

Centro
Italiano
Studi di
Biologia
Ambientale

BIOLOGIA AMBIENTALE

Volume 22

Numero 1

Maggio 2008



ISSN 1129-504X



BIOLOGIA AMBIENTALE

Publicazione del C.I.S.B.A., vol. 22, n. 1/2008

Autorizzazione del Tribunale di Reggio Emilia n. 837 del 14 maggio 1993

PROPRIETÀ: **Gian Luigi Rossi**, Presidente del C.I.S.B.A.

DIRETTORE RESPONSABILE: **Rossella Azzoni**

REDAZIONE:

Giuseppe Sansoni sansoni@infinito.it resp. di redazione

Roberto Spaggiari info@cisba.it resp. di segreteria

Gilberto N. Baldaccini baldagil@interfree.it redattore

Pietro Genoni p.genoni@arpalombardia.it redattore

Gian Luigi Rossi gianluigi.rossi@saluggia.enea.it redattore

Comitato Scientifico

Roberto ANTONIETTI

Dip. Scienze Ambientali, Univ. di Parma

Natale Emilio BALDACCINI

Dip. di Etologia, Ecologia, Evoluzione, Univ. di Pisa

Roberto BARGAGLI

Dip. Scienze Ambientali, Univ. di Siena

Antonio DELL'UOMO

Dip. di Botanica ed Ecologia, Univ. di Camerino

Silvana GALASSI

Dip. di Biologia, Università di Milano

Pier Francesco GHETTI

Dip. Scienze Ambientali, Univ. Cà Foscari, Venezia

Stefano LOPPI

Dip. Scienze Ambientali, Univ. di Siena

Sergio MALCEVSCI

Ist. Ecologia del territorio e degli ambienti terrestri,
Univ. di Pavia

Maurizio G. PAOLETTI

Dip. di Biologia, Univ. di Padova

Luciano SANTINI

Dip. C.D.S.L. Sez. Entomologia agraria, Univ. di Pisa

Paolo Emilio TOMEI

Dip. Agronomia e gestione agroecosistema, Univ. di Pisa

Mariagrazia VALCUVIA PASSADORE

Dip. Ecologia del territorio e degli ambienti terrestri,
Univ. di Pavia

Pierluigi VIAROLI

Dip. Scienze Ambientali, Univ. di Parma

Luigi VIGANÓ

IRSA - CNR, Brugherio MI

Sergio ZERUNIAN

Parco Nazionale del Circeo, Sabaudia (LT)

Aldo ZULLINI

Dip. di Biotecnologie e Bioscienze, Univ. Milano Bicocca

Biologia Ambientale raccoglie e diffonde informazioni sulle tematiche ambientali, con particolare attenzione ai seguenti campi di interesse:

- Bioindicatori e biomonitoraggio
- Ecotossicologia
- Depurazione delle acque reflue
- Ecologia delle acque interne e dell'ambiente marino
- Gestione dell'ambiente
- Igiene ambientale
- Ecologia urbana
- Impatto ambientale
- Ingegneria naturalistica
- Rinaturazione e riqualificazione ambientale
- Conservazione della natura
- Ecologia del paesaggio

Biologia Ambientale è articolata in due sezioni:

Lavori Originali, in cui vengono pubblicati articoli e rassegne bibliografiche originali;

Informazione & Documentazione – sezione volta a favorire la circolazione di informazioni e di idee tra i soci – in cui vengono riportate recensioni di libri, riviste e altre pubblicazioni nonché notizie e lavori già pubblicati ritenuti di particolare interesse o attualità.

Biologia Ambientale, viene inviata ai soci del Centro Italiano Studi di Biologia Ambientale (C.I.S.B.A.).

Per iscriversi o per informazioni: Centro Italiano Studi di Biologia Ambientale, C.P. 4010 Poste Rivalta, 42100 Reggio Emilia

Segretario: Roberto Spaggiari, tel. 334 9262826; fax 0522 884636; e-mail: info@cisba.it

www.cisba.it

info@cisba.it

Quote annuali di iscrizione al Centro Italiano Studi di Biologia Ambientale: socio ordinario: Euro 40,00; socio collaboratore Euro 30,00; socio sostenitore Euro 310,00. Conto corrente postale n. 10833424 intestato a: CISBA, RE. Conto corrente bancario: BIPOP CARIRE C/C 446653 coord. G 05437 12807 000000446653

BIOLOGIA AMBIENTALE

Volume 22
Numero 1
Maggio 2008

SOMMARIO

LAVORI ORIGINALI

ROSSI G.L. - Editoriale	3
BATTISTI C. - Le specie 'focali' nella pianificazione del paesaggio: una selezione attraverso un approccio <i>expert-based</i>	5
SCHWEIZER S. - Applicazione su un corso d'acqua appenninico di alcuni descrittori numerici operanti in ambiente GIS	15
GUILIZZONI P., MARCHETTO A., LAMI A., MANCA M., MUSAZZI S., GERLI S. - Gli impatti dei cambiamenti climatici sugli ecosistemi lacustri: l'approccio paleolimnologico	27
GUILIZZONI P., LAMI A., MARCHETTO A., MANCA M., MUSAZZI S., GERLI S. - I sedimenti lacustri come archivi naturali per le ricostruzioni paleoambientali e paleoclimatiche	31
MANCA M., VISCONTI A., DE BERNARDI R. - Riscaldamento globale: exergia, trofodnamica e zooplancton	37

INFORMAZIONE & DOCUMENTAZIONE

BALDACCINI G.N. - Specie esotiche: un problema ancora sottovalutato	41
ERCOLINI P. - <i>Pistia stratiotes</i> L. (Alismatales: Araceae) in Versilia (Toscana nord-occidentale)	45
MORISI A., SHESTANI L., FENOGLIO S. - Qualità biologica delle acque del fiume Buna a monte e a valle dell'immissione del fiume Drin	50
PISCIA R., LAMI A., GUILIZZONI P., COMOLI P., MANCA M. - La banca delle uova di <i>Daphnia</i> nel laghetto himalaiano Piramide Inferiore	54
CARRADORI R. - Biologia e gestione delle specie problematiche: lo storno	56
Rassegna scientifica	59
Recensioni	76

Foto di copertina

Le Isole Borromee nel Lago Maggiore viste dalle pendici del Mottarone
(foto R. de Bernardi, CNR ISE Verbania)

Editoriale

È sempre imbarazzante presentarsi per la prima volta in un nuovo ruolo, soprattutto quando chi lo ha rivestito in precedenza lo ha fatto con una professionalità e un rigore da costituire un difficile parametro di confronto. Per questo motivo sto cercando di affrontare con cautela il mio impegno come Presidente del CISBA, cercando di utilizzare tutta l'esperienza che l'Associazione ha accumulato ormai nel corso di più di un ventennio.

È infatti proprio questa esperienza, formatasi nell'ambito della Biologia Ambientale e dell'Ecologia, con particolare riferimento agli ecosistemi delle acque interne, ma anche agli ambienti terrestri e marino costieri, a dare al CISBA l'autorevolezza che è l'unica sua ricchezza e l'unica carta da giocare in un panorama scientifico e istituzionale che si sta sempre più affollando di ruoli e di interlocutori.

Tale autorevolezza si è andata consolidando attraverso l'attività che l'Associazione ha svolto, realizzando iniziative finalizzate a rispondere alle proprie finalità istitutive: favorire il collegamento fra il mondo della ricerca e quello applicativo, promuovere la valorizzazione dei risultati della ricerca ambientale applicata, favorire il recepimento nella normativa dei principi e dei metodi della sorveglianza ecologica, fornire strumenti di documentazione e aggiornamento. Gli strumenti utilizzati per fare ciò: l'organizzazione di convegni, seminari e workshop, la pubblicazione della Rivista "Biologia Ambientale" e di Atti di Convegni e Seminari, la progettazione e l'organizzazione di iniziative di formazione specialistica, la promozione e la partecipazione a gruppi di lavoro specialistici per approfondire specifiche tematiche, l'attivazione di forum tematici, hanno determinato nei fatti la creazione e il consolidamento di una rete di contatti e di un flusso di conoscenza tra i Soci che diventa un patrimonio al servizio dell'intera comunità nazionale.

Un aspetto significativo dell'efficienza di questa rete credo sia fornito dalla semplicità con la quale ciascuno di noi è passato, in occasioni diverse, a seconda degli argomenti, da ruolo di discente a quello di esperto, a quello di organizzatore, a quello di istruttore o di

esperto di riferimento: ciò è un segnale forte di come il CISBA sia veramente un network aperto al contributo di tutti.

Vorrei infine fare un ultimo accenno all'evoluzione normativa che sta conducendo, sia pure con estrema difficoltà e ritardi, all'implementazione in Italia della Direttiva Quadro sulle Acque (la celeberrima 2000/60): credo che la considerazione primaria che il CISBA debba fare è che l'introduzione nella normativa del principio della valutazione dello stato dell'ecosistema fluviale attraverso la definizione dello stato di naturalità delle comunità animali e vegetali che lo costituiscono segni il raggiungimento di un importantissimo obiettivo culturale. L'Associazione ha cominciato a perseguire tale obiettivo dal momento della sua fondazione, attraverso la promozione dei metodi biologici per la valutazione della qualità ambientale, la diffusione della cultura ecologica e la formazione di operatori competenti nella "lettura" del fiume: la sfida culturale da oggi per il futuro è quella di mantenere alta l'attenzione per gli aspetti ecologici, evitando che i giusti concetti di base vengano "annacquati" o resi inoffensivi dalla burocratizzazione dei controlli ambientali.

In questa logica, il Consiglio di Amministrazione del CISBA ha deciso, nel programmare le attività future, non solo di continuare a promuovere le attività di formazione nel campo del biomonitoraggio delle comunità delle acque correnti superficiali, data la grande richiesta da parte degli operatori, soci e no, ma anche di farsi promotore di iniziative che, mettendo a frutto la caratteristica di network dell'Associazione, possano costituire vere e proprie attività di ricerca applicata, finalizzate alla raccolta di dati a scala nazionale secondo procedure concordate e standardizzate, alla messa a punto di metodi e procedure, allo scambio di informazioni e conoscenze. Si tratta di un obiettivo ambizioso, raggiungibile solo se si attiva l'impegno di molti, convinti di lavorare per il bene della collettività e, perché no, delle generazioni future, piuttosto che per un immediato ritorno personale.

*Gian Luigi Rossi
Presidente CISBA*

Le specie 'focali' nella pianificazione del paesaggio: una selezione attraverso un approccio *expert-based*

Corrado Battisti

Ufficio Conservazione Natura, Servizio Ambiente, Provincia di Roma, via Tiburtina, 691, 00159 Roma

Fax: 06 67663196; c.battisti@provincia.roma.it

Pervenuto il 20.11.2007; accettato il 27.1.2008

Riassunto

Nella pianificazione di rete ecologica, la selezione di specie 'focali' sensibili alla frammentazione rappresenta una priorità. Tuttavia, malgrado il loro ruolo rilevante nell'indirizzare le strategie di pianificazione, la selezione di queste specie viene spesso attuata in modo "carismatico" e/o non oggettivo, rendendo inefficaci o non adeguatamente monitorabili i piani. Nel presente lavoro viene riportato, limitatamente alla fauna vertebrata, un approccio *expert-based* per la selezione di specie 'focali' sensibili alle tre principali componenti della frammentazione (riduzione in superficie dei frammenti di habitat, incremento del loro isolamento, incremento dell'effetto margine e dei disturbi provenienti dalla matrice) basato sulla conoscenza di alcune caratteristiche ecologiche intrinseche alle specie (livello trofico, capacità dispersiva, dimensioni corporee, ampiezza di nicchia, rarità) per le quali è nota la risposta al processo. Vista la scarsità di letteratura sulla risposta specie-specifica alla frammentazione, tale approccio consente di ottenere indirettamente dei valori di sensibilità a questo processo ed alle sue componenti conoscendo alcune caratteristiche ecologiche delle specie. Una prima applicazione ai mammiferi terricoli della Provincia di Roma mostra come le specie selezionate attraverso questo metodo corrispondono a quelle note in letteratura come sensibili al processo di frammentazione. Viene infine proposto uno schema concettuale per la selezione di specie 'focali' nella pianificazione e nel monitoraggio dei piani di rete ecologica.

PAROLE CHIAVE: frammentazione ambientale / specie sensibili / indicatori / reti ecologiche / caso studio

Selecting focal species in landscape planning: following an expert-based approach

In connectivity conservation and ecological network planning, the selection of focal fragmentation-sensitive species represents a priority step. Nevertheless, despite their strategic role, selection of focal species was carried out especially following charismatic and/or non objective approaches. In this way, actions of planning and conservation could be ineffective. We propose an expert-based approach for the selection of focal species on the basis of sensitivity of three component of habitat fragmentation (habitat area reduction, increase of habitat isolation, increase of edge effect and landscape matrix disturbance) and of intrinsic ecological traits of the species (trophic level, dispersal ability, body size, niche breadth, rarity). A case study on terrestrial mammals of the province of Rome shows as the selected species with this approach include the species known in literature as fragmentation-sensitive. Finally, we define a conceptual framework aimed to select focal species for ecological network planning and monitoring.

KEY WORDS: habitat fragmentation / sensitive species / indicators / ecological networks / study case

INTRODUZIONE

La frammentazione ambientale e la *connectivity conservation*

La frammentazione degli ambienti naturali determinata dalle attività di origine antropica rappresenta una seria minaccia alla biodiversità, a tutti i livelli ecologici (cfr. la revisione in BATTISTI e ROMANO, 2007). Il processo di frammentazione ambientale può essere

suddiviso in tre macrocomponenti: a) riduzione in superficie di una tipologia ambientale focale (ovvero di un habitat per una determinata specie); b) incremento del suo isolamento (da barriera o per distanza); c) riduzione in qualità/idoneità dei frammenti residui (per effetto margine, disturbi collegati, riduzione nella disponibilità di risorse; ANDRÉN, 1994; FAHRIG, 2003). A

livello di singole specie animali e vegetali, numerosi studi sottolineano la sensibilità delle specie sia verso la frammentazione *sensu lato*, sia specificatamente verso una o più componenti del processo (HENLE *et al.*, 2004; EWERS e DIDHAM, 2006).

Il recente filone della *connectivity conservation* si prefigge l'obiettivo generale di mitigare, attraverso opportune strategie, gli effetti della frammentazione ambientale su specie, comunità, ecosistemi e processi ecologici (CROOKS e SANJAYAN, 2006). Nella pianificazione del territorio, in particolare nei paesaggi frammentati, si stanno sempre più affermando specifiche modalità di azione promosse dagli Enti territoriali (cfr. le reti ecologiche: APAT, 2003; JONGMAN e PUNGETTI, 2004). Tuttavia, malgrado molti esempi siano disponibili a scale differenti (da comunale/provinciale, a regionale/nazionale, a continentale), un elemento di debolezza di questi piani è rappresentato dalla mancanza di obiettivi specifici definiti *a priori* e di indicatori che possono essere monitorabili nel tempo, così da consentire una valutazione dell'efficacia di tali azioni, ad esempio attraverso la mitigazione degli effetti della frammentazione ambientale e la conservazione della connettività per specie sensibili (BATTISTI, 2003; BOTTANI *et al.*, 2007), con ricadute più ampie nella conservazione della funzionalità ecosistemica dei paesaggi e nella sostenibilità ambientale (MALCEVSKI, *et al.*, 1996; MALCEVSKI, 2001).

La selezione delle specie 'focali'

Le specie 'focali' sono state proposte come indicatori di sensibilità al processo di frammentazione (LAMBECCK, 1997). La loro selezione in paesaggi sottoposti a frammentazione antropogenica può facilitare l'individuazione delle specie più sensibili consentendo la definizione di appropriate misure di conservazione e la predisposizione di specifici piani di monitoraggio (BENNETT, 1999). Malgrado in Europa e nel nostro Paese siano disponibili numerosi esempi di piani ambientali (es., reti ecologiche) che prevedono una individuazione di specie 'indicatrici' (target, 'focali', ecc.), la loro selezione segue tuttavia criteri a diverso grado di oggettività (BATTISTI, 2006).

Al fine di misurare l'efficacia di una rete ecologica dovrebbero essere pertanto individuate *a priori* le specie più sensibili ad una o più componenti del processo di frammentazione che possono essere utilizzate *per se* o come indicatore per definire opportuni indirizzi strategici e specifiche misure di conservazione (LAMBECCK, 1997; ANDELMAN e FAGAN, 2000).

L'analisi della letteratura scientifica. Una selezione *a priori* di specie sensibili può basarsi sull'esame della letteratura scientifica individuando quelle

specie per le quali esistono evidenze della loro sensibilità alla frammentazione ed alle sue componenti. Questo approccio presenta due tipi principali di limitazioni:

- 1) la letteratura sulla sensibilità al processo delle singole specie è estremamente carente, anche limitandosi ai soli vertebrati terrestri, e ottenere informazioni complete sulla sensibilità di un ampio set di specie per una specifica area può costituire un'impresa ardua se non impossibile;
- 2) può essere difficile estendere i risultati dei lavori originali condotti in determinate aree geografiche su contesti anche molto differenti, come quello mediterraneo (gran parte di questi lavori sono stati effettuati in nord America, nord Europa e Australia) o su diverse scale e grane di riferimento (la sensibilità può essere contesto- e scala-specifica, variando al variare dell'area geografica e della scala spaziale; BATTISTI e ROMANO, 2007).

L'attuazione di ricerche mirate sul campo. Può essere utile selezionare le specie sensibili *a posteriori*, sulla base dei dati ottenuti da studi condotti in aree oggetto di pianificazione (cfr., per l'Italia; BANI *et al.*, 2002 e 2006; LORENZETTI e BATTISTI, 2007). Tali ricerche possono tuttavia richiedere uno sforzo di ricerca elevato. Inoltre, in ragione dei limitati tempi messi a disposizione per la redazione dei piani (6 mesi - 1 anno), i dati possono riguardare solo alcuni gruppi caratterizzati in senso tassonomico o ecologico e possono non essere conclusivi per il ridotto periodo di rilevamento, l'esiguità del campione analizzato, la presenza di fattori confondenti e l'autocorrelazione tra le variabili territoriali (es., tra area dei frammenti ambientali e loro grado di isolamento) che non chiariscono l'eventuale sensibilità delle specie a una o più componenti della frammentazione.

Approcci expert-based. Un approccio di un certo interesse è quello seguito da alcuni Autori (es., HESS e KING, 2002), che hanno utilizzato il metodo Delphi (LINSTONE e TUROFF, 1975) per la selezione di specie 'focali' nella pianificazione ambientale, ottenendo le informazioni sulle specie da selezionare da un gruppo di esperti. Tale approccio è utile quando l'incertezza è elevata, i tempi sono ridotti, le metriche non comparabili e le informazioni su un determinato fattore, processo o fenomeno appaiono carenti. Approcci *expert-based* semplificati possono essere previsti qualora, in determinati contesti territoriali, si debba procedere alla individuazione rapida delle specie sensibili alla frammentazione in assenza di dati provenienti dalla letteratura scientifica o da indagini di campo.

Scopo di questo lavoro preliminare è quello di

contribuire alla definizione di uno schema concettuale e di una metodologia speditiva per selezionare un set di specie sensibili alla frammentazione che possono eventualmente svolgere una funzione di indicatore 'focale'. A causa della cronica carenza di dati qualitativi sulla sensibilità alla frammentazione riscontrabile in molte specie all'interno di gruppi tassonomici, tale selezione si baserà sulla conoscenza di alcune caratteristiche ecologiche note delle specie che, indirettamente, potranno fornire una valutazione della relativa sensibilità al processo di frammentazione (ed alle sue componenti). Le specie selezionate potranno consentire, per uno specifico ambito territoriale, la definizione del tipo di strategie specifiche che occorre attuare per mitigare tale impatto indotto da questo processo (es., incremento di connettività, incremento di superficie di habitat, incremento della qualità ambientale della matrice antropizzata, mitigazione dei disturbi; BENNETT, 1999), nonché potranno essere utilizzate per il monitoraggio nel tempo delle misure intraprese. A tal fine si riporta un caso studio riguardante i mammiferi terricoli presenti nella Provincia di Roma.

METODI

Un approccio per la selezione di specie 'focali' sensibili può prevedere, limitatamente alla fauna vertebrata per la quale il livello di conoscenza è relativamente elevato, una loro caratterizzazione seguendo alcuni attributi ecologici che determinano indirettamente una sensibilità intrinseca delle specie alla frammentazione. Alcuni Autori (ad es., HAILA, 1985; BRIGHT, 1993; CROOKS, 2002; HENLE *et al.*, 2004) hanno valutato i predittori determinanti per valutare la sensibilità di una specie animale alla frammentazione. In linea generale, le specie potenzialmente sensibili a questo processo mostrano le seguenti caratteristiche: 1) sono rare in termini di abbondanza numerica; 2) necessitano di habitat idonei di rilevante estensione; 3) sono soggette a fluttuazioni demografiche naturali; 4) mostrano un basso potenziale riproduttivo; 5) presentano una scarsa capacità dispersiva; 6) mostrano una specializzazione ecologica elevata; 7) mostrano una modalità di uso degli elementi del mosaico ambientale ridotta ad uno o poche tipologie.

EWERS e DIDHAM (2006) hanno evidenziato come la tipologia di risposta delle specie alla frammentazione e ad alcune sue componenti può essere messa in relazione ad alcune caratteristiche ecologiche specie-specifiche (*ecological traits*). Questi Autori hanno fornito una serie di diagrammi sintetici illustranti le risposte delle specie (in termini di sensibilità alta, media, bassa) a ciascuna delle cinque componenti della frammentazione da loro selezionate (1. riduzione in area del

frammento; 2. decremento della distanza dai margini del frammento; 3. incremento della complessità morfologica del frammento; 4. incremento del grado di isolamento; 5. incremento del contrasto morfologico-strutturale tra matrice e frammento). Tale risposta può essere ottenuta, in via indiretta, sulla base della conoscenza di cinque caratteristiche ecologiche intrinseche a ciascuna specie (livello trofico, capacità dispersiva, dimensione corporea, ampiezza di nicchia, rarità; quest'ultima in termini di abbondanza numerica a scala nazionale o regionale). Pertanto, noto uno spettro di caratteristiche ecologiche di una specie, su una scala nominale semplificata (ad es., livello trofico: alto, medio, basso) grazie ai diagrammi proposti da EWERS e DIDHAM (2006) è possibile risalire alla sua sensibilità (alta, media, bassa) a ciascuna delle componenti della frammentazione.

Su questa base si è deciso di ricondurre le cinque componenti della frammentazione elencate da questi Autori alle tre macrocomponenti principali (cfr. BENNETT, 1999): riduzione in superficie degli habitat (corrispondente alla componente 1 di EWERS e DIDHAM, 2006), incremento del loro grado di isolamento (componente 4), incremento dell'effetto margine e dei disturbi (componenti 2, 3 e 5).

Successivamente è stata costruita una nuova matrice di valutazione trasformando in modo quantitativo i giudizi qualitativi che EWERS e DIDHAM (2006) hanno assegnato alla risposta potenziale delle specie (determinata dalle caratteristiche ecologiche intrinseche) verso ognuna delle tre componenti della frammentazione. Sono stati pertanto assegnati i valori da 1 (corrispondenti al giudizio di "bassa sensibilità") a 3 ("alta sensibilità"; è stato assegnato il valore 0 in assenza di risposta al processo; Tab. I).

Conoscendo l'ecologia di una specie, è possibile in questo modo ottenere in modo indiretto una indicazione di massima della sensibilità complessiva e potenziale di una specie a ciascuna delle tre macrocomponenti della frammentazione sommando i valori ottenuti per ciascuna delle cinque caratteristiche ecologiche considerate.

Essendo noto il *range* di variazione dei valori possibili (5-15 per le macrocomponenti "riduzione in superficie di habitat" e per "incremento del grado di isolamento"; 2-6 per "incremento dell'effetto margine/disturbi"), sono stati previsti dei valori soglia convenzionali oltre i quali le specie possono essere considerate 'focali' sensibili (> 10 per le componenti 'superficie di habitat' e 'isolamento'; > 5 per 'effetto margine/disturbi').

Step successivi possono prevedere una ripartizione delle specie per macrotipologie ambientali di appartenenza (es., forestale, ambiente umido, mosaici

ambientali, agroecosistemi) e per le scale di riferimento delle popolazioni (10-100 km²; 100-1000 km²; >1000 km²), considerando queste ultime le unità minime di conservazione (SOULÉ e ORIAN, 2001). Il numero e la caratterizzazione delle tipologie ambientali e l'estensione delle scale di riferimento possono essere scelte in funzione dei contesti territoriali in cui si opera.

Le specie selezionate possono essere riportate in una tabella riepilogativa nella quale vengono mostrate le componenti della frammentazione cui queste specie sono risultate sensibili, la scala di riferimento delle popolazioni, le macrotipologie ambientali di riferimento (Tab. II). È possibile prevedere anche una matrice scala/macrotipologie ambientali per ciascuna componente della frammentazione, ottenendo differenti set di specie 'focali' sensibili (Tab. III).

Trattandosi di una valutazione automatica e acritica i valori ottenuti andrebbero utilizzati solo per una prima selezione del set di specie 'focali' sensibili (ovvero quelle con valori superiori alla soglia). Infatti tali valutazioni possono non tenere conto di eventuali risposte specie-specifiche non prevedibili secondo questo approccio (ad es., sensibilità alla frammentazione indotta da caratteristiche eco-etologiche non contemplate nella matrice, popolazioni disgiunte con ecologia differente rispetto a quelle delle popolazioni caratteristiche). Nell'ambito del set selezionato le differenze tra i valori (e quindi la gerarchia di sensibilità tra le specie) andrebbero sottoposte ad un riesame critico da parte di specialisti, confrontando i valori

ottenuti in modo automatico dalla matrice caratteristiche ecologiche/componenti della frammentazione con le conoscenze acquisite dalla letteratura o da studi originali.

Complessivamente, si può prevedere uno schema concettuale con 9 step (Tab. IV).

Tab. III. Selezione delle specie 'focali' suddivise per componente della frammentazione, macrotipologie ambientale di appartenenza (per il significato delle sigle, si veda Tab. II) e scala spaziale di riferimento (scala logaritmica, in km²).

scala	SUPERFICIE DI HABITAT (A)			
	UMI	FOR	AGR	MOS
10-100 100-1000 >1000	specie 'focali' suddivise per tipologie ambientali e scale spaziali di riferimento			
scala	ISOLAMENTO (I)			
	UMI	FOR	AGR	MOS
10-100 100-1000 >1000	specie 'focali' suddivise per tipologie ambientali e scale spaziali di riferimento			
scala	EFFETTO MARGINE/DISTURBI (MD)			
	UMI	FOR	AGR	MOS
10-100 100-1000 >1000	specie 'focali' suddivise per tipologie ambientali e scale spaziali di riferimento			

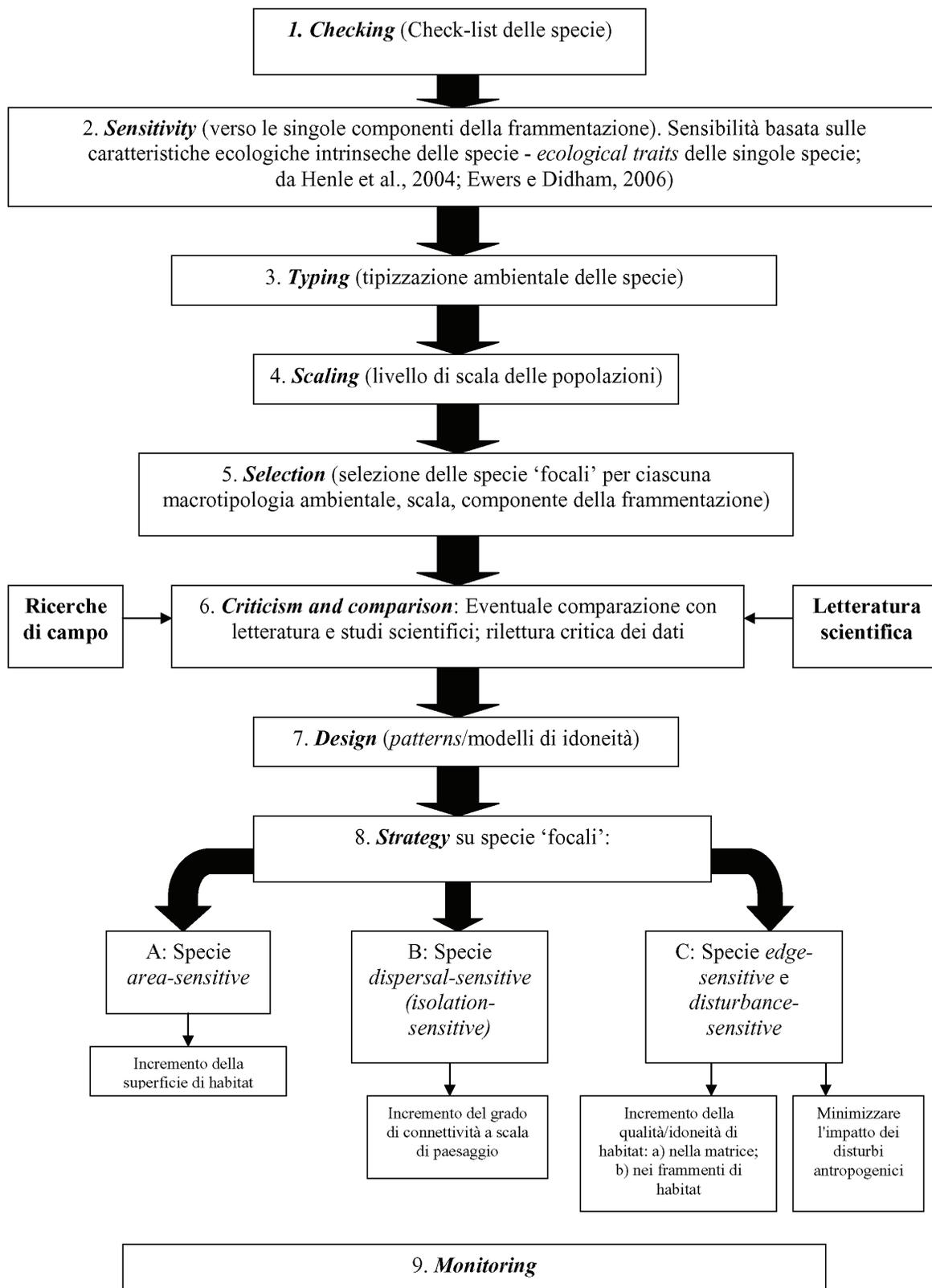
Tab. I. Matrice di valutazione caratteristiche ecologiche (*ecological traits*; colonne)/macrocomponenti della frammentazione (A: riduzione in superficie di habitat; I: incremento di isolamento; MD: effetto margine/disturbi; righe); 1: sensibilità bassa; 2: media; 3: alta; 0: assenza di trend (da EWERS e DIDHAM, 2006, modificato).

Compo- nenti	Livello trofico (LT)			Capacità dispersiva (CD)			Dimens. corporea (DC)			Ampiezza di nicchia (AN)			Rarità (RA)		
	Alto	Medio	Basso	Bassa	Media	Alta	Grande	Media	Piccola	Generalista	Media	Specialista	Rara	Media	Abbond.
A	3	2	1	3	1	3	3	2	1	1	2	3	3	2	1
I	3	2	1	3	2	1	3	2	1	1	2	3	3	2	1
MD	0	0	0	3	2	1	0	0	0	1	2	3	0	0	0

Tab. II. Esempio di tabella riepilogativa delle specie 'focali' selezionate, delle componenti della frammentazione cui mostrano una sensibilità (A: riduzione in superficie di habitat; I: incremento di isolamento; MD: effetto margine/disturbi), della scala delle popolazioni (per classi logaritmiche, in km²) e delle macrotipologie ambientali di riferimento (UMI: ambienti umidi; FOR: ambienti forestali; AGR: agroecosistemi; MOS: ambienti a mosaico).

acronimo	specie	A	I	MD	10-100	100-1000	>1000	UMI	FOR	AGR	MOS
...	X					X	X			
...	X	X		X				X		X
...		X	X	X	X			X	X	X

Tab. IV. Schema concettuale (9 step) per la selezione oggettiva di specie sensibili 'focali' per la pianificazione secondo un approccio *expert-based*.



RISULTATI

Un caso studio:

i mammiferi terricoli della Provincia di Roma

In Provincia di Roma sono presenti 37 specie di mammiferi terricoli autoctoni (AMORI e BATTISTI, in stampa). A ciascuna di esse sono stati assegnati i valori di sensibilità verso ciascuna componente della frammentazione sulla base delle caratteristiche ecologiche note per ciascuna specie, ottenendo la matrice di Tab. V. I valori soglia definiti per ciascuna componente della frammentazione (>10 per superficie di habitat, > 10 per isolamento, > 5 per effetto margine/disturbi) hanno consentito di ottenere un set di 16 specie 'focali' (caratterizzate da un valore superiore a quello definito come soglia convenzionale), suddivisibile in base alla componente della frammentazione cui mostrano

una sensibilità, alla scala spaziale di riferimento delle popolazioni ed alla macrotipologia ambientale di appartenenza (Tab. VI). Una matrice scala/macrotipologia ambientale ha, infine, consentito l'individuazione di set distinti per scala spaziale di riferimento delle popolazioni e per macrotipologie ambientali di appartenenza (Tab. VII).

DISCUSSIONE E CONCLUSIONI

L'approccio *expert-based* proposto può facilitare, almeno per la fauna vertebrata, la definizione di set di specie sensibili alla frammentazione ambientale ed alle sue componenti sulla base della conoscenza di alcune loro caratteristiche ecologiche. Secondo tale approccio è possibile superare, almeno in una fase di selezione preliminare, il problema della carenza dei dati sulla

Tab. V. Valori di sensibilità verso ciascuna componente della frammentazione assegnati alle specie di Mammiferi terricoli della Provincia di Roma sulla base di cinque caratteristiche ecologiche selezionate (LT: livello trofico; CD: capacità dispersiva; DC: dimensione corporea; AN: ampiezza di nicchia; RA: rarità).

Specie	Superficie di habitat (A)						Isolamento (I)						Eff. margine/disturbi (MD)					
	LT	CD	DC	AN	RA	tot	LT	CD	DC	AN	RA	tot	LT	CD	DC	AN	RA	Tot
Riccio europeo occid. <i>Erinaceus europaeus</i>	2	1	1	1/2	1	6/7	2	2	1	1/2	1	7/8	0	2	0	1/2	0	3/4
Talpa romana <i>Talpa romana</i>	2	1/3	1	1/2	1	6/9	2	2/3	1	1/2	1	7/9	0	2/3	0	1/2	0	3/5
Toporagno comune <i>Sorex antinori</i>	2	1	1	2/3	1	7/8	2	2	1	2/3	1	8/9	0	2	0	2/3	0	4/5
Toporagno appenninico <i>Sorex samniticus</i>	2	1	1	2/3	1	7/8	2	2	1	2/3	1	8/9	0	2	0	2/3	0	4/5
Toporagno nano <i>Sorex minutus</i>	2	1	1	3	2	9	2	2	1	3	2	10	0	2	0	3	0	5
Toporagno d'acqua <i>Neomys fodiens</i>	2	3	1	3	3	12	2	3	1	3	3	12	0	3	0	3	0	6
Toporagno acq. di Miller <i>Neomys anomalus</i>	2	3	1	3	3	12	2	3	1	3	3	12	0	3	0	3	0	6
Mustiolo <i>Suncus etruscus</i>	2	1	1	2/3	1	7/8	2	2	1	2/3	1	8/9	0	2	0	2/3	0	4/5
Crocidura minore <i>Crocidura suaveolens</i>	2	1	1	2/3	1	7/8	2	2	1	2/3	1	8/9	0	2	0	2/3	0	4/5
Crocidura ventre bianco <i>Crocidura leucodon</i>	2	1	1	2/3	1	7/8	2	2	1	2/3	1	8/9	0	2	0	2/3	0	4/5
Coniglio selvatico <i>Oryctolagus cuniculus</i>	1	1	1	1	3	7	1	2	1	1	3	8	0	2	0	1	0	3
Lepre italiana <i>Lepus corsicanus</i>	1	3	2	2	3	11	1	1	2	2	3	9	0	1	0	2	0	3
Lepre europea <i>Lepus europaeus</i>	1	3	2	1/2	2	9/10	1	1	2	1/2	2	7/9	0	1	0	1/2	0	2/3
Sciattolo comune <i>Sciurus vulgaris</i>	2	1/3	1/2	2	2	8/11	2	2/3	1/2	2	2	9/11	0	2/3	0	2	0	4/5
Istrice <i>Hystrix cristata</i>	1	3	2	1	1	8	1	1	2	1	1	6	0	1	0	1	0	2
Quercino <i>Eliomys quercinus</i>	1/2	3	1	3	2/3	10/12	1/2	3	1	3	2/3	10/12	0	3	0	3	0	6
Ghiro <i>Glis glis</i>	1/2	3	1	3	2/3	10/12	1/2	3	1	3	2/3	10/12	0	3	0	3	0	6
Moscardino <i>Muscardinus avellanarius</i>	1/2	3	1	3	2/3	10/12	1/2	3	1	3	2/3	10/12	0	3	0	3	0	6
Arvicola rossastra <i>Myodes glareolus</i>	1	1	1	1/2	1/2	5/7	1	2	1	1/2	1/2	6/8	0	2	0	1/2	0	3/4
Arvicola di Savi <i>Microtus savii</i>	1	3	1	1	1	7	1	1	1	1	1	5	0	1	0	1	0	2
Arvicola terrestre <i>Arvicola terrestris</i>	1	1	1	2	2/3	7/8	1	2	1	2	2/3	8/9	0	2	0	2	0	4
Ratto delle chiaviche <i>Rattus norvegicus</i>	1	3	1	1	1	7	1	1	1	1	1	5	0	1	0	1	0	2
Ratto nero <i>Rattus rattus</i>	1	3	1	1	1	7	1	1	1	1	1	5	0	1	0	1	0	2
Topo selvatico <i>Apodemus sylvaticus</i>	1	1/3	1	1	1	5/7	1	1/2	1	1	1	5/6	0	1/2	0	1	0	2/3
Topo selv. dal collo giallo <i>Apodemus flavicollis</i>	1	1	1	1/2	1/2	5/7	1	2	1	1/2	1/2	6/8	0	2	0	1/2	0	3/4
Topolino domestico <i>Mus domesticus</i>	1	3	1	1	1	7	1	1	1	1	1	5	0	1	0	1	0	2
Orso bruno <i>Ursus arctos</i>	3	3	3	3	3	15	3	1	3	3	3	13	0	3	0	3	0	6
Lupo <i>Canis lupus</i>	3	3	3	2/3	3	14/15	3	1	3	2/3	3	12/13	0	1	0	2/3	0	3/4
Volpe comune <i>Vulpes vulpes</i>	3	3	2	1	1	10	3	1	2	1	1	8	0	1	0	1	0	2
Donnola <i>Mustela nivalis</i>	3	1	2	3	2	11	3	2	2	3	2	12	0	2	0	3	0	5
Puzzola europea <i>Mustela putorius</i>	3	1	2	3	2/3	11/12	3	2	2	3	2/3	12/13	0	2	0	3	0	5
Martora <i>Martes martes</i>	3	1/3	2	3	2/3	11/14	3	2/3	2	3	2/3	12/14	0	2/3	0	3	0	5/6
Faina <i>Martes foina</i>	3	1	2	2/3	2	10/11	3	2	2	2/3	2	11/12	0	2	0	2/3	0	4/5
Tasso <i>Meles meles</i>	2/3	1/3	2	2	1	8/11	2/3	1/2	2	2	1	8/10	0	1/2	0	2	0	3/4
Gatto selvatico <i>Felis silvestris</i>	3	3	2	3	3	14	3	1	2	3	3	12	0	1	0	3	0	4
Cinghiale <i>Sus scrofa</i>	1	3	3	1	1	9	1	1	3	1	1	7	0	1	0	1	0	2
Capriolo <i>Capreolus capreolus</i>	1	1/3	3	1/2	2/3	8/12	1	1/2	3	1/2	2/3	8/11	0	1/2	0	1/2	0	2/4

Tab. VI. Specie 'focali' di mammiferi terricoli selezionate suddivise in base alla componente della frammentazione cui sono sensibili, alla scala spaziale di riferimento delle popolazioni ed alla macrotipologia ambientale di appartenenza (indicazioni di massima: UMI: ambienti umidi; FOR: ambienti forestali; AGR: agroecosistemi; MOS: mosaici ambientali); (A: riduzione in superficie di habitat; I: incremento di isolamento; MD: effetto margine/disturbi).

acronimo	specie	A	I	MD	10-100	100-1000	>1000	UMI	FOR	AGR	MOS
NEFO	Toporagno d'acqua <i>Neomys fodiens</i>	X	X	X	X			X			
NEAN	Toporagno acq. di Miller <i>Neomys anomalus</i>	X	X	X	X			X			
LECO	Lepre italica <i>Lepus corsicanus</i>	X				X				X	X
SCVU	Scoiattolo comune <i>Sciurus vulgaris</i>	X	X		X	X			X		
ELQU	Quercino <i>Elomys quercinus</i>	X	X	X	X	X			X		
GLGL	Ghiro <i>Glis glis</i>	X	X	X	X	X			X		
MUAV	Moscardino <i>Muscardinus avellanarius</i>	X	X	X	X				X		
URAR	Orso bruno <i>Ursus arctos</i>	X	X	X			X		X		
CALU	Lupo <i>Canis lupus</i>	X	X				X		X		X
MUNI	Donnola <i>Mustela nivalis</i>	X	X			X			X	X	X
MUPU	Puzzola europea <i>Mustela putorius</i>	X	X			X			X		X
MAMA	Martora <i>Martes martes</i>	X	X	X		X			X		
MAFO	Faina <i>Martes foina</i>	X	X			X			X	X	X
MEME	Tasso <i>Meles meles</i>	X				X			X	X	X
FESI	Gatto selvatico <i>Felis silvestris</i>	X	X			X	X		X		
CACA	Capriolo <i>Capreolus capreolus</i>	X	X			X	X		X		X

Tab. VII. Specie 'focali' selezionate tra i mammiferi terricoli della Provincia di Roma per ciascuna componente della frammentazione suddivise per scala spaziale delle popolazioni e macrotipologia ambientale di riferimento (UMI: ambienti umidi; FOR: ambienti forestali; AGR: agroecosistemi; MOS: mosaici ambientali). Per gli acronimi, cfr. Tab. VI.

	Scala spaziale	UMI	FOR	AGR	MOS
Superficie di habitat (A)	10-100	NEFO, NEAN	SCVU, GLGL, ELQU, MUAV		
	100-1000		SCVU, GLGL, ELQU, MUNI, MUPU, MAMA, MAFO, MEME, FESI, CACA	LECO, MUNI, MAFO, MEME	LECO, MUNI, MUPU, MEME, MAFO, CACA
	>1000		URAR, CALU, FESI, CACA		CALU, CACA
Isolamento (I)	10-100	NEFO, NEAN	SCVU, GLGL, ELQU, MUAV		
	100-1000		SCVU, GLGL, ELQU, MUNI, MAMA, MUPU, MAFO, FESI, CACA	MUNI, MAFO	MUNI, MUPU, CACA
	>1000		URAR, MUPU, CALU, FESI, CACA		CALU, CACA
Effetto margine / Disturbi (MD)	10-100	NEFO, NEAN	GLGL, ELQU, MUAV		
	100-1000		GLGL, ELQU, MAMA		
	>1000		URAR		

sensibilità delle specie alla frammentazione proprio perché basato, indirettamente, su una serie di caratteristiche ecologiche per le quali il livello di conoscenza è certamente più elevato. Pertanto, se può essere problematico risalire, anche da parte di esperti, alla sensibilità di una specie a questo processo, l'esperienza di uno o più specialisti di un determinato gruppo tassonomico può senz'altro consentire di risalire alle relative caratteristiche ecologiche. Queste ultime, attraverso l'approccio proposto, porteranno indirettamente alla valutazione di sensibilità specie-specifica alla frammentazione (ed alle sue componenti).

Le specie selezionate come maggiormente sensibili possono essere considerate come 'focali' nella pianificazione di rete ecologica, nella individuazione di modelli di idoneità e come indicatori per il monitoraggio. Il set di specie selezionate dovrebbe comunque essere sottoposto ad una revisione critica perché se, in linea generale, alcune caratteristiche ecologiche di una specie possono indirettamente fornire indicazioni sulla sua sensibilità al processo di frammentazione (e ad alcune sue componenti), possono esistere eccezioni (ovvero, specie con determinate caratteristiche ecologiche possono mostrare una sensibilità alla frammentazione non in linea con le risposte previste dai diagrammi di EWERS e DIDHAM, 2006, in ragione di differenze intra-specifiche, legate ai contesti geografici, ecc.).

Il caso studio ha comunque consentito, limitatamente ad un gruppo (mammiferi terricoli), una selezione di specie 'focali' (prevalentemente, insettivori specialisti, micromammiferi forestali, carnivori mustelidi, grandi predatori) che coincidono con quelle ampiamente note in letteratura come sensibili alla frammentazione ambientale (es., BRIGHT, 1993; cfr. la revisione in BATTISTI e ROMANO, 2007). Nel caso specifico, la ricorrenza di alcune specie in più macrocategorie ambientali (es., forestale e mosaico) dipende sia dalla loro caratterizzazione ecologico-spaziale (es., specie che utilizzano mosaici agroforestali e che presentano comunque una sensibilità alla frammentazione) che dalla scala di riferimento utilizzata (es., di frammento o di paesaggio).

Inoltre, il numero di specie 'focali' non equilibrato nelle diverse macrocategorie ambientali e scale può dipendere dalla caratterizzazione del gruppo tassonomico utilizzato, oltre che dal contesto geografico di riferimento e dalla sensibilità differenziale delle specie aventi differente ecologia. Nel caso dei mammiferi terricoli, la prevalenza di specie forestali nel set di specie selezionate e la scarsità di specie legate agli ambienti umidi riflette la numerosità di specie del set di partenza e dall'area di studio, anche se è presumibile che possa essere dovuta ad una loro maggiore intrinseca sensibilità rispetto alle specie di ambiente agricolo e

di mosaico (ambienti che hanno subito una trasformazione e che conseguentemente ospitano specie già adattate e con un certo grado di generalismo).

Alcuni limiti di questo approccio debbono tuttavia essere sottolineati. Esso infatti può essere influenzato da una soggettività nell'assegnazione dei valori di caratterizzazione ecologica e, in seno ad ogni gruppo tassonomico, può essere necessario un confronto tra esperti per ottenere una valutazione più robusta. Inoltre, tale approccio non tiene conto di possibili altre caratteristiche ecologiche (oscillazioni demografiche naturali, sensibilità alla disponibilità delle risorse, rarità geografica) che possono essere eventualmente aggiunte alla matrice di valutazione.

Inoltre, come accennato, per la modalità automatica e generale dell'approccio, il valore ottenuto per una specie dovrebbe essere utilizzato solamente per consentire la definizione del set di specie 'focali' sensibili, senza implicazioni su una gerarchia di sensibilità tra le specie all'interno del set ottenuto. Tali valori possono fornire una prima indicazione ma dovrebbe sempre essere previsto un confronto con la letteratura esistente ed un riesame critico da parte di zoologi specialisti dei gruppi, eventualmente, supportato da ricerche di campo. Pertanto, per la selezione di set di specie 'focali' e per la definizione di una gerarchia di sensibilità (*ranking* tra le specie), può essere opportuno procedere utilizzando un approccio misto (selezione specie da letteratura; approccio *expert-based* proposto; criticismo e validazione della sensibilità nell'area di studio attraverso ricerche di campo).

Sviluppi futuri potranno prevedere una maggiore articolazione dei valori di sensibilità (es., su scale da 1 a 5), l'implementazione delle caratteristiche ecologiche delle specie, una entrata nelle matrici che preveda anche le fasce altitudinali, una valutazione complessiva della sensibilità delle specie non solo in senso additivo ma anche utilizzando coefficienti moltiplicativi che tengano conto dell'impatto sulle specie delle differenti componenti della frammentazione (cfr., per l'ittiofauna, PINI PRATO, 2007).

Ringraziamenti

Giovanni Amori (CNR-ISE) ha criticamente riletto parte delle matrici di valutazione. Lo schema concettuale è stato sviluppato in alcuni anni grazie al confronto con tecnici, professionisti e ricercatori che mi hanno stimolato nell'indagine e che voglio ringraziare: P. Agnelli, G. Amori, C. Angeletti, L. Boitani, M.A. Bologna, A. Bombonato, G.M. Carpaneto, G. Dodaro, A. Guidi, S. Malcevski, S. Panzarasa, P. Perna, A.M. Rebecchini, B. Romano, R. Rossi, C. Scoccianti, A. Sorace, A. Venchi. Un anonimo revisore ha fornito utili suggerimenti che hanno migliorato il lavoro.

BIBLIOGRAFIA

- AMORI G., BATTISTI C., in stampa. *Atlante dei Mammiferi della Provincia di Roma*. Consiglio Nazionale delle ricerche, Provincia di Roma, Assessorato alle Politiche agricole e ambientali, Roma.
- ANDELMAN S.J., FAGAN W.F., 2000. Umbrellas and flagships: Efficient conservation surrogates or expensive mistakes? *Proceedings National Academy of Sciences*, **97**: S954-S959.
- ANDRÉN H., 1994. Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: a review. *Oikos*, **71**: 355-366.
- APAT (AGENZIA PROTEZIONE AMBIENTE E PER I SERVIZI TECNICI), 2003. *Gestione delle aree di collegamento ecologico-funzionale. Indirizzi e modalità operative per l'adeguamento degli strumenti di pianificazione del territorio in funzione della costruzione di reti ecologiche a scala locale*. Vol. 26, Manuali e linee guida APAT.
- BANI L., BAIETTO M., BOTTONI L., MASSA R., 2002. The use of focal species in designing a habitat network for a lowland area of Lombardy, Italy. *Conservation Biology*, **16**: 826-831.
- BANI L., MASSIMINO D., BOTTONI L., MASSA R., 2006. A multiscale method for selecting indicator species and priority conservation areas: a case study for broadleaved forests in Lombardy, Italy. *Conservation Biology*, **20**: 512-526
- BATTISTI C., 2003. Habitat fragmentation, fauna and ecological network planning: Toward a theoretical conceptual framework. *Italian Journal of Zoology*, **70**: 241-247.
- BATTISTI C., 2006. Il ruolo degli indicatori a livello di specie nella pianificazione di rete ecologica: alcune considerazioni. Atti Convegno "Conservazione ecoregionale", WWF-Provincia di Macerata, Abbadia di Fiastra, maggio 2005: 44-46.
- BATTISTI C., ROMANO B., 2007. *Frammentazione e Connettività. Dall'analisi ecologica alle strategie di pianificazione*. Città Studi, Torino, 442 pp.
- BENNETT A.F., 1999. *Linkages in the landscapes. The role of corridors and connectivity in wildlife conservation*. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK.
- BOITANI L., FALCUCCI A., MAIORANO L., RONDININI C., 2007. Ecological networks as conceptual frameworks or operational tools in conservation. *Conservation Biology*, **21**: 1414-1422.
- BRIGHT P.W., 1993. Habitat fragmentation - problems and predictions for British mammals. *Mammal Review*, **23**: 101-114.
- CROOKS K.R., 2002. Relative sensitivities of mammalian carnivores to habitat fragmentation. *Conservation Biology*, **16**: 488-502.
- CROOKS K.R., SANJAYAN M., 2006. *Connectivity Conservation*. Conservation Biology Series 14, Cambridge University Press, Cambridge.
- EWERS R.M., DIDHAM R.K., 2006. Confounding factors in detection of species responses to habitat fragmentation. *Biological reviews*, **81**: 117-142.
- FAHRIG L., 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review Ecology and Systematic*, **34**: 487-515.
- HAILA Y., 1985. Birds as a tool in reserve planning. *Ornis Fennica*, **62**: 96-100.
- HENLE K., DAVIES K.F., KLEYER M., MARGULES C., SETTELE J., 2004. Predictors of species sensitivity to fragmentation. *Biodiversity and Conservation*, **13**: 207-251.
- HESS G.R., KING T.J., 2002. Planning open spaces for wildlife. I. Selecting focal species using a Delphi survey approach. *Landscape and Urban Planning*, **58**: 25-40.
- JONGMAN R.H.G., PUNGETTI G., 2004. *Ecological networks and greenways: concepts, design, implementation*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- LAMBECK R.J., 1997. Focal species: a multi-species umbrella for nature conservation. *Conservation Biology*, **11**: 849-856.
- LINSTONE H.A., TUROFF M., 1975. *The Delphi Method: techniques and applications*. Addison-Wensley, New York.
- LORENZETTI E., BATTISTI C., 2007. Nature reserve selection on forest fragments in a suburban landscape (Rome, Central Italy): indications from a set of avian species. *Landscape Research*, **32**: 57-78.
- MALCEVSCI S., 2001. Nuovi ecosistemi e Reti ecologiche. Uomini e Parchi oggi. Reti ecologiche. *Centro Studi V. Giacomini, Quaderni di Gargnano*, **4**: 94-100.
- MALCEVSCI S., BISOGNI L.B., GARIBOLDI A., 1996. *Reti ecologiche ed interventi di miglioramento ambientale*. Il Verde editoriale, Milano.
- PINI PRATO E., 2007. Descrittori per interventi di ripristino della continuità fluviale: Indici di Priorità di Intervento. *Biologia Ambientale*, **21**: 9-16.
- SOULÉ M.E., ORIANI G.H., 2001 (Eds.). *Conservation biology. Research priorities for the next decade*. Society for Conservation Biology, Island Press.

Applicazione su un corso d'acqua appenninico di alcuni descrittori numerici operanti in ambiente GIS

Sebastian Schweizer

*Dipartimento di Ingegneria Agraria e Forestale, Università di Firenze - Via S. Bonaventura, 11-13 Quarcchi - 50145 Firenze - Italia.
sebastian.schweizer@unifi.it.*

Pervenuto il 6.2.2007; accettato il 18.1.2008

Riassunto

Scopo del lavoro è l'analisi di alcuni descrittori numerici riguardanti i mesohabitat a scala di corridoio fluviale che possono essere di supporto/integrazione per progetti di riqualificazione lungo un'intera asta fluviale o di un suo settore (valenza gestionale) e, di conseguenza, fornire parametri ecologicamente rilevanti al progettista per aiutarlo nella scelta della tipologia, distribuzione e dimensionamento delle opere di riqualificazione in alveo e sponda (valenza progettuale). In particolare, nella ricostruzione di una fascia di vegetazione riparia –uno degli interventi chiave della riqualificazione fluviale– troviamo, tra i principali problemi da affrontare, la determinazione dell'ampiezza della fascia stessa. In linea generale, infatti, la larghezza delle fasce fluviali non deve essere fissa, ma va determinata sulla base della/e funzione/i che deve assolvere e delle condizioni locali (es. pendenza, permeabilità del suolo, ecc.). Da qui l'esigenza di strumenti che consentano di calcolare tale ampiezza. In particolare sono stati analizzati un algoritmo per la delimitazione delle fasce vegetazionali riparie ed un'estensione per ArcView 9.2 per il calcolo della radiazione solare. Entrambi i descrittori sono risultati estremamente interessanti per lo scopo prefissato, pur richiedendo miglioramenti nell'elaborazione degli algoritmi e rimanendo comunque assoggettati ad un quadro d'insieme che consideri anche gli altri fattori, come ad esempio la qualità dell'habitat e della vegetazione, la sicurezza idraulica, ecc.

PAROLE CHIAVE: mesohabitat / riqualificazione fluviale / condizioni di riferimento / GIS

Application on an appennine stream of some numerical descriptors in a GIS environment

The purpose of the present work consisted in analyzing some numerical descriptors for the mesohabitat at the stream corridor scale and that can be a support/integration for restoration projects at stream or reach scale (managerial valence). The aim is to supply ecologically important parameters for the planner, in order to help him in the choice of the typology, the distribution, and the dimensioning of the restoration works in the river bed and on its banks (planning valence). In particular the reconstruction of riparian buffers is often one of the major keys of the river restoration; the determination of the width of the buffer itself is one of the main problems to face for this type of intervention. In general, the width of a river buffer must not to be a fixed value but a value that has to be determined according to the functions that it has to carry out and according to the local conditions (e.g. slope, permeability of the ground, etc). From here the requirement of instruments that concur to calculate such width. In particular an algorithm for the delineation of the riparian buffers and an extension for ArcView 9.2 for the calculation of the solar radiation have been analyzed. Both the descriptors turn out to be extremely interesting for the prefixed scope but they need further improvements and corrections of their algorithms even though remaining subdued at a framework that considers other factors such as habitat quality, hydraulic safety, etc.

KEY WORDS: mesohabitat / river restoration / reference condition / GIS

INTRODUZIONE

La riqualificazione fluviale è un obiettivo complesso che comincia con l'individuazione dei disturbi naturali o indotti dall'uomo a danno della struttura e delle funzioni di un ecosistema ed in grado, a volte, di impedire il ripristino/ritorno ad una condizione accettabile. Base fondamentale è una comprensione della strut-

tura e delle funzioni dei corridoi fluviali e dei processi fisici, chimici e biologici che li modellano (DUNSTER e DUNSTER, 1996).

La riqualificazione comprende una vasta gamma di azioni e misure progettate per mettere in grado i corridoi fluviali di recuperare le funzioni e l'equilibrio

dinamico, autosostenendosi. Il primo e più critico passo nell'implementazione della riqualificazione consiste, dove possibile, nel bloccare le attività di disturbo che causano degradazione o impediscono il recupero dell'ecosistema. Le azioni di riqualificazione comprendono sia approcci passivi, che comportano la rimozione o l'attenuazione di attività che creano disturbi cronici, sia approcci attivi, con interventi e misure atti a riparare i danni arrecati alle strutture dei corridoi fluviali.

I professionisti che si occupano di riqualificazione dei corridoi fluviali utilizzano generalmente uno dei tre seguenti approcci:

- *recupero indisturbato e senza interventi*: dove il corridoio fluviale è in grado di recuperare rapidamente, una riqualificazione attiva non solo non è necessaria ma può risultare addirittura dannosa;
- *intervento parziale mediante recupero assistito*: nel caso di un tentativo di recupero discontinuo e/o con tempi lunghi;
- *intervento sostanziale mediante recupero gestito*: dove il recupero delle funzioni desiderate va al di là delle capacità di riparazione dell'ecosistema e sono richieste misure di riqualificazione attiva.

Le finalità specifiche e proprie di ogni tipo di riqualificazione dovrebbero essere definite all'interno del contesto delle condizioni e dei disturbi attuali del bacino, del corridoio e dell'alveo. Anche in situazioni ottimali la riqualificazione non comporta necessariamente una restituzione del sistema alle sue condizioni precedenti od originarie: lo scopo principale è ristabilire le funzioni di autosostentamento del fiume.

In particolare, nella ricostruzione di una fascia di vegetazione riparia –uno degli interventi chiave della riqualificazione fluviale (VAUGHN *et al.*, 1995; TABACCHI *et al.*, 1998)– troviamo, tra i principali problemi da affrontare, la determinazione dell'ampiezza della fascia stessa. In linea generale, infatti, la larghezza delle fasce fluviali non deve essere fissa ma va determinata sulla base della/e funzione/i che deve assolvere e delle condizioni locali (es. pendenza, permeabilità del suolo, ecc.). Da qui l'esigenza di strumenti che consentano di calcolare tale ampiezza.

La filosofia nel progettare opere di riqualificazione fluviale dovrebbe essere, purché applicabile nella situazione specifica, quella della comparazione tra condizioni di riferimento e condizioni da valutare. Per condizioni di riferimento ci si può ricollegare alla definizione generale per la classificazione dello stato ecologico (stato elevato) dei corpi d'acqua superficiali riportata nella direttiva 2000/60/CE: «Nessuna alterazione antropica, o alterazioni poco rilevanti, dei valori degli elementi di qualità fisico-chimica e idromorfologica del tipo di corpo idrico superficiale ri-

spetto a quelli di norma associati a tale tipo inalterato. I valori degli elementi di qualità biologica del corpo idrico superficiale rispecchiano quelli di norma associati a tale tipo inalterato e non evidenziano nessuna distorsione, o distorsioni poco rilevanti. Si tratta di condizioni e comunità tipiche specifiche». La definizione in sé implica quindi la conoscenza dei parametri di riferimento, ricavabili sia da banche dati, sia da una conoscenza profonda del territorio e della sua storia. Tornando alla comparazione questa può essere effettuata quindi:

- per valutare l'entità di un impatto già verificatosi: tra caratteristiche di tratti relativamente intatti (naturali o seminaturali) e tratti sui quali si vogliono intraprendere opere di riqualificazione, purché appartenenti entrambi alla stessa tipologia fluviale (identiche caratteristiche geomorfologiche, geologiche, climatiche, ecc.);
- per prevedere l'entità del recupero a seguito di interventi: tra lo stato di alcune caratteristiche esistenti in uno specifico tratto e quelle che si avrebbero una volta applicate delle specifiche condizioni di riferimento.

Lo scopo del presente lavoro è quindi consistito nell'analizzare due strumenti funzionanti su un Sistema Geografico Informativo in grado di fornire indicazioni su due fra le più importanti funzioni che deve assolvere un buffer vegetazionale: l'assorbimento degli inquinanti e la regolazione dell'irraggiamento solare nel corridoio fluviale (cfr. tabella I). Tali strumenti possono quindi essere utilizzati come supporto all'interno di un quadro più ampio che tenga presente gli altri fattori che devono essere considerati in sede di progettazione dei buffer vegetazionali (e delle opere di riqualificazione fluviale nel loro complesso), come ad esempio l'analisi dei tempi di ritorno, la sicurezza idraulica, la qualità della vegetazione e degli habitat, ecc.

MATERIALI E METODI

Area di studio

Per lo studio è stato scelto un tratto del fiume Sieve (Fig. 1), affluente di destra dell'Arno, in provincia di Firenze presso la località Balze di Vicchio.

Il modello Xiang-Phillips per la rimozione degli inquinanti

Il problema di calcolare la larghezza di una fascia di vegetazione riparia necessaria a garantire la rimozione degli inquinanti (variabile nel corso di un tratto fluviale, secondo le specifiche condizioni locali) è stato affrontato da XIANG (1993) che ha proposto il seguente modello (*b-function*) per la delimitazione di un buffer a larghezza variabile:

$$L_p = p^{0,5} (L_r) \left[\left(\frac{n_r}{n_b} \right)^{0,6} \left(\frac{K_r}{K_b} \right)^{0,4} \left(\frac{s_r}{s_b} \right)^{-0,7} \left(\frac{C_r}{C_b} \right)^{0,6} \right]^{-0,5} \quad (1)$$

Dove:

i pedici b ed r si riferiscono rispettivamente ad un buffer proposto e ad uno di riferimento: per buffer di riferimento si intende quello con un'efficienza di rimozione degli inquinanti confrontabile ad un trattamento dei reflui primario e secondario (PHILLIPS, 1989);

L_p = larghezza desiderabile di un buffer vegetato;

p = il rapporto di efficienza del buffer;

n = coefficiente di scabrezza di Manning;

L = larghezza del buffer (metri);

K = conducibilità idraulica in condizione satura (cm/h) equivalente alla permeabilità dell'orizzonte superficiale;

s = pendenza (pendenza del versante in direzione trasversale al corso d'acqua);

C = capacità in acqua disponibile per tutto lo spessore di suolo considerato (cm).

Il rapporto di efficienza p è così interpretabile: un valore di p minore di 1 indica che il buffer che viene valutato è meno efficiente di quello di riferimento, mentre un valore maggiore di 1 ne indica uno più efficiente. In poche parole, la larghezza del buffer necessaria ad ottenere una determinata efficienza di rimozione degli inquinanti aumenta (in maniera non lineare) con la pendenza del sito, mentre si riduce all'aumentare della scabrezza, della conducibilità idraulica e della capacità in acqua disponibile nel sito.

Tale equazione deve essere successivamente utilizzata in una funzione di *Cost Distance* (cfr. ESRI, 2004; ADRIAENSEN *et al.*, 2003). L'algoritmo per il

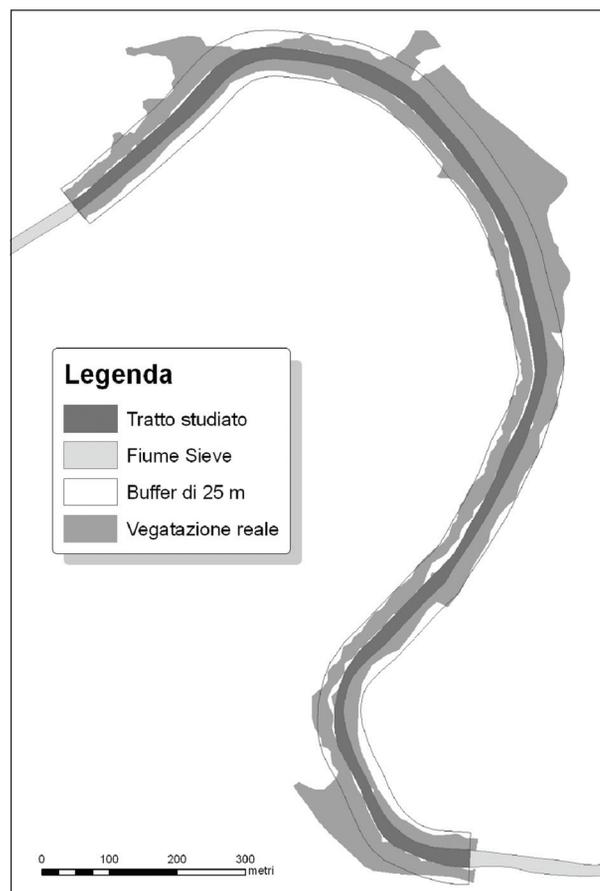


Fig. 1. Il tratto del fiume Sieve utilizzato per le analisi del presente lavoro. È riportato anche un ipotetico buffer vegetazionale di 25 m di larghezza su entrambe le sponde del fiume.

Tab. I. Gli aspetti esaminati, i relativi descrittori numerici e gli aspetti funzionali ed ecologici connessi.

	BUFFER DI VEGETAZIONE 1 – IRRAGGIAMENTO SOLARE	BUFFER DI VEGETAZIONE 2 – LA RIMOZIONE DEGLI INQUINANTI
Descrittore numerico	Irraggiamento sull'area dell'alveo (Wh/m ²)	Larghezza (m) ed area (m ²) del buffer di vegetazione
Tipo di comparazione	1) Tra uno stesso tratto con e senza buffer ripariali aventi diverse altezze della vegetazione; 2) Tra tratti diversi	Tra il buffer reale e quello di riferimento
Valenza ecologica	Scambi energetici e qualità dell'habitat (temperatura dell'acqua)	Scambi energetici, di materiali e qualità dell'habitat (biochimica e fisica dell'acqua e del substrato)
Funzione	1. Condotta 2. Sorgente	1. Filtro 2. Barriera
Attributo della funzione	1. Connettività 2. Larghezza	1. Connettività 2. Larghezza
Applicazione	Supporto/integrazione in sede Gestionale	1. Supporto/integrazione in sede Progettuale 2. Supporto/integrazione in sede Gestionale

calcolo della *Cost Distance* opera su formati di tipo *grid* in ambiente GIS. In pratica viene calcolato il “costo” cumulato che si ha nell’allontanarsi da una “sorgente” di origine. Nel caso specifico la sorgente di origine è data dal fiume stesso, mentre i valori (c_i) per ogni *i-esima* cella della griglia di costo sono ottenuti ponendo nella (1) $p = 1$ con $c_i = 1/L_p$, cioè il costo è dato dall’inverso della larghezza che il buffer di vegetazione dovrebbe avere in quella cella per raggiungere un’efficienza pari a quello di riferimento: in sintesi il ‘costo’ ci dice quale frazione dell’efficienza di riferimento fornirebbe la cella se fosse interamente coperta da vegetazione. I valori del buffer di riferimento K_r , C_r , s_r ed L_r sono riportati in tabella II, mentre K_b , C_b , ed s_b vengono ottenuti da rilievi in campo o da analisi condotte con GIS nel caso della pendenza (s_b). Si veda l’esempio successivo per maggiore chiarezza sul funzionamento dell’algoritmo.

Funzionamento dell’algoritmo Cost Distance

Nella figura 2 le celle che rappresentano il fiume hanno valore 0 (celle grigio chiare) mentre quelle bianche rappresentano il territorio circostante. Applicando la (1) per ogni cella (10 m x 10 m, nell’esempio) si ottengono i valori di larghezza che il buffer dovrebbe avere per raggiungere un’efficienza uguale a quello di riferimento date la pendenza, la conducibilità, la capacità in acqua disponibile ed il coefficiente di scabrezza per la cella (porzione di territorio) stessa. Ad esempio la cella contrassegnata con il numero 1 riporta un valore di 50 (metri), che sarebbe la larghezza che il buffer dovrebbe avere se tutto il territorio circostante fornisse come risultato della (1) un valore di 50 m.

Tabella II. I valori del buffer di riferimento (PHILLIPS, 1989).

Parametri del buffer di riferimento	Valore
Capacità in acqua disponibile (C_r)	17,07 cm
Conducibilità idraulica in condizione satura (K_r)	3,30 cm/h
Larghezza del buffer (L_r)	36,27 m
Coefficiente di scabrezza di Manning	0,41
Pendenza (s_r)	6 %

Nella cella contrassegnata con il numero 2 il valore riportato è 80 m: ciò vuol dire che le caratteristiche di K_b e/o di C_b e/o di s_b e/o n sono ‘peggiori’ della cella precedente.

Il passo successivo consiste quindi nel assegnare il ‘costo’ per ogni cella: i valori (c_i) per ogni *i-esima* cella della griglia di costo sono ottenuti ponendo nella (1) $p = 1$ con $c_i = 1/L_p$, cioè il costo è dato dall’inverso della larghezza che il buffer di vegetazione dovrebbe avere in quella cella per raggiungere un’efficienza pari a quello di riferimento. Nella figura 3 il costo della cella contrassegnata con il numero 1 è dato da $c = 0,02$ (1/50) mentre nella cella numero 2 il costo è dato da $c = 0,0125$ (1/80).

Il passaggio finale consiste nel calcolare il ‘costo di spostamento’ da una cella all’altra partendo da una sorgente, rappresentata in questo caso dalle ‘celle fiume’. Viene applicato l’algoritmo di *Cost Distance* vero e proprio. Nella figura 3 ad esempio per spostarsi dalla cella A (con costo $a = 0,02$; cfr. fig. 2) verso la cella B (con costo $b = 0,02$; cfr. fig. 2) il costo è dato da:

$$\frac{ar + br}{2} = 0,1$$

80	80	80	80	50	50	50	0	100	100	100	100	100	80	80	80	80
80	80	80	50	50	50	50	0	100	100	100	100	100	80	80	80	80
60	80	80	2 80	1 50	50	50	0	100	100	100	100	100	80	80	80	80
60	80	80	80	50	50	50	0	0	100	100	100	80	80	80	80	50
60	80	80	80	50	50	50	50	0	100	100	80	80	80	50	50	50
80	80	80	50	50	50	50	50	0	100	80	50	50	50	50	50	80
50	50	50	50	50	50	50	50	0	100	100	100	80	80	80	80	80

Fig. 2. Rappresentazione raster di un fiume (celle grigie, 10 m x 10 m) e del suo territorio circostante (celle bianche, 10 m x 10 m). I numeri all’interno delle celle sono i valori (in metri) assunti dalla (1). Per il significato dei numeri 1 e 2 in nero si veda il testo.

dove r è la risoluzione della cella in metri (10 m); per spostarsi da A a C (con costo $c = 0,02$; cfr. fig. 3) il costo è dato da:

$$1,4142 \left(\frac{ar + cr}{2} \right) = 0,14$$

Nelle iterazioni successive per spostarsi ad esempio nella cella D (con costo $d = 0,02$ – cfr. fig. 3) lo spostamento avviene dalla cella C con costo:

$$c_c + \left(1,4142 \left(\frac{cr + dr}{2} \right) \right) = 0,42$$

($c_c = 0,14$ è il costo cumulato della cella C; cfr. fig. 4): si noti che nelle iterazioni successive alla prima bisogna aggiungere al calcolo il costo cumulato assegnato alla cella dalla quale ci si sposta) e non dalla cella F il cui costo di spostamento verso D sarebbe di:

0,0125	0,0125	0,0125	0,0125	0,02	0,02	0,02	0	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,0125	0,0125	0,0125	0,0125
0,0125	0,0125	0,0125	0,02	0,02	0,02	0,02	0	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,0125	0,0125	0,0125	0,0125
0,016667	0,0125	0,0125	2 0,0125	1 0,02	0,02	0,02	0	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,0125	0,0125	0,0125	0,0125
0,016667	0,0125	0,0125	0,0125	0,02	0,02	B 0,02	A 0	0	0,01	0,01	0,01	0,0125	0,0125	0,0125	0,0125	0,02
0,016667	0,0125	0,0125	0,0125	0,02	G 0,02	C 0,02	0,02	0	0,01	0,01	0,0125	0,0125	0,0125	0,02	0,02	0,02
0,0125	0,0125	0,0125	0,02	0,02	D 0,02	F 0,02	0,02	0	0,01	0,0125	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,0125
0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0	0,01	0,01	0,01	0,0125	0,0125	0,0125	0,0125	0,0125

Fig. 3. La griglia di ‘costo’. I numeri all’interno delle celle sono il ‘costo’ (cioè quale frazione dell’efficienza di riferimento fornirebbe la cella se fosse interamente coperta da vegetazione) ottenuto calcolando l’inverso della (1). Per il significato delle lettere e dei numeri in grassetto si veda il testo.

ND	0,91	0,79	0,66	0,5	0,30	0,10	0	0,05	0,15	0,25	0,35	0,45	0,56	0,69	0,81	0,94
ND	0,96	0,84	0,70	0,5	0,30	0,10	0	0,05	0,15	0,21	0,31	0,41	0,52	0,65	0,77	0,90
ND	0,91	0,79	0,66	0,5	0,30	0,10	0	0,05	0,07	0,17	0,27	0,37	0,48	0,61	0,73	0,86
ND	0,91	0,79	0,66	0,5	0,30	B 0,10	A 0	0	0,05	0,15	0,25	0,36	0,49	0,61	0,74	0,90
ND	0,95	0,83	0,70	0,54	G 0,34	C 0,14	0,10	0	0,05	0,15	0,26	0,39	0,51	0,67	0,84	0,97
ND	ND	0,88	0,82	0,62	D 0,42	F 0,30	0,10	0	0,05	0,16	0,32	0,46	0,59	0,72	0,84	0,91
ND	ND	ND	0,90	0,70	0,5	0,30	0,10	0	0,05	0,15	0,25	0,36	0,49	0,61	0,74	0,86

Fig. 4. La griglia dei ‘costi’ cumulati – I numeri all’interno delle celle sono il ‘costo’ che viene cumulato durante lo spostamento da una sorgente (le celle rappresentanti il fiume) verso la periferia. Le celle “ND” sono quelle celle per le quali il costo cumulato è > 1 e rappresentano il limite del buffer stesso.

$$f_c + \left(\frac{fr + dr}{2} \right) = 0,5$$

(dove $f_c = 0,3$ = costo cumulato di F; cfr. fig. 4): viene cioè assegnato il valore con costo minore (*i.e.* lo spostamento che costa meno). Se ad esempio in un'iterazione successiva lo spostamento dalla cella G avesse un costo minore di 0,42 il nuovo valore cumulato verrebbe automaticamente sostituito nella cella D. L'algoritmo viene reiterato finché lo spostamento da ogni cella verso le sue limitrofe è stato calcolato ed il costo cumulato sia ≤ 1 (il valore 1 viene impostato manualmente dall'utente, che se desidera un buffer ancora più efficiente di quello di riferimento può scegliere un valore > 1). Le celle contrassegnate da "ND" rappresentano le celle con valori > 1 e di conseguenza rappresentano i limiti del buffer stesso.

Il buffer così delineato risulterà quindi di larghezza variabile a seconda delle caratteristiche fisico-chimiche e morfologiche del terreno, al contrario di modelli che propongono, ad esempio, buffer a larghezza costante per l'intera area considerata (SPAROVEK *et al.*, 2002) o una larghezza minima localmente ampliabile al variare di determinate condizioni (NARUMALANI *et al.*, 1997).

Il buffer vegetazionale e la radiazione solare

La vegetazione riparia è riconosciuta come uno dei fattori principali nel ridurre il riscaldamento delle acque dei fiumi di ordine inferiore (BROWN e KRYGIER, 1970); l'azione rinfrescante, oltre che all'ombreggiamento, è dovuta anche all'evapotraspirazione dell'acqua contenuta nel suolo e nella parte superficiale della falda (BESCHTA, 1984). STANFORD *et al.* (1994) hanno dimostrato che la temperatura del fiume può essere mode-

rata anche dalle acque che fluiscono lateralmente nel fiume come conseguenza della risalita da falde freatiche profonde o della risalita dalla zona iporreica. Da qui è nata l'esigenza di studiare modelli in grado di prevedere la temperatura delle acque correnti superficiali che tengano conto dell'effetto schermante della vegetazione nei confronti della radiazione solare. Nel corso degli ultimi anni, quindi, con il forte sviluppo dei GIS sono stati studiati a loro volta diversi modelli per il computo della radiazione solare che giunge a terra. HOFIERKA e SURI (2002), sviluppatori di un modello per la radiazione solare per il GIS *open source* GRASS, hanno definito il modello sviluppato da FU e RICH (2000) come "un modello adatto per studi a scala di dettaglio". Il *Solar Analyst* (FU e RICH, 2000), un'estensione per ArcView 3.3 e ArcView 9.2, è infatti un modello in grado di computare l'irraggiamento per una determinata area geografica calcolando l'orientamento delle superfici (esposizione) e gli effetti dell'ombreggiamento partendo da un modello digitale del terreno (DEM). I passaggi effettuati dal programma sono i seguenti:

- 1 calcolo del profilo dell'orizzonte: viene calcolato per ogni cella di un modello digitale del terreno. Il profilo dell'orizzonte è definito dalla distribuzione fra cielo visibile ed ostruito e viene computato analizzando un set di direzioni intorno ad una posizione specifica e determinando il massimo angolo di cielo ostruito (angolo dell'orizzonte effettivo) in ogni direzione (Fig. 5);
- 2 calcolo della mappa solare: l'ammontare della radiazione solare diretta originata da ogni direzione del cielo viene rappresentata creando una mappa solare nella stessa proiezione emisferica del profilo dell'orizzonte (Fig. 6);

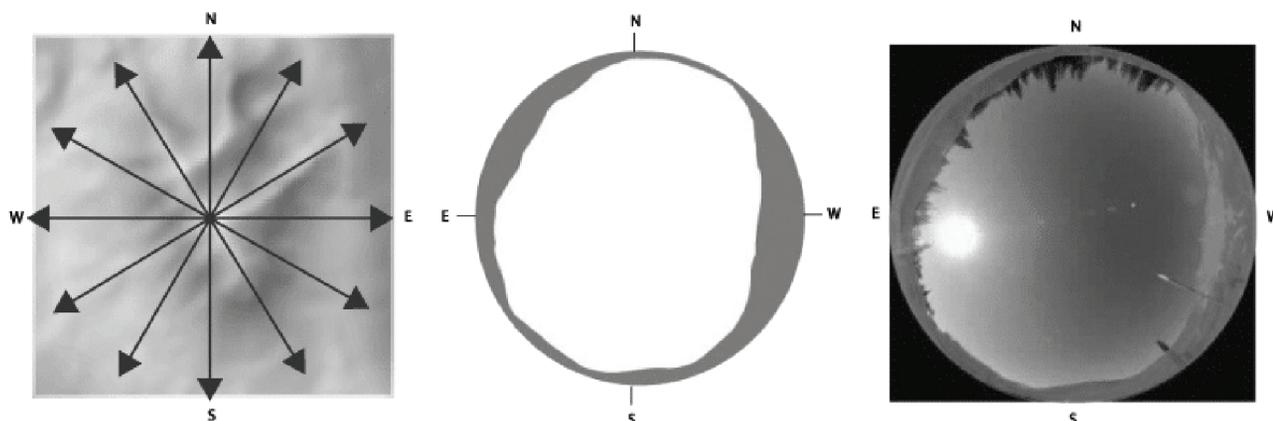


Fig. 5. La figura mostra il calcolo del profilo (o linea) dell'orizzonte per una cella del DEM. Gli angoli orizzontali sono calcolati lungo uno specificato numero di direzioni (figura a sinistra) ed utilizzati per creare una rappresentazione emisferica del cielo. Il risultante profilo indica quali parti dell'orizzonte sono ostruite (parte in grigio nella figura centrale) e quali parti sono libere (parti in bianco). Nella figura a destra lo stesso orizzonte fotografato con un obiettivo *fish-eye*. FU e RICH (2000), modificato.

- 3 effetti di penombra: gli effetti di penombra si riferiscono alla decresciuta radiazione dei raggi diretti al margine dell'ombra a causa del parziale oscuramento del disco solare;
- 4 calcolo della mappa celeste: la radiazione solare diffusa può originarsi da qualsiasi direzione del cielo. Le mappe del cielo sono mappe *raster* (cioè una griglia a maglie quadrate dove ogni quadrato rappre-

senta una parte della volta celeste) costruite dividendo il cielo in una serie di settori celesti definiti da divisioni zenitali ed azimutali (Fig. 6);

- 5 sovrapposizione della linea dell'orizzonte con le mappe solari e celesti: la linea dell'orizzonte viene sovrapposta sulla mappa solare e su quella celeste per rendere possibile il calcolo delle radiazioni dirette e diffuse ricevute da ogni direzione del cielo (Fig. 7);

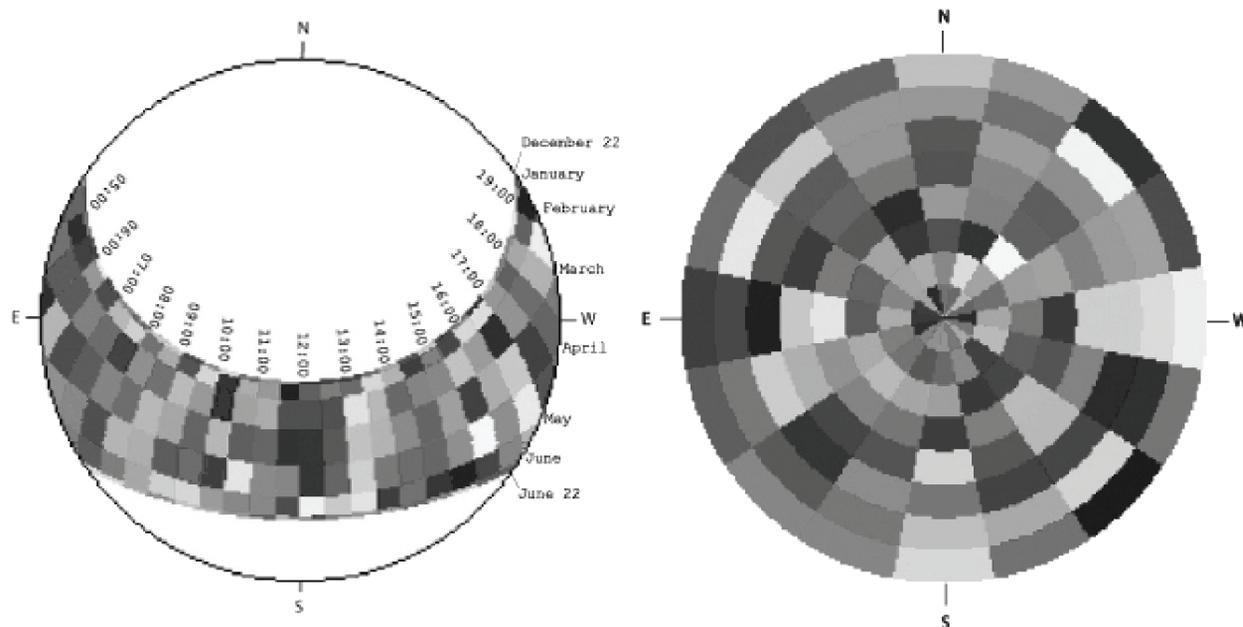


Fig. 6. A sinistra la mappa solare: ogni settore colorato rappresenta la posizione del sole ad intervalli di $\frac{1}{2}$ ora nell'arco del giorno e gli intervalli mensili nel corso di un anno dal solstizio d'inverno al solstizio d'estate (l'immagine è nella stessa proiezione emisferica del profilo dell'orizzonte). A destra la mappa celeste: ogni colore rappresenta un settore del cielo dal quale si origina la radiazione diffusa (nell'esempio 8 divisioni zenitali e 16 divisioni azimutali). FU e RICH (2000), modificato.

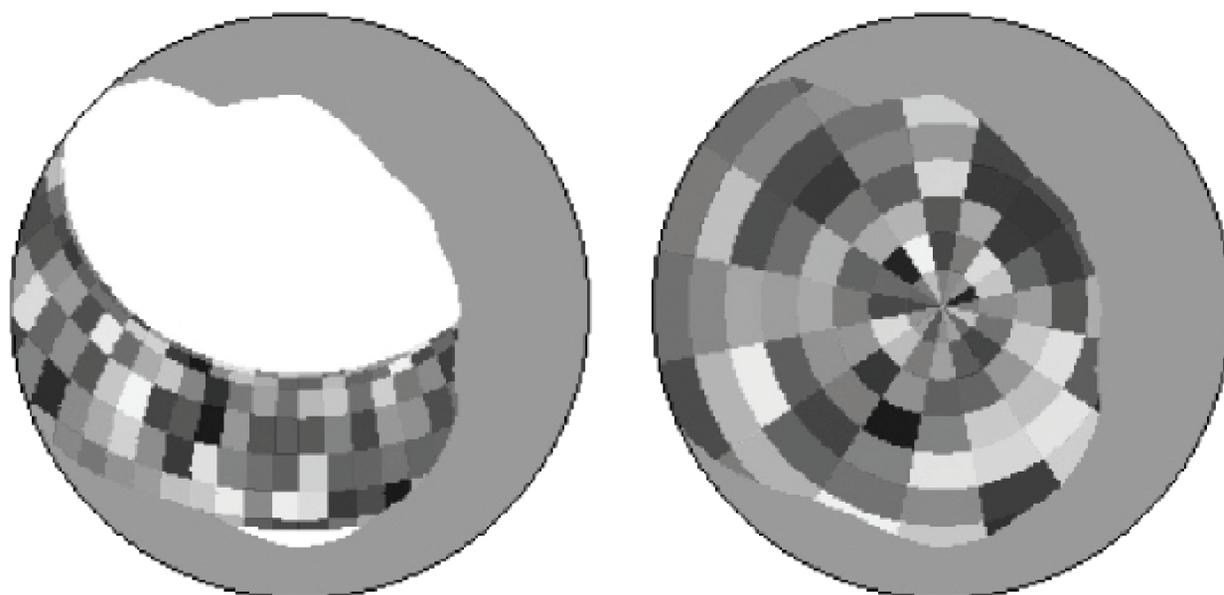


Fig. 7. Sovrapposizione del profilo dell'orizzonte con la mappa solare e la mappa celeste. FU e RICH (2000), modificato

la frazione di cielo libero (l'area di cielo non ostruita in ogni settore della mappa celeste o solare) viene calcolata dividendo il numero di celle non ostruite per il numero totale di celle del singolo settore.

Per i calcoli della radiazione solare si utilizzano formule classiche riportate in letteratura (cfr. FU e RICH, 2000)

Con questo procedimento è stata confrontata la radiazione ricevuta da un tratto del fiume Sieve simulando, tramite modellazione della vegetazione riparia nel DEM, diverse altezze e larghezze del buffer vegetazionale (cfr. tabella IV).

RISULTATI

Il modello Xiang-Phillips

Dal momento che per la zona in studio non erano disponibili dati sulla permeabilità e sulla capacità in acqua disponibile, sono state comunque eseguite a) un'analisi della sensitività del modello ricorrendo ad una serie di simulazioni che hanno comportato la variazione di un parametro alla volta della *b-function* fra due estremi (assegnati rispettivamente a delle ipotetiche rive destra e sinistra), uguagliando poi i restanti parametri a quelli del buffer di riferimento (Tab. III) e b) una simulazione su GIS cercando di assegnare parametri, il più verosimili possibile (previa consultazione con un geologo ed un pedologo), utilizzando le informazioni riportate sulla carta litotecnica scaricabile dal sito internet dello Sportello Cartografico della Regione Toscana. Nell'analisi di sensibilità sono stati utilizzati i seguenti valori: per la conducibilità idraulica è stato assegnato un valore minimo di 0,03 cm/h per le argille ed un valore massimo di 11,78 cm/h per la sabbia; per

la capacità in acqua disponibile un minimo di 1 cm ed un massimo di 40 cm; per la pendenza un minimo dello 0,1% ed un massimo del 50%; per il coefficiente di Manning si è scelto un valore minimo di 0,05 per i campi a maggese (senza residui) ed un massimo di 0,80 per boschi con sottobosco denso (CHOW, 1959). Guardando alla tabella III risulta subito evidente che la sensitività del modello è assai ridotta rispetto alla conducibilità idraulica e alla pendenza (un incremento della *K* di 392,6 volte comporta un incremento della larghezza del buffer di sole 3,3 volte; un aumento di *s* di 500 volte comporta un incremento della larghezza del buffer di sole 8,4 volte), mentre è elevata rispetto a *C* e al coefficiente di Manning *n* (un incremento di *C* di 40 volte comporta un incremento della larghezza del buffer di 6,3 volte; un incremento di *n* di 16 volte comporta un incremento della larghezza del buffer di 2,3 volte). A tal proposito si rimanda all'ultima colonna della tabella, dove il quoziente tra i rapporti delle variazioni (ultima colonna della tabella) illustra chiaramente il grado di sensitività (sensitività crescente al decrescere del valore di tale rapporto).

Per quanto riguarda i risultati dell'analisi con il GIS i valori per i parametri di conducibilità idraulica e capacità in acqua disponibile sono stati assegnati come riportato in tabella IV.

I valori per il coefficiente di Manning sono stati assegnati secondo le definizioni di CHOW (1959) al CORINE *Landcover* di terzo livello come riportato in tabella V.

La pendenza è stata ricavata dal DEM grazie ad un apposito strumento del GIS. I risultati dati dall'algoritmo *Cost Distance* sono riportati nella figura 8. Si noti che dalla modellizzazione delle pendenze con il GIS

Tab. III. Variazione dei parametri della *b-function* fra intervalli estremi.

Parametro analizzato	Riva	K_b (cm/h)	C_b (cm)	s_b (%)	n_b	B_{wi} (m)	$R_p = \frac{P_{max}}{P_{min}}$	$R_B = \frac{B_{max}}{B_{min}}$	R_p/R_B
Con parametri uguali al buffer di riferimento	DX	3,30	17,07	6	0,41	36	1	1	1
	SX	3,30	17,07	6	0,41	36			
K	DX	11,78	17,07	6	0,41	28	392,6	3,3	119
	SX	0,03	17,07	6	0,41	93			
C	DX	3,30	40,0	6	0,41	24	40	6,3	6,3
	SX	3,30	1,0	6	0,41	150			
s	DX	3,30	17,07	0,1	0,41	9	500	8,4	59,5
	SX	3,30	17,07	50	0,41	76			
n	DX	3,30	17,07	6	0,80	30	16	2,3	7
	SX	3,30	17,07	6	0,05	68			

B_{wi} = larghezza che il buffer dovrebbe raggiungere per avere un'efficienza pari a quella di riferimento (36,27m); P_{max} e P_{min} = valori massimo e minimo (sulle due sponde) del singolo parametro analizzato; B_{max} e B_{min} = valori massimo e minimo assunti da B_{wi} al variare dei valori estremi dei singoli parametri.

alcune zone risultavano essere a pendenza zero ma nella (1) nessun parametro al denominatore può assumere di per sé il valore zero per una questione matematica, per cui si sono fatte tre simulazioni sostituendo alle aree con valore 0 % i seguenti valori: 0,001 % ; 0,1 %; 1 %.

La radiazione solare

Riguardo all'analisi della radiazione solare, il confronto tra i tratti è basato sul calcolo della radiazione globale per tutta la giornata del solstizio d'estate (Tab. VI). I valori sono stati espressi in Wh/m². Per ottenere i Wh/m² medi per il tratto è stata adottata la seguente formula:

$$VM = \frac{\sum vcr}{s} \quad (2)$$

dove:

VM = valore medio per il tratto considerato (Wh/m²);
v = valore della radiazione globale (Wh/m²);
c = numero di celle a cui è assegnato un certo valore;
r = area di una cella (m²);
s = superficie del tratto considerato (m²).

Tab. V. Coefficienti di scabrezza di Manning (n) assegnati agli usi del suolo CORINE *Landcover*.

Codice CORINE	Descrizione	n
231	Prati stabili	0,15
242	Sistemi colturali e particelle complesse	0,12
311	Boschi di latifoglie	0,7
324	Aree a vegetaz. boschiva e arbustiva in evoluz.	0,8

Tab. IV. Valori di conducibilità idraulica in condizione saturata (Ks) e capacità in acqua disponibile (C) dedotti dalle definizioni della carta litotecnica della Regione Toscana.

NOME	LITOTECNICA	TIPOLOGIA LITOLOGICA	PERMEABILITÀ	TIPOLOGIA PERMABILITÀ	Ks (cm/h)	C (cm/m)
ARENARIE DI MONTE SENARIO	Materiale lapideo plurilitologico stratificato fratturato	LITOTIPI COERENTI	media	SECONDARIA (per fratturazione e/o carsismo)	4	8,1
ARGILLE E CALCARI	Unità pre-neogeniche prevalentemente argillose; terreni eterogenei ad assetto caotico	LITOTIPI SEMICOERENTI	da bassa a molto bassa	SECONDARIA (per fratturazione e/o carsismo)	0,12	18,8
Deposito alluvionale	Materiale granulare sciolto o poco addensato a granulometria non definita	LITOTIPI INCOERENTI	media	PRIMARIA (per porosità)	4	8,1
Deposito colluviale e eluviale	Materiale granulare sciolto o poco addensato a prevalenza fine	LITOTIPI INCOERENTI	medio-bassa	PRIMARIA (per porosità)	1,25	13,5
Deposito di frana in evoluzione	Materiale detritico eterogeneo ed eterometrico (depositi di versante s.l.)	LITOTIPI INCOERENTI	medio-bassa	PRIMARIA (per porosità)	1,25	13,5
Deposito di frana quiescente	Materiale detritico eterogeneo ed eterometrico (depositi di versante s.l.)	LITOTIPI INCOERENTI	medio-bassa	PRIMARIA (per porosità)	1,25	13,5
MARNE DI VICCHIO	Materiale coesivo sovraconsolidato	LITOTIPI SEMICOERENTI	da bassa a molto bassa	SECONDARIA (per fratturazione e/o carsismo)	0,12	18,8
Membro di Montalto	Materiale lapideo plurilitologico stratificato fratturato	LITOTIPI COERENTI	medio-bassa	SECONDARIA (per fratturazione e/o carsismo)	1,25	13,5
olistostroma	Unità pre-neogeniche prevalentemente argillose; terreni eterogenei ad assetto caotico	LITOTIPI SEMICOERENTI	impermeabile	impermeabile	0,008	25
Sub-sistema di Luco di Mugello	Materiale granulare sciolto o poco addensato a prevalenza grossolana	LITOTIPI INCOERENTI	medio-alta	PRIMARIA (per porosità)	9	4,9
Sub-sistema di Sagginale	Materiale granulare sciolto o poco addensato a prevalenza grossolana	LITOTIPI INCOERENTI	alta	PRIMARIA (per porosità)	18,5	4,4

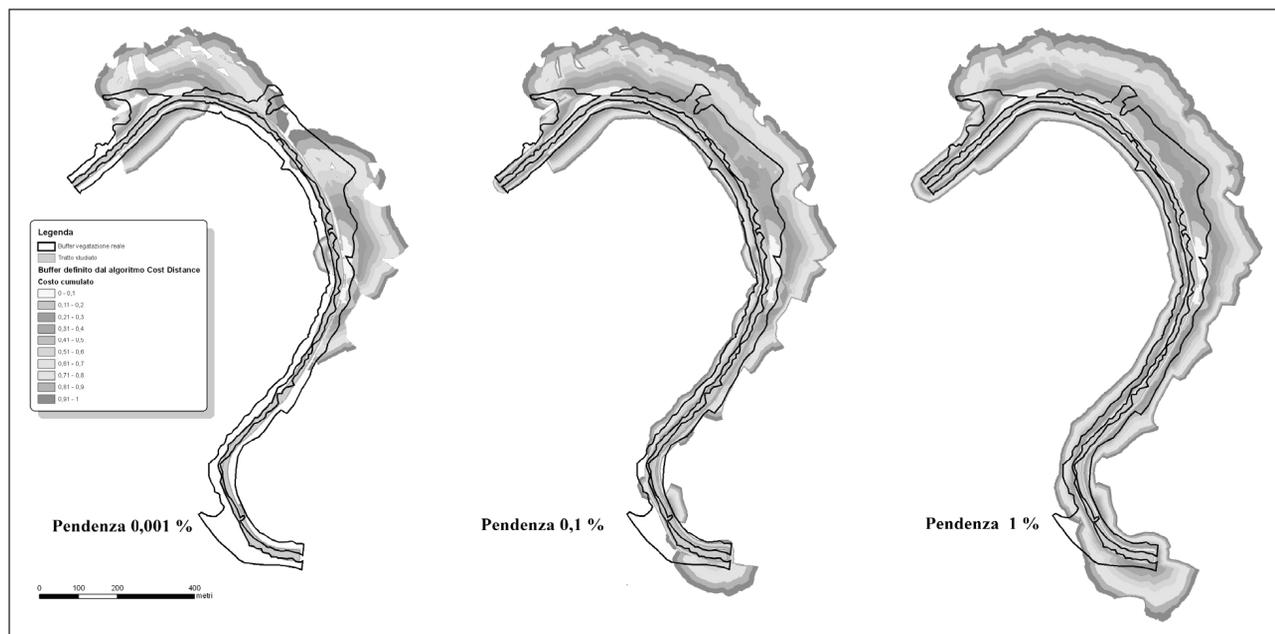


Fig. 8. I buffer delineati per il tratto di fiume utilizzando l’algoritmo *cost distance* sostituendo alla pendenza 0 i valori di 0,001 %, 0,1 % e 1 %; gli altri valori (K, C ed *n*) sono quelli riportati nelle tabelle IV e V.

Come prevedibile, il massimo della radiazione lo si ha con un buffer assente (5932 Wh/m², figura 9) mentre le variazioni (diminuzioni) più grosse si hanno non tanto con l’aumentare della larghezza del buffer (valori simili per buffer di uguale altezza ma con diversa larghezza) quanto con l’aumentare della sua altezza (si passa da una diminuzione della radiazione solare di poco più del 7 % per un buffer alto 3 m fino ad una diminuzione quasi del 25 % per un buffer alto 10 m).

DISCUSSIONE E CONCLUSIONI

La seguente discussione ha come scopo l’analisi tecnica dei due descrittori numerici; il loro utilizzo ai fini della progettazione/gestione fluviale è un’opportunità da verificare e comunque da combinare con il complesso delle altre succitate verifiche (qualità degli habitat, tempi di ritorno, ecc.) da effettuare.

La radiazione solare

Dall’analisi della radiazione solare tramite modellazione della vegetazione nel DEM è risultato che la vegetazione realmente presente –delineata tramite fotointerpretazione ed alla quale è stata assegnata una altezza media di 10 m– è meno efficiente di un buffer teorico di pari altezza ma di larghezza costante su entrambe le rive: in questo caso sarebbe sufficiente ‘colmare’ le interruzioni nella continuità del buffer vegetato ed eventualmente ‘allargarlo’ nei punti in cui risulta di larghezza esigua (cfr. figura 1).

I valori di radiazione solare (diretta, diffusa e globale) e la durata in ore di illuminazione (radiazione) diretta, ottenuti con il *Solar Analyst* possono quindi risultare assai utili per:

- valutare la priorità di ricostituzione del buffer vegetazionale per interi settori fluviali nell’ottica del controllo della temperatura dell’acqua e della eccessiva crescita algale;
- valutare l’effetto delle diverse altezze della vegetazio-

Tab. VI. I risultati del *Solar Analyst* (radiazione globale media per il tratto considerato) con simulazione di altezze e larghezze diverse del buffer vegetazionale. Valore medio in Wh/m² per il tratto per il solstizio d’estate.

Larghezza (m)	Altezza (m)		
	0	3	10
0	5932	-	-
3	-	5497 (-7,3 %)	4477 (-24,5 %)
25	-	5485 (-7,5 %)	4464 (-24,7 %)
Variabile (buffer reale digitalizzato da foto aerea)	-	-	4723 (-20,4 %)

Larghezza: larghezza trasversale al fiume (su entrambe le rive) del buffer vegetazionale (0 m, 3 m, 25 m); Altezza: altezza media ipotizzata del buffer vegetazionale (0 m, 3 m, 10 m). Valori espressi in Wh/m² (radiazione globale media per il tratto considerato). In parentesi la diminuzione percentuale di radiazione rispetto alla situazione con buffer assente (5932 Wh/m²).

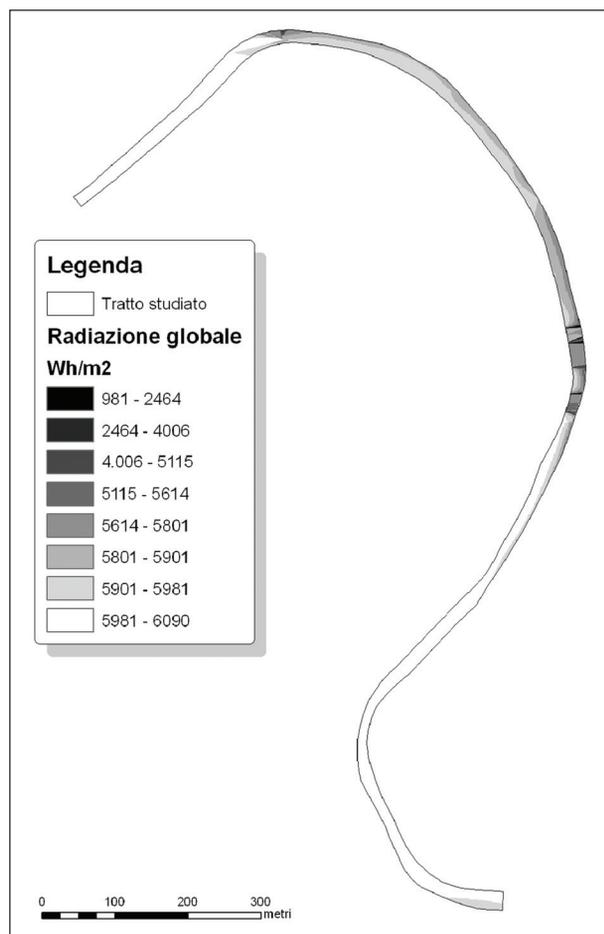


Fig. 9. La radiazione solare globale (in Wh/m²) per il tratto studiato al solstizio d'estate nella simulazione con vegetazione completamente assente.

ne di sponda sulla quantità di radiazione solare (in particolar modo quella diretta) ricevuta da una certa area di fiume;

- valutare l'effetto sulla quantità di radiazione solare ricevuta da un tratto di fiume prima e dopo operazioni di taglio della vegetazione riparia.

È interessante precisare che queste analisi potrebbero essere condotte paragonando, invece della media dei Wh/m² ricevuti dall'area di fiume interessata, la media delle ore di insolazione diretta. Un limite comune ad entrambi i tipi di analisi è dato dalla mancata computazione dell'effetto ombreggiante della parte di chiome insistente sull'alveo (che non è possibile incorporare in un modello digitale del terreno) cui si aggiunge il problema relativo al passaggio (e conseguente riflessione) della luce attraverso i tronchi, i rami e le foglie: la scarsa differenza nella diminuzione della radiazione solare per buffer con la stessa altezza ma con larghezze diverse è da imputare molto probabilmente a quest'ultimo problema.

Un ulteriore fattore di cui bisogna tenere conto è il riscaldamento delle acque iporreiche che alimentano lateralmente il fiume: la vegetazione ha, tramite l'ombreggiamento e l'evapotraspirazione, un effetto 'rinfrescante' su queste acque di cui si può tenere conto computando la radiazione solare ricevuta dal territorio circostante al corso d'acqua.

Si avverte di conseguenza la necessità di una implementazione del *Solar Analyst* con l'aggiunta di misure rilevate in campo per mezzo di solarimetri o tramite la misurazione della *Angular Canopy Density* (ACD)¹, al fine di introdurre fattori di correzione da applicare alla radiazione globale.

Applicazioni di certo non secondarie possono essere date dall'elaborazione di un modello in grado di utilizzare i dati ottenuti sulle radiazioni per calcolarne l'effetto sulla temperatura dell'acqua, oppure di sfruttarne le potenzialità in studi di più generale respiro ecologico.

La delineazione dei buffer

Nella simulazione sul tratto di fiume si è notato che nella realtà difficilmente i parametri utilizzati dal modello assumono un valore zero, fatta eccezione per la pendenza. Il caso di un valore di pendenza uguale a zero comporterebbe infatti nella *b-function* un'operazione matematicamente impossibile (valore diviso 0), problema risolto nella presente simulazione assegnando pendenze 'fittizie' prossime allo zero ma comunque superiori a questo valore limite (cfr. figura 8). Un'ulteriore difficoltà si riscontra nel caso di pendenze con valori prossimi allo zero, che determinano larghezze del buffer molto esigue (ad es. solo 9 m per una pendenza dello 0,1%; cfr. tabella III), con conseguenze significative sul piano prettamente ecologico: il buffer, infatti, per svolgere al meglio le sue funzioni (ad esempio fornire gli habitat per la fauna selvatica od influire sulla temperatura dell'aria) deve essere un ecosistema a sé stante con un proprio microclima. Si noti infatti che per gli altri parametri (*C*, *K*, *n*) la larghezza minima del buffer varia da 24 a 30 m, larghezze minime che, in letteratura, sono spesso considerate perlomeno sufficienti.

(1) L'ACD è la percentuale di chiome (o altri oggetti ombreggianti) coprenti la parte di cielo che è attraversato dal sole fra le ore 10.00 e le ore 14.00 (ora solare locale). L'ACD di Agosto per un determinato punto è la percentuale di tempo (per le quattro ore considerate, in una giornata senza nuvole) durante il quale resta in ombra. Per esempio se un punto su un torrente resta in ombra per tutte e quattro le ore in Agosto, il suo ACD di Agosto è 100, se resta sempre in luce ACD = 0. L'ACD media per un tratto di fiume viene stimata campionando per tutta la sua lunghezza e la larghezza. Cfr. BRAZIER e BROWN (1973), WOOLDRIDGE e STERN (1979) e BESCHTA *et al.* (1987).

Un'altra grossa difficoltà consiste nel fatto che numerosi studi hanno dimostrato che le proprietà sia fisico-chimiche (tessitura, densità apparente, contenuto in sostanza organica) che idrauliche (ritenzione idrica e conducibilità idraulica) dei suoli sono irregolarmente distribuite sul territorio e soltanto accurati rilevamenti (alquanto onerosi per quanto riguarda le proprietà idrauliche), consentono di descrivere questa variabilità (BURROUGH, 1993). La soluzione, almeno parziale, di questi problemi potrebbe venire dall'applicazione di nuove tecniche geostatistiche (cfr. ROMA-

NO, 2000) o dall'utilizzo di funzioni di *pedotransfer* cioè metodi indiretti per la stima delle proprietà fisico-idrologiche dei suoli (UNGARO e CALZOLARI, 2000).

Pur ritenendo valido tale approccio metodologico per la creazione di un buffer a larghezza variabile (determinato in modo scientifico e tenente conto delle specifiche caratteristiche del territorio) si auspica comunque un ulteriore sviluppo e/o modifica della *b-function* affinché essa integri ulteriori parametri correlati anche ad altre funzioni basilari dei buffer (oltre a quella di filtrazione degli inquinanti).

BIBLIOGRAFIA

- ADRIAENSEN F., CHARDON J.P., DE BLUST G., SWINNE E., VILLALBA S., GULINCK H., MATTHYSEN E., 2003. The application of 'least-cost' modelling as a functional landscape model. *Landscape and Urban Planning*, **99**: 1-15.
- BESCHTA R. L., 1984. TEM84: a computer model for predicting stream temperatures resulting from the management of streamside vegetation. *Report WSDG-AD-00009*, USDA Forest Service Watershed Systems Development Group, Fort Collins, CO, 76 pp.
- BESCHTA R. L., BILBY R. E., BROWN G. W., BLAIR HOLTBY L., HOFSTRA T. D., 1987. Stream temperature and aquatic habitat: fisheries and forestry interactions. In: Cundy T. W. and Salo E. O. (eds.). *Streamside Management: Forestry and Fishery Interactions*. Atti Conf. University of Washington. Febbraio 1986. Institute of Forest Resources, Contributo no. 57, 191-232.
- BRAZIER J. R., BROWN G. W., 1973. Buffer Strips for Stream Temperature Control. Research Paper 15. Forest Research Laboratory. Oregon State University, Corvallis. 9p.
- BROWN G. W., KRYGIER J. T., 1970. Effects of clear-cutting on stream temperature. *Water Research*, **6**: 1133-1139.
- BURROUGH, P. A.; 1993. Soil variability: a late 20th century view. *Soils and Fertilizers*, **56**: 529-562.
- CHOW V. T., 1959. *Open Channel Hydraulics*. Mc Graw-Hill, New York.
- DUNSTER, J., DUNSTER K., 1996. *Dictionary of natural resource management*. University of British Columbia.
- ESRI 2004, *ArcGis 9 – Using ArcGis Spatial Analyst*, ESRI Press: 126-132.
- NARUMALANI S., ZHOU Y., JENSEN J. R., 1997. Application of remote sensing and geographic information systems to the delineation and analysis of riparian buffer zones. *Aquatic Botany*, **58**: 393-409.
- HOFIERKA J., SURI M., 2002. The solar radiation model for Open source GIS: implementation and applications. In: Proceedings of the "Open Source GIS – GRASS users conference", Trento, Italy, 11-13 September 2002.
- PHILLIPS J. D., 1989. Evaluation of North Carolina's estuarine shoreline area of environmental concern from a water quality perspective. *Coastal Management* **17**: 103-117.
- FU P., RICH P. M., 2000. *The Solar Analyst 1.0 – User Manual*. Helios Environmental Modeling Institute, 48 pp.
- ROMANO N., 2000. Applicazione di tecniche geostatistiche per la caratterizzazione idraulica dei suoli. *Rivista di Ingegneria Agraria*, **4**: 87-102.
- SPAROVEK G., LIMA RANIERI S. B., GASSNER A., CLERICE DE MARIA I., SCHUNG E., FERREIRA DOS SANTOS R., JOUBERT A., 2002. A conceptual framework for the definition of the optimal width of riparian forests. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, **90**: 169-175.
- STANFORD J. A., WARD J. V., ELLIS B. K., 1994. Ecology of the Alluvial Aquifers of the Flathead River, Montana. In: Gibert J., Danelpool D. L., Stanford J. A. (eds.), *Groundwater Ecology*. Academic Press, San Diego (CA): 367-390.
- TABACCHI E., CORRELL D. L., HAUER R., PINAY G., PLANTY-TABACCHI A.-M., 1998. Development, maintenance and role of riparian vegetation in the river landscape. *Freshwater Biology*, **40**: 497-516.
- UNGARO F., CALZOLARI C., 2000. Integration of GIS derived soil information with geostatistical estimation of pedotransfer functions inputs for soil modelling applications. In: Proceedings of the "4th International Symposium on Spatial Accuracy Assessment in Natural Resources and Environmental Sciences", Amsterdam, 12-14 July 2000, 663-670.
- VOUGHT L. B.-M., PINAY G., FUGSLANG A., RUFFINONI C., 1995. Structure and function of buffer strips from a water quality perspective in agricultural landscapes. *Landscape and Urban Planning*, **31**: 323-331.
- WOOLDRIDGE D. D., STERN D., 1979. Relationships of Silvicultural Activities and Thermally Sensitive Forest Streams. Report DOE 79-5a-5, College of Forest Resources, University of Washington, 90 pp.
- XIANG W.-N., 1993. A GIS method for riparian water quality buffer generation, *International Journal of Geographical Information Systems* **7(1)**: 57-70.

Gli impatti dei cambiamenti climatici sugli ecosistemi lacustri: l'approccio paleolimnologico

Piero Guilizzoni, Aldo Marchetto, Andrea Lami, Marina Manca, Simona Musazzi, Stefano Gerli

CNR Istituto per lo Studio degli Ecosistemi, Verbania Pallanza

Referente per la corrispondenza: p.guilizzoni@ise.cnr.it

Riassunto

Il tipo di risposta dell'ecosistema lacustre a variazioni climatiche e a processi innescati dall'attività dell'uomo (es. eutrofizzazione) è stato l'oggetto degli studi paleolimnologici condotti da questo gruppo di ricerca durante gli ultimi 25 anni. In particolare lo sforzo di ricerca è stato rivolto alla ricostruzione delle variazioni nelle comunità acquatiche a partire dall'analisi dei loro resti fossili, sia animali che vegetali, conservati nelle carote di sedimenti lacustre. Lo scopo principale è stato quello di comprendere come i sistemi naturali possano rispondere ai prevedibili cambiamenti futuri sulla base di studi sulle relazioni tra gli organismi ed il loro ambiente fisico e chimico durante il Tardo Pleistocene ed Olocene recente.

PAROLE CHIAVE: geochimica / pigmenti / paleoambiente / impatti climatici / serie storiche

Impacts of climate changes on lake ecosystems: the paleolimnological approach

This paper summarises the palaeolimnological activity at CNR Istituto per lo Studio degli ecosistemi with particular reference to the reconstruction of the palaeoenvironmental history of Lake Candia, a small shallow eutrophic lake in Northern Italy, during the last 2000 years. Sediment samples from a sediment core collected in autumn 1995 were analysed for a range of palaeolimnological indicators. The results show that throughout almost all of the period (ca. AD 100-1830; zone 1) the sediments have an organic carbon content of ca. 10% d.w. and low concentrations of algal pigments, suggesting a moderately productive environment. Sedimentary carotenoids unique to anaerobic photosynthetic bacteria indicate seasonal hypolimnetic anoxia during the whole 2000 year period. Clear effects of climate changes on lake productivity were inferred from the carotenoid, β -carotene, okenone and organic carbon results. Values were higher in the warm periods before AD 660 and during the so-called Little Optimum of the Medieval Warm Epoch (AD 1100-1300), and lower during cold moist periods such as the main phase of the Little Ice Age (AD 1550-1700). After AD 1830 (zone 2), the anthropogenic impact produced a sharp increase in the lake trophic state, leading first to a decoupling of the trophic state from natural (climate) variability, and then to "cultural" eutrophication. The onset of this latter process in the Torino area has been set around 1830 when a sharp increase of sedimentary sulphur concentration took place.

KEY WORDS: geochemistry / pigments / palaeoenvironment / climate impact / time series

IL PROBLEMA SCIENTIFICO

I sedimenti lacustri rappresentano, tra i depositi continentali, uno dei più completi e dettagliati archivi naturali, nei quali è documentata l'evoluzione temporale, sia delle caratteristiche chimiche, fisiche e biologiche della conca lacustre, sia di quelle del clima della regione nella quale il lago si colloca.

La paleolimnologia affronta due importanti temi di ricerca, ognuno con obiettivi e scopi ben diversi. Uno riguarda la ricostruzione di eventi del passato accaduti a seguito sia di fenomeni naturali, quali i cambiamenti

climatici, sia di fenomeni causati dalle attività dell'uomo (es. eutrofizzazione). L'altro importante tema di ricerca da affrontare è quello che mira a descrivere e quantificare l'inizio, la portata e la velocità dell'impatto di fenomeni naturali e/o antropogenici sull'ambiente lacustre, sia in tempi recenti che in epoca remota.

Infine, un'altra finalità delle ricerche paleolimnologiche è rappresentata dalla necessità di produrre informazioni a carattere ecologico ai fini della Legge Quadro della Direttiva Europea sull'acqua. Essa prevede

che per gli ambienti da recuperare e da salvaguardare vi siano informazioni di dettaglio sulle condizioni pregresse dei corpi d'acqua, vale a dire prima della Rivoluzione Industriale del XIX Secolo o comunque prima del pesante impatto antropico del XX Secolo; anche il nostro Paese di conseguenza dovrà farsi carico di questa problematica.

ATTIVITÀ DI RICERCA

Dal 1990 molto studiati sono i laghi situati in aree remote per via della relativa semplicità di tali ecosistemi e per il fatto che essi sono ritenuti più sensibili ai piccoli cambiamenti ambientali e climatici.

Ricerche multidisciplinari sono in corso su laghi delle Alpi, dell'Europa, del Nepal Himalayano, delle aree artiche (Lapponia e Svalbard), della Patagonia e in Siberia (Tunguska), per citarne alcune che vedono direttamente coinvolto il nostro istituto.

In generale, per tutti i laghi in corso di studio gli argomenti affrontati sulla base delle analisi stratigrafiche sono i seguenti:

- geochimica: distribuzione di sostanze organiche quali i pigmenti di origine vegetale, metalli, nutrienti algali (C, N, S, P);
- biologia: distribuzione di microfossili (resti di alghe, zooplancton e insetti chironomidi).

Nell'ambito dello studio sui livelli trofici di riferimento, negli ultimi anni è stato campionato un numero elevato di laghi italiani ed è su tali ambienti che si vuole porre l'attenzione per una loro ricostruzione temporale durante gli ultimi 150 anni circa.

Attualmente tutte le ricostruzioni paleoambientali quantitative utilizzano i modelli statistico-matematici (le cosiddette *transfer functions*) i quali, sfruttando l'analisi al microscopio di determinati resti fossili (es. diatomee), sono in grado di tradurre in un numero i cambiamenti di temperatura, pH, nutrienti, variazioni di livello, ecc.

Con questo approccio si vuole in ultima analisi investigare le modalità degli adattamenti degli ecosistemi lacustri alle accelerate variazioni ambientali tipiche di molti periodi dell'Era Quaternaria.

Inoltre, varie curve di temperature ricostruite a partire da dati strumentali registrati negli ultimi due secoli circa, o quelle ricavate da dati limnologici a lungo termine, vengono parimenti esaminate nel calibrare ed interpretare il dato sedimentario.

RISULTATI RILEVANTI

A titolo di esempio si riportano alcuni risultati ottenuti da uno studio paleolimnologico sul Lago di Candia (LAMI *et al.*, 2000).

Questo lago subalpino, situato a circa 20 km da Torino, è stato oggetto di indagine in quanto le sue

caratteristiche morfometriche e la sua localizzazione in un bacino imbrifero piccolo e relativamente poco modificato, permettono un accumulo indisturbato dei sedimenti, tale da rendere questo deposito lacustre idoneo per uno studio paleoambientale e paleoclimatico. Inoltre la vicinanza della stazione di rilevamento di dati meteorologici di Moncalieri (Torino), la cui serie storica completa di dati sulla temperatura risale al 1886, ha permesso un confronto con i profili temporali dei parametri chimici e biologici sedimentari. Lo scopo in questo caso è stato quello di ricostruire l'evoluzione trofica lacustre nel corso degli ultimi 2000 anni vista in rapporto alle principali modificazioni climatiche e antropogeniche.

L'analisi stratigrafica di numerosi parametri sedimentari, cinque dei quali sono qui riportati (Fig. 1), ha messo in evidenza due principali fasi dell'evoluzione lacustre. Una, molto lunga, che termina circa due secoli fa; l'altra, più recente, durante la quale si nota la crescita esponenziale dello zolfo a testimonianza di un inquinamento atmosferico coincidente con l'inizio delle principali attività industriali della regione.

I periodi relativi al caldo medioevale e alla piccola età glaciale, hanno determinato rispettivamente un aumento e una riduzione delle concentrazioni di due pigmenti: il β -carotene, rappresentativo della biomassa algale totale, un valido indicatore della produzione primaria, e l'okenone, carotenoide specifico di alcuni solfobatteri strettamente anaerobi e fotosintetici. Questi ultimi sono organismi che si sviluppano ad una certa profondità della colonna d'acqua, o in prossimità del fondo, in presenza di un minimo di illuminazione e in condizioni altamente riducenti (presenza di H_2S). Normalmente queste condizioni si presentano quando la produttività primaria è elevata e spesso dopo intense fioriture algali innescate da un aumento di temperatura e/o di nutrienti.

Un più diretto e immediato confronto tra i dati sedimentari del Lago di Candia e le variazioni di temperatura dell'aria, è stato possibile solo per gli ultimi 140 anni circa, quando cioè hanno avuto inizio le misure sistematiche di alcuni parametri meteorologici. La serie storica di Moncalieri, per esempio, si prestava molto bene per tale confronto così come la serie storica della Svizzera.

Da un'analisi statistica di dettaglio è emerso che la relazione più significativa ed interessante è quella che lega in modo inverso il fosforo sedimentario con la temperatura dell'aria (Fig. 2). Questa relazione perde di significatività solo nel periodo più recente, quando a partire dagli anni '60 il lago andò incontro ad un progressivo e spinto processo di eutrofizzazione innescato soprattutto dalle attività agricole nel bacino versante.

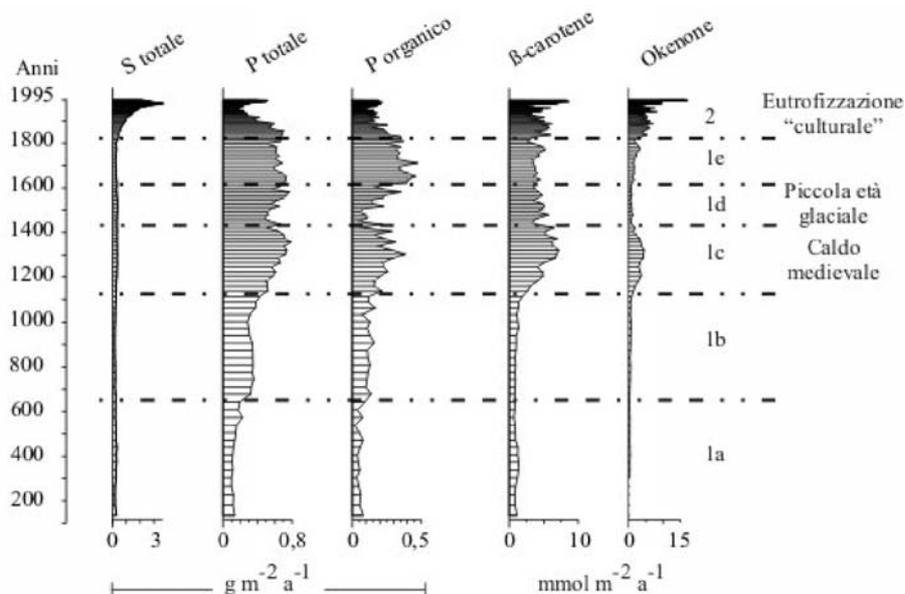


Fig. 1. Distribuzione, in una carota del Lago di Candia, dei flussi di zolfo, di fosforo totale ed organico e di due carotenoidi rappresentativi del popolamento algale (β-carotene) e batterico (okenone). Sono indicati anche i periodi caldi e freddi globali e quello recente in cui il lago è andato incontro ad un intenso processo di eutrofizzazione.

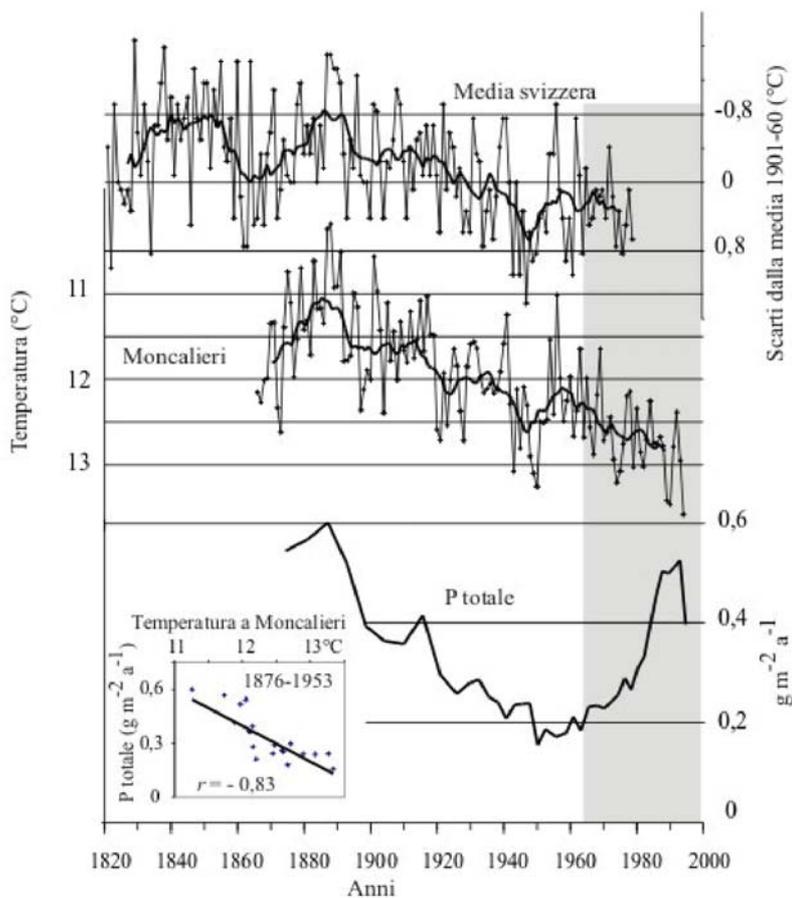


Fig. 2. Confronto tra le temperature medie annuali misurate a Moncalieri (Torino) e quelle registrate per la Svizzera (la linea intera in grassetto rappresenta la media mobile di ordine 11). In figura è riportata anche la regressione tra la temperatura a Moncalieri e gli accumuli annuali di fosforo sedimentario (v. testo). L'area grigia sta ad indicare il periodo in cui la correlazione tra P e T perde di significatività.

Il meccanismo sotteso a questa relazione è piuttosto semplice: ad un aumento di temperatura corrisponde un aumento di produttività e conseguente riduzione e successiva scomparsa dell'ossigeno disciolto. In queste condizioni si assiste ad un forte rilascio di fosforo dai sedimenti che viene reso disponibile per la componente vegetale la quale lo riutilizza immediatamente. Il risultato è duplice: una diminuzione della concentrazione di fosforo nei sedimenti e anche un diminuito accumulo (flusso) di esso per unità di superficie e di tempo.

In sintesi, quando all'effetto naturale (aumento della temperatura) si sovrappone anche un effetto antropogenico, riassumibile in un maggior apporto esterno di fosforo di origine domestica e agricola, come è avvenuto per il Lago di Candia, il processo sopra descritto si complica e la relazione tra fosforo e temperatura perde di significatività.

PROSPETTIVE FUTURE

I pochi dati appena presentati sono stati volutamente limitati soltanto ad un esempio, sebbene se ne potrebbero riportare molti altri (es. GUILIZZONI *et al.*, 2001).

Da almeno 25 anni infatti la paleolimnologia sta contribuendo in modo sostanziale a fornire utili "proxy-data" per la ricostruzione dei principali parametri climatici e ambientali.

Molti studi sono tuttora in corso e i risultati sono molto incoraggianti, soprattutto per quanto concerne

l'utilizzo di resti fossili biologici nelle cosiddette "transfer functions" con le quali si possono ricostruire con sufficiente precisione e in modo quantitativo alcune variabili ambientali.

Questi studi sono sempre più numerosi, dettagliati e specifici per aree geografiche e per organismo: dagli iniziali studi che utilizzavano soprattutto le diatomee, ora si è ampiamente diffusa l'analisi dei resti di insetti chironomidi in quanto si è visto che tali organismi sono molto più sensibili e più facilmente classificabili secondo il criterio dell'optimum ambientale; in altre parole, l'abbondanza di una determinata specie in un corpo d'acqua è strettamente legata a precise condizioni ambientali siano esse ad esempio le concentrazioni in nutrienti, i valori di pH o la temperatura dell'acqua.

Infine, negli anni più recenti l'attenzione è stata rivolta anche ad ambienti nei quali l'esistenza di lunghe serie temporali di dati limnologici e meteorologici garantisce la possibilità di verificare e calibrare il dato sedimentologico con quello relativo al corpo d'acqua.

Oltre al Lago di Candia un esempio al riguardo è costituito dal Lago Maggiore (MARCHETTO *et al.*, 2004; MANCA *et al.*, 2007).

Risulta quindi evidente come le due discipline, quella che si ispira allo studio dei sedimenti lacustri e quella che si sviluppa ormai da diversi anni e che si colloca nel settore dell'indagine delle lunghe serie storiche di dati limnologici, siano per molti aspetti complementari e vicarianti.

BIBLIOGRAFIA

- LAMI, A., MARCHETTO A., LO BIANCO R., APPLEBY P.G., GUILIZZONI P., 2000. The last ca. 2000 years palaeolimnology of Lake Candia (N. Italy): inorganic geochemistry, fossil pigments and temperature time-series analyses. *J. Limnol.*, **59**: 31-46.
- GUILIZZONI P., LAMI A., MARCHETTO A., APPLEBY P.G., ALVISI F., 2001. Fourteen years of palaeolimnological research of a past industrial polluted lake (L. Orta, Northern Italy): an overview. *J. Limnol.*, **60**: 249-262.
- MARCHETTO A., LAMI A., MUSAZZI S., MASSAFERRO J., LANGONE

- L., GUILIZZONI P., 2004. Lake Maggiore (N. Italy) trophic history: fossil diatoms, plant pigments, chironomids and comparison with long-term limnological data. *Quaternary International*, **113**: 97-110.
- MANCA M., TORRETTA B., COMOLI P., AMSINCK S.L., JEPPESEN E., 2007. Major changes in trophic dynamics in large, deep sub-alpine Lake Maggiore from 1940s to 2002: A high resolution comparative palaeo-neolimnological study. *Freshwater Biology* (in press).

I sedimenti lacustri come archivi naturali per le ricostruzioni paleoambientali e paleoclimatiche

Piero Guilizzoni, Andrea Lami, Aldo Marchetto, Marina Manca, Simona Musazzi, Stefano Gerli

CNR Istituto per lo Studio degli Ecosistemi, Verbania Pallanza

Referente per la corrispondenza: p.guilizzoni@ise.cnr.it

Riassunto

L'attività qui presentata fa riferimento soprattutto all'area del centro Italia: qui infatti sono state prelevate carote di sedimento nei laghi di Nemi e Albano e su tale materiale sono stati condotti studi particolarmente approfonditi sul clima e sulle variazioni di livello delle acque durante il massimo glaciale ed Olocene. Altri ambienti sono stati parimenti studiati e molti sono i risultati ottenuti a fronte di ricerche svolte nell'ambito di progetti internazionali che avevano come scopo principale quello della ricostruzione del clima del passato e, secondariamente, quello di separare gli effetti sull'ecosistema delle variazioni climatiche da quelli determinati dalle attività dell'uomo. Le ricerche sulla variabilità paleoclimatica rappresentano un prerequisito essenziale nella comprensione dell'evoluzione futura del sistema climatico del nostro pianeta e delle potenziali conseguenze dei futuri cambiamenti globali.

PAROLE CHIAVE: paleoclima / sedimenti lacustri / resti fossili / geochimica / Italia centrale

Use of lake sediments as natural archives for palaeoenvironmental and palaeoclimate reconstructions

The activity on palaeoclimatology at CNR Istituto per lo Studio degli Ecosistemi is summarised by an example from a crater lake in central Italy, Lake Albano. An 8.5m long multiproxy record from this lake spanning the time interval between ca. 15.0 and 28.0 cal. kyr BP reveals a high temporal resolution window into climate change during the Last Glacial Maximum (LGM). Distinct warm/cold cycles of millennial to centennial duration indicate a major response of the lake to climate-induced environmental changes. Flickering interannual to interdecadal variations within these cycles are interpreted to reflect Oscillations of the North Atlantic (NAO) implying shifts in temperature, wind strength, source of moisture and atmospheric circulation pattern. Other lacustrine sediments have been studied within the framework of international projects with the main purpose of reconstructing the past climate, the natural variability and the anthropogenic impacts on lake biota. The studies on natural climate variability represent an important aspect for interpreting future evolution and prediction.

KEY WORDS: palaeoclimate / lake sediments / fossil remains / geochemistry / Central Italy

IL PROBLEMA SCIENTIFICO

Nell'ultimo ventennio, la ricerca ambientale è stata caratterizzata da un crescente sviluppo degli studi a carattere paleoclimatologico e paleoecologico. Gran parte di questo sviluppo – testimoniato dall'incremento esponenziale sia nel numero di articoli pubblicati che in quello dei ricercatori coinvolti in progetti multidisciplinari – è dovuto al notevole contributo che le ricerche in questo campo offrono per la comprensione delle modificazioni recenti del clima e l'individuazione dei meccanismi attraverso i quali esse si attuano.

Tali modificazioni sono oggetto di studio da parte di

equipe di studiosi in tutto il mondo, ma anche oggetto di preoccupazioni, che talvolta alimentano facili allarmismi da parte di vasti settori della società umana, frutto della sostanziale disinformazione che accompagna il trasferimento delle conoscenze dal mondo scientifico e accademico al mondo della società civile.

In questo contesto, gli studi paleoclimatici rivestono un ruolo di fondamentale importanza: essi consentono di fare chiarezza sul significato degli eventi climatici del presente, poiché permettono di calibrarne la portata sulla base delle variazioni climatiche del passato e di

prevederne gli effetti, a partire dalla stima dell'impatto che eventi di diversa entità ebbero sul nostro pianeta.

Le ricerche sul paleoclima sono finalizzate alla realizzazione di due obiettivi principali. Il primo obiettivo è rappresentato dall'analisi di dettaglio della variabilità climatica naturale a medio e lungo termine. Il secondo, ad esso strettamente legato, è quello della stima dei fattori e dei meccanismi fisici che sottendono a tali variazioni climatiche.

Per realizzare questi due obiettivi, si utilizzano dati vicarianti ("proxy-records"), tratti da discipline molto diverse, in grado di fornire le informazioni necessarie per la ricostruzione dei diversi scenari climatici occorsi nel passato.

In questo contributo viene data una presentazione sintetica di alcuni studi svolti in settori chiave della ricerca paleoclimatica, ed in particolare di ricerche in campo paleolimnologico (vale a dire, ricostruzioni ottenute a partire da sedimenti lacustri), facendo principalmente riferimento ad ambienti lacustri di pianura.

I sedimenti lacustri rappresentano, tra i depositi continentali, uno dei più completi e dettagliati archivi naturali, nei quali è documentata l'evoluzione temporale, sia delle caratteristiche chimiche, fisiche e biologiche della conca lacustre, sia di quelle del clima della regione nella quale il lago si colloca (GUILIZZONI e LAMI, 1992).

ATTIVITÀ DI RICERCA

Nell'ultimo decennio sono stati sviluppati diversi progetti nazionali ed internazionali, di volta in volta dedicati allo studio di laghi collocati in aree geografiche molto diverse tra loro: laghi vulcanici del Lazio (GUILIZZONI e OLDFIELD 1996), laghi d'alta quota delle Alpi e in Europa in genere (LAMI *et al.*, 2000) e del Nepal Himalayano (LAMI e GIUSSANI, 1998); laghi in aree artiche, Lapponia e Svalbard (GUILIZZONI *et al.*, 2006), e in Patagonia (accordo bilaterale tra CNR e CONICET). Spesso sono stati selezionati ambienti remoti, almeno in linea teorica poco o punto influenzati dall'impatto antropico.

Negli anni più recenti, l'attività di ricostruzione paleoclimatica a partire dall'analisi dei sedimenti lacustri si è rivolta anche ad ambienti nei quali l'esistenza di lunghe serie temporali di dati limnologici e meteorologici garantisce la possibilità di verificare e calibrare il dato sedimentologico con quello relativo al corpo d'acqua. Un esempio al riguardo è costituito dal Lago Maggiore (MARCHETTO *et al.*, 2004; MANCA *et al.*, 2007).

Le analisi hanno preso in considerazione prevalentemente i resti biologici, i nutrienti algali e i pigmenti fotosintetici e il periodo maggiormente studiato è stato l'Olocene recente, sebbene non manchino esempi di ricostruzioni paleoclimatiche sul tardo Pleistocene e

sul penultimo interglaciale (Eemiano). Di particolare interesse è una ricerca internazionale ancora in corso, relativa alla ricostruzione di due interi cicli climatici attraverso l'analisi dei sedimenti di un lago (Petenitza, Guatemala). Grazie alla sua ubicazione (area neotropicale in centro America) e alla sua età (160.000 anni), nonché alla natura del suo sedimento, questo ambiente presenta caratteristiche uniche al mondo, che consentono lo studio approfondito delle variazioni climatiche in una finestra temporale tra le più ampie finora esaminate in studi di questo tipo.

RISULTATI RILEVANTI

Le ricerche sugli archivi sedimentari lacustri hanno messo in luce aspetti, a nostro modesto avviso interessanti, oggetto di numerosi articoli su riviste internazionali. Ragioni di brevità ci inducono a limitare il presente contributo ai principali risultati delle ricostruzioni paleoclimatiche nell'area romana, ottenuti nell'ambito di un progetto interdisciplinare finanziato dalla Commissione Europea (CEE/PALICLAS). In particolare, lo studio sul Lago di Albano ha rivelato aspetti interessanti delle variazioni climatiche del tardo Pleistocene e, soprattutto, del periodo di freddo più intenso della glaciazione Würmiana, registrato tra 30.000 e 16.000 anni fa (GUILIZZONI *et al.*, 2000).

L'elevato livello di interazione e di integrazione di studiosi con diverse competenze ha consentito la realizzazione di un lavoro squisitamente interdisciplinare condotto a 360 gradi: dalla ricostruzione delle temperature e delle precipitazioni a partire dall'analisi di isotopi stabili dell'ossigeno in matrici calcaree e silicee, all'analisi delle proprietà magnetiche; dalla granulometria e litologia del sedimento alla stima dell'indice di bioturbazione; dall'analisi di fossili biologici e biochimici (pigmenti specifici di alghe e solfobatteri) alla ricostruzione della vegetazione a partire dall'analisi pollinica.

L'insieme delle risultanze ottenute nell'arco di 10 anni di intensa attività di ricerca ha messo in luce il verificarsi nel paleoambiente del Lago di Albano tra 15 mila e 30 mila anni fa, di oscillazioni a scale temporali diverse, da quella millenaria a quella sub-decennale, passando attraverso oscillazioni centenarie e decennali, tutte indotte da repentine modificazioni climatiche. Le periodicità ricostruite nelle carote del Lago di Albano sono risultate coincidere con quelle registrate in carote di ghiaccio della Groenlandia (GRIP, GISP2) e nei sedimenti marini del nord Atlantico (CHONDROGIANNI *et al.*, 2004).

La determinazione della perfetta coincidenza dei record sedimentari è stata resa possibile dal fatto che sul Lago di Albano sono state raccolte diverse carote di sedimento, lunghe fino a 9 metri, adatte ad analisi di estremo dettaglio in finestre temporali importanti

(da 15000 a 23000, dell'ordine di 8000 anni: Fig. 1). Il fatto che le oscillazioni registrate nei sedimenti del Lago di Albano siano strettamente correlate con le temperature superficiali dell'Oceano Atlantico a nord-ovest dell'Africa depone a favore dell'ipotesi secondo la quale l'influenza del clima monsonico sarebbe arrivata fino all'Italia Centrale, fatto che presenta implicazioni importanti relativamente alla scelta dei modelli relativi ai driver climatici e ai rapporti tra i due emisferi.

Le variazioni climatiche osservate a scala temporale più corta, quali quelle multidecadiche (30-50 anni) e interdecennali (3-8 anni), sembrerebbero riflettere, sempre secondo l'interpretazione del gruppo di ricerca internazionale del Progetto PALICLAS (GUILIZZONI e OLDFIELD, 1996), variazioni della Oscillazione Nord Atlantica (NAO), con una perfetta sincronizzazione delle variazioni di temperatura, forza del vento, e del movimento di masse d'aria umida, legato alla quantità di precipitazioni atmosferiche registrate. I dati hanno messo in evidenza il verificarsi, tra 23000 e 15000 anni

fa, di quattro importanti episodi di incremento delle precipitazioni, accompagnati da un notevole innalzamento del livello delle acque lacustri (Fig. 1).

Tali episodi, dei quali non si aveva notizia in precedenza, si vanno ad aggiungere all'innalzamento, verificatosi tra 28000 e 30000 anni fa, in occasione del quale si originò, per riempimento del cratere, il Lago di Albano.

Le quattro fasi di incremento nelle precipitazioni atmosferiche sono risultate direttamente correlate con i cicli di rilascio di grandi iceberg nell'Atlantico (noti come eventi di Heinrich, dal nome dell'autore che per primo li descrisse in carote marine; HEINRICH, 1988). Tali eventi –ne sono stati descritti principalmente se sono il risultato di rapidi cambiamenti climatici di portata globale; ne recano traccia carote marine prelevate a molte centinaia di chilometri di distanza dall'Atlantico settentrionale, e alcune carote di ghiaccio della Groenlandia, nelle quali essi segnano l'inizio dei cicli denominati di Dansgaard-Oeschger (DANSGAARD *et al.*, 1993).

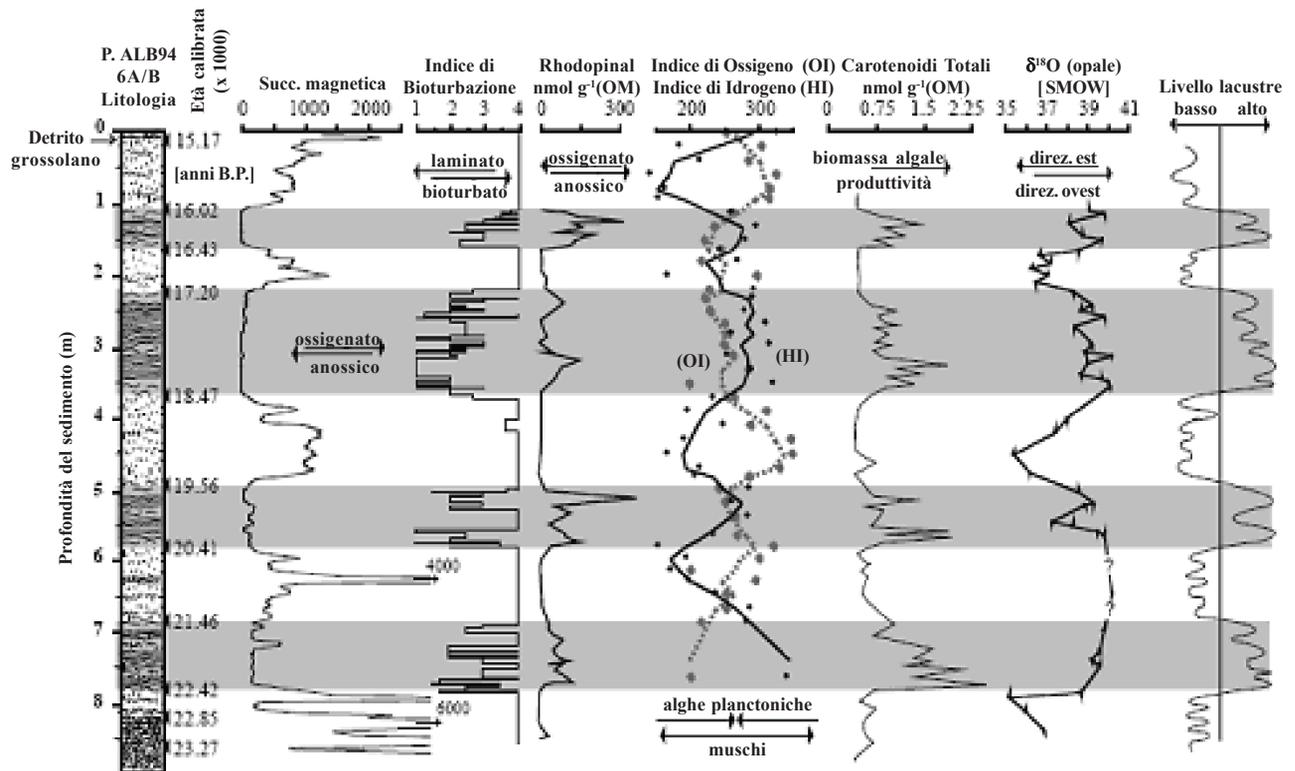


Fig. 1. Ricostruzioni paleoambientali e paleoclimatiche ottenute mediante analisi di due carote, 6A/6B del Lago di Albano. Tra gli altri parametri è rappresentata una curva schematica delle fluttuazioni di livello dell'acqua del lago tra 15.000 e 23.000 anni fa. Le massime variazioni di livello, associate a condizioni anossiche, sono evidenziate dalle quattro zone ombreggiate. Gli intervalli con acque ben ossigenate sono in relazione ad una forte componente dei venti con direzione nord-est, mentre i periodi con acque profonde anossiche sono caratterizzate da condizioni climatiche calde e umide a causa della prevalenza dei venti con direzione sud-ovest (CHONDROGIANNI *et al.*, 2004).

Le variazioni climatiche osservate consistono in un aumento delle precipitazioni e in un rapido incremento nella temperatura dell'acqua (da 4 a 6 °C entro pochi decenni, in 40 o al massimo, 100 anni), queste ultime ricostruite a partire dai valori di $\delta^{18}\text{O}$ in frustoli di diatomee, utilizzati come un vero e proprio paleotermometro (Fig. 1).

Le modificazioni ricostruite sono quasi certamente sovrastimate, e si ritiene che siano in realtà il risultato della sovrapposizione di modificazioni idrologiche su quelle del riscaldamento (CHONDROGIANNI *et al.*, 2004).

PROSPETTIVE FUTURE

Comprendere il passato e la variabilità climatica naturale potrà aiutarci a prevedere l'evoluzione futura dell'impatto delle modificazioni climatiche nelle condizioni di forte impatto antropico del nostro tempo.

Le informazioni raccolte attraverso gli studi paleoclimatici e paleoambientali costituiranno la base conoscitiva sulla quale i modelli previsionali dovranno basarsi, in modo tale da consentirne una migliore calibrazione.

Essenziale è a questo proposito, lo studio dei processi di "feedback", in grado di amplificare o ridurre le dirette conseguenze di fattori innescanti un determinato processo evolutivo. La conoscenza di questi processi è ancora piuttosto deficitaria e vi è un vivace dibattito nella comunità scientifica sui livelli di soglia necessari ad innescare i cambiamenti climatici.

Alcune aree geografiche sono reputate di particolare interesse, in quanto zone di confluenza di regimi climatici differenti; tale è ad esempio l'area Mediterranea, sottoposta all'influenza della circolazione continentale nord-Atlantica da una parte, e a quella nord-Africana, subtropicale dall'altra. È dunque sul Mediterraneo, e relativamente all'Olocene recente, che lo sforzo di ricerca è attualmente focalizzato, soprattutto sull'aspetto relativo alla distinzione dell'effetto naturale (climatico) da quello antropogenico (BRAUER e GUILIZZONI, 2004). Contrariamente a quanto si può pensare, le nostre conoscenze su queste aree e su questi aspetti

sono ancora largamente deficitarie, e molto deve essere ancora fatto per formulare modelli del clima del passato che servano a prevedere l'esito delle variazioni in atto.

Aspetti nuovi e rilevanti sui motori dei cambiamenti climatici stanno emergendo dalle ricerche avviate in siti remoti dell'emisfero australe, anche grazie a progetti di collaborazione scientifica con colleghi di enti di ricerca sudamericani (GUILIZZONI *et al.*, 2007).

Organismi internazionali quali l'IGBP-PAGES (*International Geosphere Biosphere Programme-Past Global Changes*) auspicano, per il futuro, una maggiore interazione tra climatologi e ricercatori che si occupano di ricostruzioni paleoambientali, così come tra climatologi e ricercatori che si occupano di tematiche socio-economiche.

Lo scopo è quello di colmare il vuoto esistente tra quanto previsto dagli studi paleoclimatici, in termini di conseguenze per la vita sul nostro pianeta, e la programmazione delle attività e dei modelli di sviluppo sostenibili per l'uomo nel XXI secolo. Evidentemente, il punto critico è rappresentato dall'efficienza e dall'efficacia con le quali il risultato scientifico viene trasferito a quei settori del mondo politico ed economico ai quali è deputata la pianificazione della gestione del territorio e delle risorse ambientali, da realizzare, auspicabilmente, sulla base dei risultati degli studi pianificati e condotti dalla comunità scientifica.

Un aspetto sul quale ora si sta focalizzando l'attenzione delle ricerche in ambito internazionale è quello del collegamento tra le numerose informazioni di alto livello qualitativo e quantitativo ottenute attraverso gli studi di paleoecologia e la dinamica energetica tra atmosfera e oceani.

Particolarmente importanti per la comprensione di come i sistemi naturali possano rispondere ai prevedibili cambiamenti futuri sono gli studi sulle relazioni tra gli organismi ed il loro ambiente fisico durante l'intero periodo glaciale e interglaciale (l'ultimo di circa 124.000 anni fa e l'attuale, ultimi 11.000 anni).

BIBLIOGRAFIA

BRAUER A., GUILIZZONI P., 2004. The record of human/climate interactions in lake sediments. *Quaternary International*, **113**: 1-3.

CHONDROGIANNI C., ARIZTEGUI D., ROLPH T., JUGGINS S., SHEMEISH A., RIETTI-SHATI M., NIESSEN F., GUILIZZONI P., LAMI A., MCKENZIE J.A., OLDFIELD F., 2004. Millennial to interannual climate variability in the Mediterranean during the Last

Glacial Maximum. *Quaternary International*, **122**: 31-41.

DANSGAARD W., JOHNSEN S.J., CLAUSEN H.B., DAHL-JENSEN D., GUNDESTRUP N.S., HAMMER C.U., HVIDBERG C.S., STEFFENSEN J.P., SVEINBJÖRNSDÓTTIR A.E., JOUZEL J., BOND G.C., 1993. Evidence for general instability of past climate from a 250 kyr ice-core record. *Nature*, **264**: 218-220.

GUILIZZONI P., LAMI A., 1992. Historical records of changes in

- the chemistry and biology of Italian lakes. In: Guilizzoni P., Tartari G., Giussani G. (Eds.) "Limnology in Italy" *Mem. Ist. ital. Idrobiol.*, **50**: 61-77.
- GUILIZZONI P., OLDFIELD F. (Eds), 1996. Palaeoenvironmental Analysis of Italian Crater Lake and Adriatic Sediments (PALICLAS). *Mem. Ist. ital. Idrobiol.*, **55**. 357 pp.
- GUILIZZONI P., MARCHETTO A., LAMI A., OLDFIELD F., MANCA M., BELIS C.A., NOCENTINI A.M., COMOLI P., JONES V.J., JUGGINS C., CHONDROGIANNI S., ARIZTEGUI D., LOWE J.J., RYVES D.B., DEVOY E., BATTARBEE R.W., ROLPH T.C., MASSAFERRO J., 2000. Evidence for short-lived oscillations in the biological records from the sediments of Lago Albano (central Italy) spanning the period ca. 28 to 17 kyr BP. *J. Paleolimnol.*, **23**: 117-127.
- GUILIZZONI P.A., MARCHETTO, LAMI A., MUSAZZI S., VIGLIOTTI L., BRAUER A., LANGONE L., MANCA M., LUCCHINI F., CALANCHI N., DINELLI E., MORDENTI A., 2006. Record of environmental and climatic changes during the late Holocene from Svalbard: palaeolimnology of Kongressvatnet. *J. Paleolimnol.*, **36**: 325-351.
- GUILIZZONI P., LAMI A., MANCA M., MUSAZZI S., GERLI S., MASSAFERRO J., PIOVANO E., RIBEIRO GUEVARA S., RIZZO A., ARRIBÈRE M., FORMICA S., 2007. Stima degli effetti di variazioni climatiche e antropogeniche sulle biocenosi lacustri mediante tecniche di analisi paleolimnologiche. Rapporto finale (Accordo Bilaterale CNR-CONICET), 24 pp.
- HEINRICH H., 1988. Origin and consequences of cyclic ice rafting in the northeast Atlantic Ocean during the past 130.000 years. *Quaternary Research*, **29**: 142-152.
- LAMI A., GIUSSANI G. (Eds), 1998. Limnology of high altitude lakes in the Mt. Everest Region (Nepal). *Mem. Ist. Ital. Idrobiol.*, **57**: 235 pp.
- LAMI A., CAMERON N., KORHOLA A. (Eds.), 2000. Paleolimnology and ecosystem dynamics at remote European alpine lakes. (MOUNTAIN LAKES RESEARCH PROGRAMME, MOLAR). *J. Limnol.*, **59** suppl.: 119 pp.
- MANCA M., TORRETTA B., COMOLI P., AMSINCK S.L., JEPPESEN E., 2007. Major changes in trophic dynamics in large, deep sub-alpine Lake Maggiore from 1940s to 2002: A high resolution comparative palaeo-neolimnological study. *Freshwater Biology* (in press).
- MARCHETTO A., LAMI A., MUSAZZI S., MASSAFERRO J., LANGONE L., GUILIZZONI P., 2004. Lake Maggiore (N. Italy) trophic history: fossil diatoms, plant pigments, chironomids and comparison with long-term limnological data. *Quaternary International*, **113**: 97-110.

Riscaldamento globale: exergia, trofodinamica e zooplancton

Marina Manca, Anna Visconti, Riccardo de Bernardi

CNR Istituto per lo Studio degli Ecosistemi, Verbania Pallanza

Referente per la corrispondenza: m.manca@ise.cnr.it

Pervenuto il 16.5.2007; accettato il 22.12.2007

Riassunto

Vengono brevemente esposti i risultati di due ricerche condotte in un ambiente lacustre (Lago Maggiore) oggetto di monitoraggio durante la fase di eutrofizzazione e di quella, più recente, di oligotrofizzazione, nel quale l'impatto dei cambiamenti climatici, ed in particolare del riscaldamento globale, è stato documentato. Ricerche di questo tipo forniscono le informazioni necessarie per discutere la validità dell'ipotesi secondo la quale gli effetti del riscaldamento sulle comunità planctoniche sarebbero pienamente sovrapponibili a quelli che si osservano con l'eutrofizzazione, e per verificare se la risposta al riscaldamento non sia maggiore, e non solo maggiormente leggibile, in sistemi a bassa trofia e, più in generale se, ed in che misura, essa possa dipendere dalle condizioni trofiche del sistema. Lo studio dell'impatto del clima su ambienti oggetto di ricerche intensive consente, tra le altre cose, di distinguere l'eccezione dalla regola e di utilizzare i dati relativi ad anni eccezionali dal punto di vista meteo-climatico come veri e propri esperimenti *in situ*. Le ricerche sul Lago Maggiore hanno evidenziato, da un lato, come la dipendenza dell'efficienza della catena trofica pelagica dalla temperatura ambientale sia mediata per il tramite delle relazioni trofiche, e governata, quanto a tempi di risposta, dalla fauna ittica. Dall'altro, hanno consentito di mettere in luce come la sovrapposizione tra riscaldamento ed eutrofizzazione sia in realtà solo apparente, essendo la fenologia delle popolazioni zooplanctoniche sostanzialmente mutata, anche in questo caso per il tramite di meccanismi trofodinamici.

PAROLE CHIAVE: zooplancton / eutrofizzazione / riscaldamento / trofodinamica / exergia / quasi-esperimenti

Global warming, exergy, trophodynamics and the zooplankton

We report here the results of two studies on the impact of climate change, particularly of warming, carried out in a lake (Lake Maggiore) where eutrophication and re-oligotrophication were previously analyzed. These studies allow validation of the hypothesis that global warming would produce eutrophication-like effects on plankton communities. They also provide an opportunity to assess the relationship between climate warming and trophic status, and to verify that the climatic signal is more evident in remote sites because it is not overwhelmed by the nutrient enrichment signal, that predominates in eutrophic systems. In systems for which longterm data allow for the definition of a baseline situation, the impact of exceptional meteorological conditions can be assessed, using a "quasi-experimental" approach, comparable, as for results, to *in situ* experiments. The following annual response to ambient temperature was mediated by trophic dynamics, but was generally an increase in the efficiency of the food chain one year following warming events. During an exceptionally warm year, however, only the eutrophication-like effect on zooplankton, was apparent, as the population phenology was substantially different from that detected in more productive years.

KEY WORDS: zooplankton / eutrophication / climate warming / trophodynamics / exergy / quasi-experiments

IL PROBLEMA SCIENTIFICO

Uno degli aspetti più interessanti nel panorama delle ricerche relative ai cambiamenti climatici è quello della risposta delle comunità biotiche di ambienti acquatici all'impatto del riscaldamento globale. Di particolare interesse è l'ipotesi secondo la quale il riscaldamento determinerebbe effetti nel complesso simili a quelli

dell'eutrofizzazione (SCHINDLER, 2001).

L'idea espressa da questa teoria non è poi così nuova: la letteratura scientifica ha evidenziato come le grandi modificazioni a carico delle comunità planctoniche nel corso della transizione dall'Ultimo Glaciale all'Olocene siano sostanzialmente sovrapponibili a quelle

che si osservano oggi giorno con l'aumento di trofia (RYVES *et al.*, 1996; MANCA *et al.*, 1996). Tale apparente sovrapposizione, comunemente accettata, è ancora poco supportata da dati sperimentali e offre un'occasione importante per l'avvio di studi miranti a mettere a fuoco non solamente il quadro generale delle modificazioni osservabili in rapporto ai due processi, ma anche le vie attraverso le quali essi operano a livello di comunità e di ecosistema.

Uno degli aspetti forse più importanti legati a tale ipotesi è che essa sposta l'attenzione delle ricerche sull'impatto del riscaldamento climatico dagli ecosistemi acquatici di siti remoti, verso i quali essa si era inizialmente indirizzata, a quelli di siti per i quali sia possibile operare un raffronto tra eutrofizzazione e riscaldamento globale.

Tra le motivazioni che portarono a focalizzare inizialmente l'attenzione degli studiosi dei cambiamenti climatici sui siti remoti, e sugli ambienti d'alta quota in particolare, vi fu quella del loro essere "naturalmente oligotrofi o ultraoligotrofi", e dunque idonei ad evidenziare l'impatto di un riscaldamento, non mascherato dagli effetti, dominanti, dell'eutrofizzazione.

Tuttavia, tale presupposto fu basato più su una sorta di comune buon senso, che non sul risultato di evidenze sperimentali: ed è dalla sostanziale mancanza di dati in merito che è nata l'esigenza di avviare progetti aventi per obiettivo primario lo studio dell'impatto del riscaldamento in rapporto allo stato di trofia. Ricerche di questo tipo possono essere affrontate, previa verifica della suscettibilità a modificazioni climatiche, in indagini estensive su ambienti rappresentativi, allo stato attuale, di diverse situazioni trofiche, ovvero in studi di tipo intensivo su ambienti nei quali siano state documentate l'eutrofizzazione e, più di recente, l'oligotrofizzazione (MANCA e RUGGIU 1998; MANCA *et al.*, 2000).

Le ricerche basate su studi intensivi consentono, fra le altre cose, l'individuazione di anni eccezionali dal punto di vista meteo-climatico, e il loro utilizzo per analisi che potremmo definire, con EDMONDSON (1993) "quasi-experiments", esperimenti *in situ*, nei quali la risposta delle comunità biotiche a specifiche situazioni ambientali può essere verificata a partire da conoscenze pregresse e approfondite sulla "linea di base" del sistema. Questo approccio metodologico consente la valorizzazione delle ricerche avviate negli anni settanta in risposta all'esigenza di ridurre i pesanti costi sociali derivanti dall'eutrofizzazione.

Vale la pena qui ricordare che tali attività non furono solamente la massima espressione di un monitoraggio a forte valenza socio-economica, ma furono anche l'occasione per analisi e sintesi di ampio respiro scientifico.

ATTIVITÀ DI RICERCA

Ambienti sensibili alle modificazioni climatiche nei quali l'eutrofizzazione e l'oligotrofizzazione siano state documentate sono divenuti l'oggetto di ricerche volte a comprendere l'impatto del riscaldamento sullo zooplancton e sull'efficienza della rete trofica pelagica.

Per ragioni di brevità e a titolo esemplificativo verranno qui presentati i risultati ottenuti in uno degli ambienti oggetto delle ricerche, il Lago Maggiore. In questo lago l'impatto di eventi meteo-climatici può essere analizzato in situazioni di diversa trofia: per sua natura oligotrofo, il Lago Maggiore è andato incontro, negli anni settanta, ad una rapida accelerazione dell'eutrofizzazione, seguita da una più lenta ri-oligotrofizzazione, determinata dalla sostanziale riduzione del carico di nutrienti algali nel lago, e principalmente del fosforo.

Oggetto di ricerche di limnologia fisica, in un areale a monitoraggio meteo-climatico da oltre 50 anni (AMBROSETTI *et al.*, 2006), il Lago Maggiore è l'ambiente nel quale, per primo, l'impatto del riscaldamento globale è stato documentato e discusso anche relativamente agli aspetti idrodinamici, di primaria importanza per le comunità planctoniche e la loro dinamica stagionale (AMBROSETTI e BARBANTI, 1999).

Oltre a tracciare il quadro dell'evoluzione a lungo termine, le ricerche hanno fornito la base conoscitiva per l'identificazione e la caratterizzazione di anni eccezionali dal punto di vista meteo-climatico, consentendo l'applicazione di quell'approccio *quasi-sperimentale* allo studio della risposta delle comunità planctoniche ai mutamenti climatici, cui sopra si è fatto cenno.

In questo breve testo presenteremo i risultati di due ricerche, la prima delle quali relativa all'evoluzione a lungo termine, la seconda, ad un anno eccezionale, in quanto essi consentono di mettere in luce due diversi aspetti degli effetti del riscaldamento globale.

RISULTATI RILEVANTI

Il primo contributo deriva dalle ricerche relative alla stima dell'efficienza delle reti trofiche pelagiche, condotte, fin dagli anni novanta, da de Bernardi e collaboratori (DE BERNARDI e JØRGENSEN, 1998).

Tali ricerche si basano sull'applicazione del concetto di *exergia*, intesa come una misura energetica della distanza di un sistema ecologico dall'equilibrio termodinamico, all'analisi delle reti trofiche lacustri e dei fattori che influenzano i meccanismi di base del loro funzionamento, soprattutto in termini di efficienza di utilizzo delle risorse alimentari disponibili (DE BERNARDI e JØRGENSEN, 1998). Un esempio dei risultati ottenibili mediante questo approccio metodologico è riportato in figura 1. Il calcolo è basato sull'elaborazione di dati tra loro omogenei raccolti in campagne di ricerche a lungo termine e rielaborati in maniera omogenea. I dati quan-

titativi relativi ai popolamenti batterici, fitoplanctonici, zooplanctonici ed ittici sono stati espressi in termini di biomassa media annuale e quindi trasformati in kJ/m^3 attraverso coefficienti *exergetici* opportunamente calcolati (DE BERNARDI e CANALE, 1995).

Da tali dati sono state ottenute delle piramidi di *exergia* per la catena alimentare pelagica del Lago Maggiore dal 1979 al 1991, a partire dalle quali sono stati calcolati i contenuti *exergetici* medi annuali dei produttori, degli erbivori e dei carnivori nel loro complesso. In questo tipo di analisi, la misura dell'efficienza media annuale del trasferimento di energia da un anello della catena alimentare al successivo è data dal valore del coefficiente angolare ottenuto per ogni anno.

L'analisi della figura permette di evidenziare come i valori dei coefficienti angolari per ogni singolo anno (e quindi di efficienza della catena alimentare in quell'anno) siano in stretta relazione con i valori di temperatura media registrati nello strato mescolato nell'anno precedente. L'interpretazione di questa relazione, ed in particolare dei tempi di risposta alle variazioni di temperatura osservate, è in chiave trofo-dinamica: temperature più elevate nelle acque lacustri più superficiali in un determinato anno possono garantire per la fauna ittica un maggior successo riproduttivo e, al tempo stesso, un metabolismo ed un accrescimento somatico più elevati (VOLTA, 2000), che si possono tradurre, nell'anno successivo, in maggiori contenuti *exergetici* del popolamento nel suo complesso.

Se da una parte è certo che i popolamenti batterici, fitoplanctonici e zooplanctonici, in virtù del loro breve "turnover time", difficilmente possono mantenere una memoria dei processi fisici che abbiano interessato l'anno precedente, dall'altra, il popolamento ittico certamente mantiene una "memoria" degli eventi pregressi anche a distanza di alcuni anni, il che conferma il loro ruolo fondamentale nel determinare l'efficienza della catena alimentare (DE BERNARDI *et al.*, 1990).

Il secondo contributo è relativo ad uno studio condotto nel 2003, risultato l'anno più caldo dell'ultimo secolo, con un più precoce e pronunciato riscaldamento dello strato d'acqua importante per la vita dello zooplancton, quello compreso nei primi 50 metri di profondità. In esso, la massima di Giugno risultava di 5°C più elevata di quella solitamente registrata in questo periodo dell'anno (VICONTI *et al.*, 2007).

Le conoscenze relative alle modificazioni nel popolamento zooplanctonico del Lago Maggiore durante l'eutrofizzazione hanno permesso di ipotizzare un quadro realistico dell'impatto del riscaldamento nell'ipotesi che esso produca effetti simili a quelli di un aumento della produttività (VICONTI *et al.*, 2007). Una sintesi dei risultati ottenuti è riportata in figura 2.

La biomassa zooplanctonica totale è risultata netta-

mente più elevata nel 2003 rispetto agli anni pregressi. Alla base di tale incremento è stato l'aumento numerico di *Daphnia*, il più efficiente e il più grosso tra i cladoceri filtratori, la cui base alimentare nel pelago del Lago Maggiore è principalmente costituita dal fitoplancton.

La sua presenza media è risultata più che doppia rispetto a quella degli anni precedenti e del tutto para-

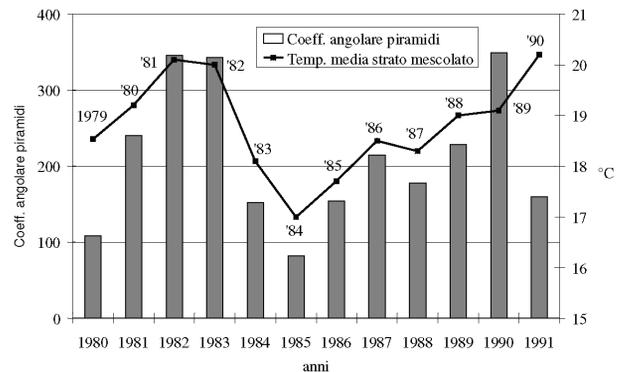


Fig. 1. Stima dell'efficienza della catena alimentare pelagica e temperatura media dello strato di mescolamento estivo delle acque del Lago Maggiore nel periodo in studio (DE BERNARDI e JØRGENSEN, 1998).

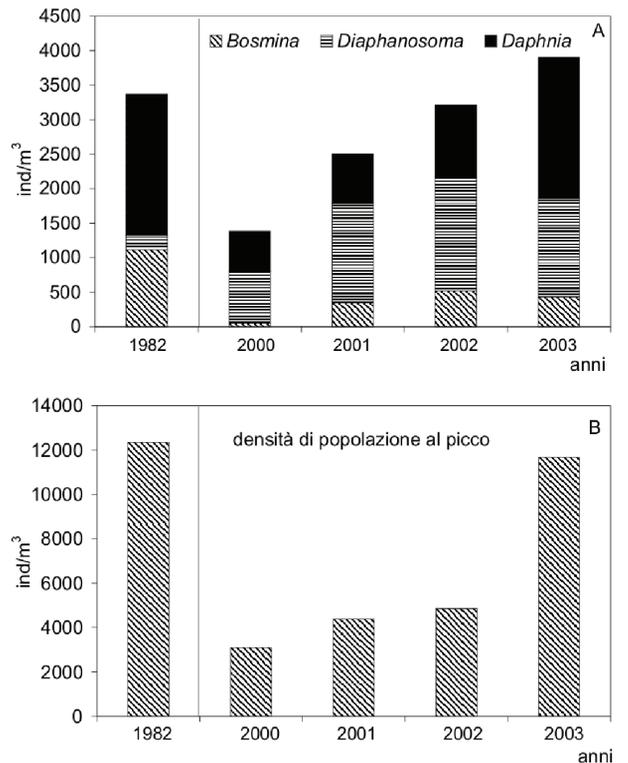


Fig. 2. A) Densità medie annuali dei principali taxa di Cladoceri; **B)** densità di popolazione massima annuale di *Daphnia* registrate in anni del periodo 2000-2003 e confronto con il valore del 1982, anno del periodo mesotrofo in quale *Daphnia* raggiunse il massimo storico di densità di popolazione.

gonabile a quella che venne registrata nel 1982, anno del periodo di piena mesotrofia del lago, nel quale *Daphnia* raggiunse il massimo storico del picco in densità numerica (DE BERNARDI *et al.*, 1990). A determinare il valore osservato nel Maggio 2003 è stata sostanzialmente la componente giovane della popolazione, favorita da accresciute disponibilità alimentari (VISCANTI *et al.*, 2007). L'incremento nei valori di densità e biomassa dello zooplancton osservato è in accordo con quanto previsto dalla letteratura sugli effetti dell'aumento di temperatura sul tasso di crescita delle popolazioni (HALL e BURNS, 2002): ciclo vitale, tempi di sviluppo, velocità di crescita, ed efficienza di utilizzo del cibo degli organismi componenti le popolazioni zooplanctoniche dipendono dalla temperatura. È in virtù di tale influenza che si spiega il verificarsi, con il riscaldamento, di densità di popolazione tipicamente registrate in situazioni di aumentata trofia, in accordo con quanto ipotizzato da SCHINDLER (2001).

BIBLIOGRAFIA

- AMBROSETTI W., BARBANTI L., 1999. Deep water warming in lakes: An indicator of climatic change. *Journal of Limnology*, **58**(1): 1-9.
- AMBROSETTI W., BARBANTI L., ROLLA, A. 2006. The climate of Lago Maggiore area during the last fifty years. *Journal of Limnology*, **65**, Suppl. 1: 1-62.
- DE BERNARDI R., GIUSSANI G., MANCA M., RUGGIU D., 1990. Trophic status and the pelagic system in Lago Maggiore. *Hydrobiologia*, **191**: 1-8.
- DE BERNARDI R., JØRGENSEN S., 1998. Exergy content in the pelagic food chain of Lago Maggiore. *Lakes & Reservoirs: Research and Management*, **3**: 135-138.
- DE BERNARDI R., CANALE C. 1995. Ricerche pluriennali (1948-1992) sull'ecologia dello zooplankton del Lago Maggiore. *Documenta Istituto Italiano di Idrobiologia*, **55**: 68 pp.
- EDMONDSON W.T., 1993. Experiments and quasi-experiments in limnology. *Bulletin of Marine Science*, **53**(1): 65-83.
- HALL C. J., BURNS C.W., 2002. Mortality and growth responses of *Daphnia carinata* to increases in temperature and salinity. *Freshwater Biology*, **47**: 451-458.
- MANCA M., NOCENTINI A.M., BELIS, C.A., COMOLI P., CORBELLA L., 1996. Invertebrate fossil remains as indicators of late Quaternary environmental changes in Latium crater lakes (L. Albano and L. Nemi). In: Guilizzoni P., Oldfield F. (Eds), 1996, Paleoenvironmental Analysis of Italian Crater Lake and Adriatic Sediments (PALICLAS). *Mem. Ist. ital. Idrobiol.*, **55**: 149-176.
- MANCA M., RUGGIU D., 1998. Consequences of pelagic food web changes during a long-term lake oligotrophication process. *Limnology & Oceanography*, **43**: 1368-1373.
- MANCA M., RAMONI C., COMOLI P., 2000. The decline of *Daphnia hyaline galeata* in Lago Maggiore: a comparison of the population dynamics before and after oligotrophication. *Aquatic Sciences*, **62**: 142-153.
- MANCA M., TORRETTA B., COMOLI P., AMSINCK S.L., JEPPESEN E., 2007a. Major changes in trophic dynamics in large, deep sub-alpine Lake Maggiore from 1943 to 2002: A high resolution comparative palaeo-neolimnological study. *Freshwater Biology*, **52** (11): 2256-2269.
- MANCA M., PORTOGALLO M., BROWN M.E., 2007b. Shifts in phenology of *Bythotrephes longimanus* and its modern success in Lake Maggiore as a result of changes in climate and trophy. *Journal of Plankton Research*, **29**(6): 515-525.
- SCHINDLER D.W., 2001. The cumulative effects of climate warming and other human stresses on Canadian freshwaters in the new millennium. *Canadian Journal Fisheries and Aquatic Sciences*, **58**: 18-29.
- RYVES D.B., JONES V.J., GUILIZZONI P., LAMI A., MARCHETTO A., BATTARBEE R.W., BETTINETTI R., DEVOY E.C., 1996. Late Pleistocene and Holocene environmental changes at Lake Albano and Lake Nemi (central Italy) as indicated by algal remains. In: Guilizzoni P., Oldfield F. (Eds), 1996. Paleoenvironmental Analysis of Italian Crater Lake and Adriatic Sediments (PALICLAS). *Mem. Ist. Ital. Idrobiol.*, **55**: 119-148.
- VISCANTI A., MARCHITELLI A., DE BERNARDI R., MANCA M., 2007. 2003, the warmest year of the last hundred years: implication for Lake Maggiore's zooplanktonic cladoceran community. *Atti del XVII congresso A.I.O.L.*, **19**: 245-248.
- VOLTA P., 2000. *Il regime alimentare delle diverse forme di coregone (Coregonus spp.) del Lago Maggiore alla luce della recente evoluzione trofica ambientale*. Tesi di laurea, facoltà di Scienze Biologiche, Università dell'Insubria, Varese, Master Thesis: 60 pp.

PROSPETTIVE FUTURE

Da quanto espresso risulta chiaro come lo zooplancton lacustre rappresenti una componente estremamente utile per la verifica degli effetti dei cambiamenti climatici sugli ecosistemi acquatici. La piena sovrapposizione tra la densità di popolazione osservata in fase di mesotrofia e quella di un anno eccezionalmente caldo può essere interpretata come una conferma del fatto che il riscaldamento mimerebbe, quanto ad effetti, l'eutrofizzazione.

Tuttavia, tale analogia è, con tutta probabilità, solamente apparente: ad un'analisi più accurata emergono sostanziali differenze di carattere fenologico, riconducibili ad effetti sia diretti che indiretti del riscaldamento (MANCA *et al.*, 2007a e b): su questi, ed in particolare sui meccanismi trofodinamici attraverso i quali essi agiscono sulle comunità planctoniche e sull'ecosistema pelagico, sono rivolti gli studi attualmente in corso.

Specie esotiche: un problema ancora sottovalutato

Gilberto N. Baldaccini

ARPA Toscana – Servizio Locale della Versilia, Piazza della Repubblica, 16 – 55045 Pietrasanta (LU)

gn.baldaccini@arpat.toscana.it

Il lavoro svolto nell'ambito della redazione di *Biologia Ambientale* consente la lettura in anteprima dei contributi che gli Autori sottopongono al giudizio dei *referee* per l'eventuale pubblicazione. Il lavoro della redazione, oltre alla lettura dei manoscritti, consiste principalmente nello smistamento dei lavori selezionati al comitato dei *referee* per l'approvazione definitiva e nell'attività di collegamento tra questo e gli stessi Autori. La fatica di tutto ciò viene ripagata, oltre che dalla soddisfazione di svolgere un compito indispensabile per la vita dell'associazione, anche dall'arricchimento culturale che deriva dalla lettura dei vari manoscritti, il cui effetto è anche quello di stimolare sempre nuove riflessioni sull'impostazione della rivista, sulla sua funzione di strumento di divulgazione scientifica e di coinvolgimento dei soci e degli altri lettori.

Recentemente ho trovato molto interessante la lettura di una comunicazione relativa alla presenza di una specie esotica (ERCOLINI, 2008, in questo numero) segnalata in una regione costiera della Toscana nord-occidentale. Si tratta di una pianta acquatica (*Pistia stratiotes* L.) molto nota per il valore ornamentale, rispetto alla quale, tuttavia, non si sono prese misure precauzionali per limitarne la diffusione in ambiti naturali e semina-

turali. Atteggiamento che, nonostante tutto, non è certamente limitato a questa specie.

L'interesse suscitato dalla breve nota di Ercolini è ovviamente legato all'importanza che assumono tali segnalazioni per una maggior conoscenza della diffusione delle specie esotiche sul territorio nazionale. Il lavoro ha evocato in me recenti incontri ravvicinati con specie esotiche note per il territorio nazionale, verificatisi durante i corsi di formazione che periodicamente si svolgono in varie parti d'Italia. Ho avuto l'opportunità di conoscere e verificare la potenza invasiva di specie come *Reynutria japonica* (Houtt), capace di infestare intere fasce riparie, senza lasciare alcun spazio disponibile per le altre forme vegetali, tanto fitte sono le sue formazioni. Ho apprezzato la bellezza e la delicatezza dei fiori di *Impatiens glandulifera* Royle che invece si insedia timidamente tra le altre erbacee che colonizzano il greto dei nostri corsi d'acqua.

Queste specie, introdotte in Europa agli inizi del secolo scorso come piante ornamentali, si sono ormai disperse sull'intero territorio di molte nazioni togliendo spazio alle specie autoctone e contribuendo a banalizzare il paesaggio dei climi temperati. Nonostante sia nota l'importanza che esse rivestono come minaccia per la biodiver-

sità dei nostri ambienti fluviali, sembra che in Italia il problema sia poco sentito o, quantomeno, ciò è dato da vedere. È inevitabile il confronto con gli altri paesi europei. Già all'inizio degli anni '90 era disponibile presso il *National Rivers Authority* (NRA, 1994) un interessante opuscolo illustrato e in parte plastificato, che veniva distribuito gratuitamente per divulgare le conoscenze proprio sulle due specie esotiche citate e su una terza specie, *Heracleum mantegazzianum* Sommier e Levier, detta anche *giant hogweed*, per le sue gigantesche dimensioni, la cui presenza non solo costituisce una minaccia per la biodiversità ma anche un rischio sanitario per l'uomo. La linfa che sgorga dai suoi tessuti, infatti, a contatto della pelle esposta al sole, può provocare serie irritazioni, con formazione di bolle e gonfiori che possono degenerare in ulcere infette.

Molte nazioni europee già da tempo si stanno prodigando per conoscere la diffusione di questa specie, utilizzando progetti mirati (http://first.aster.it/news/search_news.php) con l'intento di seguirne l'evoluzione ed intraprendere iniziative per limitarne la dispersione. Oltre alla Gran Bretagna, altre nazioni, come la Svizzera, possiedono mappe aggiornate sulla distribuzione di questa come di altre specie esotiche sul proprio territo-

rio nazionale, organizzando periodicamente seminari per fare il punto della situazione (http://www.cps-skew.ch/italiano/info_piante_invasive.htm).

Personalmente non ho mai incontrato questa specie e non so se anche in Italia sia stata segnalata, credo tuttavia che il livello di attenzione nei confronti di questa problematica, che ovviamente interessa non solo piante ma anche animali, dovrebbe essere più elevato e coinvolgere con maggior forza gli enti preposti alla sorveglianza del territorio, come le Agenzie nazionali, regionali e provinciali per la protezione dell'ambiente.

Biologia Ambientale e i supplementi scaturiti dalle periodiche iniziative congressuali, hanno accolto nel tempo vari contributi che direttamente o indirettamente affrontavano il problema delle specie esotiche. L'argomento delle specie alloctone veniva trattato, forse per la prima volta, da CASARINI (1989) con una segnalazione sulla presenza di *Hyphantria cunea* Drury, lepidottero di origine nordamericana importato in Europa intorno al 1940, con larve dotate di ampia polifagia essendo capaci di attaccare oltre 200 specie di alberi. Due anni dopo sono COCCHI e TAMBURRO (1991) a portare sulle pagine di Biologia Ambientale il caso della zanzara tigre (*Aedes albopictus*, Meighen), specie oggi ampiamente diffusa nelle regioni italiane.

L'argomento veniva ripreso vari anni più tardi da BALDACCINI e GIANCACCINI (1996) con la descrizione di *Metcalfa pruinosa* (Say), un Omottero fitofago di nuova introduzione nel territorio nazionale. Lo stesso anno, nell'ambito del convegno "I biologi e l'ambiente...oltre il duemila" comparve l'unico contributo, sull'argomento "specie alloctone", per mano di ERCOLINI *et al.* (1999) che affrontavano alcuni

aspetti del ruolo assunto da un astacide nuovo per l'Italia, *Procambarus clarkii* (Girard), introdotto a seguito di un fallito tentativo di allevamento nella zona umida del Massaciuccoli. Molto dettagliata e completa fu la rassegna di VERONESI *et al.* (1997) su *Gambusia holbrooki* Girard, un pecilide originario degli Stati Uniti sud-orientali, da tempo introdotto in Italia per la lotta ai culicidi ed oggi completamente naturalizzato. Trascorrono alcuni anni prima che l'argomento compaia nuovamente sulle pagine di Biologia Ambientale. È ancora CASARINI (2002) che descrive gli aspetti ambientali della diffusione di una erbacea allergenica, *Ambrosia artemisiifolia* L., composta giunta dal Nord America. I rischi in questo caso non sono solo ambientali ma anche, come a volte accade, sanitari. La specie scatena, infatti, consistenti reazioni allergiche su soggetti sensibili. Successivamente sono SANSONI *et al.* (2003) che, pur non enfatizzando gli aspetti legati alla esoticità della specie, segnalano le fioriture algali di *Ostreopsis ovata*, una dinoficea originaria dei mari tropicali e subtropicali, affrontando le implicazioni igienico-sanitarie e ambientali che scaturiscono dalla presenza di questo organismo marino.

Il problema delle specie alloctone viene poi trattato con una sessione specifica nell'ambito del convegno AIIAD del 2002 con articoli sulla dinamica di popolazione del lucioperca (*Stizostedion lucioperca*) di IELLI e GIBERTONI (2004), sulla caratterizzazione biologica della gambusia (*Gambusia holbrooki*) nel Trasimeno da GANDOLFI *et al.* (2004), sulla ecologia di pseudorasbora (*Pseudorasbora parva* Schlegel) da RIVA *et al.* (2004a) e infine sull'alimentazione del siluro (*Silurus glanis* L.) ancora da RIVA *et al.* (2004b). Nell'ambito del medesimo conve-

gno appare un poster sulla fauna ittica esotica in provincia di Milano, di ARCADIPANE *et al.* (2004). È evidente come l'argomento desti un certo interesse negli ittiologi che identificano nelle specie esotiche uno dei principali fattori di degrado delle comunità ittiche del territorio nazionale, insieme all'alterazione degli habitat e all'inquinamento delle acque, come ben evidenziato da ZERUNIAN e BULGARINI (2006) e NOCITA e ZERUNIAN (2007) negli ultimi lavori sull'argomento pubblicati da Biologia Ambientale.

Rimanendo nell'ambito di Biologia Ambientale, il bilancio si presenta complessivamente positivo, considerando la validità dei contributi apparsi sulla rivista ed il livello di sensibilità con cui viene affrontato il problema. Diverso appare lo scenario a livello nazionale dove, salvo alcune lodevoli iniziative (GHERARDI *et al.*, 2007) volte ad evidenziare e confermare l'entità del fenomeno, gli echi non sembrano far percepire il necessario interesse che dovrebbe suscitare l'argomento, specie nelle istituzioni maggiormente coinvolte nella tutela dell'ambiente.

Che il problema legato alle immissioni di specie alloctone, sia ormai universalmente considerato come uno dei principali fattori di rischio per la conservazione della natura e per la minaccia della biodiversità, appare come un dato più che consolidato; che ci si adoperi realmente per contrastarlo è un fatto forse un po' meno certo. Di questo se ne trova conferma nell'atteggiamento di coloro che accettano con una certa indifferenza la presenza di specie esotiche, cercando di cogliere gli eventuali benefici che possono derivare dal fenomeno. Alcune correnti di pensiero sull'argomento sembrano non prendere affatto in considerazione gli aspetti naturalistico-conservazionistici, che

vengono di volta in volta minacciati, privilegiando valori basati su un principio ecologico-funzionale (ZURUNIAN, 2007) secondo il quale non sarebbe importante valutare una comunità in relazione all'integrità della sua naturalità, bensì della sua capacità di esprimere ruoli funzionali tali da garantire un certo equilibrio all'ecosistema, da qualunque specie questi provengano. Un po' come dire che il fine giustifica i mezzi, quali essi siano. Anche ammesso che ciò sia possibile (non è per niente semplice dimostrare che il ruolo funzionale di una specie esotica produca reali benefici per la rete trofica di un determinato ambiente), non credo sia accettabile la prospettiva di una totale semplificazione delle comunità che condurrebbe ad una omogeneizzazione della biodiversità nelle varie regioni biogeografiche del globo. Tale principio sembra ispirarsi alla tendenza che ha sempre avuto l'uomo di voler gestire e modificare a suo piacimento la natura, spinto dalla

presunzione di potersi sostituire alle leggi dell'evoluzione. Come fermamente sostenuto da ZERUNIAN (2007), c'è da augurarsi che il principio "ecologico-funzionale" non trovi spazio in alcun ambito applicativo. Alla domanda inerente l'influenza che potevano avere le immissioni di specie ittiche alloctone sugli ecosistemi acquatici Gandolfi rispose con un paragone molto efficace, che ripropongo volentieri: «La stessa influenza che possono avere granelli di sabbia messi nel meccanismo di un orologio. Qualche volta l'orologio continua a funzionare, perché casualmente i granelli non impediscono al meccanismo di muoversi; altre volte l'orologio si inceppa, ma si riesce in qualche modo a ripulirlo e a rimetterlo in funzione; molto spesso la sabbia introdotta rovina le rotelle e l'orologio si guasta irrimediabilmente. Comunque sia, a nessuna persona normale verrebbe in mente di mettere sabbia nel proprio orologio» (PONTALTI e TURIN, 1991).

Abbiamo visto, in questa breve rassegna, la ricchezza di spunti e contributi fornita dai collaboratori di Biologia Ambientale. Sono convinto che la rete dei soci, che potenzialmente possono collaborare con il Centro Italiano Studi di Biologia Ambientale, potrebbe svolgere un ruolo di importanza ancora maggiore per l'approfondimento delle conoscenze sull'argomento. Basti pensare alle opportunità che si presentano ogni qualvolta si intraprendono indagini e monitoraggi nei rispettivi territori di competenza. Organizzando una raccolta dati anche minima volta ad individuare specie esotiche di facile riconoscimento o di recente importazione si potrebbe nel tempo giungere alla elaborazione di carte tematiche della distribuzione di ciascuna di queste sul territorio nazionale, per accrescere le conoscenze ed attivare le possibili forme di limitazione. Ciò che sarebbe auspicabile venisse fatto a livello di ministeri competenti e istituzioni correlate.

Bibliografia

- ARCADIPANE M., VERCELLONI L., GALLI P., STEFANI F., CROSA G., CAVALLI G., 2004. Presenza di fauna ittica esotica nelle acque della provincia di Milano. *Biologia Ambientale*, **18** (1): 217-219.
- BALDACCINI G. N., GIANCIECCHI U., 1996. *Metcalfa pruinosa*, un fitofago in rapida espansione sul territorio nazionale. *Biologia Ambientale*, **10** (1): 30-33.
- CASARINI P., 1989. Un dannosissimo defogliatore sta progressivamente infestando il nostro paese: *Hypphantria cunea* Drury. *Biologia Ambientale*, **3** (1): 18-19.
- CASARINI P., 2002. Aspetti ambientali della diffusione di *Ambrosia artemisiifolia* L., una pianta erbacea allergenica. *Biologia Ambientale*, **16** (1): 49 - 51.
- COCCHI M., TAMBURRO A., 1991. *Aedes albopictus* una zanzara venuta da lontano. *Biologia Ambientale*, **5** (21): 19-20.
- ERCOLINI P., 2008. *Pistia stratiotes* in Versilia. *Biologia Ambientale*, **22** (1): 45-49.
- ERCOLINI P., BALDACCINI G.N., MATTIOLI M., 1999. *Procambarus clarkii* nel lago di Massaciuccoli: una specie infestante o una risorsa da sfruttare? In G.N. Baldaccini & G. Sansoni (eds.), 1999 Atti Seminario di Studi "I biologi e l'ambiente.. oltre il duemila", CISBA, Venezia 22-23 novembre 1996: 551-555.
- GANDOLFI G. L., BELLETTI E., ALESSIO G., 2004. Caratterizzazione biologica di *Gambusia holbrooki* Girard nel lago Trasimeno. *Biologia Ambientale*, **18** (1): 121-129.
- 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. *Biol. Invasion*. DOI 10.1007/s10530-007-9142-9.
- IELLI F., GIBERTONI P., 2004. Studio degli accrescimenti e della dina-

- mica di due popolazioni padane di lucioperca (*Stizostedion lucioperca*). *Biologia Ambientale*, **18** (1): 113-119.
- N.R.A., 1994. *Guidance for the control of invasive plants near watercourses*. National Rivers Authority, Almondsbury Bristol, UK.
- NOCITA A., ZERUNIAN S., 2007. L'ittiofauna aliena nei fiumi e nei laghi d'Italia. *Biologia Ambientale*, **21** (2): 93-96.
- PONTALI L., TURIN P., 1991. Sette domande al prof. Gandolfi a proposito de "L'ittiofauna d'acqua dolce". *Biologia Ambientale*, **5** (21): 13-16.
- RIVA M.A., PUZZI C.M., TRASFORINI S., 2004a. Aspetti di ecologia della pseudorasbora (*Pseudorasbora parva*) e rapporti trofici con l'alborella. *Biologia Ambientale*, **18** (1): 131-137.
- RIVA M.A., PUZZI C.M., TRASFORINI S., 2004b. Alimentazione ed accrescimento del siluro (*Silurus glanis* L.) in provincia di Mantova. *Biologia Ambientale*, **18** (1): 131-137.
- SANSONI G., BORGHINI B., CAMICI G., CASOTTI M., RIGHINI P., RUSTIGHI C., 2003. Fioriture algali di *Ostreopsis ovata* (Gonyaulacales: Dinophyceae): un problema emergente. *Biologia Ambientale*, **17** (1): 17-23.
- VERONESI R., BELLINI R., CELLI G., 1997. Ruolo di *Gambusia holbrooki* nel contenimento dei culicidi e suo impatto sulle biocenosi acquatiche. *Biologia Ambientale*, **11** (3): 24-40.
- ZERUNIAN S., BULGARINI F., 2006. La conservazione della natura. *Biologia Ambientale*, **20** (2): 97-123.
- ZERUNIAN S., 2007. Primo aggiornamento dell'Indice dello Stato Ecologico delle Comunità Ittiche. *Biologia Ambientale*, **21** (2): 43-48.

Pistia stratiotes L. (Alismatales: Araceae) in Versilia (Toscana nord-occidentale)

Paolo Ercolini

Via Coli e Spezi, 2653/B - 55054 Massarosa (LU); paolo.ercolini@alice.it

INTRODUZIONE

L'introduzione e la successiva acclimatazione di specie aliene negli ambienti naturali e seminaturali sono oggi universalmente considerate come le cause principali per la minaccia della biodiversità, tanto da essere chiaramente annoverate anche nella normativa nazionale (DPR 8 settembre 1997, n. 357, aggiornato dal D.P.R. 12 marzo 2003, n. 120), che recepisce direttive europee in materia di conservazione degli habitat, nonché della fauna e flora selvatiche (1992/43/CE). Quest'ultimo provvedimento giunge purtroppo in netto ritardo rispetto alla realtà degli eventi che si stanno ormai da anni verificando in tale ambito. È infatti sempre più frequente la segnalazione di specie aliene negli ecosistemi terrestri e acquatici del territorio nazionale, la cui introduzione è dovuta spesso agli atteggiamenti del tutto disinvolti assunti sia da privati che da amministrazioni pubbliche.

La Versilia (Toscana nord-occidentale), non è certo tra le zone che si sono sottratte al fenomeno dell'introduzione di specie esotiche. In particolare, facendo riferimento agli ambienti acquatici, si rileva come già in un passato ormai storico questa subregione costiera, che si trova in stretta connessione con aree umide di zone limitrofe, sia stata scenario di introduzioni volontarie di specie vegetali, come *Azolla caroliniana* (ARCANGELI, 1882)

o animali, come *Gambusia holbrooki*, operate per varie finalità, quando peraltro era del tutto insospettabile il rischio per la biodiversità. In tempi più recenti si è assistito all'introduzione accidentale di specie animali, come *Ameiurus melas*, *Lepomis gibbosus*, *Carassius* spp., *Micropterus salmoides* (ALESSIO *et al.*, 1994), molto probabilmente a seguito delle pratiche legate al ripopolamento ittico.

In un recente passato, inoltre, la Versilia è stata teatro di una delle più consistenti introduzioni di specie esotiche deliberatamente effettuata in una delle zone umide più importanti della Toscana (BAL-

DACCINI, 1995), quella relativa al gambero della Louisiana (*Procambarus clarkii*). La specie, infatti, sebbene segnalata per la prima volta in Italia nella regione Piemonte (DEL MASTRO, 1992) ha mostrato nell'area umida del Massaciuccoli tutta la sua potenzialità adattativa (ERCOLINI *et al.*, 1999), disperdendosi da qui in molte altre zone della Toscana e d'Italia (GHERARDI *et al.*, 1999).

IL CASO DI

Pistia stratiotes L.

Originaria del Sud Est Asiatico e conosciuta anche come lattuga acquatica, *Pistia stratiotes* L. è ormai presente in molte località a



Fig. 1. *Pistia stratiotes* L.

clima tropicale e si è bene adattata anche alle latitudini di climi più temperati del continente europeo. Si tratta di una macrofita non radicata flottante (Fig. 1), introdotta prevalentemente come pianta ornamentale. Dal 1973 si è acclimatata in Olanda, dove nel periodo estivo cresce abbondantemente, provocando non poche turbative (MENEMA, 1977; PIETERSE *et al.*, 1981; VENEMA, 2001). La sua presenza è stata quindi segnalata in Europa Centrale (PYŠEK *et al.*, 2002) e in alcuni corpi idrici nei dintorni della città di Mosca (SCHANZER *et al.*, 2003). Nel 2005 è stata rinvenuta in Francia, a Jalle de Blanquefort vicino a Bordeaux, e a Cadiz, nel Sud Ovest della Spagna (GARCÍA MURILLO *et al.*, 2005).

Nelle acque delle regioni temperate la sua sopravvivenza alle temperature invernali può essere favorita dal surriscaldamento dovuto a scaturigini termali, come osservato in Slovenia (ŠAJNA *et al.*, 2007) o per effetto degli scarichi provenienti da centrali termoelettriche o dalle miniere, come nel caso del fiume Erft in Germania (DIEKJOBST, 1984).

La specie è in grado di causare ingenti danni agli habitat determinando la drastica riduzione di altre piante acquatiche semisommerse e di gran parte degli animali presenti. È capace di invadere interi canali, impedendone la navigabilità. *P. stratiotes* è quindi considerata specie invasiva, al punto che in certi stati americani, come Arizona, Florida e Sud Carolina, ne viene proibita la distribuzione e la vendita (MOORE, 2005).

Nell'Africa tropicale la lattuga acquatica è stata associata all'incremento delle infestazioni malariche, in quanto, tra le sue foglie, le larve di zanzara trovano un sicuro rifugio dai pesci larvivori (MOORE, 2005).

Tale opportunità sembra esse-

re sfruttata anche da altri culicidi in grado di causare serie malattie come encefaliti e filariosi, che possono adattarsi e prosperare tra le foglie galleggianti della lattuga acquatica (DUNN, 1934; BENNETT, 1975; LOUNIBOS e DEWALD, 1989; LOUNIBOS *et al.*, 1990). A solo titolo esemplificativo si ricorda che tra le specie di zanzare rinvenute in stagni del Cameroun tra le foglie di *Pistia*, sono stati identificati i generi *Mansonia* e *Culex*, rispettivamente con il 55% ed il 42% delle catture (NOUMSI *et al.*, 2005).

LA SITUAZIONE IN VERSILIA

La comparsa di *P. stratiotes* si è manifestata con uno sviluppo copioso nel periodo compreso tra i mesi di giugno e agosto del 2007, nelle acque della vasta rete dei canali di bonifica che mantengono asciutta buona parte della pianura versiliese. La stazione più importante è stata individuata nel Canale detto Lama della Torre, nel Comune di Pietrasanta, dove la macrofita ha occupato ogni spazio disponibile della superficie del canale, estendendosi per alcune centi-

naia di metri (Fig. 2). Nella Lama della Torre quasi tutte le piante avevano raggiunto dimensioni considerevoli, fino al massimo diametro raggiunto dalla specie, intorno ai 15 cm (Fig. 3)

A seguito di un monitoraggio sul territorio, effettuato con l'intento di verificare la presenza della pianta anche in altri siti, quantità minime, rappresentate da piccole piante di pochi centimetri di diametro, sono state rinvenute in fossi e canali limitrofi all'area di massima espansione. Altri individui di piccole dimensioni sono stati rinvenuti, con distribuzione molto sporadica, in siti distanti dalla suddetta stazione e in prossimità di zone umide di interesse regionale e nazionale (Lago di Porta e palude del Massaciuccoli).

La vicinanza delle idrovore al sito di massima espansione e la consapevolezza del fatto che si trattava di una specie esotica, hanno indotto il Consorzio di Bonifica Versilia Massaciuccoli, a provvedere alla sua completa raccolta e distruzione (Fig. 4).

Dalla prima serie di osserva-



Fig. 2. Esplosione della pianta flottante nel periodo estivo.

zioni, si è riscontrato che il rapido sviluppo di questa macrofita acquatica è principalmente dovuto alle alte temperature, come peraltro già rilevato da altri Autori (PIETERSE *et al.*, 1981; THAWIL e MERCADO, 1975).

La presenza della specie sembra indurre una diminuzione dell'ossigeno disciolto ed un incremento dell'alcalinità delle acque (YOUNT, 1963; ATTINOU, 1976; SRIDHAR e SHARMA, 1985). Tutto ciò comporta un evidente rischio per la sopravvivenza di molte specie acquatiche, in particolare per quanto riguarda organismi appartenenti allo zooplanton e all'ittiofauna (AYLES e BARICA, 1977; CLADY, 1977). Da studi effettuati dall'Istituto di Ricerche Ittiche di Lubiana è stato riscontrato che le concentrazioni di ossigeno nelle acque dei canali monitorati, declinavano con valori di ben oltre il 50% fino a raggiungere valori minimi stimati intorno ai 2,5 mg/L, ossia a rischio per la sopravvivenza delle specie ittiche presenti (UHAN e KRAJNC, 2003).

Anche nelle acque del territorio versiliese si è registrata la netta variazione delle concentrazioni di ossigeno laddove *P. stratiotes* ha letteralmente invaso l'intera superficie acquatica, come osservato nel Canale Lama della Torre.

Un episodio che può essere significativo, in merito alla capacità della pianta di ridurre l'ossigeno nelle acque, col forte rischio di compromettere la vita dei pesci, si è verificato il 22 agosto 2007. Una volta rimosse le piante acquatiche dagli operai del Consorzio di Bonifica, a partire dalle ore 07:00 circa, è stata segnalata la presenza di una cospicua quantità di pesci, prevalentemente mugilidi, con evidenti difficoltà respiratorie. Per tale motivo è stata prontamente immessa acqua di falda nel canale per favorire il ripristino delle concentrazioni di ossigeno. Dopo alcune ore di

lavoro, i pesci sono riusciti a recuperare le proprie attività fisiologiche e con esse anche quelle motorie, nuotando nuovamente in profondità. I valori di ossigeno sono stati registrati in tempi successivi, evidenziando il graduale raggiungimento dei minimi livelli di concentrazione, intorno ai 2 mg/L, ne-

cessari e sufficienti per la sopravvivenza dei pesci (Tab. I).

Il valore di O.D., registrato presso l'impianto idrovoro del Fosso Teso (Tab. I) è, con tutta probabilità, dovuto al fatto che il primo intervento di soccorso, che ha comportato l'immissione di acqua di falda, è partito proprio da questo tratto del



Fig. 3. La crescita massima delle piante è stata osservata nel corso dell'estate.



Fig. 4. Rimozione di *P. stratiotes*.

canale. In tal caso si deduce che qui le acque, con il getto delle pompe, siano state ossigenate per prime rispetto agli altri punti di rilevamento, man mano più distanti.

Una possibile causa del rischio di moria sembra verosimilmente imputabile al forte dominio delle macrofite acquatiche tropicali che abbondavano nella Lama della Torre fino a pochi giorni prima dell'episodio sopra indicato.

Anche questo deve essere considerato un evidente segnale delle possibili ripercussioni negative cui possono andare incontro le acque in presenza di questa specie esotica.

P. stratiotes è in grado di radicare anche sul terreno umido e morbido, come quello costituito da sabbia o torba. Un comportamento simile, seppur limitato ad alcune decine di metri, si è riscontrato lungo le sponde del piccolo fosso immissario della Lama della Torre, sul quale alcune giovani piante di lattuga acquatica hanno messo le proprie radici sul terreno sabbioso.

I valori medi di temperatura con i quali la pianta ha trovato facilità di crescita, sono risultati compresi tra i 28 e i 29 °C dei mesi di luglio e agosto.

Tra i fattori che favoriscono la crescita di questa pianta, sono da includere le alte temperature; non a caso la lattuga acquatica presenta una minima crescita con i valori termici delle acque di 15 °C, con un proprio *optimum* tra i 22 e i 30 °C ed un *maximum* di crescita alla temperatura limite di 35 °C (KASSELMAN, 1995). È stato osservato in certi canali dell'Olanda che questa pianta è in grado di sopravvivere per prolungati periodi in acque con temperature di 4 °C, fino a rallentare il proprio stadio vegetativo per poche settimane nel ghiaccio a temperature di -5 °C (PIETERSE *et al.*, 1981). Dunque si può ritenere, stando a quanto riportato, che

Tab. I. Valori acquisiti a poche ore dalla presunta anossia.

Area del prelievo	Ora	T (°C)	O.D. (mg/L)	Sat. (%)	pH
Ponte di via Nicchieto	9:30	22,4	2,4	26	7
Impianto idrovoro Fosso Teso	9:40	22,2	3,3	35	7
Vasca di raccolta del F. Teso	10:00	21,9	1,8	17	7
A metà canale	10:15	22,5	1,6	19	7
Presso la via del Padule	10:40	23	1,9	22	7

alle nostre latitudini, questa pianta possa attraversare l'inverno senza subire eccessivi o traumatici stress termici.

Da ulteriori studi compiuti sulla crescita della pianta è risultato che le temperature delle acque e la concentrazione dei nitrati, giocano un elevato effetto sulla crescita del vegetale (SCRIBER e SLANSKY, 1981). Oltre a ciò, ovviamente, un ruolo non da poco viene svolto dalla luce quando la lattuga acquatica si trova nel periodo di massima esposizione all'irradiazione solare, come nel periodo estivo.

Sulla base di quanto riportato sono stati effettuati ulteriori prelievi ed analisi di acque per la valutazione dei seguenti parametri: salinità, nitrati, fosfati, pH e temperatura.

In data 21 agosto 2007 sono state monitorate, campionate e analizzate le acque in alcuni settori dei canali dove *Pistia* si è andata accrescendo e in aree limitrofe dove le piante non sono state rinvenute. Ininfluente è sembrato il valore della salinità alla crescita e sviluppo delle macrofite.

Circa la concentrazione dei nitrati, si segnalano, perché degni di particolare attenzione, i valori riscontrati in due settori della Lama della Torre: 7,9 mg/L NO₃ nel settore detto "a monte" (dove le piante non erano presenti) e 6,1 in quello "a valle", dove le piante erano abbondantemente sviluppate. Questi dati confermano quanto necessaria sia la presenza di nitrati per lo sviluppo della pianta acquatica.

Per quanto riguarda la pre-

senza di fosfati nel medesimo canale, praticamente non vi sono state variazioni (da 5,64 a 5,61 mg/L PO₄ tra il settore a monte e quello a valle).

Da quanto emerso dai dati acquisiti sul campo nel corso dei mesi estivi, integrati con quelli disponibili in letteratura, si evince che l'effetto più temibile, quando le acque di fossi e canali sono invasi dalla lattuga acquatica, è la riduzione della concentrazione di ossigeno. La perdita di una seppur minima percentuale di questo prezioso gas, può provocare inevitabili ripercussioni sulla sopravvivenza delle componenti zooplanctoniche ed ittiche.

La pianta inoltre, in ambienti naturali protetti, potrebbe competere fortemente con specie autoctone peraltro in costante diminuzione. Forme con adattamenti simili, come *Hydrocotyle vulgaris*, sono infatti ancora rinvenibili ma in zone molto ridotte dell'area palustre di Massaciuccoli (TOMEI *et al.*, 1997).

Ringraziamenti

Si desidera ringraziare: il Presidente del Consorzio di Bonifica Versilia Massaciuccoli Sig. F. Angelini, per la collaborazione e la disponibilità all'utilizzo del materiale raccolto; il Prof. N. E. Baldaccini, Dipartimento di Etologia, Ecologia ed Evoluzione dell'Università degli Studi di Pisa, nonché la Prof.ssa G. Parisi, Dipartimento di Scienze Zootecniche dell'Università degli Studi di Firenze, per la raccolta del materiale bibliografico; il Dr G.N. Baldaccini, per i proficui scambi di opinione tenuti nel corso dell'indagine.

Bibliografia

- ALESSIO G., BALDACCINI G.N., BIANUCCI P., DUCHI A., ESTEBAN ALONSO J., 1994. Fauna ittica e livello trofico del lago di Massaciuccoli: dati preliminari. In CENNI M., (Ed.). Atti Convegno "Problemi di eutrofizzazione e prospettive di recupero del lago di Massaciuccoli", Massarosa (LU) 18 dicembre 1992. Parco Nat. Migliarino San Rossore Massaciuccoli, Doc. Tecnico, 5: 167-180.
- ARCANGELI G., 1882. *Sull'Azolla caroliniana*. Atti Soc. Tosc. Sci. Nat. Proc. Verb. 3: 180-181 e *Ric. Lav. Ist. Bot. R. Univ. Pisa* 1: 28-29 (1886).
- ATTINOU R.H., 1976. Some effects of water lettuce (*Pistia stratiotes*, L.) on its habitat. *Hydrobiologia* 50: 245-254.
- AYLES G.B. and BARICA J., 1977. An empirical method for predicting trout survival in Canadian prairie lakes. *Aquaculture* 12: 181-185.
- BALDACCINI G.N., 1995. Considerazioni su alcuni macroinvertebrati dell'area umida del Massaciuccoli (Toscana). In: *Il Bacino del Massaciuccoli*. Collana di Indagini Tecniche e Scientifiche. Consorzio Idraulico di II Categoria. Pacini Editore, Pisa: 91-103.
- BENNETT F.D., 1975. Insects and plant pathogens for the control of *Salvinia* and *Pistia*. In Freeman, F.D. (ed.) *Proceedings, Symposium on Water Quality Management and Biological Control, Gainesville, Florida, January 23-30, 1975*. EPA Report ENV-07-75-1. U.S. EPA, Washington, D.C. pp. 28-35.
- CLADY M.D., 1977. Decline in abundance and survival of three benthic fishes in relation to reduced oxygen levels in a eutrophic lake. *American Midland Naturalist*, 97: 419-432.
- DEL MASTRO G.B., 1992. Sull'acclimatazione del gambero della Louisiana *Procambarus clarkii* (Girard, 1852) nelle acque dolci italiane. *Pianura*, suppl. Provincia Nuova, 4: 5-10.
- DIEKJOBST H., 1984. *Pistia stratiotes* L., and *Lemna aquinoctalis* Welwtsch voruebergehend in Gebiet der unteren Erft. *Goettinger Floristische Rundbriefe*, 18: 90-95.
- DUNN L.H., 1934. Notes on the water lettuce, *Pistia stratiotes* Linn, as a nursery of insect life. *Ecology*, 15: 329-331.
- ERCOLINI P., BALDACCINI G.N., MATTIOLI M., 1999. *Procambarus clarkii* nel lago di Massaciuccoli: una specie infestante o una risorsa da sfruttare? In G.N. BALDACCINI & G. SANSONI (eds.), 1999 Atti Seminario di Studi "I biologi e l'ambiente.. oltre il duemila", CISBA, Venezia 22-23 novembre 1996: 551-555.
- GARCÍA MURILLO P., DANA SANCHEZ E.D., RODRIGUEZ HIRALDO C., 2005. *Pistia stratiotes* L. (Araceae) una planta acuatica en las proximidades del parque nacional de doñana (SW Espana). *Acta bot. Malacit.*, 30: 235-236.
- GHERARDI F., BALDACCINI G. N., BARBARESI S., ERCOLINI P., DE LUISE G., MAZZONI D., MORI M., 1999. The situation in Italy. In: F. Gherardi & D.M. Holdich (eds.), *Crayfish in Europe as alien species. How to make the best of a bad situation?* A.A. Balkema, Rotterdam: 107-128.
- KASSELMAN, C., 1995. *Aquarienpflanzen*. Verlag Eugen Ulmen GMBH & Co. Stuttgart. Pp. 472 (in German).
- LOUNIBOS, L.P. DEWALD L.B., 1989. Oviposition site selection by *Mansonia* mosquitoes on water lettuce. *Ecological Entomology*, 14: 413-422.
- LOUNIBOS, L.P., LARSON, V.L., MORRIS C.D., 1990. Parity, fecundity and body size of *Mansonia dyari* in Florida. *J. of the American Mosquito Control Association*, 6: 121-126.
- MENNEMA, J., 1977. Is waterlettuce (*Pistia stratiotes* L.) becoming a new aquatic weed in the Netherlands? *Natura, Netherlands*, 74: 187-190.
- MOORE G. R., 2005. The role of nutrients in the biological control of water lettuce, *Pistia stratiotes* Lamarck (Araceae) by the leaf-feeding weevil, *Neohydronomus affinis* Hustache (Coleoptera: Curculionidae) with particular reference to eutrophic conditions. Master in Scienze. Dept. Of Zoology and Entomology, Rhodes University. P.O. Box 94, Grahamstown - 6140.
- NOUMSI I.M.K., AKOA A., ETEME R.A., NYA J., NGNIADO P., FONKOU T., BRISSAUD F., 2005. Mosquito development and biological control in a macrophyte - based wastewater treatment plant. *Water Science and Technology*, 51 (12): 201-204.
- PIETERSE A.H., DE LANGE L., VERHAGEN L., 1981. A study on certain aspects of seed germination and growth of *Pistia stratiotes* L. *Acta Bot. Neerl.*, 301: 47- 57.
- PYŠEK P., SÁDLO J., MANDÁK B., 2002. Catalogue of alien plant of the Czech Republic. *Preslia* 74, 97-186.
- ŠAJNA N., HALER M., ŠKORNIK S., KALICARIČ M., 2007. Survival and expansion of *Pistia stratiotes* L. in a thermal stream in Slovenia. *Science Direct. Aquatic Botanic*, 87: 75-79.
- SCHANZER L.A., SHVETSOV A.N., IVANOV M.V., 2003. *Eichhornia crassipes* and *Pistia stratiotes* are spreading in ponds of Moscow and Moscow region. *Byulleten Moskovskogo Obshchestva Ispytatelei Prirody Otdel Biologicheskii*: 108, 85-88.
- SCRIBER J.M and SLANSKY F., 1981. The nutritional ecology of immature insects. *Annu. Rev. Entomol.*, 26, 183-211.
- SRIDHAR M.K.C, SHARMA B.M., 1985. Some observations on the oxygen changes in a lake covered with *Pistia stratiotes* L. *Water Resources*, 19: 924-939.
- THAWIL B., MERCADO B.L., 1975. *The life cycle of water lettuce (Pistia stratiotes L.)*. Philippine Weed Sci. Bull. 2: 11-15.
- TOMEI P.E., GUAZZI E., BARSANTI A., 1997. La carta della vegetazione delle paludi e del lago di Massaciuccoli. In CENNI M. (Ed.), *Lago di Massaciuccoli 13 ricerche finalizzate al risanamento*. 2° contributo. Ente Parco Reg. Migliarino San Rossore Massaciuccoli, Doc. Tecnico n. 13.
- UHAN J., KRAJNC M., 2003. Podzemna voda (Underground waters). In: Uhan, J., Bat, M. (Eds.), *Vodno bogastvo Slovenije*. ARSO, Ljubljana, pp. 55-67.
- VENEMA P., 2001. Fast spread of water lettuce (*Pistia stratiotes* L.) around Meppe. *Gorteria*, 27: 133-135.
- YOUNT J.L., 1963. South Atlantic States. In Frey, D.G. (ed.) *Limnology in North America*. University of Wisconsin Press, Madison, Wisconsin, United States, pp. 269-286.

Qualità biologica delle acque del fiume Buna a monte e a valle dell'immissione del fiume Drin

Angelo Morisi¹, Leonat Shestani², Stefano Fenoglio²

1 ARPA Piemonte Dipartimento di Cuneo, 12100 Cuneo

2 DISAV, Università del Piemonte Orientale, via Bellini 25, 15100 Alessandria

INTRODUZIONE

L'obiettivo del presente contributo è quello di valutare, mediante il rilevamento delle comunità macrozoobentoniche, la qualità ecologica nel tratto iniziale del fiume Buna (Albania settentrionale).

Il fiume Buna (circa 44 Km di sviluppo) è l'emissario naturale del lago di Scutari (Shkodër) e il tratto oggetto della presente nota, sotteso tra "Ponte di Buna" e la località "Zus", è quello che comprende la confluenza del fiume Drin e che risulta direttamente assoggettato agli impatti attribuibili alla città di Scutari (Shkodër). Nonostante siano presumibilmente molto significativi ai fini della stima di questi ultimi, i risultati qui esposti non possono, ovviamente, fotografare la situazione dell'intero corso d'acqua, ma si configurano come un preliminare apporto di conoscenza che, per quanto ci è noto, rappresenta il primo esempio di applicazione di indici biotici nel territorio albanese.

L'area di campionamento riveste un rilevante interesse quando si consideri che in questo tratto iniziale il fiume Buna raddoppia la propria portata grazie alla "cattura", realizzata artificialmente intorno alla metà del secolo scorso, delle acque del fiume Drin, il corso d'acqua più importante dell'Albania (circa 200 Km di sviluppo) che nasce sulla riva macedone del lago Ohri e che, prima della bonifica, si

riversava in Adriatico presso la città di Lezhe: nel medesimo tratto il Buna riceve, tramite il Drin, le acque reflue della città di Shkodër (la seconda dell'Albania, circa 120.000 abitanti) (QIRIAZI, 2001).

In prospettiva futura la definizione dello stato ecologico di questo corpo idrico potrebbe costituire un valido contributo per individuare e risolvere le problematiche correlate con l'uso del territorio, per elaborare opportuni piani di monitoraggio e per impostare corrette azioni di gestione ecosostenibile di

un ambiente fluviale i cui connotati paesaggistici e naturalistici "di riferimento" sono meritevoli di salvaguardia.

MATERIALI E METODI

Lo studio si basa su campionamenti delle comunità macrozoobentoniche effettuati secondo le procedure previste per il calcolo degli indici IBE - Indice Biotico Esteso (GHETTI, 1997) e SBMWP - Spanish Biological Monitoring Working Party (ALBA-TERCEDOR e SANCHEZ-ORTEGA, 2003) correlati a parametri ambien-



Fig. 1. Localizzazione delle stazioni di campionamento (1 e 2) sul fiume Buna e degli scarichi di depurazione (3) della città di Shkodër sul fiume Drin.

tali.

Il Fiume Buna, uno dei più importanti del Paese, nasce dal Lago di Shkodër e dopo l'unione con il Fiume Drin percorre 44 km prima del proprio recapito finale nel Mare Adriatico, formando un delta composto dalle due isole di Ada e di Franc Josef. Il suo regime idrologico dipende ovviamente da quelli del lago e del suo affluente; quest'ultimo è caratterizzato da un cospicuo trasporto di solidi in sospensione che determina la formazione di numerosi meandri. In condizioni di massima portata e a causa del modesto dislivello del Buna

(sette soli metri su 44 chilometri) il fiume Drin obbliga il Buna a rifluire in contropendenza, cioè in direzione del lago.

La portata media del Buna, che all'uscita dal lago è pari a 320 m³/s, sale a 671 m³/s dopo l'unione con il Drin per raggiungere, allo sbocco in mare, i 680 m³/s che lo pongono al terzo posto, dopo il Rodano ed il Po, fra i fiumi che afferiscono al Mediterraneo settentrionale (QIRIAZI, 2001).

Sono state scelte due stazioni di campionamento così posizionate (Fig. 1): la prima in sponda sinistra a monte della confluenza con

il fiume Drin, appena superato il ponte in località Dejljan, e la seconda a valle di detta confluenza in sponda destra, in località Zus.

RISULTATI

Stazione 1 (località Dejljan)

Il punto di campionamento è posizionato sotto il sito archeologico del Castello di Shkodër (Fig. 2). L'area è sottoposta ad una forte pressione antropica sostenuta da un caotico sviluppo edilizio che arriva fino a lambire il fiume e dall'abbandono di rifiuti e detriti che ne consegue. Le sponde sono diffusa-

Tab. I. Comunità biologica e indici IBE e SBMWP per la stazione Dejljan.

Ordine/classe	gen. / fam.	specie	%	abbondanze ⁽¹⁾	SBMWP scores
Efemerotteri	<i>Caenis</i>	<i>Caenis</i> sp.	33,8	I	4
	<i>Cloeon</i>	<i>Cloeon</i> sp.	0,7	*	4
Tricotteri	Ecnomidae	<i>Ecnomus tenellus</i> (Ramb.)	1,4	I	7
	Leptoceridae	<i>Mystacides</i> sp.	1,4	I	10
Ditteri	Chironomidae	gen. sp.	9,9	I	2
Eterotteri	Aphelocheiridae	<i>Aphelocheirus aestivalis</i> Fab.	5,5	I	3
Odonati	<i>Ischnura</i>	<i>Ischnura</i> sp.	11,0	I	6
	<i>Orthetrum</i>	<i>Orthetrum</i> sp.	3,4	I	8
Crostecci	Asellidae	<i>Asellus aquaticus</i> L.	4,1	I	3
	Atyidae	<i>Atyaephyra desmaresti</i> (Millet)	9,0	I	6
	Gammaridae	<i>Echinogammarus</i> sp.	0,7	*	6
Bivalvi	Dreissenidae	<i>Dreissena polymorpha</i> (Pallas)	1,4	I	-
Gasteropodi	Hydrobiidae	<i>Lithoglyphus naticoides</i> Pfeiffer	0,7	I	3
	Melanopsidae	<i>Holandriana holandri</i> (Pfeiffer)	2,8	I	-
	Lymnaeidae	<i>Lymnaea</i> sp.	1,4	I	3
	Neritidae	<i>Theodoxus fluviatilis</i> (L.)	1,0	I	6
Irudinei	<i>Batracobdella</i>	<i>B. paludosa</i> (Car.)	0,7	I	3
	<i>Dina</i>	<i>D. apathyi</i> Gedr.	4,8	I	3
Nemertini	<i>Prostoma</i>	<i>P. graecense</i> (Bohm.)	0,7	I	-
Oligocheti	Lumbriculidae	<i>Lumbriculus variegatus</i> (Müll.)	6,6	I	1
N° totale di Unità Sistematiche		20			
N° di Unità Sistematiche valide per I.B.E.		18			
Indice Biotico Esteso I.B.E. / classe di Qualità		8 / II			
SBMWP / classe di Qualità		81 / II			

(1) abbondanze: I = presenza certa; * = sporadico

mente colonizzate da *Salix* sp.; l'ambiente è nettamente potamale e ospita un considerevole corredo vegetale sommerso costituito in prevalenza da *Potamogeton crispus* L., *Potamogeton perfoliatus* L., *Ceratophyllum submersum* L., *Gratiola officinalis* L.; il substrato ricade nella classe granulometrica dei limi, con scarsa ritenzione del detrito organico: quest'ultimo assume consistenza polposa; dove presente, il periphyton costituisce un feltro sottile. Al momento del campionamento (in regime idrologico di morbida) la larghezza dell'alveo bagnato (circa 40 m) rappresentava l'80% di quella dell'alveo totale e la velocità della corrente poteva essere definita come media e laminare. L'altezza media dell'acqua nel transetto campionato era di circa 45 cm; i risultati sono mostrati nella tabella I.

Stazione 2 (località Zus)

La stazione (Fig. 3) è raggiungibile percorrendo per circa 350 m una strada sterrata che si diparte dalla statale che porta al confine con il Montenegro. In questa stazione, per il contributo di portata del F. Drin sul quale, immediatamente a monte del punto di confluenza, si riversa lo scarico del depuratore delle acque urbane della città di Shkodër, la portata media aumenta considerevolmente passando da 320 m³/s a 671 m³/s. L'assetto vegetazionale delle sponde appare naturale con prevalenza di salici.

Le classi granulometriche del substrato sono rappresentate da ghiaia e sabbia; la ritenzione del detrito organico, che risulta in una fase di decomposizione definibile come polposa, è scarsamente assicurata dalla ridotta vegetazione acquatica, ma sul fondo non sono evidenziabili indizi di anaerobiosi. Gli organismi epilitici incrostanti costituiscono un feltro sottile. La



Fig. 2. Fiume Buna, Stazione di campionamento di Dejlan (Comune di Shkodër - SH) ripresa il 16.07.2006 verso monte (a sinistra) e verso valle (a destra). Coordinate geografiche: 42°02'40" N, 19°29'14"E; h slm: 7 m.

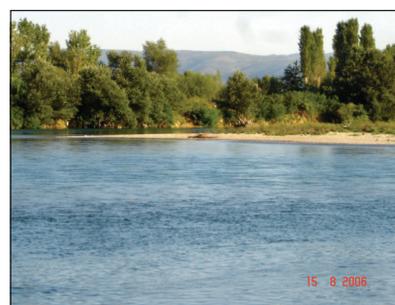


Fig. 3. Fiume Buna, stazione di campionamento di Zus (Comune di Shkodër - SH), ripresa il 16.07.2006 verso monte (a sinistra) e verso valle (a destra). Coordinate geografiche: 42°00'50" N, 19°27'56" E; h slm: 5 m.

vegetazione acquatica si presenta relativamente scarsa sia come copertura che come numero di taxa, ed è rappresentata da *Potamogeton crispus* L. e *Ceratophyllum submersum* L.

La larghezza dell'alveo bagnato, in regime idrologico di morbida, è di circa 60 m su un totale di 80 metri; la corrente, a flusso laminare, ha velocità media. L'altezza media dell'acqua nel transetto campionato è di circa 45 cm. I risultati sono riassunti nella tabella II.

DISCUSSIONE E PROPOSTE PER IL FUTURO

L'esame del materiale raccolto nelle due stazioni e gli indici I.B.E. e SBMWP che ne derivano suggeriscono che già a monte degli scarichi di depurazione della città di Shkodër, sussiste una chiara situazione di disagio dell'ecosistema fluviale, le cui cause sono difficil-

mente interpretabili, sia per la mancanza di dati pregressi, sia per la condizione di emissario lacustre che caratterizza il F. Buna. I risultati dell'Indice Biotico Esteso e dell'indice SBMWP si concretizzano in giudizi di qualità praticamente sovrapponibili e dimostrano un modesto peggioramento nella stazione a valle dell'insediamento urbano: sembra che tale perdita di qualità non possa essere addebitata che all'effetto sulla biocenosi acquatica degli scarichi di Shkodër.

L'utilizzo degli indici di qualità ecologica consentirà di acquisire in tempi ragionevoli i dati di conoscenza necessari per avviare attività di monitoraggio ed eventuali progetti di ripristino: metodiche per la valutazione ambientale come l'IBE e lo SBMWP sono largamente applicabili, con le dovute cautele e in attesa che nuove metodiche realizzino l'implementazio-

Tab. II. Comunità biologica e indici IBE e SBMWP per la stazione di Zus.

Ordine	gen. / fam.	specie	%	abbondanze ⁽¹⁾	SBMWP scores
Efemerotteri	Baetis	Baetis sp.	0,8	*	4
	Caenis	Caenis sp.	5,1	I	4
	Ephemerella	Serratella ignota (Poda)	0,4	I	7
Tricotteri	Hydropsychidae	Hydropsyche modesta Navas	5,1	I	5
	Hydroptilidae	Hydroptila sp.	4,7	I	6
	Polycentropodidae	Polycentropus sp.	0,4	*	7
Ditteri	Chironomidae	gen. sp.	5,9	I	2
Coleotteri	Dryopidae	Helichus substriatus Müll.	0,4	I	5
Eterotteri	Aphelocheiridae	Aphelocheirus aestivalis Fab.	21,2	I	3
Odonati	Onychogomphus	O. unguiculatus V.d. Lind.	0,4	I	8
Crostecci	Asellidae	Asellus aquaticus L.	1,6	I	3
	Gammaridae	Gammarus roeselii Gerv.	20,1	I	6
Bivalvi	Dreissenidae	Dreissena polymorpha (Pallas)	4,7	I	-
	Pisidiidae	Pisidium sp.	0,4	I	3
Gasteropodi	Melanopsidae	Holandriana holandri (Pfeiffer)	17,7	I	-
	Neritidae	Theodoxus fluviatilis (L.)	7,1	I	6
Tricladi	Dugesia	Dugesia sp.	1,2	I	5
Oligocheti	Lumbriculidae	Lumbriculus variegatus (Müll.)	2,4	I	1
N° totale di Unità Sistematiche		18			
N° di Unità Sistematiche valide per I.B.E.		16			
Indice Biotico Esteso I.B.E. / classe di Qualità		8-7 / II-III			
SBMWP / classe di Qualità		78 / II			

(1) abbondanze: I = presenza certa; * = sporadico

ne della Water Framework Directive, 60/2000, in buona parte d'Europa ed anche altrove; questi metodi di indagine sono garantiti da una lunga esperienza e potranno diventare punto di riferimento per futuri studi di Valutazione di Impatto Ambientale e progetti di Conservazione della Natura, nel momento in cui l'Albania entrerà a far parte della Comunità Europea.

Questo breve studio rappresenta un contributo preliminare alla

conoscenza dello stato attuale di un corpo idrico, il fiume Buna, del quale oggi è in gran parte ignoto l'aspetto ecologico funzionale e la cui tutela, forse attualmente insufficiente, richiederebbe il monitoraggio delle pressioni, potenziali e/o reali, che insistono sugli aspetti ambientali del territorio e, in seconda battuta, su quelli relativi alla salute umana. Ulteriori studi condotti nel solco tracciato da questo primo contributo potranno fornire

suggerimenti e indicazioni utili per calibrare gli interventi di difesa dagli inquinamenti, sia civili che industriali, ma anche per la salvaguardia del patrimonio naturale e culturale rappresentato da quel corpo idrico e per avviare eventuali programmi di ripristino.

RINGRAZIAMENTI

Si esprime un sincero ringraziamento al dr. Marco BODON, per la determinazione di *Holandriana holandri*.

BIBLIOGRAFIA

ALBA-TERCEDOR X., SANCHEZ-ORTEGA A., 1988. Un metodo rapido y simple para evaluar le calidad biologica de las aguas corrientes basado en el de Hellawell (1978). *Limnetica*

1: 51-56.
GHETTI P. F., 1997. I macroinvertebrati nel controllo della qualità degli ambienti di acque correnti. *Manuale di applicazione Indice*

Biotico Esteso. Provincia Autonoma di Trento. 222 pp.

QIRIAZI P., 2001. *Gjeografia Fizike e Shqipërise*. Aferdita, Tirane, 367 pp.

La banca delle uova di *Daphnia* nel laghetto himalaiano Piramide Inferiore[§]

Roberta Piscia, Andrea Lami, Piero Guilizzoni, Patrizia Comoli, Marina Manca

C.N.R.- Istituto per lo Studio degli Ecosistemi, largo Tonolli 50 - 28922 Verbania, Italia

§ Contributo presentato al Congresso Internazionale della Società Italiana di Limnologia, Montréal (Quebec, Canada), 12-18/08/2007.

I laghi d'alta quota ospitano popolazioni endemiche di organismi zooplanctonici in grado di sopravvivere alle difficili condizioni ambientali alle quali sono sottoposte, attraverso varie strategie adattative. Una di queste è rappresentata dalla produzione di stadi duraturi a sviluppo ritardato, che consentono agli zooplanctonti di superare i lunghi periodi dell'anno durante i quali le condizioni ambientali sono proibitive. La produzione di stadi duraturi a sviluppo ritardato può dar luogo, nel corso degli anni, alla formazione di una banca permanente delle uova, del tutto simile alla banca dei semi degli organismi vegetali. Essa rappresenta una riserva potenziale di biodiversità, in grado di attenuare il rischio di estinzione, poiché la temporanea scomparsa di una specie può essere tamponata dal reclutamento di individui a partire dalle uova durature conservate nel sedimento. La produzione di stadi a sviluppo ritardato non garantisce, di per sé, l'esistenza di una banca permanente: è necessario infatti che le uova deposte alla fine di una stagione di crescita non si schiudano tutte, sincronicamente, all'inizio della stagione successiva, in modo tale che alcune di esse restino, non ancora schiuse, nel sedimento. Tale condizione non sem-

pre è soddisfatta e dunque, di fatto, non è possibile conoscere a priori la vulnerabilità alla perdita di biodiversità di un ambiente, ma occorre stimare la presenza e la consistenza della banca delle uova.

Studi paleolimnologici sui laghi del Nepal himalayano condotti nell'ambito del progetto CNR EvK2 hanno messo in luce come questi ambienti siano particolarmente sensibili ai cambiamenti climatici. All'interno delle comunità zooplanctoniche di questi laghi, la presenza di specie quali *Daphnia himalayana* sembra essere diminuita rispetto al passato. Trattandosi di una specie a partenogenesi ciclica, dunque caratterizzata dalla produzione di

uova durature, è sembrato opportuno verificare se, ed in qual misura, tale produzione possa garantire la presenza, nel sedimento, di una riserva biotica per la specie. Le analisi sono state focalizzate sul Lago Piramide Inferiore, ambiente in cui studi precedenti condotti dal gruppo di paleolimnologia del CNR-ISE avevano permesso l'identificazione di importanti fasi di aumentata produttività, indotte dalle modificazioni climatiche verificatesi nell'arco di circa 3000 anni. In questo studio abbiamo affiancato la ricostruzione delle variazioni climatiche degli ultimi 3000 anni, ottenuta a partire dai profili stratigrafici di peso secco, sostanza organica, pigmenti

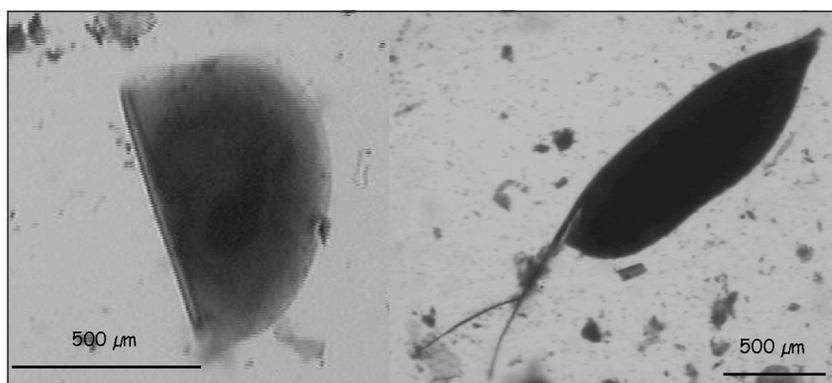


Fig. 1. Efippi di *Daphnia* rinvenuti nella carota di sedimento del Lago Piramide Inferiore (LPI 1/2004) analizzata nell'ambito della progetto di ricerca "Evoluzione della biodiversità e valutazione della banca degli stadi duraturi di organismi acquatici di laghi remoti". Si noti la differente morfologia: a sinistra quello di *Hyalodaphnia*, a destra quello di *Ctenodaphnia*.

fossili e resti sub-fossili dei Cladoceri, con la stima della consistenza di una banca transiente e/o permanente delle uova di *Daphnia*. I campioni zooplanctonici attuali indicavano, in questo lago, la prevalenza di *Daphnia* del tipo *longispina*, mentre nel soprastante Lago Piramide Superiore risultava dominare la specie melanica *Daphnia himalaya*. I risultati delle analisi hanno messo in luce come l'alternanza delle fasi a diversa produttività sia accompagnata dalla predominanza dell'una o dell'altra specie di *Daphnia*. Tuttavia, almeno nel periodo più recente, tale alternanza non sembra spiegabile a partire da una riserva permanente: gli epippi prelevati dagli 11 cm superficiali di una carota di sedimento sono risultati privi di uova o con uova degenerare. Evidentemente, in questo lago, le uova epippiali servono solamente a garantire il reclutamento stagionale e non la presenza di una banca permanente. Come già osservato in altri laghi d'alta quota (es. Lago Paione Inferiore, Alpi Centro-Occidentali), occorre considerare il

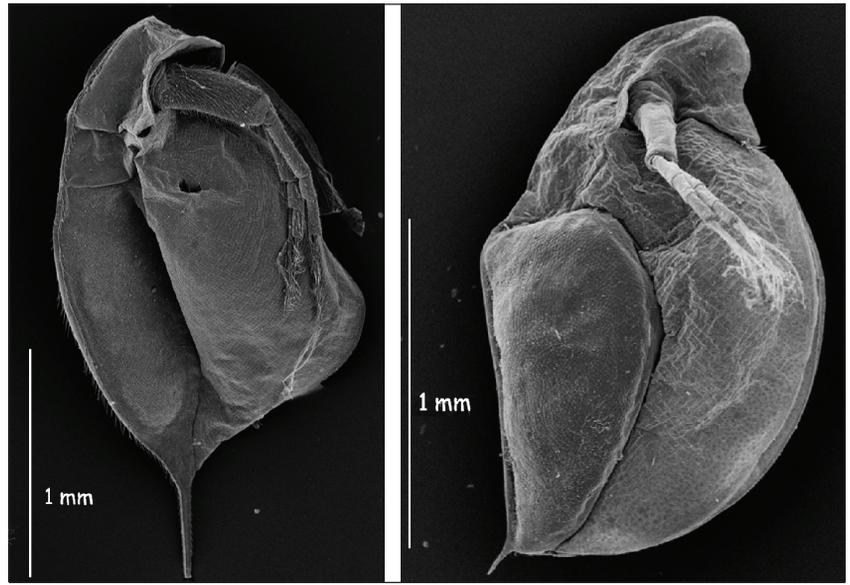


Fig. 2. Foto al SEM delle specie di *Daphnia* alle quali appartengono gli epippi mostrati in Fig. 1. A sinistra: *D. himalaya*, nuova specie di *Ctenododaphnia* (MANCA *et al.*, 2006; PEÑALVA-ARANA & MANCA, 2007). A destra: *Daphnia (Hyalodaphnia) cfr. longispina* (MANCA *et al.*, 1994 e 1998).

Lago Piramide Inferiore come parte di un sistema "a cascata" nel quale il soprastante Lago Piramide Superiore rappresenta la riserva biotica della specie endemica *Daphnia himalaya*. Le fasi nelle quali essa predomina nel lago situato a quo-

ta più bassa sono dunque interpretabili come fasi nelle quali la connessione tra i due laghi è stata maggiore. Non a caso esse coincidono con fasi di riscaldamento e di arretramento dei ghiacciai della zona.

Bibliografia essenziale

MANCA M., CAMMARANO P., SPAGNUOLO T. 1994. Notes on Cladocera and Copepoda from high altitude lakes in the North Everest Region (Nepal). *Hydrobiologia*, **287**: 225-231.

MANCA M., NOCENTINI A.M., RUGGIU D., PANZANI P., BONARDI M., CAMMARANO P., SPAGNUOLO T. 1995. Observation on plankton and macro-

benthic fauna of some high altitude Himalayan lakes. *Mem. Ist. Ital. Idrobiol.*, **53**: 17-25.

MANCA M., MARTIN P., PENALVA-ARANA D.C., BENZIE J.A.H. 2006. Re-description of *Daphnia (Ctenodaphnia)* from lakes in the Khumbu Region, Nepalese Himalayas, with the erection of a new species, *Daphnia himalaya*, and a

note on an intersex individual. *J. Limnol.*, **65** (2): 132-140.

PEÑALVA-ARANA D.C., MANCA M., 2007. A SEM study of the presence and development of the nuchal organ in *Daphnia himalaya* embryos and neonates collected from the Khumbu region (Nepalese Himalayas). *J. Limnology*, **66** (2), in stampa.

Biologia e gestione delle specie problematiche: lo storno

Riccardo Carradori

Biologo Faunista, Pistoia; Riccardo.carradori@libero.it

Lo storno (*Sturnus vulgaris*) è un passeriforme nerastro a riflessi bronzzi, verdi e porpora. Il piumaggio è fittamente macchiettato, non presenta dimorfismo sessuale ma, in inverno, la femmina presenta un numero maggiore di macchie biancastre. La coda è corta, le ali appuntite, il becco lungo e affilato (Fig. 1). Dalla testa alla coda è lungo 21 cm, il peso oscilla fra i 74 e i 95 g. I giovani sono bruno topo con la gola biancastra ma con l'inizio dell'estate iniziano a mutare per assumere la livrea degli adulti. Il becco degli adulti è scuro in inverno, giallo limone in primavera. Ha un volo rapido e diritto, ogni tanto con qualche planata. È una specie molto gregaria, specialmente nei siti di alimentazione e di riposo (Fig. 2). Il comportamento è "allegro, litigioso e garrulo". D'inverno e d'autunno è molto comune tro-

varlo in comitive numerose, talvolta enormi, che si alimentano sulle coltivazioni, per esempio negli uliveti specializzati, o che si preparano per la notte, specialmente sugli alberi delle piazze nelle città. La voce è emessa da punti elevati; è un aspro e discendente "tcirr" anche una mistura di chiari e quasi umani fischi e rumori svariati; il tutto cucito in un lungo canto. È un buon imitatore.

Originariamente presente in Asia e in Europa è stato, successivamente, introdotto in America del nord, Australia, Nuova Zelanda, Africa meridionale. Attualmente la popolazione in Europa settentrionale sembra in diminuzione, probabilmente a causa della riduzione delle vaste superfici incolte e prative, trasformate in seminativi. Nei paesi che si affacciano sul bacino del Mediterraneo risulta in espan-

sione. L'atlante delle specie nidificanti in Italia, curato dall'INFS, per il periodo 1983-1986, stima la presenza di 1.000.000-3.000.000 di coppie. L'Italia è zona di transito ma anche di sosta per popolazioni provenienti dal centro Europa. Gli uccelli iniziano la migrazione da fine settembre e già da metà febbraio iniziano a compiere la migrazione inversa. In Italia è ubiquitario, anche se presente con maggiori densità al nord; è comune sia nelle città che negli ambienti agricoli. Predilige gli ambienti aperti con prati permanenti ed erba bassa; tuttavia si adatta con facilità ad habitat anche molto diversi come aree boschive e zone umide, ma anche zone urbane e industriali con forte presenza umana. È possibile distinguere più aree con attività diverse dello storno: i dormitori collettivi (spesso localizzati in aree urbane



Fig. 1. Esemplare di storno (Foto Hays Cummings).

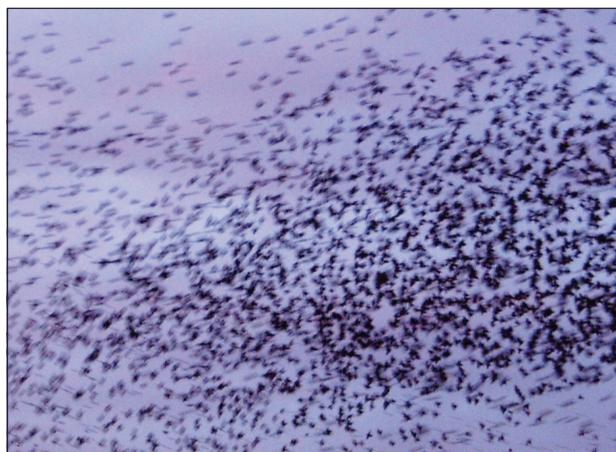


Fig. 2. Comportamento gregario degli storni, in volo.

o, comunque, fortemente antropizzate), le aree di assembramento, frequentate prima di recarsi al dormitorio notturno (*roost*) e le aree di alimentazione.

Gli storni formano dormitori nei viali e nelle piazze alberate delle città, attratti dal clima più mite in inverno e dall'assenza di disturbi. Nelle regioni settentrionali e nel centro i dormitori si formano già da primavera e sono costituiti prevalentemente dai giovani dell'anno. Nel centro e al sud sono ingrossati anche dagli individui migratori provenienti da nord e centro Europa che si fermano per svernare. I dormitori variano da qualche centinaia di individui fino a parecchie migliaia; nel 1998 nella città di Roma sono stati censiti diciassette dormitori per un totale di alcuni milioni di individui. I terreni di alimentazione attorno ai dormitori possono distare dai 40 fino agli 80 km.

Lo storno ha una dieta onnivora: si alimenta prevalentemente a terra, adattandosi alle disponibilità locali di cibo. La percentuale di invertebrati predati è elevata sebbene, in primavera durante la nidificazione, diventi quasi esclusivamente insettivoro cercando Coleotteri, Imenotteri, Lepidotteri ed altri invertebrati. In autunno-inverno si nutre anche di bacche, drupe, frutta selvatica e coltivata; tuttavia mantiene circa il 60% della dieta a base di invertebrati.

Il corteggiamento inizia in primavera. Il nido è allestito nelle cavità naturali degli alberi, in nidi dismessi del picchio e in nidi artificiali. La frequentazione dell'uomo lo ha portato a scegliere anche le coperture dei tetti di coppi o di ondolato, ma non disdegna qualunque buco sufficientemente largo, su strutture artificiali. Depone da 5 a 6 uova di colore verde-azzurro che la femmina cova per 12-15

giorni. La coppia può arrivare a produrre fino a 3 covate nell'anno. I nidiacei vengono alimentati da entrambi i genitori per circa 21 giorni. La mortalità naturale è del 66% nel primo anno e del 30-60% negli individui adulti.

Lo storno è una specie protetta ai sensi della legge nazionale n. 157 dell'11 febbraio 1992; tuttavia l'articolo 19 conferisce la facoltà a Regioni e Province di "provvedere al controllo delle specie di fauna selvatica problematica, mediante il prevalente utilizzo di metodi selettivi ed ecologici, su parere dell'Istituto Nazionale per la Fauna Selvatica".

La coabitazione fra uomo e storno provoca numerosi problemi, la maggior parte dei quali conseguente alle abitudini fortemente gregarie dell'animale. Quando stormi costituiti da qualche migliaio di individui si abbattano su coltivazioni di uva, olive, fichi ma anche su grano, orzo, miglio, i conduttori dei fondi iniziano, immancabilmente, a disperarsi. Tuttavia il reale impatto di questi uccelli è ancora da definire con chiarezza. Alcuni studi, infatti, sembrano dimostrare che gli animali prediligano i raccolti già attaccati dai parassiti evidenziando una preferenza, ad esempio, per quelle olive colpite dalla mosca olearia. Alcuni lavori riportano dati interessanti riguardo al calcolo dell'impatto di questi uccelli sulla produzione olivicola dell'anno 1999 in Italia. Secondo il ricercatore Spanò il danno si ridurrebbe allo 0,52% della produzione annuale. Altri studi eseguiti in Europa sembrano concordare con il lavoro dell'INFS, dimostrando un forte impatto negativo solo nei casi di alimentazione su mangimi per zootecnia dove la facilità di accesso alla risorsa poteva causare un danno che arrivava fino al 12%.

L'impatto che questi uccelli

possono avere con aeromobili in fasi di decollo o di atterraggio è stimato nell'ordine del 6% su tutti i casi di incidenti con volatili (*bird-strikes*). Nel caso di nidificazione sui tetti si può avere lo spostamento dei coppi e la conseguente infiltrazione di acqua nelle soffitte.

L'impatto peggiore per i cittadini è sicuramente quello causato dai dormitori presenti nelle città: l'accumulo di escrementi oltre a essere antiestetico sui manufatti può comportare un rischio igienico sanitario. Gli storni scelgono i dormitori notturni individuando i luoghi dove la temperatura notturna è più alta e il vento presenta minore intensità. In tale modo ottengono un notevole risparmio nel consumo energetico notturno. La strategia di inurbarsi, inoltre, li protegge dai predatori. La vicinanza ai luoghi di alimentazione riveste, anch'essa, importanza per la scelta del sito di riposo. All'interno del dormitorio i maschi adulti si dispongono nelle posizioni centrali e più alte allo scopo di garantirsi maggior sicurezza ed evitare di imbrattarsi le penne con gli escrementi degli altri. Gli animali sono moderatamente fedeli ai dormitori: un terzo di questi lo cambia ogni notte alternando *roost* presenti in un raggio di circa 41 km. Temperature rigide tendono a farli spostare maggiormente.

Non è permesso eseguire tecniche di contenimento della specie ai siti di nidificazione durante l'epoca riproduttiva; queste, infatti, oltre a essere di dubbia efficacia, sono contrarie alla legge che tutela "uova, nidi e piccoli nati". A involo avvenuto la tecnica più proficua è l'esclusione fisica dalle aree installando reti con maglie di 28x28 mm, chiudendo le cavità dei muri con murature o retine, impedendo l'accesso agli edifici rurali. Le porte possono essere sbarrate con strisce

verticali mobili in PVC pesante larghe 25-30 cm, secondo i modelli già utilizzati nelle industrie.

Altri sistemi si basano sull'esibizione di segnali che ricalcano l'occhio di un rapace (palloni *predator*), l'esibizione di nastri colorati (*Blitz*), razzi acustici e visivi (farfallone), falconi acustici, scaccini e bombarde acustiche. Si sconsiglia l'utilizzo degli ultrasuoni perché non sono percepiti dagli uccelli. Gli apparecchi che riproducono suoni sintetici possono provocare un'assuefazione più o meno rapida. Esistono anche amplificatori di richiami di allarme che imitano i versi prodotti quando l'uccello viene catturato da un predatore e causano la fuga dei compagni. L'efficacia di tutti questi sistemi risulta, solitamente, limitata e costringe gli operatori ad associarne più di uno per accrescerne l'effetto. Nel caso del pallone *predator*, ad esempio, il tempo di assuefazione si aggira sulle 24-36 ore, trascorse le quali la specie dimostra di ignorare le opere.

Alcuni metodi sono da utilizzare con estrema cautela sia perché di efficacia temporanea sia perché rischiano di causare più problemi che benefici: l'efficacia della potatura dei ramoscelli usati dagli storni per appollaiarsi è vanificata

dal ricaccio vegetazionale e può comportare danni fitosanitari ed ecologici; l'utilizzo di sostanze repellenti presenta, al pari, un'efficacia dubbia e temporanea: condizioni meteo climatiche particolari ne riducono gli effetti e possono contaminare l'ambiente, entrare nelle reti alimentari, colpire specie *non-target*. Per evitare gli impatti degli aerei con gli uccelli è possibile utilizzare cani addestrati.

Si sconsigliano vivamente tutte quelle attività volte all'abbattimento diretto degli esemplari a causa dell'elevata mobilità degli individui e delle popolazioni, delle buone facoltà riproduttive e dell'elevata mortalità naturale della specie (circa il 50%), che si compensa piuttosto che sommarsi a quella indotta dall'uomo. L'utilizzo di veleni, sostanze detergenti, esplosivi ai dormitori, armi da fuoco è stato praticato in Europa e America del nord. L'attività venatoria, così come le altre tecniche di rimozione diretta, riveste una qualche utilità solo se pensata come fattore dissuasivo, nell'allontanare cioè gli uccelli da località che si intenda preservare. La sterilizzazione con mangimi antifecondativi è di scarsa utilità sia perché i luoghi frequentati dagli animali possono essere circo-

scritti in un raggio troppo ampio, sia perché durante la fase riproduttiva l'alimentazione è spostata verso la predazione di invertebrati.

Quando si cerca di spostare gli individui da un luogo è importante assicurarsi che questi abbiano a disposizione siti alternativi che presentino minori problemi di coabitazione e siano protetti da disturbi. È indispensabile prevedere un coordinamento fra i vari enti preposti al controllo e chi esercita l'attività venatoria. Inutile, infatti, compiere sforzi per traslocare una popolazione da un *roost* cittadino verso uno rurale o periferico se in questo è permessa l'attività venatoria. Occorre agire presto e bene; dormitori storici utilizzati da anni saranno di più difficile rimozione di quelli di fresco impianto. Occorre limitare le risorse trofiche e i siti di nidificazione e riposo mediante modifiche dell'habitat o variazioni delle pratiche aziendali. Per esempio il mantenimento dei prati ad un'altezza di almeno 15-30 cm impedisce agli storni di raggiungere il terreno; si potrebbe fornire il cibo al bestiame di notte preferendo l'uso di mangimi di dimensioni o consistenza, o posti in mangiatoie tali che non possano essere prelevati dagli storni.

Letture consigliate

- AA.VV., 2002. Atti della Giornata di Studio "Storni in città: conoscere per intervenire" (Pisa, 14 dicembre 2001). *Disinfestazione & Igiene Ambientale* 4: 1-20.
- AA.VV., 1966. *L'avifauna degli ecosistemi di origine antropica*. Electa, Napoli, 160 pp.
- ANDREOTTI A., BENDINI L., PIACENTINI D., 1997. Fenologia e origine delle popolazioni di Storno (*Sturnus vulgaris*) che transitano e svernano in Italia. *Avocetta* 21 (2): 198-205.
- DINETTI M., GALLO-ORSI U., 1998. *Columbi e storni in città: manuale prati-*

co di gestione. Il Verde Editoriale, Milano.

- GORRERI L., MOSCARDINI G., 1997. *I danni provocati alle colture agrarie dalla fauna selvatica nei Parchi Naturali. Le specie coinvolte, le tipologie dei danni e i mezzi per contenerli*. Ente Parco Reg. Migliarino San Rossore Massaciuccoli, Pisa.
- FEARE C., 1984. *The Starling*. Oxford University Press, Oxford.
- FEARE C., 2002. The Starling problem in cities and countryside: management experiences from Europe. In: Dinetti M. (ed.). Atti 2° Con-

vegno Nazionale sulla Fauna Urbana "Specie ornitiche problematiche: biologia e gestione nelle città e nel territorio" (Firenze, 10 giugno 2000). ARSIA e LIPU, pp. 82-88. www.arsia.toscana.it

MORI L., GALARDI L. (curatori). *Avifauna in ambienti rurali e urbani*. Disponibile su: <http://www.arsia.toscana.it/avifauna>

PETERSON R., MOUNTFORT G., HOLLON P.A.D., 1983. *Guida degli uccelli d'Europa*. Muzzio, 287 pp.

Link: www.ecologia-urbana.com/aviproblem

RASSEGNA SCIENTIFICA

A cura di
Pietro Genoni

Collaboratori
Tiziano Bo, Andrea Fazzino, Stefano Fenoglio, Patricia Santos, Marina Manca

Questa rubrica presenta una selezione di articoli di recente pubblicazione su alcune tra le principali riviste scientifiche internazionali. Il suo scopo è quello di offrire ai lettori una panoramica il più possibile aggiornata sullo stato della ricerca, di base ed applicata, nell'ambito degli argomenti trattati da Biologia Ambientale. I lavori sono raggruppati in base alla tematica affrontata, indicata mediante parole chiave all'inizio di ciascun gruppo di recensioni.

Le versioni integrali degli articoli presentati possono essere richieste direttamente all'autore referente riportato all'inizio di ogni recensione, oppure alla redazione di Biologia Ambientale (biologia.ambientale@cisba.it).

La rubrica è aperta al contributo di tutti i soci, i quali, oltre a segnalare alla redazione articoli ritenuti di interesse, sono invitati a collaborare in prima persona alla loro recensione, prendendo preventivi accordi con il curatore (p.genoni@arpalombardia.it).

ECOLOGIA DELLE ACQUE INTERNE > BIODIVERSITÀ ANIMALE

Freshwater Animal Diversity Assessment

Guest Editors: E.V. Balian, C. Lévêque, H. Segers & K. Martens
Hydrobiologia, 595: 1-637 (2008)

Questa recensione è relativa all'intero volume 595 della rivista *Hydrobiologia* (Springer Netherlands), apparso all'inizio del 2008. Il volume rappresenta una fondamentale ed imperdibile occasione per aggiornare ed ampliare le proprie conoscenze relative ai popolamenti animali delle acque interne. Infatti, esso racchiude oltre 60 contributi dei migliori specialisti mondiali dei diversi gruppi tassonomici delle acque dolci.

Dopo i primi capitoli, dedicati a macrofite e Poriferi, inizia una serie di lavori dedicati alla fauna metazoa, con Cnidari, Turbellari, Rotiferi, Nemertini, Nematodi per proseguire con i principali gruppi di Crostacei ed Insetti acquatici. Gli ultimi capitoli sono dedicati alla fauna vertebrata con i Pesci ed i Tetrapodi.

Il volume fornisce indispensabili informazioni sugli ultimi sviluppi delle ricerche tassonomiche ed ecologiche, corredate da riferi-

menti biogeografici eccellenti e da una nutrita bibliografia.

Le comunità biologiche delle acque interne sono tra le più minacciate in tutto il mondo dalle alterazioni climatiche, dalla contaminazione e dall'incremento dei consumi idrici. Proteggere e garantire integre queste comunità rappresenta una sfida di fondamentale importanza per il mantenimento della funzionalità ecosistemica e della biodiversità: le 126.000 specie animali viventi nelle acque dolci corrispondono infatti all'incirca al 9,5 % del numero totale di organismi animali descritti sul nostro pianeta.

Tra gli autori italiani che hanno contribuito a questo volume ricordiamo: R. Fochetti per i Plecotteri, M. Balsamo e L. Pierboni per i Gastrotrichi, R. Manconi e E. Pronzato per i Poriferi, A. Di Sabatino e B. Cicolani per gli Acari acquatici. Si riporta di seguito l'indice degli articoli.

An introduction to the Freshwater Animal Diversity Assessment (FADA) project (3-8)

E.V. Balian, H. Segers, C. Lévêque and K. Martens

Global diversity of aquatic macrophytes in freshwater (9-26)

P.A. Chambers, P. Lacoul, K.J. Murphy and S.M. Thomaz

Global diversity of sponges (Porifera: Spongillina) in freshwater (27-33)

R. Manconi and R. Pronzato

Global diversity of inland water cnidarians (35-40)

T. Jankowski, A.G. Collins and R. Campbell

Global diversity of free living flatworms (Platyhelminthes, "Turbellaria") in freshwater (41-48)

E.R. Schockaert, M. Hooge, R. Sluys, S. Schilling, S. Tyler and T. Artois

- Global diversity of rotifers (Rotifera) in freshwater (49-59)**
H. Segers
- Global diversity of nemertean (Nemertea) in freshwater (61-66)**
P. Sundberg and R. Gibson
- Global diversity of nematodes (Nematoda) in freshwater (67-78)**
E. Abebe, W. Decraemer and P. De Ley
- Global diversity of hairworms (Nematomorpha: Gordiacea) in freshwater (79-83)**
G. Poinar
- Global diversity of gastrotrichs (Gastrotricha) in fresh waters (85-91)**
M. Balsamo, Jean-Loup d'Hondt, J. Kisielowski and L. Pierboni
- Global diversity of bryozoans (Bryozoa or Ectoprocta) in freshwater (93-99)**
J.A. Massard and G. Geimer
- Global diversity of tardigrades (Tardigrada) in freshwater (101-106)**
J.R. Garey, S.J. McInnes and P. Brent Nichols
- Global diversity of polychaetes (Polychaeta; Annelida) in freshwater (107-115)**
C.J. Glasby and T. Timm
- Global diversity of oligochaetous clitellates ("Oligochaeta"; Clitellata) in freshwater (117-127)**
P. Martin, E. Martinez-Ansemil, A. Pinder, T. Timm and M.J. Wetzell
- Global diversity of leeches (Hirudinea) in freshwater (129-137)**
B. Sket and P. Trontelj
- Global diversity of freshwater mussels (Mollusca, Bivalvia) in freshwater (139-147)**
A.E. Bogan
- Global diversity of gastropods (Gastropoda; Mollusca) in freshwater (149-166)**
E.E. Strong, O. Gargominy, W.F. Ponder and P. Bouchet
- Global diversity of large branchiopods (Crustacea: Branchiopoda) in freshwater (167-176)**
L. Brendonck, D.C. Rogers, J. Olesen, S. Weeks and W.R. Hoeh
- Global diversity of cladocerans (Cladocera; Crustacea) in freshwater (177-184)**
L. Forró, N. M. Korovchinsky, A. A. Kotov and A. Petrussek
- Global diversity of ostracods (Ostracoda, Crustacea) in freshwater (185-193)**
K. Martens, I. Schön, C. Meisch and D.J. Horne
- Global diversity of copepods (Crustacea: Copepoda) in freshwater (195-207)**
G.A. Boxshall and D. Defaye
- Global diversity of fishlice (Crustacea: Branchiura: Argulidae) in freshwater (209-212)**
W.J. Poly
- Global diversity of mysids (Crustacea-Mysida) in freshwater (213-218)**
M.L. Porter, K. Meland and W. Price
- Global diversity of spelaegriphaceans & thermosbaenaceans (Crustacea; Spelaegriphacea & Thermosbaenacea) in freshwater (219-224)**
D. Jaume
- Global diversity of cumaceans & tanaidaceans (Crustacea: Cumacea & Tanaidacea) in freshwater (225-230)**
D. Jaume and G.A. Boxshall
- Global diversity of Isopod crustaceans (Crustacea; Isopoda) in freshwater (231-240)**
G.D.F. Wilson
- Global diversity of amphipods (Amphipoda; Crustacea) in freshwater (241-255)**
R. Väinölä, J.D.S. Witt, M. Grabowski, J.H. Bradbury, K. Jazdzewski and B. Sket
- Global diversity of syncarids (Syncarida; Crustacea) in freshwater (257-266)**
A.I. Camacho and A.G. Valdecasas
- Global diversity of crabs (Aegliidae: Anomura: Decapoda) in freshwater (267-273)**
G. Bond-Buckup, C.G. Jara, M. Pérez-Losada, L. Buckup and K.A. Crandall
- Global diversity of crabs (Crustacea: Decapoda: Brachyura) in freshwater (275-286)**
D.C.J. Yeo, P.K.L. Ng, N. Cumberlandidge, C. Magalhães, S.R. Daniels and M.R. Campos
- Global diversity of shrimps (Crustacea: Decapoda: Caridea) in freshwater (287-293)**
S. De Grave, Y. Cai and A. Anker
- Global diversity of crayfish (Astacidae, Cambaridae, and Parastacidae-Decapoda) in freshwater (295-301)**
K.A. Crandall and J.E. Buhay
- Global diversity of water mites (Acari, Hydrachnidia; Arachnida) in freshwater (303-315)**
A. Di Sabatino, H. Smit, R. Gerecke, T. Goldschmidt, N. Matsumoto and B. Cicolani
- Global diversity of halacarid mi-**

tes (Halacaridae: Acari: Arachnida) in freshwater (317-322)

I. Bartsch

Global diversity of oribatids (Oribatida: Acari: Arachnida) (323-328)
H. Schatz and V. Behan-Pelletier

Global diversity of springtails (Collembola; Hexapoda) in freshwater (329-338)

L. Deharveng, C.A. D'Haese and A. Bedos

Global diversity of mayflies (Ephemeroptera, Insecta) in freshwater (339-350)

H.M. Barber-James, Jean-Luc Gattolliat, M. Sartori and M.D. Hubbard

Global diversity of dragonflies (Odonata) in freshwater (351-363)

V.J. Kalkman, V. Clausnitzer, Klaas-D.B. Dijkstra, A.G. Orr, D.R. Paulson and J. van Tol

Global diversity of stoneflies (Plecoptera; Insecta) in freshwater (365-377)

R. Fochetti and J.M. Tierno de Figueroa

Global diversity of true bugs (Heteroptera; Insecta) in freshwater (379-391)

J.T. Polhemus and D.A. Polhemus

Global diversity of caddisflies (Trichoptera: Insecta) in freshwater (393-407)

F.C. de Moor and V.D. Ivanov

Global diversity of dobsonflies, fishflies, and alderflies (Megaloptera; Insecta) and spongillaflies, nevrorthids, and osmylids (Neuroptera; Insecta) in freshwater (409-417)

M.R. Cover and V.H. Resh

Global diversity of water beetles

(Coleoptera) in freshwater (419-442)

M.A. Jäch and M. Balke

Global biodiversity of Scorpionflies and Hangingflies (Mecoptera) in freshwater (443-445)

L.C. Ferrington

Global diversity of non-biting midges (Chironomidae; Insecta-Diptera) in freshwater (447-455)

L.C. Ferrington

Global diversity of craneflies (Insecta, Diptera: Tipulidae or Tipulidae sensu lato) in freshwater (457-467)

H. de Jong, P. Oosterbroek, J. Gelhaus, H. Reusch and C. Young

Global diversity of black flies (Diptera: Simuliidae) in freshwater (469-475)

D.C. Currie and P.H. Adler

Global diversity of mosquitoes (Insecta: Diptera: Culicidae) in freshwater (477-487)

L.M. Rueda

Global diversity of dipteran families (Insecta Diptera) in freshwater (excluding Simuliidae, Culicidae, Chironomidae, Tipulidae and Tabanidae) (489-519)

R. Wagner, M. Barták, A. Borkent, G. Courtney, B. Goddeeris, Jean-Paul Haenni, L. Knutson, A. Pont, G.E. Rotheray, R. Rozkošný, B. Sinclair, N. Woodley, T. Zatwarnicki and P. Zwick

Global diversity of butterflies (Lepidoptera) in freshwater (521-528)

W. Mey and W. Speidel

Global diversity of hymenopterans (Hymenoptera; Insecta) in freshwater (529-534)

A.M.R. Bennett

Global diversity of true and pygmy grasshoppers (Acridomorpha, Orthoptera) in freshwater (535-543)

C. Amédégnato and H. Devriese

Global diversity of fish (Pisces) in freshwater (545-567)

C. Lévêque, T. Oberdorff, D. Paugy, M.L.J. Stiassny and P.A. Tedesco

Global diversity of amphibians (Amphibia) in freshwater (569-580)

M. Vences and J. Köhler

Global diversity of lizards in freshwater (Reptilia: Lacertilia) (581-586)

A.M. Bauer and T. Jackman

Global diversity of crocodiles (Crocodilia, Reptilia) in freshwater (587-591)

S. Martin

Global diversity of turtles (Chelonii; Reptilia) in freshwater (593-598)

R. Bour

Global diversity of snakes (Serpentes; Reptilia) in freshwater (599-605)

O.S.G. Pauwels, V. Wallach and P. David

Global diversity of mammals (Mammalia) in freshwater (607-617)

G. Veron, B.D. Patterson and R. Reeves

Global diversity of freshwater birds (Aves) (619-626)

O. Dehorter and M. Guillemain

The Freshwater Animal Diversity Assessment: an overview of the results (627-637)

E.V. Balian, H. Segers, C. Lévêque and K. Martens

[SF]

Shifts in phenology of *Bythotrephes longimanus* and its modern success in Lake Maggiore as a result of changes in climate and trophic

M.M. Manca, M. Portogallo and M.E. Brown

Journal of Plankton Research, 29 (6): 515–525 (2007)

Marina M. Manca, C NR Istituto per lo Studio degli Ecosistemi, Largo Tonolli 52 - 28922 Verbania (VB), Italy. E-mail: m.manca@ise.cnr.it

Che i cambiamenti climatici, ed in particolare il riscaldamento globale, possano determinare modificazioni nella fenologia delle popolazioni, è un dato ormai comunemente accettato: si è letto diffusamente di come i tempi di schiusa di alcuni organismi tendano ad essere anticipati, e di come tali modificazioni possano risultare dannose per le loro popolazioni, qualora determinino alterazioni nel sincronismo con le condizioni che sono alla base della loro crescita numerica. Tuttavia, se da un lato tali studi mettono in luce il possibile ruolo delle modificazioni climatiche sullo sfasamento dei rapporti che legano tra loro gli organismi, dall'altro, gli effetti sulla singola popolazione della quale si riportano le modificazioni del ciclo stagionale di crescita (fenologiche) vengono presentati come una conseguenza diretta della variabile climatica di volta in volta considerata, in un'ottica che è più biologica che ecosistemica. L'osservazione in ambiente naturale viene posta, in questi studi, alla stessa stregua di un test di laboratorio nel quale si intenda dosare la risposta, in termini di crescita della popolazione, alla variabile temperatura, assunta come unica e predominante. Che la variabile in oggetto sia biologicamente molto importante per gli organismi eterotermi è evidente: per definizione, i tempi di sviluppo e di crescita che sottendono ai tempi della crescita numerica delle loro popolazioni sono funzione della

variabile temperatura, alla quale li legano relazioni matematiche di tipo esponenziale. Tuttavia, in un'ottica ecologica, è quanto meno legittimo ipotizzare che l'azione della variabile temperatura sulla fenologia di una popolazione si espliciti principalmente per il tramite dei rapporti trofici. Tale approccio ecologico al problema delle modificazioni indotte dai cambiamenti climatici consente, in qualche modo, di vanificare la logica che pone le modificazioni "climate-driven" come antagoniste rispetto a quelle indotte da rapporti trofo-dinamici. Tale schematizzazione, in realtà, scaturisce dal fatto che le ricerche sugli effetti delle modificazioni climatiche sono state, storicamente, condotte in ambienti nei quali il ruolo delle relazioni trofiche, ed in particolare, della predazione, potevano essere trascurati. In realtà, vi sono importanti evidenze dell'impatto del riscaldamento anche in ambienti a prevalente controllo "top-down", nei quali è lecito presupporre che modificazioni fenologiche consistenti e persistenti possano avvenire precipuamente per il tramite di rapporti trofici. Un esempio di tale approccio "ecologicamente orientato" è quello presentato in uno studio sullo zooplankton del Lago Maggiore, riportato nell'articolo, recentemente apparso sulla rivista *Journal of Plankton Research* (Manca, Portogallo & Brown, 2007). Lo studio era indirizzato all'analisi delle cause responsabili del vertiginoso aumento della densità di

popolazione di un cladocero zooplanctonico, *Bythotrephes longimanus* (Leydig), importante anello di collegamento tra i pesci zooplanctivori, che di esso selettivamente si nutrono, e gli organismi zooplanctonici, da esso voracemente predati. Lo sviluppo numerico di questo predatore è fortemente influenzato dalla sua vulnerabilità alla predazione visiva da parte dei pesci. Quest'ultima può modificarsi anche quando la densità di popolazione dei pesci zooplanctivori sia rimasta costante, poiché dipende dall'estensione, all'interno dello strato d'acqua relativamente caldo, comprendente epilimnio e termoclinio fino al limite superiore di demarcazione dell'ipolimnio, nel quale *Bythotrephes* vive, di una zona buia nella quale la preda risulti invisibile al predatore.

La cognizione dell'importanza del rifugio dalla predazione visiva deriva dalle ricerche sui laghi del Canada e del Nord America, nei quali *Bythotrephes* è arrivata come specie altamente invasiva: in tali ambienti si è visto che la densità di popolazione raggiunta da questo organismo in un dato anno può essere stimata con buona approssimazione a partire dalla profondità di estensione del rifugio dalla predazione visiva. A determinare l'estensione del rifugio in un dato anno è risultata essere, in quel caso, la profondità dello strato eufotico, a sua volta determinata dalla densità numerica del fitoplancton, vale a dire, in ultima analisi, da fattori trofici: in anni nei quali, a causa

della maggiore crescita del fitoplancton, la luce penetra poco in profondità, *Bythotrephes* riesce a raggiungere nei laghi americani, anche a parità di livelli di densità di popolazione dei pesci, densità di popolazione più alte.

Nel caso del Lago Maggiore, essendo le condizioni trofiche rimaste invariate nell'arco di tempo durante il quale la densità di popolazione di *Bythotrephes* è cresciuta vertiginosamente, si è ipotizzato che, se presenti, le modificazioni nel rifugio sarebbero state indotte da modificazioni nella profondità dell'ipolimnio e nella durata della stratificazione termica, e dunque da fenomeni di natura climatica, piuttosto che di natura trofica: gli studi di limnologia fisica avevano infatti già messo in luce come il lago fosse andato incontro, nello stesso periodo, ad un riscaldamento delle ac-

que a seguito dell'aumento globale della temperatura.

La ricerca ha messo in luce come l'incremento di un ordine di grandezza nella densità di popolazione di *Bythotrephes* sia stato il risultato di un inizio anticipato (di circa tre mesi) e di una maggiore durata (pari a circa quattro mesi) della stagione di crescita numerica della popolazione, conseguenti alle modificazioni nella durata e nell'estensione del rifugio dalla predazione visiva in acque libere. I risultati dello studio dimostrano che, nell'arco di tempo nel quale sono state osservate le modificazioni nella fenologia della popolazione, il rifugio è diventato più profondo e più duraturo in quanto, per effetto dell'incremento della temperatura (di circa 1°C), e del più precoce e duraturo riscaldamento, delle acque del lago, sia la profondità, sia

la durata, nell'arco dell'anno, dell'ipolimnio sono aumentati. Nel Lago Maggiore, le modificazioni nello spazio e nel tempo del rifugio dalla predazione visiva sono state indotte da importanti variazioni nel regime di stratificazione termica del lago, indotte dal riscaldamento. Il caso del Lago Maggiore rappresenta dunque un esempio di come modificazioni nella fenologia delle popolazioni zooplanctoniche possano essere alla base di modificazioni consistenti nella loro densità di popolazione, spiegabili a partire da modificazioni nelle interazioni trofiche (vulnerabilità alla predazione ittica), indotte dai cambiamenti climatici. Lo studio può dunque essere considerato come una via di collegamento tra le ricerche sulle modificazioni climatiche e quelle relative alle modificazioni trofiche.

[MM]

Major changes in trophic dynamics in large, deep sub-alpine Lake Maggiore from 1940s to 2002: a high resolution comparative palaeo-neolimnological study

M. Manca, B. Torretta, P. Comoli, S.L. Amsinck and E. Jeppesen

Freshwater Biology, 52: 2256-2269 (2007)

Marina M. Manca, C NR Istituto per lo Studio degli Ecosistemi, Largo Tonolli 52 - 28922 Verbania (VB), Italy. E-mail: m.manca@ise.cnr.it

Uno dei temi di ricerca oggi maggiormente dibattuti nel campo dell'ecologia acquatica è quello della possibilità di distinguere gli effetti delle modificazioni climatiche, ed in particolare del riscaldamento globale, da quelli determinati dalle modificazioni nello stato trofico. Se da un lato è stato ipotizzato che gli effetti del riscaldamento siano sostanzialmente simili a quelli dell'eutrofizzazione, dall'altro, l'idea che in ambienti ad elevata trofia gli effetti delle modificazioni climatiche tendano ad essere mascherati da quelli, ritenuti dominanti, delle interazioni trofiche, spinge ora le ricerche ad orientarsi verso l'analisi del diverso impatto esercitato dai

cambiamenti climatici su ambienti a diversa trofia.

In questo contesto, particolare interesse rivestono gli ambienti per i quali siano documentabili, sia gli effetti del riscaldamento, sia quelli delle modificazioni nello stato trofico. Il Lago Maggiore è un ambiente ideale per studi di questo tipo: le ricerche di limnologia fisica hanno da tempo messo in luce come la temperatura del lago sia aumentata di circa un grado a seguito del Global warming, e le ricerche sulla componente biologica hanno dimostrato l'impatto delle modificazioni nel regime di stratificazione termica sui popolamenti zooplanctonici. L'eutrofizzazione prima, e l'oligo-

trofizzazione poi, sono state documentate in questo lago attraverso indagini che hanno spaziato dalla chimica delle acque tributarie all'analisi delle comunità zooplanctoniche, consentendo di mettere in luce i tempi e i modi della risposta di diverse componenti della rete trofica pelagica alle modificazioni nella trofia lacustre.

È in questo contesto che nasce la ricerca sulle modificazioni trofodinamiche del Lago Maggiore in un arco di tempo (1943-2002) che comprende la transizione alla mesotrofia e il ritorno allo stato di oligotrofia, passando attraverso fasi diverse dello sfruttamento e della manipolazione della fauna ittica,

occorse prima e dopo la seconda guerra mondiale, e arrivando a comprendere, più di recente, l'impatto dei cambiamenti climatici.

L'analisi delle modificazioni della comunità a cladoceri, ricostruita a partire dai resti fossili nel sedimento, ha rivelato come l'introduzione di pesci nella prima metà dell'ottocento abbia segnato in maniera irreversibile la struttura del popolamento: i grossi cambiamenti strutturali occorsi a livello del popolamento a cladoceri sono risultati strettamente legati alla modificazioni nella predazione da parte dei pesci, mentre l'eutrofizzazione sembra aver agito, in maniera non irreversibile, incrementando la presenza numerica e la biomassa di alcune specie. Le differenze tra il popolamento attuale e quello precedente all'impatto antropico appaiono, in buona sostanza, legate soprattutto alle vicende che hanno inte-

ressato la fauna ittica, e dunque confermano l'ipotesi secondo la quale l'efficienza della rete trofica pelagica del lago sia principalmente governata dai rapporti top-down. L'elevata risoluzione della carota di sedimento utilizzata per l'indagine paleolimnologica ha consentito di ricostruire le vicende evolutive su scala temporale quasi-annuale, consentendo un raffronto puntuale dei risultati ottenibili mediante tecniche di indagine paleo- e neolimnologica. In particolare, l'applicazione dell'indice di planctivoricità ha consentito di raffrontare la misura delle modificazioni della pressione di predazione ittica sullo zooplancton ottenuto dai dati sedimentari, con i dati storici sul pescato risalenti agli anni settanta, e di rileggere attraverso il record fossile tratti documentati in letteratura, quali la crisi dell'agone (*Alosa fallax lacustris*).

I dati sedimentari del periodo recente rivelano chiaramente le modificazioni al trend pluriennale osservato con la ri-oligotrofizzazione del lago, indotte dai cambiamenti climatici. Risultano ben evidenti sia la più pronunciata variabilità interannuale, con una più marcata e frequente occorrenza di eventi di piena e/o di mescolamento verticale delle acque, sia il segnale "eutrofizzazione-simile" legato al riscaldamento climatico. L'arco di tempo rappresentato dalla carota comprende anni caldi ed eventi eccezionali, di piena e di completo mescolamento delle acque, occorsi durante la mesotrofia: il fatto che il segnale di tali eventi risulti molto più evidente nella fase attuale che non in passato sembrerebbe dar credito all'ipotesi secondo la quale l'impatto del clima sarebbe più forte, e destabilizzante, in condizioni di bassa trofia.

[MM]

ECOLOGIA DELLE ACQUE INTERNE > ZOOPLANKTON

On the appearance of *Eudiaptomus gracilis* (G.O. Sars, 1863), allochthonous copepod species, in Lake Maggiore zooplankton (poster communication)

M.M. Manca, A. Visconti, R. de Bernardi

2007 SIL Congress, Montreal, Quebec, Canada, August 12-18

Marina M. Manca, C NR Istituto per lo Studio degli Ecosistemi, Largo Tonolli 52 - 28922 Verbania (VB), Italy. E-mail: m.manca@ise.cnr.it

Il Lago Maggiore, grande lago profondo subalpino, è stato considerato come un classico esempio di ecosistema stabile e ad elevata resilienza. La sua eutrofizzazione e la successiva ri-oligotrofizzazione hanno avuto un impatto relativamente modesto sulla comunità zooplanctonica del lago, agendo più sulla presenza numerica e sulla biomassa delle sue popolazioni, che non sulla loro composizione specifica. Al contrario, le modificazioni nella struttura comunitaria dello zooplancton, occorse in concomitanza con l'introduzione di specie ittiche alloctone negli

anni cinquanta, sono risultate irreversibili. Nel ragguardevole arco di tempo durante il quale il lago è andato incontro a diverse vicende evolutive, documentate in quasi trent'anni di attività di monitoraggio e ricerca, il popolamento a copepodi ha mantenuto pressoché invariata la sua composizione tassonomica nel pelago: due specie di calanoidi -*Mixodiaptomus laciniatus*, di taglia grossa, ed *Eudiaptomus padanus*, di taglia modesta- e due specie di ciclopidi -il più grosso *Cyclops abyssorum* e il più piccolo *Mesocyclops leuckarti*- ne hanno costituito la densità di popola-

zione complessiva, il gigante *Megacyclops viridis* essendo solo occasionalmente rinvenibile nei primi 50 m d'acqua campionati per il monitoraggio dello zooplancton del lago. Date queste premesse, la comparsa nell'anno 2006 di *Eudiaptomus gracilis* (G.O. Sars, 1863) in campioni del pelago e del litorale ha rappresentato un fatto importante e degno di nota. Contrariamente a quanto osservato in altri laghi nei quali detta specie è comparsa come invasiva affermandosi, nel Maggiore essa ha presentato una taglia ragguardevole, superiore a quella del congenerico *E.*

padanus e, così come riportato sui testi nei quali è descritta, del tutto sovrapponibile a quella del diatome di più grosse dimensioni “da sempre” presente nel lago, *M. laciniatus*. La comparsa di *E. gracilis*

nel Lago Maggiore presenta dunque la peculiarità, rispetto ad altri casi in letteratura, di offrire agli studiosi un’importante occasione per discutere il ruolo relativo dei rapporti filogenetici, ed in partico-

lare quello dell’appartenenza al medesimo genere, rispetto a quello delle relazioni taglia-specifiche, per l’eventuale affermazione di specie invasive.

[MM]

ECOLOGIA DELLE ACQUE INTERNE > MACROINVERTEBRATI BENTONICI

Flood effects on invertebrates, sediments and particulate organic matter in the hyporheic zone of a gravel-bed stream

D.A. Olsen, C.R. Townsend

Freshwater Biology, 50: 839-853 (2005)

D.A. Olsen, Department of Zoology, University of Otago, Dunedin, New Zealand.

Gli autori hanno esaminato gli effetti di una piena sulla fauna bentonica e sugli habitat iporreici, in un fiume di quarto ordine della Nuova Zelanda. Sono state utilizzate due tecniche di raccolta: il *freeze-core* (fino a 50 cm di profondità) e il retino Surber (fino a 10 cm). I campionamenti sono stati effettuati prima, due giorni dopo e un mese dopo l’evento di piena.

La struttura della comunità iporreica è variata durante i tre campionamenti: una minor quantità di taxa è stata rilevata appena dopo la piena. In entrambe le date successive alla piena la comunità ha subito notevoli variazioni con riduzione della densità di due taxa abbondanti (*Leptophlebiidae* e *Copepoda*).

Dopo l’aumento di portata, l’abbondanza totale degli invertebrati è risultata nettamente minore secondo entrambi i metodi di campionamento. Diversi taxa, tra cui Isopodi, Asellidi e Anfipodi, hanno ricolonizzato il substrato durante il mese di indagine seguente la piena. La densità in ambiente iporreico di alcuni organismi (*Hydora* sp., Nematoda) non ha subito variazioni significative durante i tre campionamenti, mentre l’idracarino *Pseudotryssaturus* sp. ha mostrato un incremento numerico dopo la piena.

Non stati osservati movimenti verticali (nei primi 50 cm osservati) da parte di nessun taxa in risposta all’aumento di portata.

La porzione di sedimento fine

(<1 mm) nel substrato (10-50 cm) è aumentata durante i tre campionamenti, mentre i sedimenti di dimensioni medie hanno subito un decremento. Nonostante questo la porosità del sedimento è rimasta invariata. L’ammontare di particolato organico (POM) nel sedimento fluviale è aumentato a seguito dell’evento di piena.

Questo studio sottolinea l’importanza della zona iporreica come rifugio durante gli eventi idrologici estremi. Viene ipotizzato che alcuni taxa (Idracarini, Anfipodi, Isopodi) si spingano a profondità maggiori di 50 cm e siano pronti a ricolonizzare l’alveo superficiale non appena le condizioni lo permettano.

[SF-TB]

Effects of clogging on stream macroinvertebrates: an experimental approach

T. Bo, S. Fenoglio, G. Malacarne, M. Pessino, F. Sgariboldi

Limnologica, 37: 186-192 (2007)

S. Fenoglio, Università del Piemonte Orientale, Di.S.A.V., Via Bellini n. 25, 15100 Alessandria, Italy (fenoglio@unipmn.it)

Con il termine “*clogging*” viene correntemente indicata la deposizione di materiale fine sui sedimenti fluviali ad opera di alterazioni morfologiche ed idrologiche di origine antropica. Sbarramenti trasversali, alterazione degli alvei, prelievi e rilasci fanno sì che un nu-

mero crescente di ambienti lotici, a granulometria prevalentemente grossolana, siano ormai caratterizzati dal deposito innaturale di materiale fine. Questo fenomeno provoca occlusione degli interstizi, con drastiche conseguenze per la fauna invertebrata.

In questo lavoro è stato analizzato l’effetto del *clogging* in un ambiente lotico appenninico, il Torrente Lemme (AL). Nell’alveo del fiume, ad una profondità di 15 cm, sono state posizionati 48 substrati artificiali, costituiti da telai metallici riempiti di sedimento sterile a

differente granulometria: in particolare sono state create 4 tipologie di substrato, caratterizzate dall'importanza crescente della frazione fine. Dopo 20 e dopo 40 giorni, i substrati sono stati rimossi secondo uno schema prestabilito, e sono stati

raccolti e classificati i macroinvertebrati colonizzanti.

Sono state riscontrate significative differenze nel popolamento colonizzante, con densità e ricchezza tassonomica minori nei substrati ove la componente sabbiosa era

prevalente.

Nel lavoro vengono discusse le caratteristiche autoecologiche e faunistiche dei diversi popolamenti, ipotizzando che l'effetto del *clogging* possa essere più severo di quanto sinora previsto. [SF]

ECOLOGIA DELLE ACQUE INTERNE > INTERAZIONI ACQUE SUPERFICIALI E SOTTERRANEE

Clogging processes in hyporheic interstices of an impounded river, the Danube at Vienna, Austria

A.P. Blaschke, K. Steiner, R. Schmalfluss, D. Gutknecht, D. Sengschmitt

Internat. Rev. Hydrobiol., **88**: 397-413 (2003)

A.P. Blaschke, Institute of Hydraulics, Hydrology and Water Resources Management, 1040 Vienna, Austria. E-mail: blaschke@hydro.tuwien.ac.at

Le interazioni tra acquiferi ed acque superficiali sono influenzate in modo sensibile dal processo di *clogging*, ovvero dall'occlusione degli spazi interstiziali presenti negli alvei fluviali. Questo fenomeno, che rappresenta un pericolo notevole dal punto di vista della connettività ecologica delle acque interne, è spesso legato alle profonde alterazioni ambientali delle condizioni morfo-idrologiche dei fiumi. Canalizzazione, regimazione e realizzazione di dighe e sbarramenti sono

tra i più comuni esempi di opere che favoriscono l'incremento del *clogging*.

In questo lavoro vengono riportate osservazioni realizzate nel bacino viennese del Danubio. Il *clogging* è stato monitorato in aree con differente substrato, per mezzo di piezometri multi-livello. È risultato evidente come questo fenomeno sia soggetto a cicli, in cui si alternano fasi di maggior accumulo di particellato fine a fasi di assenza o scarsità di deposizione. I

picchi del fenomeno sono sempre associati ad eventi di piena, anche se sono state rilevate profonde differenze tra eventi di portata differente.

Tra gli elementi di maggior interesse dell'articolo vi è sicuramente la parte metodologica, ove vengono illustrate alcune tecniche innovative per gli studi idrobiologici, quali un particolare tipo di *freeze-coring* e l'impiego di videocamere miniaturizzate inserite nell'alveo fluviale. [SF-TB]

ECOLOGIA DELLE ACQUE INTERNE > REGIME IDROLOGICO > DIRETTIVA 2000/60/CE

DHRAM: a method for classifying river flow regime alterations for the EC Water Framework Directive

A.R. Black, J.S. Rowan, R.W. Duck, O.M. Bragg, B.E. Clelland

Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems, **15**: 427-446 (2005)

A.R. Black, Environmental Systems Research Group, Department of Geography, university of Dundee, Dundee, DD1 4HN, United Kingdom. E-mail: a.z.black@dundee.ac.uk

Gli autori hanno sviluppato un metodo per valutare il grado di alterazione antropica dei regimi idrologici fluviali rispetto a condizioni prossime alla naturalità. Il Dundee Hydrological Regime Alteration Method (DHRAM) utilizza l'approccio "Indicators of Hydrologic Alteration" messo a punto dalla US Nature Conservancy per classificare il rischio di un danno all'ecologia fluviale, utilizzando uno

schema a cinque classi compatibile con quanto richiesto dalla Direttiva quadro europea sulle acque.

Sono stati sviluppati metodi differenti per fiumi e laghi, ma solo i primi sono presi in considerazione nell'articolo. Il metodo DHRAM utilizza serie temporali di dati di portata media giornaliera, che rappresentano situazioni non impattate o impattate per il sito in esame, e li mette in relazione a qualunque

tipologia di impatto antropico di natura idrologica, quali ritenzioni, derivazioni o aumenti della portata. Sono sottolineate le procedure per il completamento dei dati in base ai loro differenti livelli di disponibilità, facendo uso del pacchetto *Micro Low Flows*, al fine di generare serie sintetiche di portate medie giornaliere, integrate in modo appropriato con dati di alterazione della portata.

L'utilità del metodo DHRAM è dimostrata mediante un paio di casi studio realizzati in Scozia, che illustrano la sua capacità nel clas-

sificare le alterazioni del regime e nel fornire una cartografia utile per i gestori dei bacini fluviali. Sono inoltre discussi temi attuali e futuri

relativi alla calibrazione dei punteggi DHRAM con i livelli di danno ecologico.

[PG]

ECOLOGIA GENERALE > SPECIE RARE

Rare species and ecosystem functioning

K.G. Lions, C.A. Brigham, B.H. Traut, M.W. Schwartz

Conservation Biology, 19: 1019-1024 (2005)

K.G. Lions, Trinity University, Department of Biology, One trinity Place, San Antonio, TX 78212, USA. E-mail: klions@trinity.edu

Il ruolo della diversità nel mantenimento degli ecosistemi è stato ampiamente studiato nell'ultimo decennio. Correlando ricchezza e diversità in specie con i processi di base dell'ecosistema, questi studi hanno alimentato l'ipotesi che la diversità influenzi in modo significativo il funzionamento degli ecosistemi e che, in cambio, venga favorita la conservazione di biodiversità.

Ciononostante, questi studi dimostrano che la conservazione di un numero relativamente piccolo di specie, generalmente dominanti, è sufficiente per mantenere

la maggior parte dei processi. In effetti, ci sono scarse evidenze per sostenere che le specie meno comuni, che meritano la maggiore attenzione ai fini conservazionistici, siano importanti nel mantenere il funzionamento degli ecosistemi.

Gli autori prendono in considerazione alcuni studi, la maggior parte dei quali impiega strategie metodologiche alternative, in cui si dimostra che le specie rare e meno comuni forniscono contributi significativi al funzionamento degli ecosistemi. Evidenze in tal senso si trovano negli studi sulle specie chiave, sugli effetti combinati delle spe-

cie meno comuni e sul *turnover* delle specie.

Gli autori concludono che: (1) le specie meno comuni possono fornire contributi significativi all'ecosistema; (2) c'è un'estrema necessità di ulteriori studi degli effetti delle specie rare e meno comuni sul funzionamento degli ecosistemi; (3) le ricerche dovrebbero prendere in considerazione una varietà di approcci; (4) in attesa di ulteriori ricerche, si può garantire un approccio conservazionistico prudente se si considera il ruolo delle specie meno comuni nel funzionamento degli ecosistemi.

[PG]

ECOLOGIA DELLE ACQUE INTERNE > DIATOME E BENTONICHE

A large-scale stream benthic diatom database

V. Gosselain, M. Coste, S. Campeau, L. Ector, C. Fauville, F. Delmas, M. Knoflacher, M. Licursi, F. Rimet, J. Tison, L. Tudesque and J.-P. Descy

Developments in Hydrobiology, 180: 151-163 (2005). In: Aquatic Biodiversity II (Springer Netherlands).

V. Gosselain, Department of Biology, Facultés Universitaires N-D de la Paix, URBO, rue de Bruxelles, 61, 5000 Namur, Belgium. Email: veronique.gosselain@fundp.ac.be

Gli autori hanno creato un database in MS Access® che mette in relazione dati relativi a diatomee bentoniche, relativa nomenclatura tassonomica -inclusi i sinonimi- e corrispondenti dati ambientali. Questo database ha permesso un uso flessibile ed a lungo termine di una grande quantità di dati (circa 3.000) riuniti nella rete

del progetto PAEQANN finanziato dalla Comunità Europea, raggruppando informazioni precise e documentate sia sulle diatomee bentoniche che sui dati ambientali quantitativi o semi-quantitativi. Il database si è dimostrato uno strumento utile per la definizione delle tipologie di comunità a diatomee bentoniche in una scala mul-

ti-regionale, per la previsione degli impatti delle modifiche dell'ambiente sulla struttura delle comunità di diatomee e, inoltre, per la definizione dell'autoecologia di alcuni taxa.

Il database potrebbe essere utile per impostare ulteriori ricerche sulle diatomee e, in seguito alla sua implementazione, anche

su altre comunità biologiche delle acque interne. Potrebbe anche es-

sere la base per applicazioni ad una più vasta tipologia di corsi

d'acqua, appartenenti anche ad altre regioni.

[PS]

Predicting diatom communities at the genus level for the rapid biological assessment of rivers

B. Chessman, I.R. Gowns, J. Currey, N. Plunkett-Cole

Freshwater Biology, 41: 317-331 (1999)

B. Chessman, Centre for Natural Resources, Department of Land and Water Conservation, PO Box 3720, Parramatta, NSW 2124, Australia.

Nella primavera del 1994 e nell'autunno del 1995 sono state campionate diatomee in 137 siti di riferimento incontaminati o semi-incontaminati, in grandi e piccoli corsi d'acqua e a varie altitudini, nelle regioni New South Wales e Victoria (Australia). In ciascun sito i campionamenti consistevano nell'effettuazione di "raschiamenti" di cinque substrati presenti in un gradiente variabile di microhabitat. Per ciascun substrato, sono state identificate fino a 100 valve a livello tassonomico di genere.

Sono stati messi a punto modelli, basati sulla statistica multivariata, per predire la probabilità di rinvenimento di ciascun genere

in un determinato sito in condizioni non alterate, in base alle caratteristiche fisiche del sito. Le comunità previste dal modello sono state confrontate con quelle osservate nei siti di riferimento e in 55 siti campione che presentavano vari gradi di disturbi antropici

I siti campione sono stati caratterizzati più dalla presenza di generi non previsti dal modello che dall'assenza dei generi previsti. Il grado di allontanamento dalle previsioni del modello era in relazione principalmente con l'aumento di alcalinità, conducibilità elettrica, durezza e pH. Da questi risultati gli autori concludono che il principale effetto dell'attività uma-

na sulla composizione delle comunità di diatomee negli ambienti studiati è rappresentato dall'aumento della ricchezza di generi conseguente all'arricchimento di sali alcalini.

I modelli applicati si sono dimostrati meno efficaci rispetto ad altri modelli simili utilizzati con i macroinvertebrati a livello di famiglia, probabilmente a causa della maggiore variabilità temporale delle comunità di diatomee e delle differenze nelle variabili ambientali alle quali le due comunità rispondono. In conclusione, sono discussi i metodi per migliorare i modelli presenti.

[PS]

Biological monitoring of eutrophication in rivers

M.G. Kelly and B. Whitton

Hydrobiologia, 384: 55-67 (1998)

M.G. Kelly, Bowburn Consultancy, 11 Montaigne Drive, Bowburn, Co. Durham, DH6 5

C'è una crescente consapevolezza della necessità di valutare l'impatto dell'arricchimento in nutrienti sugli ecosistemi fluviali, in maniera distinta rispetto agli impatti di natura organica. È stata proposta una varietà di metodi ed alcuni di essi hanno trovato un impiego pratico da parte degli enti di gestione delle acque. I metodi possono essere applicati per ampie campagne di analisi, oppure per fornire informazioni di base al fine di va-

lutare possibili cambiamenti futuri. Nel secondo caso è raccomandato l'utilizzo di differenti metodiche, principalmente quando è importante avere informazioni affidabili sull'impatto a lungo termine del miglioramento di qualità degli scarichi.

Stime di biomassa, misurate come clorofilla *a*, sono state utilizzate per il fitoplancton e, in alcuni casi, per le comunità bentoniche.

Comunque, è necessaria mol-

ta attenzione nell'applicazione di questa misura a causa della varietà di fattori, oltre alla concentrazione di nutrienti, che può influenzarne i valori.

Sono state sviluppate metodiche basate sull'analisi della comunità complessiva utilizzando, di solito, stime semiquantitative di abbondanza. Si è osservato anche un aumento nell'utilizzo di indici basati sulle proporzioni relative delle specie di diatomee epilitiche.

Le metodologie utilizzate da alcuni gruppi di ricerca in Europa sono molto simili tra loro, rendendo possibile il confronto dei risultati tra regioni diverse.

Lo sviluppo di indici basati sulla composizione floristica delle macrofite in relazione allo stato di

eutrofizzazione dei fiumi è in via di sviluppo specialmente in Francia ed in Inghilterra. Tuttavia, quando avvengono cambiamenti a lungo termine nelle concentrazioni di nutrienti nell'acqua, l'interpretazione dei risultati risulta complicata, a seguito dei diversi

contributi dai sedimenti e dall'acqua alle differenti specie radicate.

I saggi biologici possono rivelarsi di estrema utilità quando si voglia stabilire se l'azoto o il fosforo siano fattori limitanti la crescita di una comunità.

[PS]

Is genus or species identification of periphytic diatoms required to determine the impacts of river regulation?

I. Gowns

Journal of Applied Phycology, 11: 273-283 (1999)

I. Gowns, Australian Water Technologies, PO Box 73, West Ryde, NSW, Australia, 2114

Dal momento che le diatomee perifitiche sono ampiamente usate per la valutazione biologica dei fiumi, l'autore ha eseguito un confronto riguardo l'utilizzo di informazioni a livello di specie o di genere per misurare gli effetti della regimazione dei fiumi nell'Australia orientale.

Sono state determinate 74 specie

appartenenti a 30 generi provenienti da 10 siti sottoposti a regolazione delle portate e 13 siti non alterati. L'interpretazione degli effetti di otto dighe e briglie sulle comunità diatomiche perifitiche ha fornito in generale risultati simili indipendentemente dal livello tassonomico utilizzato. La similarità dei risultati ottenuti impiegando i

due livelli tassonomici è probabilmente correlata al fatto che gran parte dei generi è rappresentata da poche specie. Il basso numero di specie all'interno di ciascun genere riduce effettivamente le possibilità di risposta delle differenti specie ai disturbi ambientali, nascondendo la risposta a livello di genere.

[AF]

Stream epilithic, epipellic and epiphytic diatoms: habitat fidelity and use in biomonitoring

J.G. Winter, H.C. Duthie

Aquatic Ecology, 34: 345-353 (2000)

J.G. Winter, Dorset Environmental Science Centre, P.O. Box 39, Dorset, Ontario, Canada, P0A 1E0. E-mail: winterje@ene.gov.on.ca

Gli autori hanno confrontato l'utilizzo di comunità di diatomee epilithiche, epifitiche ed epipelliche nel biomonitoraggio dei fiumi, indagando la composizione in specie e la loro relazione con i parametri di qualità dell'acqua in due tributari del Grand River (Ontario, Canada).

Anche se l'ordinamento dei dati ha mostrato una certa separazione dell'epilithon dagli altri habitat, una chiara preferenza di habitat e stagionalità non è stata dimostrata. L'analisi della corrispon-

denza canonica ha mostrato che i parametri di qualità dell'acqua possono spiegare le principali variazioni dei dati relativi alle diatomee in tutti e tre gli habitat. La composizione delle comunità in ogni habitat è fortemente correlata all'alcalinità, alla concentrazione di solidi sospesi, al BOD e alla conducibilità; inoltre, le diatomee epipelliche e epifitiche hanno mostrato una relazione significativa con la presenza di fosforo totale.

Gli autori concludono che, sebbene qualche specie sia più ab-

bondante in un habitat piuttosto che in altri, la struttura delle comunità degli habitat epilithico, epifitico e epipellico dei corsi d'acqua studiati non è risultata molto differente. I risultati non indicano benefici apparenti conseguenti al campionamento di specifici habitat quando si utilizzano le diatomee per il monitoraggio della qualità delle acque; tuttavia, le correlazioni migliori sono state ottenute utilizzando l'insieme dei dati relativi alle diatomee osservate in tutti e tre gli habitat.

[AF]

Benthic diatoms in USA rivers: distributions along spatial and environmental gradients

M.G. Potapova, D.F. Charles

Journal of Biogeography, 29: 167–187 (2002)

M.G. Potapova, Patrick Center for Environmental Research, The Academy of Natural Sciences, 1900 Benjamin Franklin Parkway, Philadelphia, PA 19103, USA. E-mail: potapova@acnatsci.org

Obiettivi della ricerca sono stati quelli di studiare le tipologie di comunità di diatomee bentoniche dei fiumi su larga scala, stimare l'importanza relativa dei fattori geografici ed ambientali che influenzano la loro composizione e valutare le implicazioni di queste tipologie di comunità nell'utilizzo come indicatori della qualità delle acque, in particolare dell'arricchimento in nutrienti.

L'analisi di gradiente è stata impiegata per comprendere la struttura floristica dei dati e per rilevare i principali gradienti ecologici che sono in relazione con la variazione nella composizione di specie a differenti scale spaziali. La partizione della varianza è stata usata per distinguere gli effetti ambientali dalle caratteristiche spaziali.

Su scala nazionale, tre gradienti ecologici principali sono risultati evidenti. Il primo è costituito da un complesso gradiente "monte-valle", dalle acque montane ve-

loci e oligotrofiche, alle acque più eutrofiche delle alte e basse pianure. Il secondo gradiente è definito dal contenuto in minerali e dal pH, che distinguono le acque più o meno acide delle zone umide degli USA orientali dalle acque alcaline delle regioni aride occidentali. Il terzo gradiente è in relazione alle variazioni di temperatura correlate all'altitudine ed alla latitudine.

Fino ad un terzo delle variazioni nella composizione in specie è da attribuire unicamente ai fattori geografici non correlati con le caratteristiche ambientali misurate. Sono presentati parecchi esempi di specie con modelli complessi di distribuzione spaziale.

Sebbene l'ambiente giochi costantemente il ruolo più importante nel determinare la struttura delle comunità di diatomee nei fiumi, anche i fattori spaziali sono in grado di spiegare la variazione della distribuzione delle specie, in parti-

colare a livello di continente. La maggior parte delle specie che sono confinate in aree geografiche limitate non è stata ancora descritta e richiede un ulteriore lavoro tassonomico. Gli autori intendono dimostrare che la selezione di specie che potrebbero servire come indicatori di arricchimento in nutrienti nei fiumi degli USA non è una procedura chiara e diretta. L'esistenza di complessi gradienti ambientali e di modelli di distribuzione spaziale delle specie ancora poco conosciuti, precludono tentativi di sviluppare metriche uniformi basate sulle diatomee che potrebbero essere applicate ovunque negli USA.

Gli autori sostengono lo sviluppo e la taratura di metriche basate su dati raccolti da aree geografiche limitate e che includono siti che hanno variazioni delle caratteristiche ambientali relativamente ridotte, diverse da quelle per cui le metriche sono state messe a punto.

[AF]

A comparison of diatom assemblages generated by two sampling protocols

C. L. Weilhoefer and Y. Pan

Journal of the North American Benthological Society, 26: 308–318 (2007)

C. L. Weilhoefer, Environmental Sciences and Resources, Portland State University, P.O. Box 751, Portland, Oregon 97207 USA

Gli autori hanno esaminato le differenze tra comunità di diatomee raccolte negli stessi tratti fluviali mediante due differenti protocolli di campionamento, e quindi hanno indagato le relative influenze sui risultati del biomonitoraggio. Sono stati considerati dati raccolti in 71 stazioni sia mediante un protocollo a scala di tratto fluviale (Environmental Monitoring and Assessment Program [EMAP]) sia con un protocollo a livello di habitat (US EPA

Science to Achieve Results [STAR]); entrambi i metodi fanno parte della campagna US EPA EMAP.

In generale, le comunità ottenute mediante i due protocolli sono risultate simili. Il valore mediano dell'indice di similarità di Bray-Curtis (BC) tra i conteggi di diatomee EMAP e STAR è risultato pari al 70% (valori compresi tra 19-91%). La ricchezza tassonomica ($R^2=0,7$), le metriche di autoecologia (e.g., *siltation index*: $R^2=0,9$, trophic

diatom index: $R^2=0,8$) e le metriche morfologiche (e.g., taxa eretti: $R^2=0,7$, percentuale di taxa prostrati: $R^2=0,8$) sono risultati confrontabili tra i due protocolli. Le relazioni tra le comunità di diatomee (riassunti dagli assi di ordinamento ottenuti con la tecnica del *nonmetric multidimensional scaling*) e le variabili ambientali sono risultate simili tra i due protocolli, con una relazione di maggiore importanza tra le comunità di diatomee e le variabili di

qualità dell'acqua (e.g., fosforo totale, conducibilità) piuttosto che tra le prime e le caratteristiche dell'habitat fisico o del bacino idrografico.

La comunità ottenute mediante i due protocolli differiscono per una specifica combinazione di condizioni ambientali. Le stazioni con i più bassi valori di similarità BC tra i conteggi EMAP e STAR sono

tendenzialmente quelle ad alveo più ampio e con minore ombreggiamento, ed hanno valori più elevati dei parametri correlati al disturbo antropico (e.g., conducibilità, fosforo totale, % di sedimento fine) rispetto alle stazioni con i valori di similarità BC più alti.

Gli autori concludono che i protocolli di campionamento EMAP

e STAR, in generale, permettono di raccogliere comunità di diatomee simili. Tuttavia, i ricercatori dovrebbero essere cauti nell'assemblare dati di diatomee raccolti con differenti protocolli, in particolare nei fiumi di grandi dimensioni, dove si accrescono le possibilità di raccogliere campioni in molteplici habitat. [PG]

Modeling natural environmental gradients improves the accuracy and precision of diatom-based indicators

Y. Cao, C.P. Hawkins, J. Olson and M.A. Kosterman

Journal of the North American Benthological Society, 26: 566–585 (2007)

Yong Cao, Western Center for Monitoring and Assessment of Freshwater Ecosystems, Department of Watershed Sciences and Ecology Center, Utah State University, Logan, Utah 84322-5210 USA

Gli indici basati sulle diatomee possono contribuire significativamente alla valutazione complessiva delle condizioni biologiche di un corso d'acqua. Gli autori hanno usato dei modelli per sviluppare, valutare e confrontare due tipi di indicatori basati sulle diatomee dei fiumi dell'Idaho: il rapporto osservato/atteso (O/E) rispetto alla perdita di un taxon, derivato da un modello simile al RIVPACS (River InVertebrate Prediction And Classification System) ed un indice multimetrico (MMI). La previsione degli effetti dei gradienti ambientali naturali sulla composizione delle comunità è una componente chiave di RIVPACS, ma l'approccio modellistico è stato raramente utilizzato per lo sviluppo di MMI.

La struttura delle comunità di diatomee varia sostanzialmente tra campioni provenienti da diversi siti di riferimento, ma tale variazione non è spiegata dalle differenze tra ecoregioni né tra bioregioni. Perciò gli autori hanno usato gli alberi di classificazione e regressione (*Classification and Regression Trees*, CART) per ottenere un modello della variazione delle singole metriche in funzione dei

gradienti naturali. Sia per CART che per RIVPACS, le variabili predittive sono state limitate a quelle non condizionate o resistenti ai disturbi antropici.

In media, il 46% della varianza totale di 32 metriche è stata spiegata dai modelli CART, ma le variabili predittive differivano tra le diverse metriche e spesso hanno mostrato di interagire una con l'altra. L'uso dei residui di CART (cioè i valori delle metriche corretti dagli effetti dei gradienti ambientali naturali) ha comunque condizionato grandemente molte metriche che discriminano tra siti di riferimento e siti campione.

Gli autori hanno usato la *cluster analysis* per esaminare le ridondanze tra le metriche possibili e quindi selezionare la metrica con la più elevata capacità discriminante da ciascun cluster. Questo passaggio è stato applicato sia alle metriche corrette che a quelle non corrette, ed ha portato alla inclusione di 7 metriche nei MMI. I MMI corretti sono risultati più precisi rispetto a quelli non corretti (coefficiente di variazione più basso del 50%). Sia i MMI corretti che non corretti hanno indicato proporzioni simili di siti di prova che non

risultano in condizioni di riferimento, ma hanno mostrato disaccordo sulla valutazione di numerosi singoli siti campione. L'uso di MMI non corretti probabilmente ha portato a maggiori tassi di errori di tipo I e di tipo II rispetto all'uso di metriche corrette, una logica conseguenza dell'incapacità delle metriche non corrette di distinguere gli effetti confondenti dei fattori ambientali naturali rispetto a quelli associati allo stress antropico.

Il modello tipo-RIVPACS per le diatomee ha mostrato prestazioni simili a quello sviluppato per gli invertebrati. Il rapporto O/E è risultato preciso quanto il MMI corretto, ma ha attribuito una porzione minore di siti di prova tra quelli lontani da condizioni di riferimento, facendo concludere che la perdita di un taxon è meno importante rispetto ai cambiamenti nella struttura delle comunità di diatomee. Come già dimostrato per le misure O/E, i modelli sembrano essere un metodo efficace per sviluppare MMI più accurati e precisi. Inoltre, i modelli permettono di sviluppare singoli MMI da usare in un'intera regione eterogenea dal punto di vista ambientale.

[PG]

Development and evaluation of a diatom-based Index of Biotic Integrity for the Interior Plateau Ecoregion, USA

Y.-K. Wang, R.J. Stevenson and L. Metzmeier

Journal of the North American Benthological Society, **24**: 990-1008 (2005)

Yi-Kuang Wang, Department of Zoology, Michigan State University, East Lansing, Michigan 48824 USA

Gli autori hanno sviluppato un Indice di Integrità Biotica (IBI) per l'ecoregione Interior Plateau (IPE) negli USA, il quale valuta gli effetti dei disturbi antropici sulle condizioni biologiche delle comunità di diatomee dei corsi d'acqua. Sono state selezionate 7 metriche partendo da 59 caratteristiche della comunità di diatomee in siti di riferimento ed in siti campione, basandosi sulle differenze significative tra gruppi di stazioni evidenziate dal test U di Mann-Whitney, dalla maggiore capacità di discriminazione, e da un basso coefficiente di variazione.

I valori di IBI sono stati cal-

colati sommando le metriche di un sito dopo la loro trasformazione in valori discreti (1, 3 e 5) o continui (0-10). Entrambe le scale, continua e discreta, hanno permesso di separare con successo i siti di riferimento da quelli disturbati, ed i valori di IBI sono risultati significativamente correlati all'uso agricolo del suolo nei bacini idrografici dell'IPE.

Successivamente l'IBI è stato testato utilizzando una seconda serie di dati dei corsi d'acqua dell'IPE, ottenuta da lievi differenze nei metodi di campionamento e nella classificazione tassonomica, e sono stati classificati i siti come riferimento o alterati impiegando i

medesimi criteri della precedente sperimentazione.

I valori di IBI sono risultati significativamente differenti tra i siti di riferimento ed i siti alterati, ed hanno permesso di classificare correttamente l'80% delle stazioni.

Rispetto ad altri Indici di Integrità Biotica basati sulle diatomee, l'indice sperimentato ha mostrato una maggiore capacità di discriminazione dei siti ed ha fornito una caratterizzazione accurata dell'alterazione dei corsi d'acqua. Lo sviluppo di un IBI basato sulle diatomee può rappresentare un utile strumento di gestione dei fiumi e dei bacini idrografici.

[PG]

Comparative assessment of stream acidity using diatoms and macroinvertebrates: implications for river management and conservation

B.R. Lewis, I. Jüttner, B. Reynolds, S.J. Ormerod

Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems, **17**: 502-519 (2007)

Bethan R. Lewis, Cardiff School of Biosciences, Main Building, Cardiff University, PO Box 915, Cardiff CF10 3TL, UK. E-mail: lewisbr@cf.ac.uk

I macroinvertebrati e gli organismi fitobentonici (ad esempio le diatomee) sono frequentemente impiegati come bioindicatori di qualità degli ambienti acquatici; tuttavia pochi studi hanno confrontato la loro efficacia, sebbene entrambi siano presi in considerazione dalla Direttiva comunitaria sulle acque. Come caso di studio gli autori hanno valutato l'efficacia di ciascuno dei due gruppi di organismi nel valutare lo stato di acidificazione nel bacino del fiume Wye (Galles) utilizzando dati raccolti per due anni.

L'ordinamento ha mostrato

che le comunità sia di diatomee che di macroinvertebrati variano in maniera altamente significativa in funzione del pH, dell'alcalinità e della concentrazione di calcio. Inoltre, i punteggi dell'ordinamento sono risultati altamente intercorrelati tra questi due gruppi di organismi in entrambi gli anni considerati. Sono state rilevate anche differenze, con le due comunità che variavano in modo diverso in relazione all'uso del suolo ed alle caratteristiche idromorfologiche. Queste diverse modalità di risposta suggeriscono che le due comunità possono essere complementari in ter-

mini di indicatori, mentre i differenti tempi di riproduzione tra diatomee e macroinvertebrati implicano differenti velocità di risposta ai cambiamenti che avvengono a diverse scale temporali.

I risultati ottenuti mostrano l'esistenza di significative problematiche legate alla qualità dell'acqua del fiume Wye -proposto quale area speciale di conservazione- che sono dovute alla continua acidificazione dei tratti di sorgente. Ciò risulta particolarmente significativo rispetto agli obiettivi della Direttiva europea sulle acque e della Direttiva Habitat. [PG]

Long-term survey of heavy-metal pollution, biofilm contamination and diatom community structure in the Riou Mort watershed, South-West France

S. Morina, T.T. Duonga, A. Dabrinc, A. Coynelc, O. Herloryb, M. Baudrimontb, F. Delmasa, G. Durrieub, J. Schäferc, P. Wintertond, G. Blancc and M. Costea

Environmental Pollution, 151: 532-542 (2008)

S. Morina, Unité de Recherche Réseaux, Epuration et Qualité des Eaux REQE, Cemagref, 50 avenue de Verdun, F-33612 Cestas Cedex, France.

Il biofilm peritifco di un corso d'acqua del bacino del Riou Mort (Francia sud-occidentale) è stato analizzato determinandone la densità cellulare e la composizione della comunità di diatomee, il peso secco ed il bioaccumulo di metalli (cadmio e zinco). Le comunità peritifche di diatomee sono risultate alterate dalla presenza dei metalli, ma hanno mostrato una tolleranza indotta, evidenziata da modifiche strutturali (dominanza di specie pic-

cole, adnate) e da anomalità morfologiche, in particolare nel genere *Ulnaria* e *Fragilaria*. I raggruppamenti di specie sono risultati caratterizzati da taxa notoriamente presenti in ambienti contaminati da metalli, ed i cambiamenti nella struttura delle comunità hanno mostrato modalità stagionali: elevate densità di *Eolimna minima*, *Nitzschia palea* e *Pinnularia parvulissima* sono osservate in estate ed in autunno, mentre le specie *Suri-*

rella brebissonii, *Achnantheidium minutissimum*, *Navicula lanceolata* e *Suriella augusta* dominano in inverno ed in primavera.

Gli indici comunemente usati, come l'indice di diversità di Shannon e l'indice Specific Pollution Sensitivity Index, riflettono il livello di inquinamento e suggeriscono un effetto stagionale, essendo state osservate le densità minori durante l'estate.

[PG]

Short term dynamics of diatoms in an upland stream and implications for monitoring eutrophication

M.G. Kelly

Environmental Pollution, 125: 117-122 (2003)

Martyn G. Kelly, Bowburn Consultancy, 11 Montaigne Drive, Bowburn, Durham DH6 5QB, UK.

Uno studio finalizzato ad esaminare l'effetto di immissioni periodiche diffuse di nutrienti sulle comunità diatomee di un piccolo corso d'acqua nell'Inghilterra settentrionale è stato disturbato da altri cambiamenti avvenuti nel fiume poco prima dell'inizio della fertilizzazione. Una flora dominata da diatomee sessili è passata in un

periodo di circa tre settimane ad una dominata dal genere *Nitzschia*. In assenza di evidenti cause di origine antropica, la ragione più verosimile di questo cambiamento è la semplificazione di un meandro a monte della stazione, che ha provocato il rilascio di sedimento fine che ha favorito le diatomee mobili.

Sono anche stati osservati i

cambiamenti dovuti alla fertilizzazione con fosforo, che hanno portato ad un incremento dell'abbondanza relativa di *Epithemia*, probabilmente favorita dai bassi rapporti N:P. L'autore discute le implicazioni di questi cambiamenti nel monitoraggio dell'eutrofizzazione e dello stato ecologico dei corsi d'acqua montani.

[PG]

Water quality assessment using diatom assemblages and advanced modelling techniques

M. Gevrey, F. Rimet, Y. Seuk Park, J.-L. Giraudel, L. Ector, S. Lek

Freshwater Biology, 49: 208-220 (2004)

Muriel Gevrey, LADYBIO UMR CNRS - Université Paul Sabatier, 118 route de Narbonne, F-31062 Toulouse cedex, France. E-mail: gevrey@cict.fr

Per definire e prevedere la struttura di popolazione di diatomee dei fiumi del Lussemburgo utilizzando dati ambientali, gli autori

hanno utilizzato due tipi di procedure proprie delle reti neurali.

Self-organising maps (SOM) sono state usate per classificare i

campioni in accordo alla loro composizione di diatomee, ed il *multi-layer perceptron* con un algoritmo di *backpropagation learning* (BPN) è

stato impiegato per predire questi raggruppamenti utilizzando le caratteristiche ambientali di ciascun campione come dati di input, e le coordinate spaziali (X e Y) dei centri delle celle della SOM, identificati come raggruppamenti di diatomee, come output. Metodi classici (analisi delle corrispondenze e analisi dei clusters) sono stati successivamente usati per individuare le relazioni tra i raggruppamenti di diatomee ed il numero della cella

SOM. L'analisi delle corrispondenze canoniche è stata anche impiegata per definire le relazioni tra questi raggruppamenti e le condizioni ambientali.

I dati sperimentati con le SOM sono stati distinti in 12 raggruppamenti (12 clusters) aventi differenti composizioni specifiche. Il confronto tra la posizione del campione osservato rispetto a quella del campione stimato sulla mappa SOM ha permesso di valutare la prestazione

del BPN (coefficienti di correlazione di 0,93 per la X e 0,94 per la Y). Gli errori quadratici medi di 12 celle variavano tra 0,47 e 1,77, mentre la proporzione di campioni correttamente predetti andava da 37,5 a 92,9%.

Lo studio ha mostrato l'elevata predittività dei raggruppamenti di diatomee usando parametri fisici e chimici per un piccolo numero di tipi fluviali di una limitata area geografica. [PG]

Comparing diatom species, genera and size in biomonitoring: a case study from streams in the Laurentians (Québec, Canada)

S. Wunsam, A. Cattaneo, N. Bourassa

Freshwater Biology, 47: 325-340 (2002)

Sybille Wunsam, 11437 76 Avenue, Edmonton Alberta, T6G 0K5 Canada. E-mail: wunsam@merlin.math.ualberta.ca

Gli autori hanno studiato la distribuzione di diatomee epilitiche in corsi d'acqua soggetti a differenti intensità di disturbo antropico al fine di valutare il potenziale di questi organismi quali bioindicatori di alterazioni ambientali, quali l'arricchimento in nutrienti e l'acidificazione.

Sono stati sperimentati tre descrittori delle comunità di diatomee in funzione della loro capacità di prevedere le alterazioni ambientali: la composizione in specie, la composizione in generi e la distribuzione delle dimensioni.

Il colore delle acque ed il pH sono risultati i parametri che spiegano la maggior parte delle differenze tra raggruppamenti di diatomee. Secondo l'ordinamento, il colore spiega meglio le variazioni nella distribuzione delle dimensioni (42%) rispetto alla composizione in generi (25%) ed in specie (8%). Al contrario, il pH non è risultato correlato con le dimensioni, mentre una significativa proporzione di variazione è spiegata dalla composizione in specie (11%) e in particolare dalla composizione in generi (18%). Comunque, solamente la

composizione specifica risulta rispondere alle variazioni delle concentrazioni di fosforo e di biomassa dei raschiatori.

Le dimensioni e l'analisi tassonomica a livello di genere talvolta si sono mostrati più efficienti dell'analisi tassonomica fine nel descrivere la risposta dei raggruppamenti di diatomee al colore ed all'acidificazione. In ragione della semplicità di questi parametri descrittivi delle comunità di diatomee, la loro potenzialità per il monitoraggio di routine dei fiumi dovrebbe essere ulteriormente approfondita. [PG]

Assessment of ecological status in U.K. rivers using diatoms

M. Kelly, S. Juggins, R. Guthrie, S. Pritchard, J. Jamieson, B. Rippey, H. Hirst, M. Yallop

Freshwater Biology, 53: 403-422 (2008)

Martyn G. Kelly, Bowburn Consultancy, 11 Montaigne Drive, Bowburn, Durham DH6 5QB, U.K. E-mail: mgkelly@bowburn-consultancy.co.uk

La Direttiva Quadro sulle Acque dell'Unione Europea richiede che tutti i corpi idrici raggiungano un "buono stato ecologico" entro il 2015. Questo articolo descrive il fondamento logico per definire un "buono stato ecologico" basandosi sulle diatomee, una componente

significativa dell'elemento di qualità biologica "macrofite e fitobenthos".

Gli autori hanno raccolto una banca dati di campioni di diatomee bentoniche raccolte negli ultimi 20 anni. Una nuova campagna di campionamenti, effettuati speci-

ficamente per questo progetto, è stata condotta nel 2004 per completare questi dati. In totale 1051 campioni sono stati inclusi nella banca dati insieme ai corrispondenti dati ambientali.

I "siti di riferimento", relativamente non disturbati dalle attivi-

tà antropiche, sono stati selezionati da questa banca dati attraverso una serie di passaggi di *screening*; successivamente questi siti sono stati utilizzati per sviluppare una tipologia di riferimento sito-specifica.

Le variabili ambientali non correlate ai gradienti di pressione antropica sono state usate per predire i valori del Trophic Diatom Index (TDI) "atteso" in ciascun sito. I valori di TDI sito-specifici

predetti sono stati utilizzati per calcolare gli *ecological quality ratios* (EQRs), che assumono valori uguali o maggiori di 1, dove le comunità di diatomee non hanno mostrato impatti, fino a valori (teoricamente) pari a 0, quando le comunità di diatomee mostrano gli effetti di attività antropiche importanti.

La soglia tra lo stato "elevato" e lo stato "buono" è stata defi-

nita in corrispondenza del 25° percentile dei valori di EQR di tutti i siti di riferimento. La soglia tra lo stato "buono" e lo stato "moderato" è stata posta nel punto in cui i taxa sensibili ai nutrienti e quelli tolleranti ai nutrienti erano presenti in uguali proporzioni. Nell'articolo viene sottolineato il fondamento ecologico della scelta di questa soglia.

[PG]

Diatom assemblages as indicators of timber harvest effects in coastal Oregon streams

J. Naymik, Y. Pan and J. Ford

Journal of the North American Benthological Society, 24: 569-584 (2005)

Jesse Naymik, Environmental Sciences and Resources, Portland State University, Post Office Box 751, Portland, Oregon 97207 USA

I cicli di disboscamento distribuiti in maniera variabile nello spazio e nel tempo possono avere effetti sulle condizioni fluviali che sono spesso difficili, ma importanti, da valutare. L'obiettivo dello studio è stato di esaminare la relazione tra la composizione delle diatomee bentoniche ed il disboscamento nel bacino costiero dell'Oregon (USA).

Le condizioni dell'ambiente fisico, le caratteristiche chimiche dell'acqua e la composizione del perifiton sono state determinate in 46 stazioni di due sottobacini con differenti intensità di disboscamento (0,3 km²/anno rispetto a 3 km²/anno, tra il 1972 ed il 1998). Le variabili legate al paesaggio, inclusi il substrato geologico, i tipi di

copertura vegetale, e l'intensità del disboscamento, sono stati quantificati nel bacino a monte di ciascun punto di campionamento.

L'analisi *Nonmetric Multidimensional Scaling* della composizione del perifiton ha mostrato che il primo asse è principalmente determinato da *Achnanthes minutissimum* ($r = -0,91$), mentre il secondo asse è determinato da *Nitzschia inconspicua* ($r = 0,77$). Il primo asse risulta positivamente correlato con la percentuale di area disboscata a monte tra il 1972 ed il 1998 ($r = 0,54$) e con le variabili chimiche quali il fosforo totale ($r = 0,74$).

Il confronto di un sottoinsieme di dati ($n = 12$) con bacini disboscati (30% nel periodo 1972-

1998, $n = 6$) e bacini disboscati (0% nel periodo 1972-1998, $n = 6$), copertura di latifoglie (8-35%) ed altre caratteristiche a livello di tratto fluviale, hanno mostrato livelli più elevati ($p < 0,05$) di azoto totale, fosforo totale, torbidità e conducibilità nei bacini disboscati rispetto a quelli non disboscati. L'indice di diversità di Shannon e la ricchezza in specie sono risultati ugualmente più elevati nel gruppo di stazioni del bacino disboscato ($p < 0,05$).

I dati suggeriscono l'utilità delle comunità di diatomee nella valutazione dell'impatto a lungo termine del disboscamento in un bacino come quello indagato.

[PG]

RECENSIONI

Corrado Battisti, Valentina Della Bella, Anna Guidi (a cura di)
Materiali per la conservazione delle aree umide residuali del litorale romano
 Provincia di Roma, Stilgrafica, Roma, 122 pp.

Le pubblicazioni sul patrimonio naturalistico custodito nelle aree umide italiane, protette o no, sono veramente numerose. Questo volume, della collana "Biodiversità e territorio", si distingue però dagli altri per gli intenti, rivelati già dal titolo: non limitarsi all'esposizione dei risultati delle indagini biologiche svolte sulle otto aree umide (nell'ambito del progetto "Aree umide minori del Litorale nord"), ma assumerli come base di partenza per una politica attiva volta alla loro conservazione.

Il Servizio Ambiente della Provincia di Roma esprime la piena consapevolezza che le residue aree umide del litorale laziale, ancorché protette, non sono in grado –per le ridotte dimensioni, l'estrema parcellizzazione, le pressioni antropiche (edilizie, turistiche, ecc.)– né di automantenersi, né di garantire la conservazione del patrimonio florofaunistico. Molte di esse, infatti, hanno un'estensione ben lontana dal rappresentare un'unità minima vitale per molte popolazioni animali e vegetali e, perciò, decisamente insufficiente per avviare appropriate strategie di conservazione. Paradossalmente, inoltre, molti degli sforzi per gestire e conservare queste aree sono compiuti all'interno del loro perimetro, mentre la qualità e l'integrità ambientale delle singole zone umide sono, invece, particolarmente influenzate dalla



matrice territoriale in cui esse sono inserite e che, il più delle volte, costituisce l'area sorgente dei disturbi.

Limitarsi a comunicare in modo ottimistico ed entusiastico i preziosi elementi di biodiversità racchiusi in questi frammenti naturali residui rischierebbe perciò di generare equivoci rispetto alla realtà del loro stato di conservazione e, in definitiva, di indurre ad un atteggiamento passivo di compiacimento, perdendo di vista la necessità di interventi che ne fermino il degrado. Ecco, allora, che –assieme alla ricchezza biologica delle aree umide indagate– se ne evidenziano la residualità, la frammentazione e il "deserto" antropico (la matrice territoriale trasformata) nel quale sono inserite, fonte principale dei disturbi che ne erodono progressivamente la naturalità e che, estendendosi, rischia di inglobarle.

L'aspetto più qualificante ed innovativo del volume è dunque l'analisi dei disturbi di origine antropica che rappresentano le principali minacce per le otto aree umide

de litoranee indagate. Sono stati considerati 22 tipi di disturbo, quali: alterazioni del ciclo idrologico, inquinamento delle acque, abusi edilizi, artificializzazione delle rive o dell'alveo, incendi, abbandono di inertici, pascolo, specie alloctone, transito veicoli, lavorazioni del terreno con mezzi meccanici, ecc. Ogni disturbo è stato valutato in relazione alla sua presenza in ciascuna delle aree indagate e all'effetto potenziale –suddiviso in tre livelli di intensità– su ciascun target oggetto di studio (Diatomee, Flora-vegetazione, Erpetofauna, Uccelli nidificanti). L'eutrofizzazione e la presenza di fauna alloctona risultano i disturbi di origine antropica più diffusi ed impattanti.

La parte principale del volume è ovviamente dedicata ai risultati delle indagini ambientali svolte. È stato prodotto un inquadramento cartografico delle aree umide, a scala adeguata e con un lavoro sul campo (in quanto esse, per l'estrema parcellizzazione, sfuggono spesso all'abituale rilievo cartografico e alle stesse aerofoto, che utilizzano scale ben più ampie). Le comunità diatomee e i relativi indici utilizzati rivelano condizioni molto critiche di qualità delle acque, con particolare riferimento alla salinità e al contenuto di nutrienti. I rilievi botanici hanno permesso di individuare diverse specie floristiche rare, protette o notevoli del paesaggio costiero e, tramite l'analisi fitosociologica, 22 comunità della vegetazione alofila, idrofila e psammofila; numerosi sono gli habitat di interesse comunitario; i disturbi principali sono i movimenti di terra (tra i quali la pulizia delle spiagge con mezzi meccanici), l'asportazione meccanica della copertura vegetale, il pascolo

equino, le canalizzazioni e le diverse modalità di controllo del flusso d'acqua dolce (idrovore, sbarramenti, deviazioni), il controllo della vegetazione spondale ed alveale dei canali (sfalcio, bruciatura, ranghina) e la pulizia meccanica dei canali. Lo studio dei macroinvertebrati acquatici dal punto di vista dei gruppi trofico-funzionali rivela comunità poco equilibrate nelle aree umide alle foci dei fiumi e migliori condizioni negli stagni e paludi costiere. L'indagine sull'erpetofauna rivela condizioni preoccupanti, quali la mancata riconferma di molte delle specie di anfibi e rettili segnalate negli anni precedenti e la minaccia rappresentata dalle recenti introduzioni di specie alloctone: te-

stuggine a guance rosse (*Trachemys scripta*), nutria (*Myocastor coypus*), gambusia (*Gambusia sp.*), gambero rosso americano (*Procambarus clarkii*). L'analisi delle comunità ornitiche nidificanti mostra come le differenze nei popolamenti delle aree umide studiate siano attribuibili a differenze nella copertura del fragmiteto, nell'estensione del territorio allagato e nel grado di antropizzazione; prospetta, inoltre, indicazioni gestionali concrete per incrementare la ricchezza di specie ornitiche.

Il volume si conclude con la già citata analisi dei disturbi di origine antropica e con il piano di lavoro per approfondire tale analisi (includendovi, tra l'altro, il qua-

dro delle relazioni causali tra ogni disturbo ed ogni componente biologica target), definire le priorità d'intervento per ogni sito e attuare il protocollo Conservation Action Planning (The Nature Conservancy). In conclusione, se i risultati delle indagini biologiche hanno un interesse soprattutto locale, la strategia di conservazione attiva prospettata riveste un interesse ben più generale e rappresenta un esempio da seguire.

Il volume può essere richiesto gratuitamente al dr Carlo Angeletti, Servizio Ambiente, Provincia di Roma, Via Tiburtina 691 - 00159 Roma (c.angeletti@provincia.roma.it).

G. Sansoni

Valeria Lencioni, Laura Marziali, Bruno Rossaro

I Ditteri Chironomidi: morfologia, tassonomia, ecologia, fisiologia e zoogeografia.

Quaderni del Museo Tridentino di Scienze Naturali, n. 1, Trento, 2007, pag. 172, € 20.

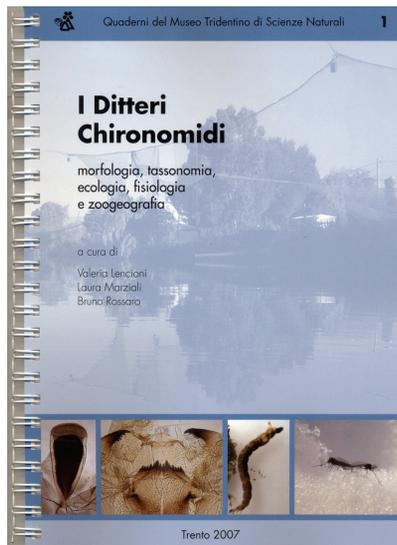
Leo Rivosecchi, Maria Addonizio, Bruno Maiolini

I Ditteri Simulidi: nuove chiavi dicotomiche per l'identificazione delle specie italiane con brevi note biologico-tassonomiche.

Quaderni del Museo Tridentino di Scienze Naturali, n. 2, Trento, 2007, pag. 150, € 20.

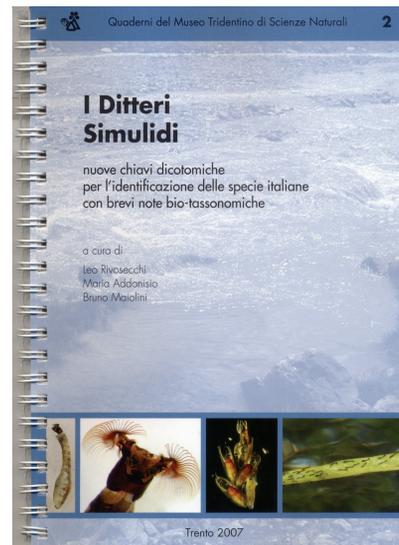
Questi agili manuali di identificazione, in formato 14,5 x 21 cm con rilegatura a spirale, trattano due delle più importanti famiglie di Ditteri acquatici: i Chironomidi e i Simulidi.

Il quaderno sui Chironomidi,



riccamente illustrato a colori, fornisce note sulla loro morfologia, ecologia, fisiologia, tassonomia e biogeografia, sugli habitat colonizzati e sul loro utilizzo nel campo del biomonitoraggio, dando un'ampia rassegna degli indici biotici che li contengono.

Nel manuale sono incluse chiavi dicotomiche utili alla determinazione a livello di genere -e in alcuni casi a livello di specie- dei



Chironomidi presenti in Italia. L'uso delle chiavi è facilitato grazie al corredo di foto di ottima qualità (oltre 200), realizzate al microscopio, che mettono in evidenza i caratteri diagnostici di larve e pupe. Gli adulti sono presentati a livello di sottofamiglia. Il manuale è arricchito da una bibliografia di circa 200 citazioni e da un glossario di circa 90 termini scientifici.

Il secondo quaderno, a distan-

za di 30 anni dalla pubblicazione delle prime chiavi di identificazione dei Simulidi italiani, presenta un aggiornamento riguardante la nomenclatura tassonomica, le informazioni ecologiche e biogeografiche e le nuove problematiche di carattere socio-sanitario. Le femmine adulte di Simulidi, infatti, succhiano sangue da diversi vertebrati e rivestono perciò una particolare importanza in zootecnia, essendo

gli animali domestici (bovini, cavalli) i loro principali ospiti. Altra particolarità di questo manuale è l'uso di fotografie "storiche" che facilitano il riconoscimento di alcuni caratteri.

Il manuale è indirizzato agli entomologi, ma anche a tutti coloro che hanno interesse nel settore veterinario e sanitario, oltre che a tutti gli appassionati delle Scienze Naturali. Il manuale permette

l'identificazione delle larve, delle pupe e degli adulti delle circa 70 specie italiane, fornendo di ciascuna informazioni ecologiche e biogeografiche.

Entrambi i quaderni possono essere acquistati presso il book shop del Museo Tridentino Scienze Naturali oppure on-line con carta di credito sul sito <http://www.mtsn.tn.it/publicazioni>.

B. Maiolini

Corrado Battisti, Bernardino Romano

Frammentazione e Connettività. Dall'analisi ecologica alle strategie di pianificazione

CittàStudiEdizioni, Torino, 2007, www.utetuniversita.it, 441 pp., € 33.

La millenaria opera dell'uomo ha cambiato la fisionomia di interi continenti; ma è soprattutto negli ultimi secoli, col dilagare dell'urbanizzazione e delle infrastrutture, che l'intensità delle trasformazioni ha raggiunto livelli inusitati.

La crisi della biodiversità e l'estinzione di massa alla quale stiamo assistendo è in gran parte diretta conseguenza proprio di questa progressiva erosione e frammentazione del paesaggio originario, le cui "isole" residue di sistemi naturali sono venute a trovarsi immerse nel "mare" di una matrice territoriale antropizzata che, ostacolando la dispersione delle popolazioni animali e vegetali, le espone ad innumerevoli estinzioni locali.

La tradizionale strategia di conservazione, basata sulle aree protette, ha rivelato da tempo tutta la sua fragilità, in quanto il loro isolamento reciproco non garanti-



sce il flusso genico tra metapopolazioni, né la ricolonizzazione delle aree naturali dopo un'estinzione locale. Da qui l'idea -stimolata anche dal filone disciplinare della *landscape ecology*- di riconnettere le 'isole' di sistemi naturali in una *rete ecologica*, attraverso *corridoi ecologici*. La semplicità di questa intuizione di base e il carattere enfatico ed evocativo delle due parole chiave ('rete' ed 'ecologica'), accessibili sia al largo pubblico sia a professionisti di formazione non naturalistica, hanno decretato la rapida affermazione di questo concetto nella pianificazione.

Ma proprio questa accattivante

semplicità comporta il rischio di amari fallimenti. Basti pensare che un *corridoio* può essere una *connessione* per alcune specie, ma una *barriera* per altre e addirittura una *trappola ecologica* per altre ancora, per comprendere quanto, in realtà l'apparente semplicità si tramuti d'un colpo in elevati livelli di complessità.

Da qui l'utilità di un volume che, con un linguaggio largamente accessibile, espone in maniera approfondita -con insoliti rigore e chiarezza, dovizia di esempi ed una bibliografia particolarmente ricca- le problematiche della frammentazione ambientale, i suoi effetti sulla diversità biologica (a livello di individui, popolazioni, comunità, ecosistemi e paesaggi), i punti di forza e i limiti dell'approccio della connettività e delle reti ecologiche. L'*arsenale della conservazione* a disposizione della pianificazione ambientale si arricchisce così di strumenti teorici e pratici, tra i quali una vasta gamma di indicatori.

Ma l'obiettivo più ambizioso del volume è forse di natura pratica: integrare le conoscenze fra discipline naturalistiche ed urbanistiche, individuando criteri e metodologie comuni e superando le differenze nei linguaggi e negli approcci, al fine di un'efficace strategia di conservazione. L'approccio urbanistico, infatti, interpreta la

rete ecologica come uno strumento pratico di pianificazione da tradursi in sistema concreto di 'reti' ben definite sul territorio (zonizzazione), all'interno di un piano che deve essere elaborato nei tempi di legge. L'approccio ecologico, invece, vede le reti ecologiche come uno schema di riferimento sul quale lavorare in modo analitico e sperimentale; tende perciò ad essere più cauto nelle conclusioni, consapevole della complessità e del dinamismo dei sistemi naturali. Ma il miglior approccio sperimentale può risultare sterile se non riesce a tra-

dursi in strumenti operativi di pianificazione territoriale. È dunque necessario un duplice sforzo: da parte delle discipline urbanistiche per acquisire le conoscenze sulle problematiche complesse di tipo ecologico, evitando azzardate semplificazioni; da parte degli ecologi per fornire indicazioni sintetiche a chi si occupa di chiudere il processo di pianificazione. È esattamente il duplice sforzo -riuscito- compiuto dagli autori.

La proposta di fondo è che la *carta ecosistemica* (traslazione fisica della struttura ecosistemica) di-

venga il supporto di interscambio e di confronto dei multiformi interessi incentrati sul territorio, rendendo esplicite le conseguenze che le nostre opzioni economiche e di qualità della vita innescano a carico della biodiversità e dei complessi processi che la governano. Nel volume sono spiegati con dovizia di dati ed esempi non solo tutti i nodi problematici delle reti ecologiche, ma anche le scorciatoie per la loro utilizzazione corretta nella pratica della progettazione ambientale.

G. Sansoni

Bruce Lipton

La Biologia delle Credenze. Come il pensiero influenza il DNA e ogni cellula

Macro Edizioni (FC), 2006,
256 pp., € 16,50.

Chiariamolo subito: non si tratta di un saggio scientifico, ma delle originali riflessioni di uno scienziato eretico che, nell'epilogo, si lascia addirittura andare a speculazioni spirituali misticheggianti. Inammissibili dal punto di vista del metodo scientifico -per quanto suggestivi sul piano speculativo- sono i salti di scala, come l'estrapolazione ad un livello di organizzazione (es. individuale o, addirittura, psicologico) di concetti e proprietà riscontrati in un livello inferiore (es. cellulare). Perfino le scelte di vita dell'autore lasciano perplessi: basti ricordare che, dopo anni di ricerca sulla clonazione delle cellule umane in coltura tissutale (e i relativi riconoscimenti a livello mondiale), lascia la cattedra di insegnamento di biologia cellulare alla prestigiosa School of Medicine dell'università del Wisconsin e intraprende una tournée con un gruppo rock.



Eppure, premesse queste doverose "avvertenze per l'uso", va riconosciuto che alcune intuizioni di Lipton sono salutari, scuotendo le nostre pigre certezze sul determinismo genetico.

Tra gli stimoli più interessanti del libro (vincitore del premio Best Science Book 2006, Awards) c'è la messa in discussione del dogma centrale della biologia molecolare (il flusso *unidirezionale* di informazione dal DNA all'RNA alle proteine) e del relativo corollario

del primato dei geni nel controllo dei caratteri di un organismo (espressi dal suo corredo proteico).

La biologia molecolare ha dimostrato che il genoma è molto più duttile e reattivo all'ambiente di quanto si ritenesse. Ad es. integratori alimentari ricchi di gruppi metilici possono metilare i geni modificandone l'attività. Nonostante i titoli trionfalistici sulla scoperta di geni per innumerevoli malattie, si tratta solo di correlazione, non di determinismo: solo nel 5% dei malati di cancro e di disfunzioni cardiovascolari la malattia è attribuibile a fattori ereditari. La gran parte dei tumori non è dovuta a geni difettosi, ma ad alterazioni epigenetiche indotte dall'ambiente. I geni, infatti, non entrano in funzione da soli: le proteine cromosomiche regolatrici, "coprendo" i geni, ne impediscono l'espressione; è solo un segnale ambientale che, modificando la conformazione delle proteine regolatrici, le induce a staccarsi dal DNA, permettendo la lettura e l'espressione del gene.

Ma c'è di più: le influenze dell'ambiente, compreso il nutrimento, lo stress e le emozioni, possono modificare i geni senza modificare il modello di base; e queste modifiche possono essere trasmesse

alle generazioni future proprio attraverso il DNA (un chiaro richiamo al neolamarckismo).

Anche il dogma “un gene, una proteina” è crollato. Considerato che le cellule umane hanno 100.000 proteine diverse, si riteneva che il genoma umano dovesse avere almeno 100.000 geni (più altri 20.000 geni regolatori). Ma il Progetto Genoma Umano ha mostrato che il nostro genoma ha solo circa 25.000 geni (all'incirca lo stesso numero di quello dei topi). Sono le proteine regolatrici (in risposta a segnali ambientali) che, modulando l'attività dei geni, possono dare origine a oltre 2000 variazioni di proteine a partire dallo stesso gene.

L'attività normale delle cellule è svolta dalle proteine citoplasmatiche (raggruppate in *vie*: respiratorie, digerenti, della contrazione muscolare, ciclo di Krebs, ecc.), grazie alle loro continue mutazioni di configurazione sterica (anche migliaia di volte al secondo) indotte da stimoli ambientali. Alcune cellule, d'altronde, sopravvivono 2-3 mesi dopo l'enucleazione, continuando i processi di ingestione e

metabolizzazione del cibo e di coordinamento dei sistemi fisiologici (respirazione, escrezione, motilità, risposta agli agenti infiammatori, ecc.). Perciò il nucleo non è il “cervello” della cellula, ma semmai il suo apparato riproduttivo.

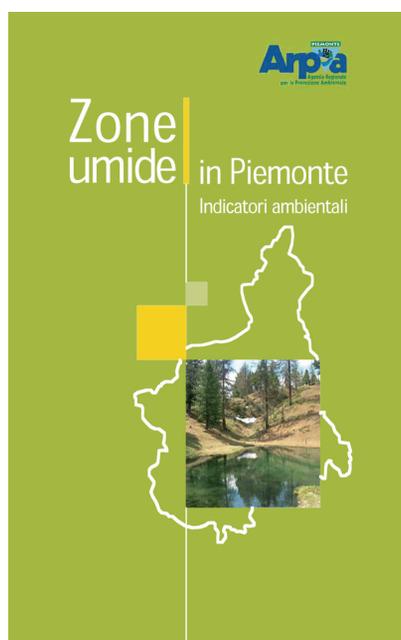
Il vero cervello è la membrana cellulare, un tempo ritenuta poco più che un semplice involucro. Con esempi efficaci vengono descritti la struttura e il funzionamento della membrana; le proteine recettori (paragonate ai nostri organi di senso), quando incontrano il proprio segnale ambientale (ormone, neurotrasmettitore, altre molecole, luce, ecc.), assumono la loro configurazione attiva e innescano una serie di reazioni (trasduzione dei segnali) che producono la risposta allo stimolo (mediata dalle proteine effettori). Così le proteine canale trasportano molecole e informazioni da un lato all'altro della membrana, le proteine citoscheletriche regolano forma e motilità delle cellule, ecc. Quando attivate, le proteine effettori o i loro sottoprodotti possono agire da segnali per l'attivazione dei geni. Sono dun-

que le proteine effettori della membrana che, rispondendo ai segnali ambientali raccolti dai recettori, controllano la lettura e l'espressione dei geni.

Insomma, il DNA è come l'hard disk del computer che contiene innumerevoli programmi; ma le attività da svolgere (i programmi da attivare, quelli che convertono le informazioni ambientali nel linguaggio comportamentale biologico) sono controllate dai dati inseriti da tastiera (i recettori della membrana), elaborati dal processore (le proteine effettori). Il flusso unidirezionale di informazioni dal DNA alle proteine previsto dal dogma centrale della biologia diviene bidirezionale e, semmai, con direzione prevalente opposta.

In conclusione, anziché rimproverare a Lipton le ardite quanto indebite eststrapolazioni, preferiamo ringraziarlo per alcune acute intuizioni che arricchiscono la nostra comprensione del comportamento cellulare e per il suo contributo all'eterno dibattito tra ambiente ed ereditarietà.

G. Sansoni



Zone umide in Piemonte. Indicatori ambientali ARPA Piemonte, 2008, 152 pag.

Il volume, frutto di un approfondito lavoro di revisione dello stato dell'arte, contiene una raccolta di indicatori utili alla valutazione ecosistemica delle zone umide. I 69 indicatori, suddivisi secondo il modello DPSIR (Determinanti, Pressioni, Stato, Impatto, Risposte), sono descritti in altrettante schede sintetiche che forniscono informazioni relative alla struttura, al metodo di calcolo e indicazioni relative alle basi dati necessarie al popolamento degli indicatori stessi.

Il corpo centrale del volume è preceduto dalla parte introduttiva –che fornisce una classificazione delle tipologie di zone umide e la normativa internazionale in materia– e seguito da una sezione sulla Regione Piemonte relativamente ad ambienti umidi specifici, elenco e descrizione dei SIC e delle ZPS contenenti habitat caratterizzanti le diverse “zone umide” e, infine, a un'indagine sull'attività progettuale svolta in ambito regionale mirata a valorizzare, tutelare e conservare le aree umide del Piemonte.

Il volume è scaricabile dal sito http://www.arpa.piemonte.it/upload/dl/Pubblicazioni/Zone_umide_in_Piemonte_Indicatori_ambientali/zone_umide_bassa.pdf

Manoscritti. I lavori proposti per la pubblicazione, compatibilmente con il loro contenuto, devono essere suddivisi in: introduzione, materiali e metodi, risultati, discussione, eventuali ringraziamenti, bibliografia, tabelle, figure. Qualora il lavoro sia già stato pubblicato o sottoposto all'attenzione di altri editori, la circostanza deve essere chiaramente segnalata: in tal caso il lavoro potrà essere preso in considerazione solo per la recensione nella sezione *Informazione & Documentazione*.

Titolo e Autori. Il titolo deve essere informativo e, se possibile, conciso; deve essere indicato anche un titolo breve (massimo cinquanta caratteri) da utilizzare come intestazione delle pagine successive alla prima. Il titolo deve essere seguito dal nome (per esteso) e dal cognome di tutti gli autori. Di ogni autore (contrassegnato da un richiamo numerico) deve essere riportato l'indirizzo postale completo dell'istituto nel quale è stato svolto lo studio. Il nome dell'autore referente per la corrispondenza con la redazione e con i lettori deve essere contrassegnato anche da un asterisco; il suo indirizzo di posta ordinaria deve essere seguito anche dal numero di telefono, di fax e dall'indirizzo di posta elettronica; soltanto tramite quest'ultimo verranno inviate le bozze per la correzione.

Riassunto, abstract e parole chiave. Il riassunto (lunghezza massima 250 parole) deve sintetizzare lo scopo dello studio, descrivere gli esperimenti, i principali risultati e le conclusioni; deve essere seguito dalle parole chiave, separate da una barra obliqua. Devono essere altresì riportati in lingua inglese il titolo e un *abstract* (massimo 250 parole), seguiti dalle *key words* separate da una barra obliqua.

Figure e tabelle. Le figure, con la loro didascalia al piede e numerate con numeri arabi, non devono essere inserite nel testo, ma in fogli separati alla fine del testo. È gradita l'indicazione, nel testo, della posizione preferita per l'inserzione di ciascuna figura. Anche le tabelle devono essere riportate in fogli separati, alla fine del dattiloscritto; devono essere complete di titolo e numerate con numeri romani. Occorre curare titoli, legende e didascalie in modo da rendere le tabelle e le figure autosufficienti, comprensibili cioè anche senza consultare il testo. Per le figure (grafici, disegni o fotografie di buona qualità), si raccomanda agli autori di verificare con opportune riduzioni l'aspetto finale e la leggibilità delle scritte, tenendo conto che saranno stampate riducendone la base a 80 mm (una colonna) o 170 mm (due colonne). Non inviare fotografie o grafici a colori senza essersi accertati che la loro stampa in bianco e nero assicuri comunque l'agevole riconoscibilità delle diverse sfumature o retinature. Nella scelta degli accorgimenti grafici privilegiare sempre la facilità e immediatezza di lettura agli effetti estetici.

Bibliografia. Al termine del testo deve essere riportata la bibliografia in ordine alfabetico. Ad ogni voce riportata nella bibliografia deve necessariamente corrispondere il riferimento nel testo e viceversa. Per il formato tipografico e la punteggiatura, attenersi strettamente ai seguenti esempi:

- DUTTON I.M., SAENGER P., PERRY T., LUKER G., WORBOYS G.L., 1994. An integrated approach to management of coastal aquatic resources. A case study from Jervis Bay, Australia. *Aquatic Conservation: marine and freshwater ecosystems*, 4: 57-73.
- HELLAWELL J.M., 1986. *Biological indicators of freshwater pollution and environmental management*. Elsevier Applied Science Publishers, London and New York, 546 pp.
- PULLIAM H.R., 1996. Sources and sinks: empirical evidence and population consequences. In: Rhodes O.E., Chesser R.K., Smith

M.H. (eds.), *Population dynamics in ecological space and time*. The University of Chicago Press, Chicago: 45-69.

CORBETTA F., PIRONE G., (1986-1987) 1988. I fiumi d'Abruzzo: aspetti della vegetazione. In: Atti Conv. Scient. "I corsi d'acqua minori dell'Italia appenninica. Aspetti ecologici e gestionali", Aulla (MS), 22-24 giugno 1987. Boll. Mus. St. Nat. Lunigiana 6-7: 95-98.

Proposte di pubblicazione. Il manoscritto cartaceo va inviato a:
Redazione di *Biologia Ambientale*,
c/o Giuseppe Sansoni, Viale XX Settembre 148 - 54033
Carrara (MS)

Il manoscritto deve essere accompagnato da una copia su supporto magnetico; in alternativa, quest'ultima può essere inviata all'indirizzo di posta elettronica biologia.ambientale@cisba.it

I manoscritti saranno sottoposti alla lettura di revisori scientifici; entro due mesi l'autore indicato come referente per la corrispondenza verrà informato delle decisioni della redazione. Per evitare ritardi nella pubblicazione e ripetute revisioni del testo, si raccomanda vivamente agli autori di prestare la massima cura anche alla forma espositiva che deve essere concisa, chiara, scorrevole e in buon italiano, evitando neologismi superflui. Tutte le abbreviazioni e gli acronimi devono essere definiti per esteso alla loro prima occorrenza nel testo. I nomi scientifici delle specie devono essere sottolineati (saranno convertiti in corsivo prima della stampa). I dattiloscritti, compreso il materiale illustrativo, non saranno restituiti, salvo esplicita richiesta dell'autore all'atto dell'invio del materiale. La redazione si riserva il diritto di apportare ritocchi linguistici e grafici e di respingere i manoscritti che non rispettano i requisiti delle presenti norme per gli autori. Le opinioni espresse dagli autori negli articoli firmati non rispecchiano necessariamente le posizioni del C.I.S.B.A.

Bozze ed estratti. Le bozze di stampa saranno inviate all'autore indicato come referente per la corrispondenza, che deve impegnarsi ad una correzione molto accurata e al nuovo invio alla redazione entro 5 giorni; trascorso tale periodo, il lavoro può essere pubblicato con le sole correzioni dell'editore. All'autore referente per la corrispondenza sarà inviato il numero della rivista e, tramite posta elettronica, il file dell'estratto in formato PDF, utilizzabile per riprodurre il numero desiderato di estratti.

Formato dei file. Oltre al manoscritto vanno inviati, su supporto magnetico, i relativi file. Per assicurare la compatibilità con i programmi di videoscrittura e di impaginazione, il file contenente il testo va inviato in triplice versione: formato solo testo (*.TXT), rich text format (*.RTF) e WinWord (*.DOC, preferibilmente salvato nel formato della sua penultima versione commerciale). I grafici devono essere in bianco e nero ed essere sempre accompagnati dalla tabella dei dati di origine; per quelli realizzati con fogli elettronici inviare il file contenente sia i grafici che i dati di origine (preferibilmente salvato nella penultima versione commerciale di Excel) al fine di consentire il ridimensionamento o eventuali modifiche al formato, volte a migliorarne la leggibilità. I file delle figure al tratto vanno inviati preferibilmente in formato *.TIF; quelli delle fotografie preferibilmente in formato *.JPG. Per formati di file diversi da quelli sopra indicati, precisare il software utilizzato. **Importante: inviare sempre i grafici e le figure come file indipendenti.** Spesso, infatti, l'utilizzo di grafici e illustrazioni inseriti in un file DOC comporta una perdita di nitidezza e difficoltà in fase di impaginazione. Per ogni chiarimento tecnico contattare Giuseppe Sansoni (tel./fax 0585 841592, e-mail biologia.ambientale@cisba.it).

BIOLOGIA AMBIENTALE

Poste Italiane s.p.a. - Spedizione in abbonamento postale - D.L. 353/2003
(conv. in L. 27/02/2004 n. 46) art. 1, comma 2, DCB - Reggio Emilia

Volume 22
Numero 1
Maggio 2008

SOMMARIO

Lavori originali

- 3 ROSSI G.L. - Editoriale
- 5 BATTISTI C. - Le specie 'focali' nella pianificazione del paesaggio: una selezione attraverso un approccio *expert-based*
- 15 SCHWEIZER S. - Applicazione su un corso d'acqua appenninico di alcuni descrittori numerici operanti in ambiente GIS
- 27 GUILIZZONI P., MARCHETTO A., LAMI A., MANCA M., MUSAZZI S., GERLI S. - Gli impatti dei cambiamenti climatici sugli ecosistemi lacustri: l'approccio paleolimnologico
- 31 GUILIZZONI P., LAMI A., MARCHETTO A., MANCA M., MUSAZZI S., GERLI S. - I sedimenti lacustri come archivi naturali per le ricostruzioni paleoambientali e paleoclimatiche
- 37 MANCA M., VISCONTI A., DE BERNARDI R. - Riscaldamento globale: exergia, trofodinamica e zooplancton

Informazione & documentazione

- 41 BALDACCINI G.N. - Specie esotiche: un problema ancora sottovalutato
- 45 ERCOLINI P. - *Pistia stratiotes* L. (Alismatales: Araceae) in Versilia (Toscana nord-occidentale)
- 50 MORISI A., SHESTANI L., FENOGLIO S. - Qualità biologica delle acque del fiume Buna a monte e a valle dell'immissione del fiume Drin
- 54 PISCIA R., LAMI A., GUILIZZONI P., COMOLI P., MANCA M. - La banca delle uova di *Daphnia* nel laghetto himalaiano Piramide Inferiore
- 56 CARRADORI R. - Biologia e gestione delle specie problematiche: lo storno
- 59 Rassegna scientifica
- 76 Recensioni