

# Diatomee in tempi di magra: indicazioni per il monitoraggio dei fiumi mediterranei intermittenti

Francesca Bona\*, Elena Piano, Guido Badino, Elisa Falasco

DBIOS, Università di Torino, Via Accademia Albertina 13 – 10123 Torino, Italia

\* Referente per la corrispondenza: francesca.bona@unito.it

Pervenuto il 14.3.2017; accettato il 26.7.2017

## Riassunto

I corsi d'acqua intermittenti rappresentano la tipologia dominante nelle regioni mediterranee. Essi sono caratterizzati da un andamento molto irregolare delle portate, con forti magre e asciutte in estate, che conferiscono a questi corsi d'acqua caratteristiche ecologiche uniche, sia come habitat sia come biocenosi, e pongono una serie di problematiche specifiche all'applicazione del biomonitoraggio previsto dalla Direttiva 2000/60/CE. Sono qui riportate le considerazioni emerse dagli studi effettuati dagli autori su cinque fiumi della Liguria occidentale appartenenti a questa tipologia, in merito alla risposta della comunità di diatomee all'intermittenza dei flussi idrici. A questo fine, il campionamento è stato effettuato sia sul transetto tradizionale previsto dai metodi standard, sia su microhabitat con caratteristiche fisiche diverse. Oltre agli indici diatomici correntemente in uso, sono state testate altre metriche, di tipo sia composizionale sia strutturale e funzionale. I risultati confermano che gli indici diatomici non rispondono all'alterazione idromorfologica e che in molti casi raggiungono valori superiori agli stessi siti di riferimento. Parametri maggiormente in grado di discriminare diversi livelli di alterazione idromorfologica sono legati ad alcuni tratti biologici delle specie, come l'aerofilia e la risposta alla velocità della corrente, la presenza di taxa importanti dal punto di vista conservazionistico e la percentuale di clorofilla *a* prodotta dalle diatomee rispetto al totale. Questi risultati possono essere utili per la definizione di nuovi indici legati alle alterazioni indotte dalla scarsità d'acqua, fenomeno in costante aumento anche al di fuori delle regioni mediterranee.

PAROLE CHIAVE: alterazioni idromorfologiche / microhabitat / ecologia delle diatomee / lista rossa / clorofilla

## Diatoms in droughts: suggestions for the biomonitoring of intermittent rivers

Intermittent rivers represent the dominant typology in the Mediterranean watersheds. They are characterized by a very irregular hydrological regime, with very low flow and droughts in the summer that confer to these watercourses unique ecological characteristics, in terms of aquatic habitat and biocoenoses. This sets in turn a series of specific issues in the application of biomonitoring programmes from the Directive 2000/60/CE. Here are reported considerations supported by the studies we carried out on five intermittent rivers of west Liguria, regarding the response of diatom community to the intermittence of the water flows. To this goal, samplings have been carried out following both the standard approach based on the transect and a new method that considers both on the anticipated traditional transect from the standard methods, and on microhabitats characterized by different physical characteristics. In addition to the diatom indices currently in use, compositional, structural and functional metrics have been considered. The results confirm that the diatomic indices do not respond to the hydromorphological alteration and that in many cases they reach values that are even higher than reference sites. By contrast, parameters able to discriminate different levels of physical alteration are related to species autecology towards moisture and current velocity, the presence of threatened taxa and the percentage of chlorophyll *a* produced by diatoms in comparison to the total one. These results can be useful for the definition of new indices that respond to impacts linked to water scarcity, phenomenon which is constantly increasing also out of Mediterranean regions.

KEY WORDS: hydromorphological alterations / microhabitat / diatom ecology / Red List / chlorophyll

## INTRODUZIONE

Le regioni mediterranee sono caratterizzate da inverni temperati, in cui si concentra la maggior parte delle precipitazioni, e da estati calde e secche in cui gli eventi piovosi sono sporadici. I corsi d'acqua di queste regioni presentano forti magre e asciutte nel periodo estivo e in generale flussi idrici irregolari, caratteristiche ulteriormente accentuate dai recenti cambiamenti climatici. La tipologia fluviale più diffusa nelle regioni mediterranee è quella dei "fiumi intermittenti", definiti da Matthews (1998) come "i corsi d'acqua che possiedono uno scorrimento costante per un periodo di tempo compreso tra il 20 e l'80% dell'anno". Gli effetti dell'intermittenza sull'ecosistema fluviale sono molteplici: in primo luogo, si assiste ad una progressiva riduzione dei flussi e degli habitat propriamente acquatici, a favore di porzioni sempre maggiori di habitat emersi, con interruzione della connettività idrologica sia in senso trasversale sia in senso longitudinale. La diversità idraulica del fiume si riduce notevolmente, il flusso diventa debole e uniforme nell'intera sezione trasversale e non si distinguono più elementi di diversità morfologica come i raschi, normalmente considerati i microhabitat più ricchi di organismi. Con il proseguire della siccità, l'ambiente acquatico si riduce a un insieme di habitat lentici come pozze perlopiù isolate tra loro, in cui si concentra la maggior parte degli organismi che vi trovano rifugio per superare il momento sfavorevole, fino alla completa scomparsa dell'acqua.

L'effetto dell'intermittenza delle portate è studiato da alcuni decenni sulla comunità macrobentonica (per una review si veda Boulton, 2003), mentre gli studi sui produttori primari, e in particolare sulle diatomee bentoniche, sono molto più recenti (Boix *et al.*, 2010; Tornés e Rhui, 2013). I produttori primari risentono indirettamente della riduzione fino all'esaurimento della portata perché questo influisce sulla concentrazione di nutrienti, velocità e temperatura dell'acqua (Sabater *et al.*, 2006). Gli effetti riscontrati nei diversi studi possono essere così sintetizzati, suddividendoli in funzione della risposta:

- 1) a livello della comunità diatomica, Smucker e Vis (2010) hanno riscontrato variazioni nella composizione in specie e biomassa e una tendenza verso l'affermazione di taxa più generalisti, mentre per quanto riguarda la ricchezza specifica i dati sono più controversi;
- 2) in termini di produzione primaria, sono documentati alcuni effetti sui pigmenti fotosintetici, come ad esempio la produzione di carotenoidi. Acuña *et al.*, 2015 osservano inoltre uno spostamento verso l'eterotrofia all'interno del biofilm algale;
- 3) considerando gli effetti sugli individui, si osservano nei tratti in secca elevati tassi di mortalità (70-80%), entro pochi giorni (Barthès *et al.*, 2014) e un aumento

delle forme di resistenza (Timoner *et al.*, 2014).

Nonostante queste prime evidenze sperimentali, gli indici diatomici utilizzati per la classificazione ecologica delle acque ai sensi della Direttiva 2000/60/CE non sembrano registrare queste alterazioni e per alcune idroecoregioni, come ad esempio quelle della Liguria, si mantengono su valori quasi sempre elevati, in alcuni casi persino superiori ai valori misurati nei siti di riferimento regionali (Falasco *et al.*, 2012). Appare quindi necessario approfondire le ricerche su sistemi di valutazione di tipo biologico più specifici per questa tipologia fluviale, sia per la classificazione ecologica dei corpi idrici sia per valutazioni puntuali dell'impatto dei prelievi idrici, in crescente aumento negli ultimi decenni. In tal senso, l'obiettivo di questo articolo è offrire una sintesi degli studi recenti da noi effettuati nei fiumi liguri intermittenti sulla risposta delle diatomee alle alterazioni idrologiche e sui fattori che maggiormente incidono su tale risposta. Sulla base dei risultati ottenuti, sono fornite indicazioni per adattare i metodi di biomonitoraggio a questa tipologia fluviale, in termini di metriche di risposta, fattori abiotici da considerare e strategie di prelievo.

## AREA DI STUDIO E PIANO SPERIMENTALE

### Piano di campionamento

I dati sperimentali qui considerati sono stati raccolti su 5 fiumi intermittenti del Ponente Ligure: da Ovest verso Est, essi sono il Vallecrosia, l'Argentina, l'Impero, il Merula e il Quiliano (Fig. 1). Appartengono tutti all'idroecoregione 9 "Alpi mediterranee" (HER 9), caratterizzata dalla presenza di rocce sedimentarie ricche di calcari e dal clima tipicamente mediterraneo, con estati calde e secche e inverni miti. Sono fiumi a corso piuttosto breve, che attraversano aree abbastanza naturali nel primo tratto ma che scorrono nel tratto finale in un territorio fortemente antropizzato per la presenza di attività turistiche, artigianali, agricole (in



Fig. 1. Area di studio.

particolare florovivaistiche e ortofrutticole) e intensa urbanizzazione. In ciascun fiume sono stati individuati 2 tratti: un tratto perenne (di seguito definito “monte”) e uno intermittente nel periodo estivo (di seguito definito “valle”). Sono stati scelti siti di campionamento omogenei dal punto di vista della classificazione chimica e biologica delle acque, in modo da evitare possibili interferenze nell’analisi dei risultati dovute a fattori non direttamente riconducibili all’alterazione idromorfologica che è l’oggetto di questo studio. In base ai dati dell’ARPA Liguria, lo stato chimico e biologico di tutti e 5 i fiumi è classificato come “buono” o “elevato” sia a monte sia a valle.

Sono state condotte 8 campagne di prelievo, da aprile a ottobre 2014, con cadenza ravvicinata nel periodo estivo. In ciascuna sezione (monte e valle di ogni fiume) sono stati misurati i principali parametri fisici e chimici delle acque, descritti in Mossino *et al.* (2015); le diatomee sono state raccolte nel transetto seguendo il protocollo standard UNI EN 13946:2005, e in 5 microhabitat, il più possibile differenziati tra loro in termini di profondità, velocità della corrente, ombreggiamento e presenza di macrofite. Nel transetto e in ciascun microhabitat è stato selezionato un ciottolo sulla porzione superiore del quale è stata misurata per tre volte la concentrazione di clorofilla *a* di diatomee, cianobatteri e alghe verdi, mediante il fluorimetro da campo Benthotech®. Dopo questa misurazione, è stato asportato il perifiton mediante spazzolamento. I campioni così ottenuti (6 per ciascuna sezione di campionamento, 1 per il transetto e 1 per ciascuno dei 5 microhabitat) sono stati conservati separatamente in etanolo 50% e portati in laboratorio per la successiva preparazione dei vetrini e determinazione delle diatomee, seguendo la metodologia riportata in Mossino *et al.* (2015). Le variabili ambientali considerate per caratterizzare la morfologia di ciascun microhabitat sono state: solidi sospesi totali, percentuale di copertura a macrofite, velocità e profondità dell’acqua, isolamento o connessione del microhabitat con il flusso principale. Gli ultimi tre parametri sono stati utilizzati per calcolare un valore di “stabilità idrologica” HS (Hydrological Stability), come descritto in Falasco *et al.* (2016a) dove i valori alti di questo indice indicano siti con scarso disturbo idrologico e viceversa.

### Metriche biologiche considerate

Dall’analisi della clorofilla *a* e della comunità diatomica abbiamo considerato le seguenti metriche di risposta alle alterazioni idromorfologiche:

- 1) metriche composizionali: abbiamo valutato la composizione tassonomica della comunità considerando le specie indicatrici di particolari condizioni dell’habitat (ad esempio grado di lenticità dell’habitat, copertura macrofite etc.) e la presenza di taxa in Lista Rossa,

sulla base dell’unica lista disponibile in letteratura (Lange-Bertalot e Steindorf, 1996). Sono stati poi calcolati l’indice usato in Italia per la classificazione ecologica dei corsi d’acqua, l’ICMi (Mancini e Sollazzo, 2009) e i due indici da cui questo deriva, l’IPS e il TI. Gli indici diatomici sono stati calcolati sia sul transetto (T) sia considerando per ciascuna sezione i dati del transetto sommati a quelli dei 5 microhabitat (T+MH), per valutare se le diverse strategie di campionamento portassero a risultati diversi. Per questo confronto, i campioni sono stati raggruppati in base al valore di HS;

- 2) metriche strutturali: clorofilla *a* dei tre gruppi algali principali, misurata *in situ* con il fluorimetro;
- 3) metriche funzionali: sono state considerate le *guild* ecologiche a cui appartengono i taxa che compongono le comunità nei diversi campioni, seguendo la suddivisione proposta da Rimet e Bouchez (2012).

La capacità delle metriche di rispondere al disturbo causato dalla progressiva riduzione della portata e alle variabili ambientali è stata testata mediante modelli lineari misti generalizzati (GLMM) per tener conto sia della distribuzione non normale delle variabili dipendenti sia della struttura nidificata del piano sperimentale (i.e. l’appartenenza dei punti di campionamento a 5 diversi fiumi). Le variabili predittive considerate nei modelli sono state: 1) variabili continue: profondità dell’acqua, ossigeno disciolto, temperatura, pH, ortofosfati, nitrati e percentuale di copertura a macrofite; 2) variabili categoriche: flusso (perenne/intermittente), data di campionamento (corrispondente alla progressione della secca), velocità della corrente, connessione del microhabitat (isolato/connesso) e ombreggiamento della vegetazione riparia. Sono inoltre stati individuati i taxa indicatori di diverse caratteristiche dei microhabitat attraverso l’Indicator Species Analysis. Tutte le analisi sono state svolte con il software R (R Core Team, 2016) e descritte in dettaglio in Falasco *et al.* (2016a; 2016b) e in Piano *et al.* (2016).

## RISPOSTA DELLE METRICHE DIATICHE AL DISTURBO IDROMORFOLOGICO

### Metriche composizionali

#### Composizione delle comunità diatomiche

La composizione in specie delle comunità campionate è stata descritta ed analizzata nel dettaglio in un precedente lavoro (Falasco *et al.*, 2016b). Nel complesso si tratta di fiumi ad elevata biodiversità, come evidenziato dai valori medi dell’indice di Shannon, che variano da 2,53 a 3,05. A fronte di questa biodiversità generalmente più elevata rispetto a idroecoregioni non mediterranee, si osserva che le specie dominanti sono le stesse che ritroviamo nei fiumi alpini del

bacino del Po, ossia *Achnanthydium minutissimum* e *Achnanthydium pyrenaicum*. Accanto ad esse, vi sono poi altri taxa abbondanti in questi fiumi ma più rari altrove: nel Merula, in particolare, è significativa l'abbondanza di *Encyonopsis subminuta*, *Encyonopsis minuta*, *Cymbella subtruncata* e *Denticula kuetzingii*. Altri taxa ben rappresentati, ma diffusi anche in altre idroecoregioni, sono *Nitzschia inconspicua*, *Nitzschia fonticola*, il genere *Fragilaria*, *Cocconeis lineata* e *Achnanthydium subatomus*. Nel complesso abbiamo osservato che i siti non disturbati (valori elevati di HS) ospitano specie in maggioranza  $\beta$ -mesosaprobie, tipiche di acque di buona qualità. È da rimarcare che circa un terzo delle specie identificate sono classificate come prevalentemente acquatiche ma presenti anche in ambienti temporaneamente privi di acqua (MOIST=3 secondo la classificazione di Van Dam *et al.*, 1994). In questi siti non sono state ritrovate specie terrestri. Nel periodo estivo (valori di HS inferiori), con l'avanzare delle secche, aumenta leggermente il numero di specie aerofile e ne compare una terrestre, *Adlafia bryophila*. Si osserva con l'instaurarsi della secca un lieve spostamento della comunità verso taxa  $\alpha$ -mesosaprobi, con l'aumento della presenza di specie tolleranti come *Mayamea permitis*. Un altro parametro che descrive l'andamento della secca è la velocità della corrente: per quanto riguarda l'autecologia delle specie nei confronti di questo parametro, si nota che nei siti soggetti ad intermittenza compaiono tre specie limnofile, *Amphipleura pellucida*, *Cymbella neoleptoceros* e *Diploneis elliptica*.

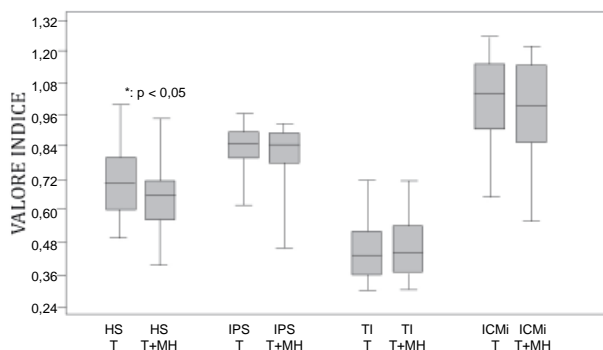
Abbiamo poi valutato lo status di conservazione delle specie identificate, facendo riferimento alla Lista Rossa compilata negli anni '90 in Europa centrale che, come detto in precedenza, è l'unica al momento disponibile. Nei siti non disturbati il numero di specie classificate come minacciate è più elevato che nei siti alterati. *Achnanthydium lineare* e *A. gracillimum* raggiungono densità significative in alcuni campioni, provenienti da siti ben ombreggiati dalla vegetazione riparia, scarsa profondità dell'acqua e scarsa presenza di macrofite acquatiche. Infine, è da rimarcare la presenza di due specie invasive, *Achnanthydium delmontii* e *Didymosphenia geminata*. La prima, in particolare, è nettamente dominante nei periodi successivi alla secca, a rimarcare la sua spiccata capacità di recupero a seguito del disturbo fisico, quando altri taxa sono sfavoriti.

### Indici diatomici

Come è noto, gli indici diatomici si basano in generale sulla sensibilità delle specie alla qualità delle acque (carico organico, nutrienti e contenuto in sali minerali), sull'affidabilità nella risposta a tali parametri e sull'abbondanza relativa dei vari taxa, secondo un algoritmo che ricalca quello degli indici

saprobici classici. In più, l'indice italiano ICMi è calcolato come rapporto rispetto a condizioni attese (in assenza di impatti) e quindi dipende fortemente dalla scelta dei siti di riferimento. Abbiamo valutato se gli indici calcolati in questa ricerca sia sul transetto sia sui microhabitat, fossero correlabili anche al disturbo idromorfologico, in termini di stabilità idrologica attraverso la metrica HS. Quest'analisi, i cui risultati sono riassunti nella figura 2 e nella tabella I, dimostra che: 1) la percentuale di corrispondenza tra le classi dell'indice HS e le classi degli indici diatomici è molto bassa, in particolare con l'indice ICMi (HS vs IPS = ca. 43%; HS vs TI = ca. 50% HS vs ICMi = ca. 37%); 2) ci sono differenze significative nei valori di HS ottenuti campionando con il metodo tradizionale (T) rispetto ai valori ottenuti su transetto più microhabitat (T+MH); 3) non ci sono invece differenze significative nei valori degli indici diatomici calcolati secondo i due approcci di campionamento; 4) i valori dell'indice italiano ICMi sono sempre molto elevati e in molti casi superano l'unità, condizione che matematicamente corrisponde a un valore maggiore dell'indice osservato rispetto a quello di riferimento.

La conclusione che si può trarre dal confronto dei dati degli indici è che i sistemi di classificazione attualmente utilizzati a livello europeo non sono idonei a rilevare il disturbo idromorfologico e che in particolare i fiumi mediterranei necessiterebbero di un affinamento delle metriche da utilizzare e di una ridefinizione dei siti di riferimento. Le indicazioni scaturite dall'analisi della composizione in specie offrono spunti interessanti per l'inclusione di nuove metriche basate sulla risposta a variabili ambientali connesse con l'idromorfologia, tra cui la velocità della corrente (specie più o meno reofile o limnofile), il grado di umidità (specie propriamente acquatiche/aerofile/terrestri) e l'isolamento dei microhabitat rispetto al flusso principale.



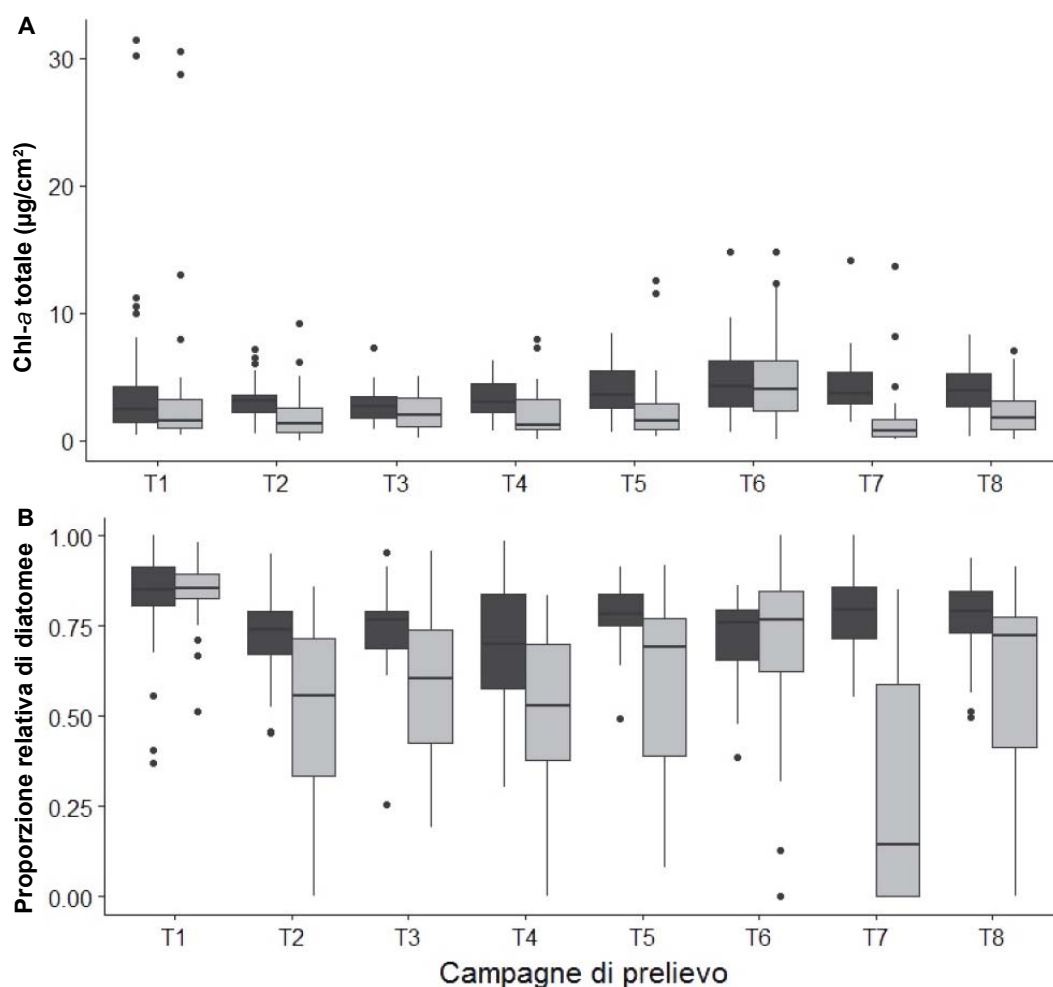
**Fig. 2.** Box plot che rappresenta la variabilità degli indici HS, IPS, TI e ICMi, calcolati in base a due approcci distinti: tradizionale (T) e transetto + microhabitat (T+MH). Per un più agevole confronto, tutti gli indici sono stati normalizzati tra 0 e 1. HS= Hydrological Stability; IPS= Specific Polluosensitivity Index; TI= Trophic Index; ICMi= Intercalibration Common Metric Index.

### Metriche strutturali: la clorofilla *a*

Diversi studi sull'impatto fisico sulle biocenosi bentoniche considerano tra le varie metriche di risposta variabili strutturali che quantificano i popolamenti, come il numero di individui per unità di campionamento o la biomassa. Nel caso dei produttori primari acquatici, la misura più utilizzata per valutare la biomassa è la concentrazione di pigmenti fotosintetici, in particolare la clorofilla *a*. Nei nostri studi sui fiumi liguri, abbiamo misurato *in situ* la concentrazione di clorofilla *a* ascrivibile ai tre gruppi algali prevalenti nel biofilm, direttamente sui ciottoli utilizzati poi per il prelievo dei campioni, con il fluorimetro da campo Benthothorch®. La rapidità di questa misurazione, pressoché istantanea, ci ha consentito di ottenere un quadro articolato dell'andamento di questo parametro al variare delle condizioni idrologiche, con alcuni interessanti risultati, riportati in dettaglio da Piano *et al.* (2016). In generale, i fiumi campionati si caratterizzano per valori elevati di

clorofilla, considerando che si tratta di ambienti oligo-mesotrofici, con picchi oltre 30  $\mu\text{g}/\text{cm}^2$ , riscontrati soprattutto in condizioni di flusso stabile. Le diatomee risultano ampiamente il gruppo più abbondante in tutti i siti. La figura 3 riporta i boxplot della clorofilla totale (A) e della frazione di clorofilla ascrivibile alle sole diatomee sul totale (clorofilla *a* diatomee/clorofilla *a* totale) (B), confrontando nel tempo (da aprile ad ottobre) i valori ottenuti nei siti perenni di monte rispetto ai siti intermittenti situati a valle.

I valori della clorofilla totale non variano in modo significativo tra i due gruppi di siti, mentre la differenza nel caso delle diatomee è statisticamente significativa, come risulta dai modelli lineari misti GLMM. Questi ultimi hanno dimostrato che le diatomee sono influenzate positivamente da condizioni di flusso moderato e buona ossigenazione e negativamente dall'avanzare dell'intermittenza. Il modello applicato ai cianobatteri evidenzia una preferenza di questo gruppo per le pozze



**Fig. 3.** Box plot della clorofilla *a* totale (A) e della proporzione relativa di diatomee (B) nei siti a monte (perenni, in nero) e nei siti a valle (intermittenti, in grigio). Le campagne di prelievo sono state effettuate da aprile a ottobre 2014.

isolate e relativamente calde che si formano durante le secche estive. Le alghe verdi, presenti sempre in quantità molto scarse, hanno un andamento opposto a quello delle diatomee, con un incremento significativo nel mese di agosto. Il test di Pearson ha messo in luce una correlazione negativa altamente significativa tra le diatomee e gli altri due gruppi algali ( $R = -0,59$   $p < 0,0001$  per diatomee/cianobatteri e  $R = -0,76$ ,  $p < 0,0001$  per diatomee/alghe verdi). I risultati mostrano che la variabile di risposta più significativa non è la clorofilla

totale ma la frazione dovuta alle diatomee, che tende a diminuire in modo evidente nel periodo estivo e nei siti maggiormente disturbati dall'intermittenza idrica. Dall'insieme dei dati di clorofilla diatomica, abbiamo misurato il 75° percentile dei campioni soggetti a disturbo idrologico (siti a valle) e il 25° percentile dei campioni prelevati in siti non disturbati (siti a monte). Abbiamo considerato il valore mediano tra questi due percentili, risultato pari a 0,51, come soglia al di sotto della quale si ha un'indicazione di scarsità d'acqua. In

**Tab. I.** Fattori caratterizzanti i microhabitat, metriche biologiche che rispondono in modo significativo –positivo (+) e negativo (–)– alle variazioni di tali parametri e specie indicatrici. Per queste ultime, sono riportati gli acronimi standard utilizzati nel software Omnidia e riportati nel database di Rimet e Bouchez (2012) e tra parentesi i valori di  $p$  calcolati con l'Indicator Species Analysis.

Fattori che caratterizzano i microhabitat	Metriche biologiche di risposta	Specie indicatrici
Velocità della corrente	Clorofilla <i>a</i> totale (+), clorofilla <i>a</i> diatomee (+), alghe verdi (-), IPS (+)	<0,20 m/s : GCAP (0,011); >0,20 m/s : DMON (0,001)
Profondità dell'acqua	clorofilla <i>a</i> diatomee (+)	DGEM (0,049); NSBN (0,007); GVID (0,023); ENLB (0,047); ECMT (0,037)
Ossigeno disciolto	clorofilla <i>a</i> diatomee (+), clorofilla <i>a</i> alghe verdi (-)	Non testato
		Assente: FRCP (0,015)
Ombreggiamento		Presente: ACLI (0,022); CLNT (0,017); DEHR (0,005); NCTO (0,033); CPTG (0,017); COPL (0,012); ADAM (0,004); GACU (0,001); EULA (0,007); NRAD (0,007); FMES (0,023); SSEM (0,035); FARC (0,010); AOVA (0,037); DMES (0,035); GDEC (0,031); CALO (0,042)
		Isolato: CLNT (0,045); NGRE (0,032); PTLA (0,049)
Isolamento microhabitat		Connesso: DKUE (0,001); ESUM (0,001); GLAT (0,001); SACU (0,001); FPME (0,002); CSUT (0,002); UBIC (0,003); SSTM (0,027); CDTG (0,002); ECES (0,001); ADMO (0,010); GOMP (0,003); GPUM (0,027); NSBN (0,010); EUFL (0,012); FDEL (0,001); CLAE (0,010); DPAR (0,026); CBAM (0,017); EUNO (0,048)
Copertura % macrofite	Taxa in lista rossa (-)	Copertura $\leq 50\%$ : RSIN (0,002); CLNT (0,001); CPTG (0,001); COPL (0,001); FPRU (0,002); FSAP (0,001); DCOF (0,005); MPMI (0,034); GOMP (0,001); NMIC (0,038); CPLA (0,024); ENLB (0,038); HPDA (0,050); SBKU (0,050)  copertura > 50%: DMON (0,002); DEHR (0,048); GCAP (0,007); FMES (0,002); DGEM (0,023); FGRA (0,010); FAUT (0,042); FCAT (0,011)
Stagione (progressione della secca)	IPS (-), ICMi (-), Taxa in lista rossa (-)	Non testato
Non testata	clorofilla <i>a</i> diatomee (-), clorofilla <i>a</i> alghe verdi (+),	Flussi perenni: DTEN (0,001); NCTO (0,001); PSBR (0,001); ADAM (0,001); SEBA (0,001); GITA (0,014); EULA (0,015); FMES (0,014); SSEM (0,023); GACU (0,002); NRAD (0,027); NSBN (0,049); APAB (0,021); AOVA (0,021); GANT (0,041); CVUL (0,043); DEHT (0,042)  Flussi intermittenti: NINC (0,015); GLAT (0,006); UBIC (0,001); FPRU (0,001); GPUM (0,001); ADGL (0,001); FRUT (0,009); CAFF (0,024); NPAL (0,005); CTRO (0,014); NYCO (0,026); FCAT (0,009); CNCI (0,028)
Temperatura	Clorofilla cianobatteri (+)	

altre parole, se la proporzione di diatomee (misurata come rapporto tra clorofilla *a* diatomica e clorofilla *a* totale) scende al di sotto del 51%, questa indica nei fiumi da noi studiati una condizione di disturbo idrologico. In conclusione, nei fiumi mediterranei intermittenti l'effetto dell'instabilità idrologica può essere quantificato in termini di percentuale di clorofilla contenuta nelle diatomee, che si conferma la componente più sensibile all'interno del biofilm autotrofo dei corsi d'acqua.

### Metriche funzionali: guild ecologiche

Da alcuni anni nel biomonitoraggio è stato sviluppato un approccio basato sull'esame di tratti biologici funzionali, soprattutto per quanto riguarda i macroinvertebrati bentonici (Bonada *et al.*, 2006), quali ad esempio i gruppi trofici funzionali. Nel caso delle diatomee, le specie sono state recentemente classificate in base all'appartenenza a *guild* ecologiche e forme di crescita (Rimet e Bouchez, 2012): basso profilo, alto profilo, motili, planctoniche, coloniali, adnate e peduncolate. Applicando questa classificazione ai dati raccolti in questo studio, si è notato un aumento dei taxa coloniali nel periodo estivo nei siti di valle, mentre le altre *guild* non mostrano un andamento correlato al disturbo idrologico (Falasco *et al.*, 2016b). In sostanza l'attuale classificazione non pare rispondere a questo tipo di alterazione e sembra maggiormente legata, come gli indici diatomici, alla concentrazione di nutrienti.

### QUALI VARIABILI PREDITTIVE CONSIDERARE?

Dalle analisi effettuate in questo studio emergono alcuni fattori ambientali che sembrano incidere maggiormente sulle varie modalità di risposta della biocenosi diatomica. Si tratta di fattori che caratterizzano i microhabitat e le loro variazioni in conseguenza della diminuzione del flusso idrico. La tabella I riporta tali fattori e quali metriche diatomiche rispondono a ciascuno di essi, in base ai risultati dei GLMM e dell'Indicator Species Analysis.

Come si può notare nella tabella I, le caratteristiche dei microhabitat incidono a diversi livelli sulla biocenosi diatomica e possono quindi essere molto

utili per quantificare le alterazioni idromorfologiche e studiare la risposta della comunità del biofilm. Più specificatamente, le variabili legate a elementi biotici dell'habitat come la presenza di vegetazione acquatica o riparia incidono maggiormente a livello di presenza significativa di singole specie. Variabili più strettamente idrologiche incidono sia sulle singole specie sia sulle altre metriche. Le variabili fisiche e chimiche riportate nella tabella (ossigeno disciolto e temperatura dell'acqua) sono state testate solo per i modelli sulla clorofilla, dove hanno determinato una risposta significativa nei diversi gruppi algali.

### CONSIDERAZIONI CONCLUSIVE

Nel complesso, lo studio delle comunità di diatomee in fiumi mediterranei intermittenti ha aumentato le conoscenze sull'autecologia di specie spesso poco conosciute o considerate minacciate e ha dimostrato che alcune specie rispondono non solo al carico organico o al livello trofico ma anche a parametri ambientali correlabili al disturbo idromorfologico. Lo studio ha evidenziato che le variabili che più di altre influiscono sulle biocenosi diatomiche in questa tipologia fluviale sono perlopiù variabili a scala di microhabitat, legate al flusso delle acque (velocità, intermittenza, ossigeno disciolto). Infine questa ricerca ha dimostrato l'importanza di campionare in microhabitat diversificati tra loro per rendere conto dell'effettiva biodiversità dei tratti fluviali, spesso molto elevata in queste idroecoregioni. Ulteriori ricerche dovranno completare le conoscenze sull'autecologia delle specie rispetto ai parametri fisici in modo da potere in futuro includere, negli indici diatomici, coefficienti di sensibilità e affidabilità relativi alla risposta alle alterazioni di tipo idromorfologico, sempre più diffuse nei bacini italiani.

### RINGRAZIAMENTI

Gli autori ringraziano l'ARPA Liguria per aver fornito i dati storici necessari alla scelta dei siti di campionamento e per la preziosa collaborazione nella programmazione delle attività di prelievo. Numerosi tesisti e borsisti hanno preso parte alle attività di campo e di laboratorio: Sabrina Mossino, Marta Franchino, Alberto Doretto, Giacomo Bozzolino, Leonardo Manzari e Irene Conenna.

### BIBLIOGRAFIA

- Acuña V., Casellas M., Corcoll N., Timoner X., Sabater S., 2015. Increasing duration of flow intermittency in temporary waterways promotes heterotrophy. *Freshwater Biology*, **60**: 1810-1823.
- Barthès A., Leflaive J., Coulon S., Peres F., Rols J.L., Tenhage L., 2014. Impact of drought on diatom communities and the consequences for the use of diatom index values in the River Maureillas (Pyrénées-Orientales, France). *River Research and Application*, **31**: 993-1002.
- Boix D., García-Berthou E., Gascón S., Benejam L., Tornés E., Sala J., Benito J., Munné A., Solà C., Sabater S., 2010. Response of community structure to sustained drought in



- Mediterranean rivers. *J. Hydrology*, **383**: 135-146.
- Bonada N., Rieradevall M., Prat N., Resh V.H., 2006. Benthic macroinvertebrate assemblages and macrohabitat connectivity in Mediterranean-climate streams of northern California. *J. N. Am. Benthol. Soc.*, **25**: 32-43.
- Boulton A.J., 2003. Parallels and contrasts in the effects of drought on stream macroinvertebrate assemblages. *Freshwater Biology*, **48**: 1173-1185.
- Falasco E., Mobili L., Risso A., Bona F., 2012. Considerazioni sull'applicazione dell'indice diatamico ICMi (Intercalibration Common Metric index) nell'Italia nord-occidentale. *Biologia Ambientale*, **26** (1): 1-8.
- Falasco E., Piano E., Bona F., 2016a. Suggestions for diatom-based monitoring in intermittent streams. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems*, **417**: 38. DOI: 10.1051/kmae/2016025.
- Falasco E., Piano E., Bona F., 2016b. Diatom flora in Mediterranean streams: flow intermittency threatens endangered species. *Biodiversity and Conservation*, DOI 10.1007/s10531-016-1213-8.
- Lange-Bertalot H., Steindorf A., 1996. Rote liste der limnischen kieselalgen (Bacillariophyceae) Deutschlands. *Schr. Veg.*, **28**: 633-677.
- Mancini L., Sollazzo C., 2009. *Metodo per la valutazione dello stato ecologico delle acque correnti: comunità diatomiche*. Roma, Istituto Superiore della Sanità; 2009 (Rapporti ISTISAN 09/19).
- Matthews W.J., 1998. *Patterns in freshwater fish ecology*. Chapman and Hall, New York, 759 pp.
- Mossino S., Piano E., Bona F., Falasco E., 2015. Diatomee nei corsi d'acqua mediterranei: prelevo dove devo? *Biologia Ambientale*, **29** (1): 47-56.
- Piano E., Falasco E., Bona F., 2016. Mediterranean rivers: consequences of water scarcity on benthic algal chlorophyll a content. *Journal of Limnology 2016* p1-20 online first.
- R Core Team, 2016. *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria, URL: <http://www.R-project.org/>.
- Rimet F., Bouchez A., 2012. Life-forms, cell-sizes and ecological guilds of diatoms in European rivers. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems*, **406**: 1-12.
- Sabater S., Guasch H., Muñoz I., Romani A., 2006. Hydrology, light and the use of organic and inorganic materials as structuring factors of biological communities in Mediterranean streams. *Limnetica*, **25** (1-2): 335-348.
- Smucker N.J., Vis M.L., 2010. Using diatoms to assess human impacts on streams benefits from multiple-habitat sampling. *Hydrobiologia*, **654**: 93-109.
- Timoner X., Acuña V., Frampton L., Pollard P., Sabater S., Bunn S.E., 2014. Biofilm functional responses to the rehydration of a dry intermittent stream. *Hydrobiologia*, **727**: 1-11.
- Tornés E., Ruhi A., 2013. Flow intermittency decreases nestedness and specialization of diatom communities in Mediterranean rivers. *Freshwater Biology*, **58**: 2555-2566.
- UNI EN 13946: 2005. *Qualità dell'acqua - Norma guida per il campionamento di routine ed il pretrattamento di diatomee bentoniche da fiumi*.
- van Dam H., Mertens A., Sinkeldam J., 1994. A coded checklist and ecological indicator values of freshwater diatoms from the Netherlands. *Netherlands Journal of Aquatic Ecology*, **28**: 117-133.