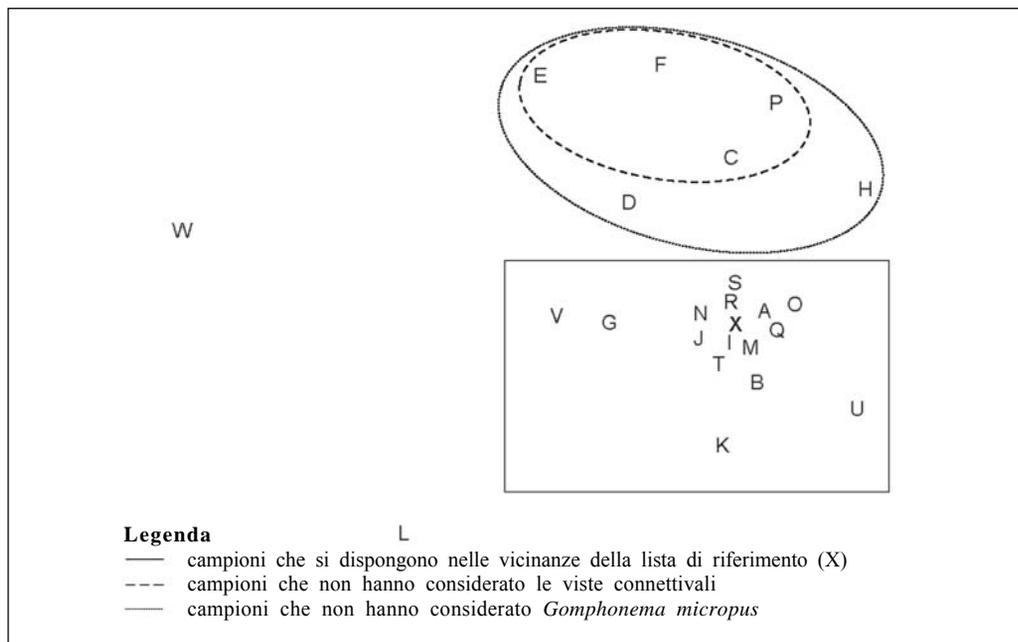


Fig. 2. Grafico dell'analisi di ordinamento NMDS (stress 0,12, $P < 0,001$), eseguita sui dati di abbondanza relativa delle specie di diatomee identificate dagli operatori partecipanti al ring-test (rappresentati da lettere), che mostra la similarità e distanza dalla lista di riferimento (indicata con X).

Tab. III. Lista dei taxa osservati da tutti i partecipanti nel campione considerato. I codici a quattro lettere sono gli stessi utilizzati nel software Omnidia (Lecointe *et al.*, 2003 e successivi aggiornamenti). I commenti tassonomici derivano dalle osservazioni fatte durante il seminario che ha preceduto la fase del ring-test vero e proprio. “i” ed “r” rappresentano rispettivamente la sensibilità e l’affidabilità delle diatomee nei confronti dei parametri ecologici presi in considerazione dagli indici IPS (Cemagref, 1982) e TI (Rott *et al.*, 1999).

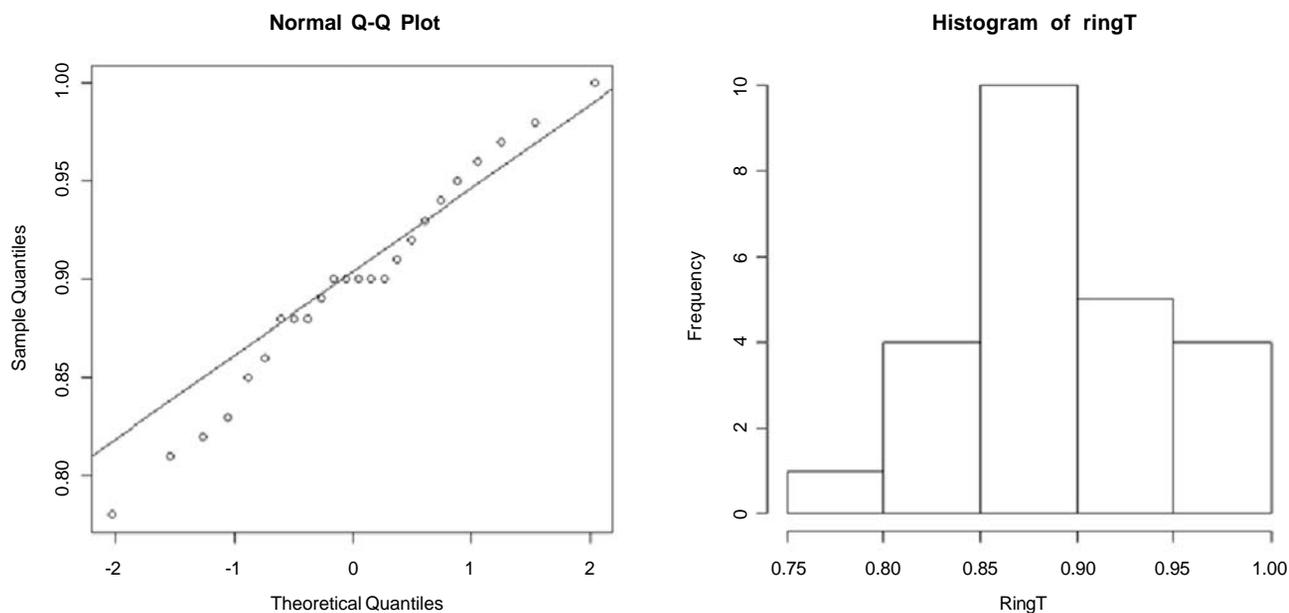
Taxa e Autori	Codici nuovi	Somma	Min	Max	Media	Taxa morfologicamente simili che possono generare confusione	IPS		TI	
							i	r	i	r
<i>Achnanthydium atomus</i> (Hustedt) O. Monnier, Lange-Bertalot & Ector	ADAT	3	0	3	0,13		5,0	2,0	0,0	0
<i>Achnanthydium lineare</i> W. Smith	ACLI	281	0	31	11,71		5,0	2,0	0,0	0
<i>Achnanthydium minutissimum</i> (Kützing) Czarnecki	ADMI	826	12	70	34,42	ADEU, ADSA, ADPY	5,0	1,0	1,2	1
<i>Achnanthydium pyrenaicum</i> (Hustedt) H. Kobayasi	ADPY	1102	0	110	45,92	ADMI, ADSU	5,0	1,0	1,3	1
<i>Achnanthydium pyrenaicum</i> (Hustedt) H. Kobayasi fo. teratogena	ADPT	1	0	1	0,04		1,0	3,0	0,0	0
<i>Achnanthydium straubianum</i> (Lange-Bertalot) Lange-Bertalot	ADSB	0	0	0	0,00		3,0	2,0	0,0	0
<i>Adlafia minuscula</i> (Grunow) Lange-Bertalot	ADMS	1	0	1	0,04		3,0	1,0	1,1	0
<i>Amphora inariensis</i> Krammer	AINA	2	0	2	0,08	APED	5,0	1,0	2,1	1
<i>Amphora pediculus</i> (Kützing) Grunow	APED	32	0	8	1,33	AINA	4,0	1,0	2,8	2
<i>Caloneis bacillum</i> (Grunow) Cleve	CBAC	0	0	0	0,00		4,0	2,0	2,5	1
<i>Cocconeis euglypta</i> Ehrenberg	CEUG	116	0	17	4,82		3,6	1,0	2,3	2
<i>Cocconeis neodiminuta</i> Krammer	CNDI	0	0	0	0,00		5,0	1,0	0,0	0
<i>Cocconeis pediculus</i> Ehrenberg	CPED	1	0	1	0,04		4,0	2,0	2,6	2
<i>Cocconeis placentula</i> Ehrenberg	CPLA	4	0	3	0,17		4,0	2,0	2,6	2
<i>Cocconeis placentula</i> var. <i>lineata</i> (Ehrenberg) Van Heurck	CPLI	5	0	5	0,21		4,0	1,0	2,3	2
<i>Cocconeis pseudolineata</i> (Geitler) Lange-Bertalot	COPL	16	0	2	0,67		5,0	1,0	0,0	0
<i>Cymbella affinis</i> Kützing	CAFF	1	0	1	0,04		4,0	2,0	0,7	4
<i>Cymbella excisa</i> Kützing	CAEX	17	0	3	0,71	CPAR	4,0	2,0	0,0	0
<i>Cymbella parva</i> (W. Smith) Kirchner	CPAR	9	0	2	0,38	CAEX	5,0	3,0	0,0	0
<i>Denticula tenuis</i> Kützing	DTEN	0	0	0	0,00		5,0	3,0	1,4	3
<i>Diatoma hyemalis</i> (Roth) Heiberg	DHIE	36	0	5	1,50		5,0	3,0	1,0	4
<i>Diatoma mesodon</i> (Ehrenberg) Kützing	DMES	549	0	38	22,88		5,0	3,0	0,7	4
<i>Encyonema minutum</i> (Hilse) D.G. Mann	ENMI	6	0	4	0,25	ENVE, ESLE	4,0	2,0	2,0	1
<i>Encyonema silesiacum</i> (Bleisch) D.G. Mann	ESLE	5	0	2	0,21	ENMI, ENVE	4,8	1,0	0,0	0
<i>Encyonema ventricosum</i> (Kützing) Grunow	ENVE	37	0	12	1,54	ENMI, ESLE	5,0	2,0	2,0	0
<i>Eunotia tenella</i> (Grunow) Hustedt	ETEN	3	0	3	0,13		5,0	1,0	0,0	0
<i>Fistulifera pelliculosa</i> (Brébisson) Lange-Bertalot	FPEL	1	0	1	0,04		3,0	1,0	2,5	3
<i>Fragilaria arcus</i> (Ehrenberg) Cleve	FARC	32	0	4	1,33		5,0	2,0	1,0	3
<i>Gomphonema amoenum</i> Lange-Bertalot	GAMO	8	0	4	0,33		5,0	2,0	0,4	1
<i>Gomphonema angustatum</i> (Kützing) Rabenhorst	GANG	133	0	52	5,54	GMIC, GPRO, GPAR	3,0	1,0	0,0	0
<i>Gomphonema cymbelliclinum</i> E. Reichardt & Lange-Bertalot	GCBC	1	0	1	0,04		3,8	2,0	0,0	0
<i>Gomphonema drutelingense</i> E. Reichardt	GDRU	4	0	2	0,17		3,8	2,0	0,0	0
<i>Gomphonema elegantissimum</i> E. Reichardt & Lange-Bertalot	GELG	3792	0	262	158,00	GPUM, GPRI	5,0	1,0	0,0	0

Taxa e Autori	Codici nuovi	Somma	Min	Max	Media	Taxa morfologicamente simili che possono generare confusione	IPS		II	
							i	r	i	r
<i>Gomphonema exilissimum</i> (Grunow) Lange-Bertalot & E. Reichardt	GEXL	1	0	1	0,04		5,0	1,0	0,7	2
<i>Gomphonema longilineare</i> E. Reichardt	GLGL	2	0	2	0,08		0,0	0,0	0,0	0
<i>Gomphonema micropus</i> Kützing	GMIC	489	0	63	20,38	GANG, GPRO	3,0	1,0	2,0	0
<i>Gomphonema minutum</i> (C. Agardh) C. Agardh	GMIN	3	0	3	0,13		4,0	1	2,2	1
<i>Gomphonema montanum</i> Schumann	GMON	1	0	1	0,04		5,0	1,0	0,0	0
<i>Gomphonema parvulum</i> (Kützing) Kützing	GPAR	88	0	56	3,67	GMIC, GPRO, GPAR	2,0	1,0	3,6	2
<i>Gomphonema procerum</i> E. Reichardt & Lange-Bertalot	GPRC	25	0	9	1,04	o valve iniziali di altri <i>Gomphonema</i>	5,0	1,0	1,2	2
<i>Gomphonema productum</i> (Grunow) Lange-Bertalot & E. Reichardt	GPRO	59	0	52	2,46	GMIC, GANG, GPAR	3,8	2,0	1,3	2
<i>Gomphonema pumilum</i> (Grunow) E. Reichardt & Lange-Bertalot	GPUM	762	0	309	31,75	GELG, GPRI	4,5	1,0	1,0	1
<i>Gomphonema pumilum</i> var. <i>rigidum</i> E. Reichardt & Lange-Bertalot	GPRI	738	0	190	30,75	GPUM, GELG	3,5	1,0	0,0	0
<i>Gomphonema rhombicum</i> M. Schmidt	GRHB	67	0	11	2,79		5,0	3,0	0,6	1
<i>Gomphonema rosenstockianum</i> Lange-Bertalot & E. Reichardt	GROS	3	0	3	0,13		5,0	1,0	0,0	0
<i>Gomphonema tergestinum</i> Fricke	GTER	24	0	23	1,00		4,0	3,0	1,4	1
<i>Gomphonema vibrio</i> Ehrenberg	GVIB	10	0	8	0,42	o valve iniziali di altri <i>Gomphonema</i>	4,0	3,0	0,0	0
<i>Meridion circulare</i> (Greville) C. Agardh	MCIR	141	0	15	5,88		5,0	1,0	2,5	2
<i>Navicula antonii</i> Lange-Bertalot	NANT	2	0	1	0,08		4,0	1,0	2,1	2
<i>Navicula cryptotenella</i> Lange-Bertalot	NCTE	10	0	2	0,42		4,0	1,0	2,3	1
<i>Navicula cryptotenelloides</i> Lange-Bertalot	NCTO	1	0	1	0,04		3,5	1,0	0,0	0
<i>Navicula exilis</i> Kützing	NEXI	0	0	0	0,00		3,0	1,0	2,0	1
<i>Navicula reichardtiana</i> Lange-Bertalot	NRCH	2	0	2	0,08		3,6	1,0	2,3	1
<i>Navicula striolata</i> (Grunow) Lange-Bertalot	NSTL	0	0	0	0,00		5,0	3,0	0,0	0
<i>Navicula tripunctata</i> (O.F. Müller) Bory	NTPT	7	0	1	0,29		4,4	2,0	3,1	3
<i>Nitzschia dissipata</i> (Kützing) Grunow	NDIS	3	0	2	0,13		4,0	3,0	2,4	2
<i>Nitzschia fonticola</i> Grunow	NFON	469	1	45	19,54	NIFR	3,5	1,0	1,9	0
<i>Nitzschia inconspicua</i> Grunow	NINC	3	0	1	0,13	cfr. con <i>N. soratensis</i> E. Morales & Vis	2,8	1,0	3,1	1
<i>Nitzschia lacuum</i> Lange-Bertalot	NILA	6	0	6	0,25	NFON	5,0	2,0	1,2	1
<i>Nitzschia linearis</i> (C. Agardh) W. Smith	NLIN	0	0	0	0,00		3,0	2,0	3,4	4
<i>Nitzschia palea</i> (Kützing) W. Smith	NPAL	7	0	7	0,29		1,0	3,0	3,3	3
<i>Nitzschia sublinearis</i> Hustedt	NSBL	1	0	1	0,04		5,0	2,0	2,7	4
<i>Planothidium dubium</i> (Grunow) Round & Bukhtiyarova	PTDU	1	0	1	0,04	PTLA	0,0	0,0	0,0	0
<i>Planothidium frequentissimum</i> (Lange-Bertalot) Lange-Bertalot	PLFR	14	0	5	0,58	PTLA	3,4	1,0	2,8	3
<i>Planothidium lanceolatum</i> (Brébisson ex Kützing) Lange-Bertalot	PTLA	127	0	15	5,29	PLFR	4,6	1,0	3,3	3
<i>Puncticulata bodanica</i> (Grunow) Håkansson	PBOD	0	0	0	0,00		5,0	3,0	0,0	0
<i>Reimeria sinuata</i> (W. Gregory) Kociolek & Stoermer	RSIN	2	0	1	0,08		4,8	1,0	2,1	1
<i>Sellaphora joubaudii</i> (H. Germain) Aboal	SJOU	0	0	0	0,00		3,0	2,0	3,6	5
<i>Ulnaria ulna</i> (Nitzsch) Compère	UULN	8	0	2	0,33		3,0	1,0	3,5	4

Tab. IV. Schema riassuntivo dei valori degli indici diatomici ottenuti dalle liste dei partecipanti all'esercizio di intercalibrazione.

Operatore	IPS	II	ICMi	Classe di qualità	n° Valve o frustoli	Specie osservate	n° Generi osservati	Viste Sì	connettivali No	considerate Solo di alcuni generi	Nomenclatura utilizzata
A	18,6	1,30	0,90	Elevata	400	27	15	x	-	-	Nuova
B	19,0	1,43	0,95	Elevata	400	23	13	x	-	-	Nuova
C	18,2	1,65	1,00	Elevata	400	23	13	x	-	<i>Diatoma</i>	Nuova
D	19,0	1,52	0,98	Elevata	458	17	10	x	-	-	Nuova
E	17,2	1,41	0,90	Elevata	404	20	10	-	x	-	Vecchia
F	17,1	1,52	0,93	Elevata	412	21	12	-	x	-	Nuova
G	18,4	1,22	0,88	Elevata	407	19	14	x	-	-	Nuova
H	16,5	1,08	0,78	Buona	528	27	15	x	-	-	Nuova
I	18,9	1,21	0,89	Elevata	402	19	10	x	-	-	Nuova
J	19,4	1,45	0,97	Elevata	440	16	11	x	-	-	Nuova
K	19,4	1,20	0,90	Elevata	400	14	8	x	-	-	Nuova
L	17,4	1,13	0,82	Elevata	477	10	7	x	-	-	Mista
M	18,8	1,39	0,94	Elevata	416	17	11	x	-	-	Nuova
N	18,3	1,18	0,86	Elevata	*420	18	12	x	-	-	Nuova
O	17,9	1,06	0,81	Elevata	446	23	15	x	-	-	Nuova
P	16,8	1,23	0,83	Elevata	400	15	10	-	x	-	Nuova
Q	18,8	1,34	0,92	Elevata	400	20	13	x	-	-	Nuova
R	18,9	1,27	0,90	Elevata	400	19	12	x	-	-	Nuova
S	18,2	1,31	0,90	Elevata	400	20	12	x	-	-	Nuova
T	18,9	1,09	0,85	Elevata	425	16	10	x	-	-	Nuova
U	16,9	1,37	0,88	Elevata	408	25	10	x	-	-	Mista
V	18,8	1,20	0,88	Elevata	444	13	9	x	-	-	Nuova
W	17,2	1,52	0,96	Elevata	400	13	7	x	-	-	Mista
X	18,9	1,28	0,91	Elevata	400	37	18	x	-	-	Nuova

* l'operatore N nella conta originale aveva conteggiato 10 valve di *Gomphonema elegantissimum* indicandole come auxospore, ma ai fini del conteggio dell'Indice ICMi non sono state considerate.

**Fig. 3.** Rappresentazione grafica dei quantili e istogramma relativi alla distribuzione normale dei dati dell'ICMi.

Nei conteggi svolti da vari partecipanti, non sempre c'è stata corrispondenza fra le abbondanze assegnate ad *Achanthidium minutissimum* e *A. pyrenaicum*. Nei casi C, D, E, F, O, P, S e V prevale *A. pyrenaicum* su *A. minutissimum* (con uno scarto superiore a 25 unità), mentre in Q ed U si verifica il contrario. Solo l'operatore W, fra tutti gli altri, ha conteggiato esclusivamente *A. minutissimum* senza inserire affatto nel suo elenco *A. pyrenaicum*. Nel resto dei casi, compresa la lista di riferimento X non c'è una gran differenza tra le abbondanze assegnate alle due specie. Dato che queste due diatomee hanno un'ecologia molto simile fra loro, come mostrato dai valori degli indici IPS e TI (Tab. III), eventuali errori nella loro determinazione non vanno a pesare particolarmente sulla variabilità dei risultati dell'ICMi, come verificato anche dai risultati ottenuti nel presente lavoro. Inoltre, alcuni operatori hanno comunicato oralmente la difficoltà nel distinguere le forme di *A. minutissimum* da *A. eutrophilum*, *A. saprophilum* e *A. subatomoides*.

Altre specie che hanno creato problemi per la loro identificazione ed il loro conteggio sono quelle appartenenti al genere *Gomphonema*: *G. pumilum*, *G. elegantissimum* e *G. pumilum* var. *rigidum*. Fra i tre taxa, *G. pumilum* e *G. pumilum* var. *rigidum* sono i più rari da osservare nei corsi d'acqua italiani, mentre *G. elegantissimum* è il più frequente. Quest'ultimo era stato descritto inizialmente nel 1997 da Reichardt & Lange-Bertalot, come una varietà di *G. pumilum* (*Gomphonema pumilum* var. *elegans*) e recentemente, nel 2011 riconosciuto dagli stessi autori come una specie distinta (Hofmann *et al.*, 2011), ma ancora in *status* di validazione (catalogo dei nomi delle diatomee a cura dell'Institute for Biodiversity Science an Sustainability - California Academy of Sciences). Fra *G. pumilum*, *G. elegantissimum* e *G. pumilum* var. *rigidum* c'è una forte somiglianza a livello morfologico. Anche l'ecologia dei primi due è molto simile, entrambi prediligono acque oligosaproliche e piuttosto oligotrofiche, mentre *G. pumilum* var. *rigidum* è più tollerante nei confronti della sostanza organica e dei nutrienti disciolti in acqua. La quasi totalità dei partecipanti, ad eccezione di H ed U, ha riconosciuto come dominante *G. elegantissimum* in accordo con i risultati della lista di riferimento (X); mentre H ed U hanno osservato come taxon dominante *G. pumilum* var. *rigidum* rispetto a *G. elegantissimum*. Solo in due casi, L e W, non è stata fatta la distinzione fra *G. pumilum* e la sua varietà *rigidum*. In particolare l'operatore L, probabilmente, ha compreso anche *G. elegantissimum* nel conteggio dei campioni di *G. pumilum*, che nella sua lista è risultato dominante (309 individui su un totale di 477 diatomee osservate nel campione, vedere tabelle III e IV).

Un'altra specie che non tutti gli operatori hanno inserito nei loro conteggi è *G. micropus*, alla quale la maggior parte ha assegnato il nome di *G. angustatum* o *G. productum*. Ciò è probabilmente dovuto al fatto che in Italia è molto seguita, per la determinazione delle diatomee, la monografia di Krammer e Lange-Bertalot (1986-1991b), nella quale all'interno del grande gruppo di *G. angustatum* viene associato anche *G. micropus*, descritto da Kützing e *Gomphonema angustatum* var. *productum* Grunow, che oggi corrisponde alla nuova denominazione *G. productum*. Ai fini del calcolo dell'ICMi bisognerebbe invece cercare di fare attenzione nel riconoscere queste tre specie poiché i valori che descrivono la loro ecologia assegnati dagli indici IPS e TI sono differenti, soprattutto per quanto riguarda la sensibilità nei confronti del grado trofico (Tab. III).

Un'ulteriore difficoltà riscontrata durante questo ring-test è stata la presenza nei vetrini di numerose viste connettivali appartenenti alle differenti specie di *Gomphonema*, per le quali non è stato sempre facile arrivare alla giusta determinazione. Alcuni partecipanti (C, E, F e P), probabilmente con ancora poca esperienza nell'osservazione di diatomee, non sempre sono riusciti ad associare le viste connettivali alle corrispondenti viste valvari (Tab. IV).

Infine, altre due specie risultate un po' problematiche per la loro identificazione sono *Cymbella excisa* e *C. parva*, che nel campione in esame erano entrambe presenti con pochi individui. Precedentemente a questo esercizio di intercalibrazione molti operatori utilizzavano il nome *Cymbella affinis* Kützing (in Krammer e Lange-Bertalot 1986, Tavola 125, figg. 5-7: 15-17) volendo indicare sia *Cymbella excisa* Kützing che *Cymbella parva* (W. Smith) Kirchner rappresentate nel terzo volume di *Diatoms of Europe* (Krammer, 2002).

Successivamente al ring-test è stato impiegato il microscopio elettronico per analizzare le varie specie problematiche presenti nel campione. Sono state ottenute le seguenti informazioni:

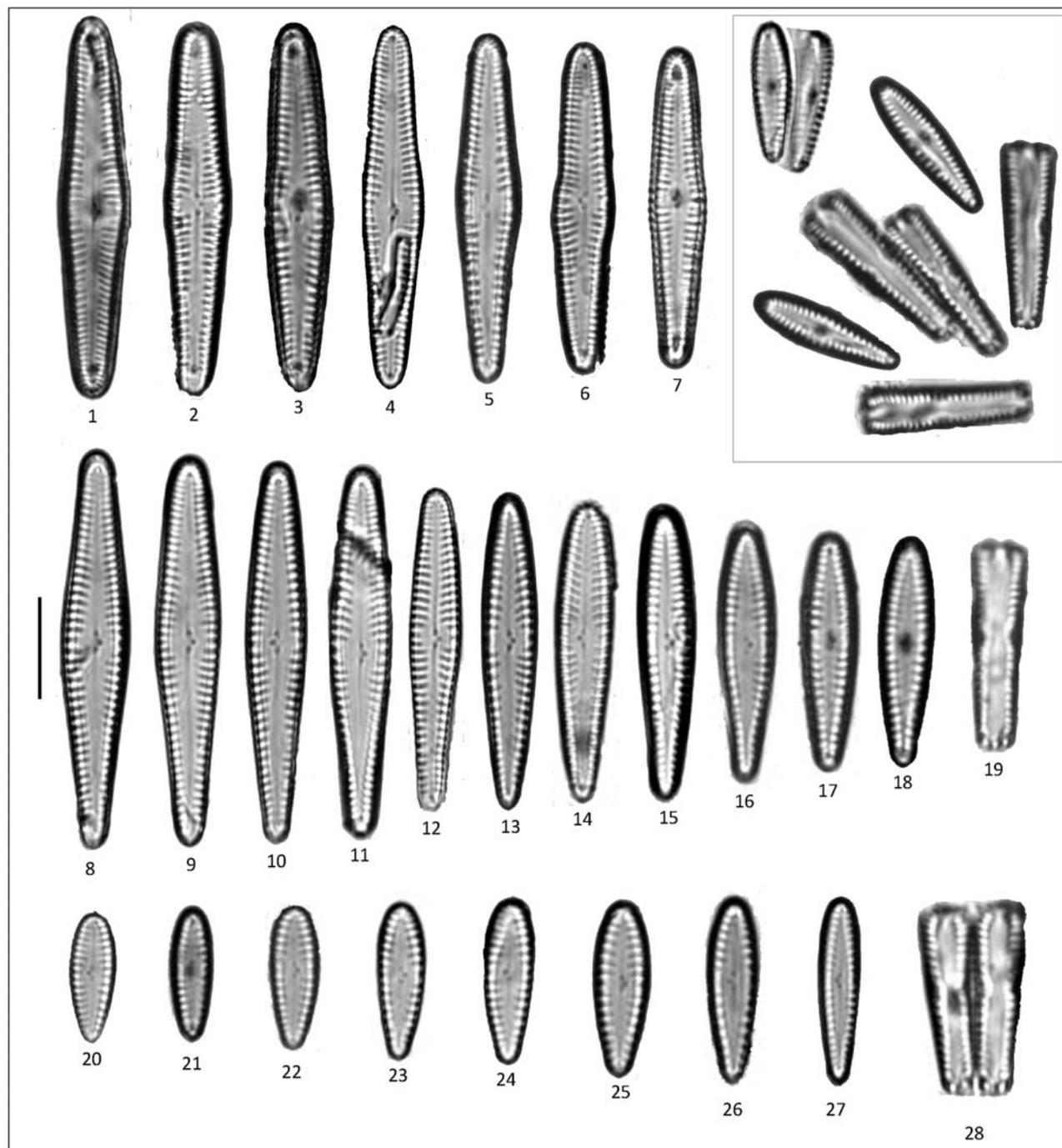
- fra le varie specie di *Gomphonema*, *G. elegantissimum* risulta dominante e presente con un'ampia popolazione. Le sue valve iniziali (Tav. I, Figg. 1-7; Tav. II, Figg. 1-2) sono state spesso confuse da alcuni operatori con altre specie di *Gomphonema* come *G. procerum*, *G. montanum* e *G. vibrio*, che invece non sono risultati presenti nel campione. Così come le valve di maggiori dimensioni sono state interpretate come *G. rhombicum* (Tav. I, Figg. 8-11; Tav. II, Fig. 3), anche esso assente. Le valve di piccole dimensioni, tra l'altro molto numerose, sono state confuse dalla quasi totalità dei partecipanti con *G. pumilum* var. *rigidum* (Tav. I, Figg. 20-28),

anche questo in realtà assente nel campione.

- Anche *Gomphonema micropus* è presente nel campione con un'ampia variabilità morfologica (Tav. III, Figg. 1-18): in alcuni casi è stato confuso con *G. dutrelingense* e altre volte con *G. amoenum* (Tav. III, Figg. 16-18).

Confronto dei valori ICMi

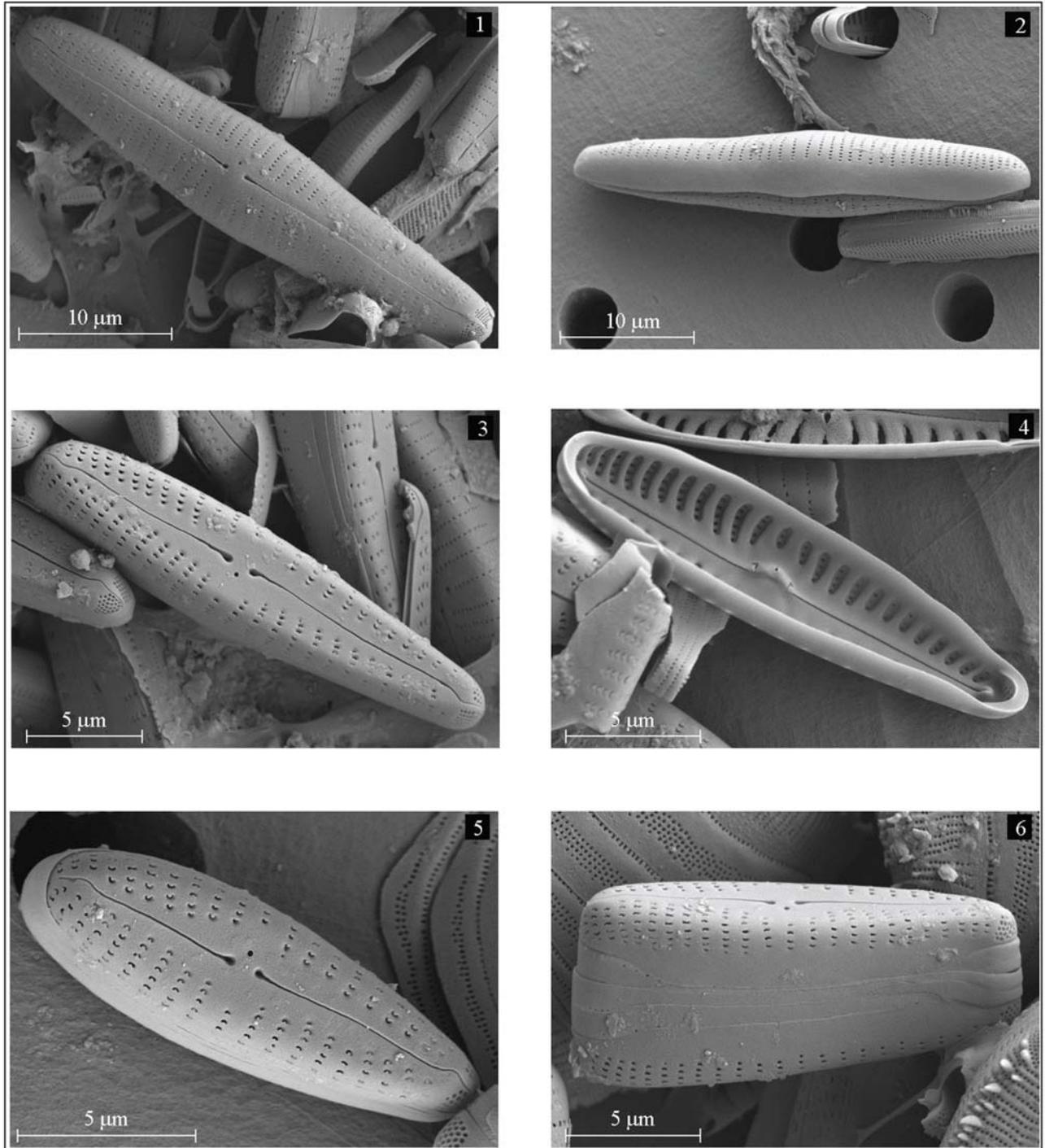
Come mostrato dal grafico (Fig. 2) ottenuto dopo elaborazione della NMDS, la maggior parte degli operatori (A, B, G, I, J, K, M, N, O, R, S, T, U, V) ha effettuato conteggi simili fra loro che non si discostano molto dalla lista di riferimento (X). Invece, i casi



Tav. I. 1-28: foto al microscopio ottico di *Gomphonema elegantissimum*. Nel riquadro: insieme di viste valvari e connettivali. 1-7: valve iniziali. Il tratto nero è pari a 10 μm .

che si allontanano maggiormente dalla lista di riferimento sono:

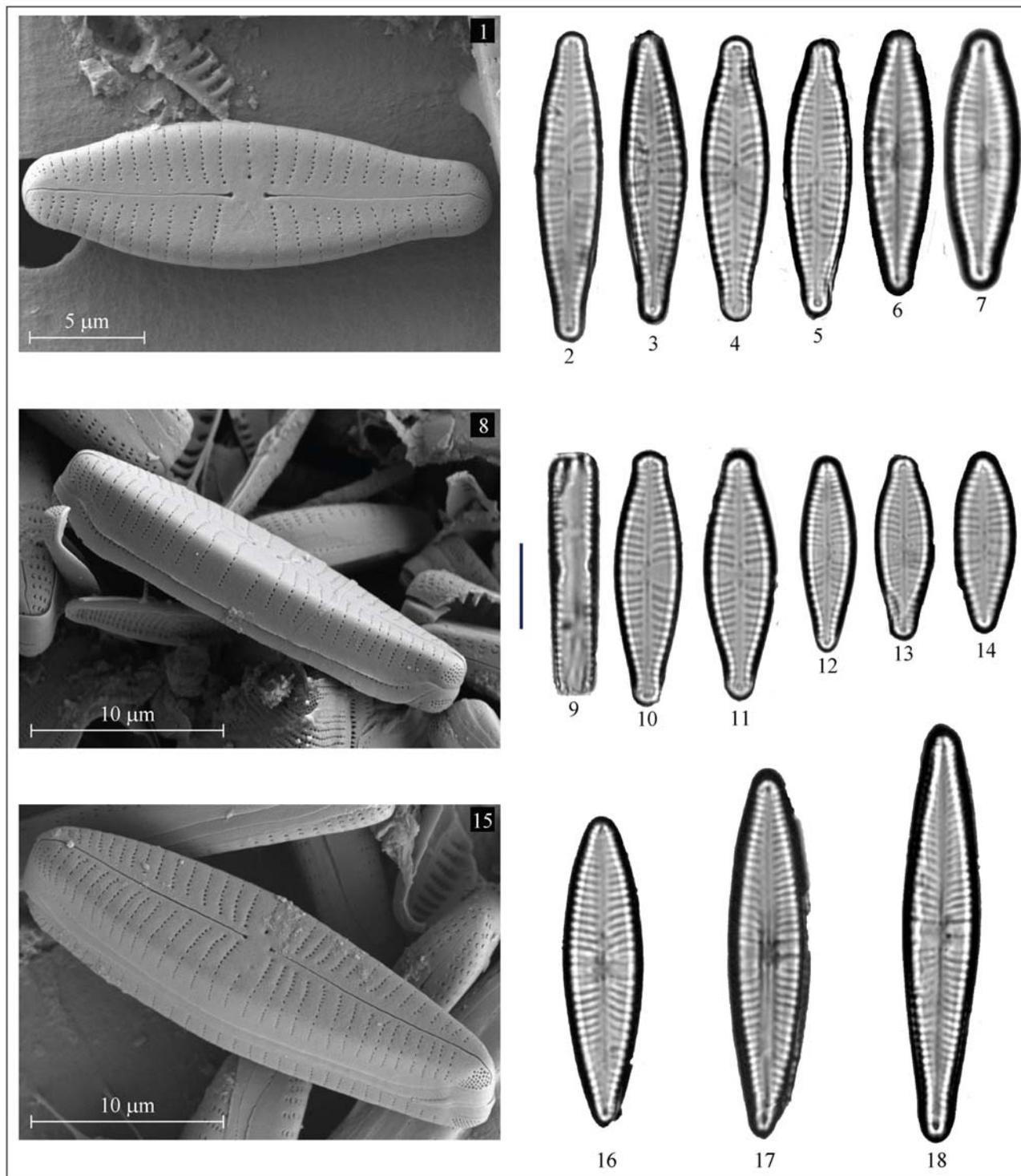
- C, E, F, P che in comune presentano conteggi in cui non sono state considerate né le viste connettivali né la specie *Gomphonema micropus*;
- D ed H che hanno oltrepassato il conteggio totale di individui (proposto fra 300-500 valve, convenzionalmente scelto un intervallo prossimo a 400) arrivando rispettivamente ad un totale di 458 e 528;
- L e W che nella loro conta, a differenza di tutti gli altri



Tav. II. 1-6: foto al microscopio elettronico di *Gomphonema elegantissimum*. 1-2: valve iniziali. 3, 5: viste valvari esterne. 4: vista valvare interna. 6: vista connettivale.

casi, hanno considerato come fortemente dominante *Gomphonema pumilum*. Inoltre nel caso W manca *Achnanthydium pyrenaicum* e viene segnalata la pre-

senza di *Nitzschia palea*, che invece era assente nel campione. Probabilmente l'operatore W ha confuso *N. sublinearis* con *N. palea*.



Tav. III. 1-18: *Gomphonema micropus*. Il tratto nero è pari a 10 µm. Foto al microscopio elettronico: 1, 8 e 15; foto al microscopio ottico: 2-7, 9-14, 16-18.

I valori di ICMi calcolati a partire dagli elenchi forniti da ciascun operatore hanno dato nel complesso lo stesso tipo di valutazione sulla qualità dell'acqua del campione considerato (Tab. IV): è risultata una qualità elevata, in accordo con i parametri chimici, fisici e chimico-fisici considerati. Solo per il caso H (Tab. IV), individuato come outlier della distribuzione (Test di Grubbs e Z score $2 \leq |Z| \leq 3$) è stato calcolato un valore (0,78) di poco inferiore al limite (0,80) che indica il passaggio alla classe di qualità buona (Tab. I).

Le possibili cause di questa lieve discordanza possono essere:

- avere superato il limite del conteggio degli individui (in questo caso sono state osservate in totale 528 valve);
- aver considerato *Gomphonema pumilum* var. *rigidum* tra i dominanti. Se si confronta l'abbondanza assegnata da H a questo taxon con quella attribuita da tutti gli altri operatori, si nota che H dà notevole peso a questa varietà di *Gomphonema* che, inoltre, rispetto a *G. elegantissimum* (molto abbondante o dominante in quasi tutte le liste), differisce molto per i parametri dell'indice IPS.

CONCLUSIONI

Da questo ring-test è emerso che vi sono ancora aspetti da approfondire e problematiche da risolvere per affinare l'efficienza di indicazione dell'ICMi. Per esempio:

- per alcune specie, 23 delle quali presenti in questo lavoro (Tab. III), sono ancora sconosciuti i valori dei parametri per il calcolo dell'indice TI e in qualche caso mancano anche quelli dell'IPS, necessari per rendere più corretta la valutazione dello Stato Ecologico tramite applicazione dell'indice diatomico ICMi.
- Le modalità utilizzate dagli operatori per identificare le specie di diatomee devono essere unificate attra-

verso corsi di formazione o di aggiornamento, dal momento che la loro tassonomia è in continua evoluzione.

- Il riconoscimento delle diatomee più frequenti e caratteristiche delle diverse idroecoregioni italiane dovrebbe essere facilitato elaborando atlanti o guide, come quello redatto da Falasco *et al.* (2013). Questi contributi renderebbero più rapido e preciso il lavoro di chi si occupa di biomonitoraggio fluviale. In alcuni casi, infatti, si incontrano notevoli difficoltà nella identificazione di due o più specie differenti, potendo effettuare le indagini routinarie solo mediante il microscopio ottico.

Sebbene occorra superare alcune difficoltà, in questo contributo è stata confermata l'importanza dell'indice ICMi, già esplicitata in letteratura (Prygiel *et al.*, 2002; Lavoie *et al.*, 2005; Almeida *et al.*, 2014). La metodica fornisce lo stesso tipo di risposta nonostante venga applicata da operatori con differente livello di conoscenza tassonomica. È evidente, come dimostrato dalla NMDS (Fig. 2), che cercare di riconoscere e considerare nel conteggio anche le viste connettivali rimane un aspetto molto importante: altre ricerche (Kahlert *et al.*, 2009, 2012) di più ampio respiro, rispetto al presente contributo, hanno rilevato che, ai fini del calcolo dell'indice diatomico, pesa maggiormente utilizzare la stessa modalità di conteggio (numero totale di individui conteggiati, considerazione delle viste connettivali, frustuli rotti riconosciuti o meno) più che seguire le stesse convenzioni di nomenclatura (con riferimento alla sinonimia).

Per queste ragioni esercizi di interconfronto e corsi sull'identificazione e tassonomia delle diatomee dovrebbero essere incoraggiati e regolarmente organizzati in Italia al fine di armonizzare e aggiornare le conoscenze degli operatori che svolgono il biomonitoraggio dei corsi d'acqua.

BIBLIOGRAFIA

- Almeida S.F.P., Elias C., Ferreira J., Tornés E., Puccinelli C., Delmas F., Dörflinger G., Urbanič G., Marcheggiani S., Rosebery J., Mancini L., Sabater S., 2014. Water quality assessment of rivers using diatom metrics across Mediterranean Europe: A methods intercalibration exercise. *Science of the Total Environment*, **476-477**: 768-776.
- APAT, 2007. *Protocollo di campionamento e analisi delle diatomee bentoniche dei corsi d'acqua*. In: "Metodi Biologici per le acque. Parte I". XX/2007. Disponibile al sito: <http://www.isprambiente.gov.it/files/pubblicazioni/manuali-lineeguida/metodi-biologici-acque/fiumi-diatomee.pdf> (ultimo accesso: 16/10/2013).
- Bray J. R., Curtis J. T., 1957. An ordination of the upland forest communities of Southern Wisconsin. *Ecological Monographs*, **27**: 325-349.
- Cemagref, 1982. *Étude des Méthodes Biologiques d'Appréciation Quantitatives de la Qualité des Eaux*. Ministère de l'Agriculture, CEMAGREF, Division Qualité des Eaux, Pêche et Pisciculture, Lyon: 218 pp.
- CEN, 2003. *Water quality – Guidance standard for the routine sampling and pretreatment of benthic diatoms from rivers*. EN 13946. Comité Européen de Normalisation, Brussels, 14 pp.

- CEN, 2004. *Water quality – Guidance standard for the identification, enumeration and interpretation of benthic diatoms from rivers. EN 14407*. Comité Européen de Normalisation, Brussels, 12 pp.
- Conti A., Di Eusebio L., Dramis F., Gentili B., 1983. *Evoluzione geomorfologica recente e processi in atto nell'alveo del Tenna (Marche meridionali)*. Atti del XXIII Congresso Geografico Italiano, 2: 53-66.
- Decreto del Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare 8 novembre 2010, n. 260. "Regolamento recante i criteri tecnici per la classificazione dello stato dei corpi superficiali, per la modifica delle norme tecniche del decreto legislativo 3 aprile 2006, n. 152, recante norme in materia ambientale, predisposto ai sensi dell'articolo 75, comma 3, del medesimo decreto legislativo". *Gazzetta Ufficiale n. 30 del 7 febbraio 2011 - Suppl. Ordinario n. 31*.
- Ector L., Kingston J.C., Charles D.F., Denys L., Douglas M.S.V., Manoylov K., Michelutti N., Rimet F., Smol J.P., Stevenson R.J., Winter J.G., 2004. Workshop report freshwater diatoms and their role as ecological indicators. In: Poulin M. (ed.) *Proceedings of the 17th International Diatom Symposium 2002, Ottawa, Canada*. Bristol, Biopress Limited, pp. 469-480.
- Ector L., Hlúbiková D., Cauchie H.-M., Hoffmann L., 2009. *7th International Symposium "Use of Algae for Monitoring Rivers"*, Luxembourg 23-25 Novembre, 2009, 144 pp.
- Ector L., Hlúbiková D., Hoffmann L., 2012. Preface: Use of algae for monitoring rivers. *Hydrobiologia* 695: 1-5.
- European Union, 2000. Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for community action in the field of water policy. *Official Journal of the European Communities, Series L*, 327: 1-72.
- Falasco E., Piano E., Bona F., 2013. Guida al riconoscimento e all'ecologia delle principali diatomee fluviali dell'Italia nord occidentale. *Biologia ambientale* 27: 1-288.
- Hofmann G., Werum M., Lange-Bertalot H., 2011. *Diatomeen im Sübwasser-Benthos von Mitteleuropa. Bestimmungsflores Kieselalgen für die ökologische Praxis. Über 700 der häufigsten Arten und ihre Ökologie*. H. Lange-Bertalot (editor) A.R.G. Gantner Verlag K.G., 908 pp.
- Kahlert M., Albert R.-L., Anttila E.-L., Bengtsson R., Bigler C., Eskola T., Gälman V., Gottschalk S., Herlitz E., Jarlman A., Kasperovicene J., KokociDski M., Luup H., Miettinen J., Paunksnyte I., Piirsoo K., Quintana I., Raunio J., Sandell B., Simola H., Sundberg I., Vilbaste S., Weckström J., 2009. Harmonization is more important than experience – results of the first Nordic-Baltic diatom intercalibration exercise 2007 (stream monitoring). *Journal of Applied Phycology* 21: 471-482.
- Kahlert M., Kelly M., Albert R.-L., Almeida S.F.P., Bešta T., Blanco S., Coste M., Denys L., Ector L., Fránková M., Hlúbiková D., Ivanov P., Kennedy B., Marvan P., Mertens A., Miettinen J., Picinska-Faltynowicz J., Rosebery J., Tornés E., Vilbaste S., Vogel A., 2012. Identification versus counting protocols as sources of uncertainty in diatom-based ecological status assessments. *Hydrobiologia* 695: 109-124.
- Kelly M., 2013. Data rich, information poor? Phytobenthos assessment and the Water Framework Directive. *European Journal of Phycology* 48: 437-450.
- Krammer K., 1997. Die cymbelloiden Diatomeen. Eine Monographie der weltweit und bekannten Taxa. Teil 2. *Encyonema* part., *Encyonopsis* und *Cymbellopsis*. *Bibliotheca Diatomologica* 37. Cramer J Stuttgart, 469 pp.
- Krammer K., 2002. *Cymbella*. In: Lange-Bertalot (ed.) *Diatoms of Europe*. Ruggell (Liechtenstein): A.R.G. Verlag K.G. 3: 584 pp.
- Krammer K., Lange-Bertalot H., 1986, 1988, 1991a, b. *Bacillariophyceae-Sübwasserflora von Mitteleuropa*. G. Fischer Stuttgart 2 (1-4), 876+596+576+437 pp.
- Lange-Bertalot H., editor 1995-2004. *Iconographia Diatomologica*. Ruggell (Liechtenstein): A.R.G. Gantner Verlag.
- Lange-Bertalot H., 2001. *Navicula* sensu stricto. 10 Genera Separated from *Navicula* sensu lato. *Frustulia. Diatoms of Europe*. Ruggell (Liechtenstein): A.R.G. Verlag K.G. 2: 256 pp.
- Lavoie I., Somers K.M., Paterson A.M., Dillon P.J., 2005. Assessing scales of variability in benthic diatom community structure. *Journal of Applied Phycology*, 17: 509-513.
- Lecoite C., Coste M., Prygiel J., Ector L., 1999. Le logiciel OMNIDIA version 2, une puissante base de données pour les inventaires de diatomées et pour le calcul des indices diatomiques européens. *Cryptogamie Algologie*, 20: 132-134.
- Lecoite C., Coste M., Prygiel J., 2003. Omnidia 3.2. Diatom index software including diatom database with taxonomic names, references and codes of 11645 diatom taxa.
- Mancini L., Sollazzo C., 2009. The assessment method of the ecological status of running waters: diatom communities. Istituto Superiore di Sanità, Roma (Rapporti ISTISAN 09/19). Available on line (<http://www.iss.it/binary/publ/cont/0919web.pdf>). Last access date: 16/05/2013.
- Prygiel J., Whitton B.A., Bukowska J., 1999. *Use of algae for monitoring rivers. III*. Douai, Agence de l'Eau Artois-Picardie, 271 pp.
- Prygiel J., Carpentier P., Almeida S., Coste M., Duart J.-C., Ector L., Guillard D., Honoré M.-A., Iserentant R., Ledeganck P., Lalanne-Cassou C., Lesniak C., Mercier I., Moncaut P., Nazart M., Nouchet N., Peres F., Peeters V., Rimet F., Rumeau A., Sabater S., Straub F., Torrissi M., Tudesque L., Van de Vijver B., Vidal H., Viziné J., Zydek N., 2002. Determination of the Biological Diatom Index: IBD NF T 90 – 354. Results of an intercomparison exercise. *Journal of Applied Phycology*, 14: 27-39.
- Reichardt E., Lange-Bertalot H., 1997. Taxonomische Revision des Artenkomplexes um *Gomphonema pumilum* (Bacillariophyceae). *Nova Hedwigia* 65: 99-129.
- Rott E., Pipp E., Pfister P., Van Dam H., Ortler K., Binder N., Pall K., 1999. *Indikationslisten für Aufwuchsalgen in österreichischen Fließgewässern. Teil 2: Trophieindikation (sowie geochemische Präferenzen, taxonomische und toxikologische Anmerkungen)*. Wasserwirtschaftskataster, Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Wien. ISBN 3-85174-25-4. 248 pp.
- Sokal R.R., Rohlf G., 1973. *Introduction to biostatistics*. Freeman & Co., 368 pp.

APPENDICE A
Elenco degli istruttori e dei partecipanti al ring-test

Nome	Ente di appartenenza	Ruolo
Cocciolito Raffaella	ARTA Abruzzo	Partecipante
Della Bella Valentina	ARPA Umbria	Istruttrice
Di Brizio Margherita	ARPA Umbria	Partecipante
Di Gregorio Lucia	ARPA Emilia Romagna	Partecipante
Dinelli Daniela	ARPA Toscana	Partecipante
Giacomazzi Federica	ARPA Veneto	Partecipante
Iosi Matteo	Università di Camerino	Partecipante
Lai Giuseppina Grazia	Università di Sassari	Partecipante
Lea Alessia	ARPA Veneto	Partecipante
Macor Arianna	ARPA Friuli Venezia Giulia	Partecipante
Martino Laura	ARPA Puglia	Partecipante
Menegon Silvia	ARPA Veneto	Partecipante
Menna Veronica	ARPA Emilia Romagna	Partecipante
Monauni Catia	APPA Trento	Istruttrice
Padula Rosalba	ARPA Umbria	Partecipante
Raiconi Lucilla	Università di Camerino	Partecipante
Risso Anna Maria	ARPA Liguria	Partecipante
Rustighi Chiara	ARPA Toscana	Partecipante
Siligardi Maurizio	APPA Trento	Organizzatore
Stizza Alessia	Università di Camerino	Partecipante
Testa Paola	APPA Trento	Partecipante
Torrise Mariacristina	Università di Camerino	Istruttrice
Triti Valeria	Università di Camerino	Partecipante
Zorza Raffaella	ARPA Friuli Venezia Giulia	Istruttrice

Euglena sanguinea Eherenberg (1831) nel fiume Greve (Toscana): fioritura nell'estate del 2013

Federica Cimoli

Agenzia Regionale per la Protezione Ambientale della Toscana, Via Ponte alle Mosse 211 – 50144 Firenze; f.cimoli@arpat.toscana.it

Riassunto

Il presente lavoro si propone di segnalare una fioritura del flagellato *Euglena sanguinea* Eherenberg (1831) riscontrata per la prima volta nel Fiume Greve durante l'estate del 2013, di descrivere il contesto ecologico nel quale si è manifestata e di esporre le risultanze analitiche.

Il fenomeno ha interessato il tratto di valle del Fiume Greve, in corrispondenza del centro urbano di Scandicci (Provincia di Firenze), dove il corso d'acqua è fortemente modificato e sottoposto a fonti di pressione di tipo puntuale e diffuso, nonché a criticità nel bilancio idrico. Lo Stato Ecologico risulta cattivo.

E. sanguinea è un flagellato unicellulare appartenente alle Euglenophyta, ubiquitario e tollerante, che predilige ambienti di acque lentiche, poco profonde e ricche di sostanze organiche.

È opinione dell'autore che la vulnerabilità del Fiume Greve agli inquinanti ed agli eventi meteorologici sia un tema importante da riportare all'attenzione. La selezione e la proliferazione di un organismo tollerante come *E. sanguinea*, seppur regolata dalla coincidenza di più fattori ecologici, rappresenta una fra le possibili risposte biologiche allo stato di degrado del corso d'acqua.

PAROLE CHIAVE: *Euglena sanguinea* / fiume Greve / artificializzazione / stress idrico / fioritura rossa

Bloom of *Euglena sanguinea* Eherenberg 1831 in Greve River (Tuscany) during the summer of 2013

This paper illustrates an *Euglena sanguinea* red bloom occurred in summer 2013 in a lowland reach of Greve River (Florence Province, Tuscany, Italy).

E. sanguinea is a flagellated unicellular organism, ubiquitous and tolerant, generally found in polluted freshwaters. Typical habitat include shallow lakes, farm ponds, polluted channels. *E. sanguinea* is often responsible for red blooms in freshwaters. Greve River is in poor ecological status and characterized by summer stagnation of the water. The artificial changing of the natural environment transformed the river and landscape according to the needs and the land resources availability. Non point source water pollution affects Greve River from sources such as polluted run-off from agricultural areas and urban soils draining into the river. Water quality is also compromised by point sources pollution.

The Author reports the river vulnerability for pollution and climate changes. It is opinion of the Author that the vulnerability of the Greve River is an important issue. The selection and the proliferation of a tolerant organism as *E. sanguinea* is one of the possible biological responses to the deterioration of the water course.

KEY WORDS: *Euglena sanguinea* / Greve River / artificialization / red bloom / urban run-off

INTRODUZIONE

Nel presente lavoro viene illustrato un fenomeno di fioritura di *Euglena sanguinea* Eherenberg 1831 che ha avuto luogo nel Fiume Greve, durante l'estate 2013, in corrispondenza dell'area urbana di Scandicci (Provincia di Firenze, Toscana).

E. sanguinea è un flagellato unicellulare, appartenente al Phy-

lum Euglenophyta, ordine Euglenales, famiglia Euglenaceae (Bourrelly, 1985).

Questo organismo risulta, dal punto di vista ecologico, ampiamente tollerante, potendo occupare sia nicchie trofiche proprie degli organismi autotrofi che degli eterotrofi. In base a tali caratteristiche *E. sanguinea* viene alcune volte descritta

fra le Alghe, altre fra i Protozoi. In letteratura non viene univocamente definito l'intervallo dei fattori ecologici entro i quali la specie può vivere, tuttavia è riportata una preferenza per ambienti di acque lentiche, poco profonde, ricche di sostanze organiche e di nutrienti (Xavier *et al.*, 1991; Zakrys e Walne, 1994).

In fase di fioritura le cellule di *E. sanguinea*, in forma neustonica, si portano alla superficie dell'acqua, addensate a formare una pellicola rossa, una sorta di "tessuto monostratificato" (Bourrelly, 1985).

La colorazione rossa delle fioriture è determinata da un complesso di pigmenti: l'ematochroma, composto da differenti carotenoidi, in prevalenza da diestere di astaxantina, con funzioni di protezione da elevate intensità luminose (Gerber *et al.*, 1994). In condizioni di intensa illuminazione i pigmenti, in forma di granuli, si diffondono in tutto il volume cellulare e la cellula appare rossa; quando l'irraggiamento è minore i granuli si addensano al centro della cellula ed essa assume il colore verde dei cloroplasti (Zakrys e Walne, 1994).

In Italia i casi documentati di fioriture di *E. sanguinea* sono pochi e limitati a particolari ambienti, come stagni, laghi e canali artificiali. Si menzionano fra questi lo Stagno Rosso di Pian Perduto di Gualdo, ubicato nel parco dei Monti Sibillini dell'Appennino Centrale (Orsomando e Dell'Uomo, 1997) ed il lago Biviere di Cesarò, situato nel Parco dei Nebrodi in Sicilia (Barone, 2003). In ambienti montani *E. sanguinea* è stata oggetto di studi (Cantonati, 2005) che hanno evidenziato come in pozze e stagni alpini o appenninici possano svilupparsi fioriture estive, sostenute da sostanze organiche e nutrienti, accumulatisi a causa del bestiame al pascolo.

Alcune fioriture di questa specie sono state individuate nelle acque di canali artificiali: il canale Sisto situato in Lazio ed il canale Rio Bazzera nel Veneto. Su questi due eventi, segnalati dalla stampa locale, non sono reperibili adeguati approfondimenti scientifici.

Anche la letteratura estera ri-

porta casi di fioriture rosse di *E. sanguinea*, soprattutto per ambienti acquatici confinati, stagnanti e ricchi di sostanze organiche, come bacini adibiti ad acquacoltura o a pesca sportiva.

A titolo esemplificativo vengono menzionate le fioriture avvenute nel lago Ungherese Alpar (Kiss, 1984), nei bacini adibiti ad acquacoltura nel North Carolina (Rodgers, 2008), nel lago di Dillon (Ohio EPA, 2013), in sistemi di acque stagnanti ed eutrofiche del Bangladesh (Rahman Shadiqur *et al.*, 2012), dell'Arkansas e del Mississippi (Zimba *et al.*, 2004).

L'Ohio EPA (2013) ha recentemente rilevato una tendenza all'aumento delle fioriture tossiche nelle acque dolci (HABs, *Harmful Algal Blooms*), fra cui quelle causate da *E. sanguinea*.

Questo organismo infatti può produrre, in fioritura, un alcaloide, l'euglenofisina, tossico per l'ittiofauna. Tale sostanza ha provocato, in ambienti confinati, alcuni casi di morie di pesci (Zimba *et al.*, 2004)

Nel caso riportato dall'Autore, la fioritura di *E. sanguinea* ha interessato il tratto finale del Fiume Greve, nel Comune di Scandicci, poco a monte della sua immissione nel Fiume Arno. In quest'area il corso d'acqua risulta fortemente modificato e soggetto a fonti di pressione di tipo puntuale, diffuso ed a criticità nel bilancio idrico. Il monitoraggio condotto da ARPAT, ai sensi del D.M. 260/2010, evidenzia un cattivo Stato Ecologico.

Le fonti di tipo diffuso stanno assumendo, negli ultimi anni, un peso crescente nell'inquinamento delle acque interne, in relazione all'intensificarsi di eventi piovosi temporaleschi, frequenti e violenti, ed alla pregressa, ma non per questo meno importante, impermeabilizzazione del territorio.

Scopo del lavoro è segnalare

l'evento di fioritura riscontrata per la prima volta nel Fiume Greve, descrivendo il contesto ambientale ed ecologico nel quale si è manifestata ed esponendone le risultanze analitiche ricavate.

È opinione dell'Autore che la vulnerabilità del Fiume Greve, sia un tema importante da riportare all'attenzione. La selezione e la proliferazione di un organismo tollerante come *E. sanguinea*, seppur regolata da più fattori ecologici, rappresenta infatti una fra le possibili risposte biologiche allo stato di degrado del corso d'acqua.

MATERIALI E METODI

Area di studio

Il Fiume Greve fa parte del bacino del Fiume Arno e del sottobacino del Valdarno Medio. Quest'ultimo ricade interamente in Provincia di Firenze e confina ad Ovest e a Sud con il bacino del Torrente Pesa e ad Est con bacini minori del Valdarno Superiore. Il fiume nasce ad un'altitudine di circa 800 metri s.l.m. dalle sorgenti Poggio alle Coste e Fonte del Topo, situate nel Monte Querciabella, nel Comune di Greve in Chianti. Il bacino imbrifero della Greve si estende per circa 284 km². La lunghezza complessiva dell'asta principale è di circa 45 Km.

Il tratto iniziale del fiume scorre nelle colline del Chianti, in un'area a spiccata vocazione agricola, con prevalenza di coltivazioni di olivo e vite. In corrispondenza della località di Tavarnuzze, situata tra La Certosa di Firenze e l'abitato di Galluzzo, la Greve riceve, in riva idrografica destra, le acque del Torrente Ema. Il fiume inizia il suo percorso urbano in corrispondenza dell'abitato di Scandicci e, circa 4 km a valle, si immette nel Fiume Arno in sinistra idrografica, in località Mantignano.

Il fiume è stato profondamente trasformato nel corso degli anni, parallelamente alle esigenze antropiche che hanno accompagnato la progressiva urbanizzazione ed infrastrutturazione del territorio.

Il tratto fluviale che ha subito maggiori alterazioni risulta quello di fondovalle, ove l'urbanizzazione è stata più intensa. Il percorso del fiume, nella piana di Scandicci, è stato rettificato, le fasce di pertinenza fluviale ridotte o asservite alle esigenze costruttive. Nei tratti a maggiore erosione sono stati edificati argini in cemento per la difesa dalle esondazioni. Il percorso finale della Greve è in gran parte delimitato da argini artificiali, fino all'immissione in Arno. Il corso d'acqua risulta frammentato, in tutto il suo percorso, da opere idrauliche trasversali, che interrompono il *continuum longitudinale*; la Greve soffre di stress idrico, ed è per questo classificata in 4^a classe di criticità relativamente al bilancio idrico (Autorità di Bacino del Fiume Arno, 2010).

Nella tabella I sono riportate le pressioni specifiche per il Fiume Greve, individuate nel Piano di Gestione delle Acque del Distretto Idrografico dell'Appennino Settentrionale (Autorità di Bacino del Fiume Arno, 2010). Le pressioni sono riportate secondo il sistema informativo "WISE RBMP_CW pressure type".

ARPAT effettua il monitoraggio operativo del corso d'acqua, ai sensi del D.Lgs 152/06 e s.m.i., nelle due stazioni della rete regionale Toscana, codificate come "Greve monte - MAS-536" e "Greve valle - MAS-123". Quest'ultima è situata circa 1 km a valle dell'area interessata dalla fioritura.

I risultati del monitoraggio effettuato nel triennio 2010-2012 (Franchi *et al.*, 2013) sono riportati in tabella II.

La fioritura di *E. sanguinea* ha interessato inizialmente un tratto del fiume, sito a valle di una traversa asservita ad un vecchio mulino in disuso. La traversa è posta ad una distanza di circa 70 m dal Ponte 28 febbraio di Scandicci (Fig. 1).

Si propone di seguito una descrizione della sezione trasversale del sito di inizio fioritura a partire dalla sinistra idrografica. Una stretta strada asfaltata (Via del Molin Novo) costeggia l'edificio del mulino (Molin Novo) sito a ridosso del fiume. Da qui si diparte la traversa che attraversa il corso d'acqua in

diagonale rispetto all'asse fluviale longitudinale e si collega alla riva destra, tramite un manufatto in cemento. L'argine destro, consolidato in cemento, è alto circa 2,5 m e sulla sommità uno stretto percorso pedonale corre parallelo al fiume. In destra si affaccia il Parco di Villa Poccianti. In corrispondenza della traversa l'alveo è largo circa 35 m, ma si riduce, poco più a valle, ad una larghezza di circa 25 m. Le rive, di ampiezza assai ridotta, ospitano formazioni erbacee e arbustive discontinue. La vegetazione complessivamente non riesce perciò a garantire le funzioni di



Fig. 1. Fiume Greve a Scandicci. Indicazione del sito in cui è iniziata la fioritura di *E. sanguinea*. (da Google earth, modificata).

Tab. I. Pressioni specifiche per il Fiume Greve

Tratto fluviale	Naturalità	Pressioni specifiche
GREVE MONTE	Naturale	2.1 Diffuse - Urban run - off
		2.2 Diffuse - Agricultural
		2.6 Diffuse - Other
		3.10 Abstraction - Other
GREVE VALLE	Fortemente modificato	1.1.4 Point - UWWT_150000
		2.1 Diffuse - Urban run - off
		2.2 Diffuse - Agricultural
		2.6 Diffuse - Other
		3.10 Abstraction - Other

buffer e di regolazione della temperatura, caratteristiche di una vera e propria fascia riparia. Gli argini, laddove non consolidati da opere in cemento, vengono regolarmente sottoposti a taglio a raso della vegetazione.

Il percorso longitudinale della Greve è rettificato, non sono identificabili raschi, pozze o meandri ed il deflusso delle acque è generalmente molto lento. La traversa, in regime di magra, ostacola il fluire delle acque verso valle, originando

aree di ristagno. Il substrato fluviale è costituito da sabbia e ciottoli, le strutture di ritenzione degli apporti trofici sono ridotte.

In quest'area è stato realizzato un intervento di riqualificazione urbanistica, terminato nel 2009, che ha comportato la demolizione di un vecchio complesso dismesso (ex industria farmaceutica SIMS) sull'argine sinistro, l'edificazione di unità abitative ed il recupero architettonico del vecchio mulino (Fig. 2).

RISULTATI E DISCUSSIONE

La fioritura di *E. sanguinea* ha avuto inizio nella prima decade del mese di agosto ed è perdurata fino alla seconda metà del mese di settembre. Inizialmente è stata osservata, a valle della traversa del Molin Novo, la comparsa di una pellicola di colore rosso acceso, sulla superficie delle acque. Dalla traversa la pellicola si estendeva verso valle per circa duecento metri, risultando più evidente in prossimità



Fig. 2. Fiume Greve. Area a ristagno delle acque in corrispondenza dell'edificio del Molin Novo. Vista dalla riva destra idrografica verso monte (ore 17:00).



Fig. 3. Fiume Greve. Sito di inizio della fioritura. Vista dalla traversa in sponda idrografica destra verso valle (ore 11:00).



Fig. 4. Fiume Greve. Vista dal ponte 28 febbraio verso valle (ore 19:00).

Tab. II. Stato Ecologico del Fiume Greve in base al DM 260/2010.

Corpo idrico	Codice	Anno	Media Indice Diatomee	Giudizio Diatomee	Media Indice Macrobenthos	Giudizio Macrobenthos	Giudizio LIM	Giudizio Tab. 1B	Stato Ecologico
Greve Monte	MAS - 536	2012	0,82	Buono	0,35	Scarso	Buono	Elevato	Scarso
Greve Valle	MAS - 123	2012	0,62	Buono	0,18	Cattivo	Buono	Elevato	Cattivo

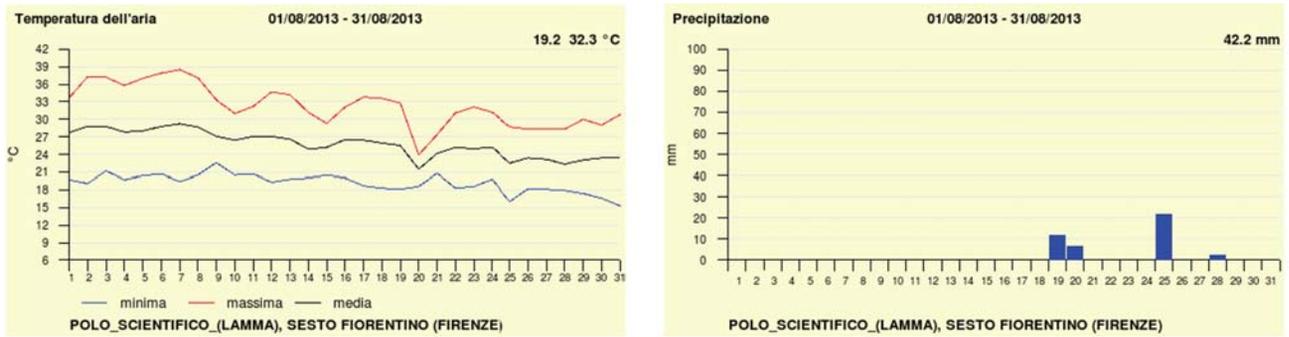


Fig. 5. Temperatura dell'aria e precipitazioni nel mese di agosto.

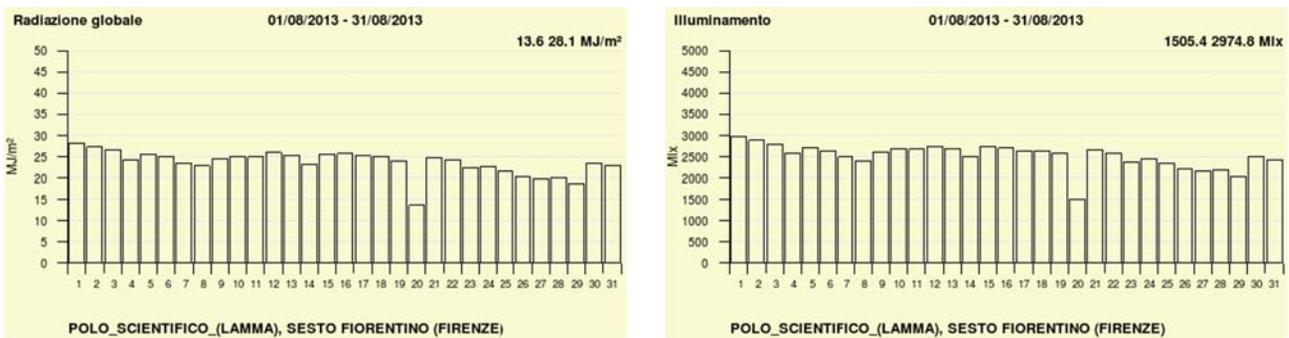


Fig. 6. Radiazione globale ed illuminamento nel mese di agosto.

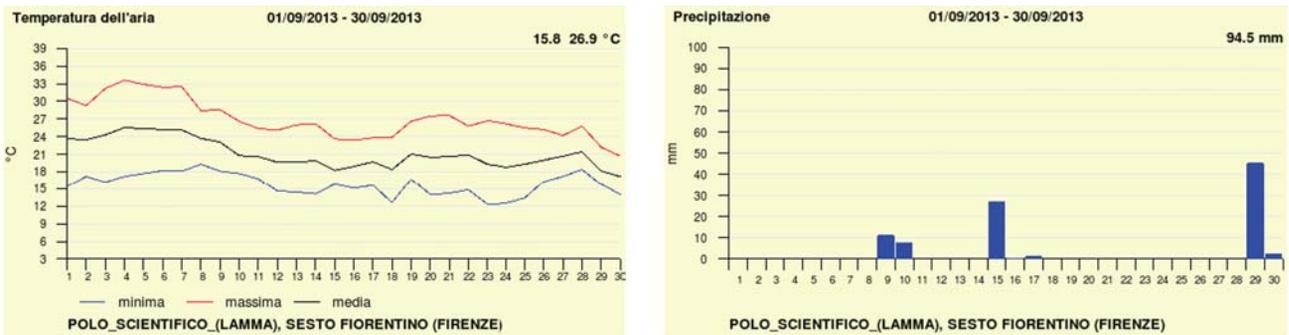


Fig. 7. Temperatura dell'aria e precipitazioni nel mese di settembre.

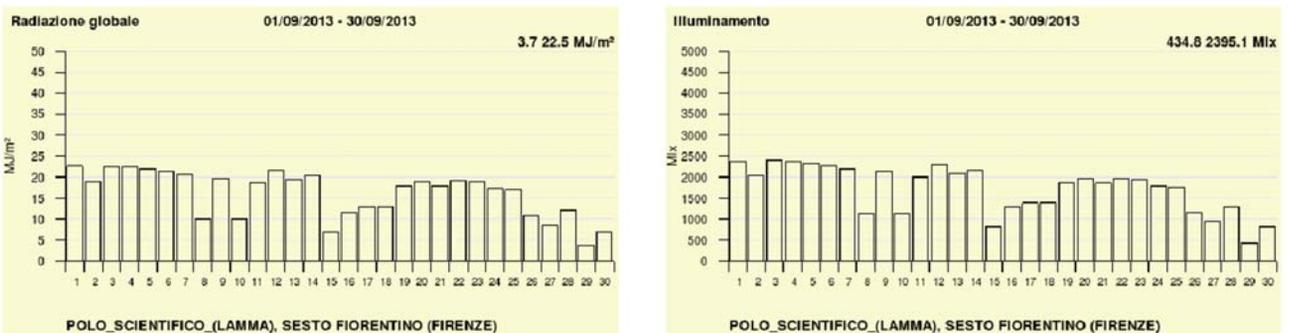


Fig. 8. Radiazione globale ed illuminamento nel mese di settembre.

della traversa, delle rive e di formazioni erbacee ed arbustive aggettanti in alveo (Fig. 3). Nei giorni successivi la fioritura si è progressivamente estesa verso valle e a tutta la larghezza dell'alveo. Dopo alcuni giorni di pioggia, all'inizio del mese di settembre, nei quali la pellicola rossa si è frammentata, quest'ultima si è ricostituita ispessita e si è progressivamente estesa, verso monte e verso valle. La colorazione della pellicola superficiale, in tutto il periodo di fioritura, è stata soggetta a variazioni nell'arco della giornata. Il rosso osservato nelle ore a più intensa illuminazione si trasformava gradualmente, con il calare della luce, in un verde opaco (Fig. 4).

Nella seconda metà del mese di settembre, in corrispondenza di alcuni giorni di pioggia, seguiti da un leggero abbassamento della temperatura e da giornate a nuvolosità variabile (Figg. 7-8), il fenomeno non è risultato più apprezzabile.

Con la finalità di fornire il dettaglio dei parametri ambientali del periodo di fioritura, si riportano le elaborazioni effettuate dal Consorzio LaMMA (Laboratorio di Monitoraggio e Modellistica Ambientale per lo sviluppo sostenibile) a Sesto Fiorentino per i parametri:

temperatura dell'aria, precipitazioni, radiazione globale, illuminamento. I diagrammi delle figure 5-8 sono tratti dalla banca dati del sito Internet di LaMMA (<http://www.lamma.rete.toscana.it/>).

Le analisi dei campioni prelevati in situ sono state effettuate presso il Laboratorio di Biologia dell'Area Vasta Centro dell'ARPAT di Firenze. L'osservazione al microscopio ottico in vivo ha permesso di determinare *E. sanguinea*, presente in grande abbondanza numerica e monospecifica (Fig. 9). Nei preparati a fresco il riconoscimento è stato facilitato dall'osservazione del "moto euglenoide", caratteristico delle Euglenaceae: il movimento è caratterizzato da un rapi-

dissimo susseguirsi di contrazioni e deformazioni di tutto il corpo, variazioni di forma, da affusolata a sferica.

I risultati delle analisi chimico-fisiche, effettuate presso il Laboratorio di Chimica I dell'Area Vasta Centro dell'ARPAT di Firenze, sono riportati in tabella III. Essi confermano la presenza di un fenomeno di fioritura algale in atto: si possono infatti notare la sovrassaturazione dell'ossigeno disciolto e il valore basico del pH.

CONCLUSIONI

Il presente lavoro ha confermato le caratteristiche ecologiche di *E. sanguinea*, riportate in letteratura (Orsomando e Dell'Uomo,

Tab. III. Parametri chimico-fisici determinati nel fiume Greve durante la fioritura di *E. sanguinea*

Parametri chimico-fisici	Udm	Valori
Temperatura dell'acqua	°C	29,90
Ossigeno Disciolto	mg/L	20,30
% OD a saturazione	%	264
Richiesta chimica di Ossigeno	mg/L O ₂	26,00
Concentrazione ioni idrogeno	Unità di pH	9,50
Azoto Totale	mg/L N	1,80
Azoto Ammoniacale	mg/L N	0,26
Azoto Nitrico	mg/L N	1,00
Fosforo Totale	mg/L P	0,44
Ortofosfati	mg/L P	0,29

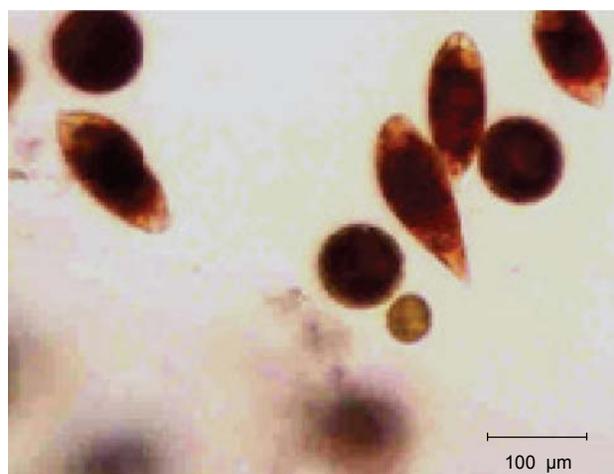
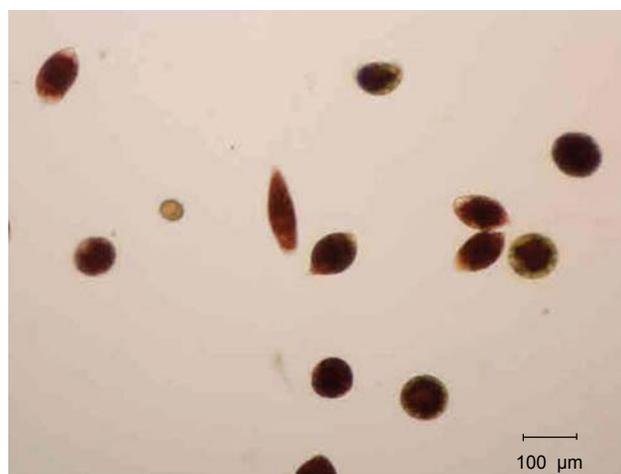


Fig. 9. Foto al microscopio ottico di *Euglena sanguinea*, campione diluito.

1997; Cantonati, 2005).

Il tratto di fondovalle del Fiume Greve ha subito gli effetti di un processo di urbanizzazione avvenuto senza un'adeguata pianificazione. Tali effetti, in termini ecologici, si traducono in perdita di naturalità, di funzionalità, di qualità ecologica, di biodiversità, di resilienza.

In estate, quando le acque ristagnano e la temperatura dall'acqua raggiunge o supera i 30°C, il carico di inquinanti può diventare eccessivo, in relazione alla ridotta portata ed alle capacità di risposta del sistema fluviale, amplificando

le risposte biologiche e selezionando gli organismi più tolleranti.

Il fiume risulta vulnerabile anche in relazione agli eventi climatici, che negli ultimi anni, risultano spesso estremizzati. Il primo semestre del 2013 è stato estremamente piovoso, caratterizzato da intensi fenomeni temporaleschi e piogge, protrattesi fino all'inizio dell'estate. Non si può escludere che l'aumentato dilavamento e le piene del fiume, abbiano concorso ad immettere inquinanti e nutrienti nel corso d'acqua, trasportando verso valle terre e sedimenti, provenienti dalle aree agricole. Certo è

che le piogge intense abbiano potenziato il fenomeno del *run-off* urbano, aumentando il carico di inquinanti del Fiume Greve.

RINGRAZIAMENTI

L'Autore desidera ringraziare per la preziosa collaborazione i colleghi del Dipartimento ARPAT di Firenze, fa i quali la Dott.ssa Gloria Innocenti, e gli Operatori del Laboratorio di Area Vasta Centro. Inoltre desidera esprimere riconoscenza al Dott. Alberto Tessa per l'interesse dimostrato riguardo al tema ed alla stesura del presente lavoro e alla Dott.ssa Fabia Franchi per il gentile supporto in fase di conferma della determinazione di *E. sanguinea*.

BIBLIOGRAFIA

- Autorità di Bacino del Fiume Arno, 2010. Schede di sintesi delle sub-unità: sub-unità Arno. Piano di gestione del Distretto Appennino Settentrionale.
- Autorità di Bacino del Fiume Arno, 2010. Piano Stralcio Bilancio Idrico.
- Barone R., 2003. A critical inventory of freshwater phytoplankton in Sicilian lakes. *Bocconea* **16** (1): 355-365.
- Bourrelly P., 1985. *Les algues d'eau douce: initiation a la systématique. Les Algues bleue et rouges les Eugléniens, Peridiniens et Cryptomonadines. Société Nouvelle des Editions Boubée*, **3**: 123-184.
- Cantonati M., 2005. Algae. In: F. Stoch (Ed.), *Pools, ponds and marshes. Quaderni habitat*, **11**: 1-158. Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio, Museo Friulano di Storia Naturale.
- Franchi A., Cavalieri S., 2013. Monitoraggio Acque Superficiali interne Fiumi, laghi e acque di transizione. Risultati 2012 Proposta di classificazione sul triennio 2010-2012. *Report ARPAT*.
- Gerber S., Häder Donat-P., 1994. Effects of enhanced UV-B irradiation on the red coloured freshwater flagellate *Euglena sanguinea*. *FEMS Microbiology Ecology*, **13**: 177-184.
- Kiss I., 1984. Algological investigations in the waters of the Tisza Basin at Alpar. *Tiscia (Szeged)*, **19**: 49-58.
- Ohio EPA, 2013. Seeing Red: Emerging Harmful Algal Blooms. *Spigot News*, **6**:1
- Orsomando E., Dell'Uomo A., 1997. *Lo Stagno Rosso del Pian Perduto di Gualdo*. Università di Camerino-Parco Nazionale dei Monti Sibillini, 46 pp.
- Rahman Shadiqur M., Shahjahan Md., Haque Md., Khan Saleha Khan., 2012: Control of euglenophyte bloom and fish production enhancement using duckweed and lime. *Iranian Journals of fisheries sciences* **11**(2): 358-371.
- Rodgers J.H., 2008. Algal toxins in ponds aquaculture. *SRAC Publication*, **4605**.
- Xavier M.B., Mainardes-Pinto C.S.R., Takino M., 1991. *Euglena sanguinea*, Ehrenberg bloom in a fish-breeding tank (Pindamonhangaba, Sao Paulo, Brazil). *Archiv-fur-Hydrobiol., Supplementband, Algological Studies* **62**: 133-142.
- Zimba P.V., Rowan M., Triemer R., 2004. Identification of euglenoid algae that produce ichthyotoxin(s). *Journal of Fish Diseases*, **27**: 115-117.
- Zakrys B., Walne P.L., 1994. Floristic, taxonomic and phytogeographic studies of green Euglenophyta from the Southeastern United States, with emphasis on new and rare species. *Arch. -Hydrobiol. Suppl.*, **102**: 71-114.