

BIOLOGIA AMBIENTALE

**Centro
Italiano
Studi di
Biologia
Ambientale**

Volume 18

Numero 2

Dicembre 2004



ISSN 1129-504X



BIOLOGIA AMBIENTALE

Pubblicazione del C.I.S.B.A., vol. 18, n. 2/2004

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

PROPRIETÀ: **Rossella Azzoni**, Presidente del C.I.S.B.A.

DIRETTORE RESPONSABILE: **Rossella Azzoni**

REDAZIONE:

Giuseppe Sansoni sansoni@infinito.it resp. di redazione

Roberto Spaggiari rspaggiari@re.arpa.emr.it resp. di segreteria

Gilberto N. Baldaccini gbaldac@libero.it redattore

Pietro Genoni p.genoni@arpalombardia.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

Università dell'Insubria, Como

Pier Francesco GHETTI

Dip. Scienze Ambientali, Univ. Cà Foscari, Venezia

Stefano LOPPI

Dip. Scienze Ambientali, Univ. di Siena

Sergio MALCEVSCHI

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 TOMEL

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, via Amendola 2, 42100 Reggio Emilia

Segretario: Roberto Spaggiari, tel. 0522 336060 – 0335 7712847; fax 0522 330546; e-mail: rspaggiari@re.arpa.emr.it

www.cisba.it

info@cisba.it

Quote annuali di iscrizione al Centro Italiano Studi di Biologia Ambientale: socio ordinario: E 40,00; socio collaboratore E 30,00; socio sostenitore E 310,00. conto corrente postale n. 10833424 intestato a: CISBA, RE

BIOLOGIA AMBIENTALE

**Volume 18
Numero 2
Dicembre 2004**

SOMMARIO

LAVORI ORIGINALI

- FERRARINI A., ROSSI P., MIGLIAZZI M., ROSSI O., GIANNELLI G. - L'analisi da remoto del paesaggio mediante finestre mobili: il caso di studio della Val Baganza (Parma)** 3
- SFRISO A., FACCA C., CEOLDO S., GHETTI P.F. - Variazioni delle concentrazioni di nutrienti e dei flussi di sedimentazione nella parte centrale della laguna di Venezia** 11
- FACCA C., SFRISO A., GHETTI P.F. - Abbondanza e diversità del fitoplancton e delle diatomee bentoniche in laguna di Venezia** 19
- ZERUNIAN S. - Proposta di un Indice dello Stato Ecologico delle Comunità Ittiche viventi nelle acque interne italiane** 25

INFORMAZIONE & DOCUMENTAZIONE

- GAITER S., BODON M., ROCCA D. - Applicazione della metodica di indagine biologica, basata sulla fauna bentonica e sulla componente organica del sedimento, in acque di sorgente ed emergenze assimilabili** 31
- PICCININI A. - Il Siluro tra mito e realtà** 48
- Rassegna scientifica (a cura di P. Genoni)** 53
- Recensioni** 72

L'analisi da remoto del paesaggio mediante finestre mobili: il caso di studio della Val Baganza (Parma)

Alessandro Ferrarini*, Pierfrancesca Rossi, Mauro Migliazzi, Orazio Rossi, Giovanni Giavelli

Dipartimento di Scienze Ambientali, Università degli Studi di Parma, Viale delle Scienze 11/A - 43100 Parma

* Autore referente per la corrispondenza: *al.ferr@nemo.unipr.it; sgtpm@libero.it*

Pervenuto il 24.11.2003; accettato il 3.3.2004

Riassunto

La geometria non euclidea amplia la capacità di descrizione della natura, permettendo l'analisi anche di oggetti e strutture irregolari. Per un paesaggio dalla forte impronta antropica, dove linee diritte e figure regolari sono state create trasformando aree naturali in zone urbanizzate o rurali è sufficiente l'utilizzo degli strumenti euclidei per descriverne i semplici motivi spaziali. Al contrario, se si considera un paesaggio più naturale, prevale l'irregolarità delle forme degli habitat e l'approccio frattale risulta il più idoneo e soddisfacente per la descrizione e lo studio del territorio. I frattali sono oggetti di dimensione non intera, la cui struttura geometrica è così complicata da non permettere di attribuire loro una dimensione geometrica di tipo euclideo.

In questo lavoro vengono analizzate le forme di alcune tipologie di habitat presenti nel bacino idrografico del torrente Baganza mediante l'utilizzo della metodologia di Krummel delle finestre mobili applicata ad immagini telerilevate Landsat. I risultati vengono discussi in termini di gestione e conservazione del territorio.

PAROLE CHIAVE: paesaggio / telerilevamento / analisi a finestre mobili / forma degli habitat

Remotely sensed landscape moving window analysis: the case study of the Baganza stream watershed (Parma, Italy)

The not euclidean geometry widens the ability of nature description, allowing the analysis both of regular and irregular structures. Let consider a landscape with a strong anthropic imprint, where right lines and regular figures have been created transforming natural areas in developed regions; in this case it will be sufficient the use of euclidean tools to describe the spatial patterns through the perimeter-area relationship, the area of an habitat or its distance from other habitats. On the contrary, if a more natural landscape is considered, then the irregularity of the shapes largely prevails. Fractals are objects whose geometric shape is so complex and distant from the simplicity of euclidean features, that don't allow to attribute them a "whole" dimension. The fractal approach results the most satisfactory for the description and the study of the landcover.

In this paper, the shapes of some kinds of habitats inside the Baganza stream watershed have been analyzed by means of Krummel's moving window method applied to Landsat satellite images. The results have been inserted into a GIS and then discuss in terms of landscape management and conservation.

KEY WORDS: landscape / remote sensing / moving window analysis / habitat shape

INTRODUZIONE

L'ecologia del paesaggio ha ormai dimostrato numerose proprietà ecologico-ambientali della forma degli habitat presenti sul territorio. Alcune di queste sono:

- a) le forme degli habitat rappresentano il risultato di processi che operano su tempi lunghi (FORMAN e GODRON, 1986; FORMAN, 1995, HAMMETT, 1992);
- b) le forme degli habitat rappresentano la risultante di un

- bilancio tra forze interne all'habitat e forze esterne della matrice adiacente (FORMAN, 1995, FOSTER, 1983);
- c) la forma incide sui processi tra gli habitat, condizionando la migrazione di piccoli mammiferi (BUECHNER, 1989), la colonizzazione delle piante (HARDT e FORMAN 1989), le strategie di foraggiamento degli animali (FORMAN e GODRON, 1986);

- d) ci sono tre principi, cosiddetti di “forma e funzione” (THOMPSON, 1961; FORMAN, 1995), che risultano, in genere, rispettati:
- le forme compatte sono utili per conservare le risorse in quanto viene minimizzato il perimetro esposto all'esterno
 - le forme perimetralmente complesse sono utili nel favorire le interazioni con l'intorno poiché viene massimizzata la probabilità di attraversamento del confine dell'habitat
 - le forme disposte come un labirinto tendono a rappresentare un sistema di trasporto trasmettendo l'informazione da una porzione all'altra del mosaico degli habitat;
- e) le forme degli habitat variano soprattutto con la topografia e con l'intensità dell'attività umana. In genere, in pianura gli habitat hanno forme compatte e poco variabili e confini regolari. In collina gli habitat hanno forme intermedie e confini meno regolari. In montagna, nelle zone più naturali e a maggiore pendenza, le forme sono più complesse perimetralmente e lunghe e la variabilità di forme è molto elevata. Esistono anche molte forme miste che combinano gli effetti di meccanismi umani e naturali;
- f) gli habitat grandi sono caratterizzati da condizioni proprie della zona interna (*interior*) e quindi anche da specie dell'habitat interno che non sono presenti negli habitat piccoli (FORMAN, 1981);
- g) processi ad alta entropia e casualità danno luogo a forme casuali caratterizzate soprattutto da convoluzione e da perimetri aspri. Forze direzionali, quali vento, acqua, ghiaccio tendono ad allungare gradualmente gli habitat. L'effetto netto di queste forze è quello di attendersi forme allungate, con molti lobi e perimetri aspri, poiché è necessaria una grande quantità di energia per mantenere forme circolari con perimetri regolari (FORMAN, 1995);
- h) la forma di un habitat può essere descritta mediante quattro attributi
- area
 - perimetro
 - elongazione (allungamento in una direzione preferenziale)
 - complessità dei bordi con presenza di molti lobi
- i) gli habitat il cui perimetro presenta molti lobi hanno, in generale, ampi scambi con la matrice esterna e una suddivisione di popolazioni in sottopopolazioni che produce una maggiore variazione genetica rispetto ad un habitat circolare dove il flusso genico è più diffuso; infine producono l'incanalamento degli animali da un'area ampia (matrice) in un'altra stretta come un lobo.

Il presente contributo si focalizza sulla complessità perimetrale degli habitat, espressione di processi natu-

rali e/o antropici, mediante l'applicazione del metodo della finestra mobile proposto da Krummel (KRUMMEL *et al.*, 1987).

AREA DI STUDIO, MATERIALI E METODI

L'area di studio coincide con il bacino idrografico del Torrente Baganza (Fig. 1) posto nel versante emiliano dell'Appennino settentrionale nella provincia di Parma. Nella zona pianeggiante, la vegetazione naturale è limitata alle aree soggette a minor pressione antropica in prossimità del greto del torrente, con pioppo nero e robinia. Nell'area collinare è presente la vegetazione submediterranea con boschi misti a roverella sui versanti caldi e secchi e a carpino nero in condizioni più mesofile. Nell'area submontana, che si estende fino alla quota di circa 1000 m s.l.m., sono frequenti prati da sfalcio, cerrete sui versanti meno acclivi ed ostrieti su quelli a prevalente esposizione nord. Infine, alle quote più elevate, dominano pressoché incontrastati i boschi neutrofilo a faggio, con zone a castagno, oggi non più curato. Le formazioni erbacee sono per lo più rappresentate da praterie a *Brachypodium genuense* (ROSSI, 1999). L'attività umana si concentra nei nuclei urbani limitrofi al capoluogo di provincia. L'area pianiziale e di prima collina è dominata da un'agricoltura intensiva legata alle necessità produttive della filiera agro-alimentare del parmense. La zona montana risente, al contrario, di un ventennale processo di spopola-



Fig. 1. Posizione del bacino idrografico del Torrente Baganza (18000 ettari, prov. Parma).

mento ed invecchiamento, con un progressivo abbandono della presenza umana sul territorio. La conservazione di prati a sfalcio per la produzione a foraggiera ha un qualche impatto estensivo, mentre scarso è lo sfruttamento delle risorse forestali nel settore della lavorazione del legno.

Per indagare l'area di studio, è stata utilizzata una scena Landsat TM5 del 24-7-95. Integrando il dato satellitare con ricognizioni *in situ* (ROSSI, 1999) è stata realizzata entro il Progetto Carta della Natura (ROSSI, 2001; ROSSI *et al.*, 2002) la mappatura degli habitat del bacino idrografico del Torrente Baganza su base CORINE *Biotopes* dell'UE (C.E.C., 1991) e relativa all'anno 1999. Tale mappatura è stata successivamente aggiornata nell'anno 2000 (TOMASELLI, 2000; non pubblicato). L'analisi frattale è stata applicata a sei tipologie di habitat CORINE caratteristiche della Val Baganza:

- a) prati da sfalcio submontani e montani (codice CORINE: 38.2). Si tratta di prati da sfalcio mesofili, fertilizzati e ben drenati, con *Arrhenatherum elatius*, *Trisetum flavescens*, *Bromus hordeaceus*, *Poa pratensis*, *Galium album*;
- b) boschi di cerro (codice CORINE: 41.74). Si tratta di boschi a dominanza di cerro (*Quercus cerris*), con *Ostrya carpinifolia*, *Fraxinus ornus*, *Quercus pubescens*, maggiociondolo (*Laburnum anagyroides*) e pioppo tremolo (*Populus tremula*). Lo strato arbustivo è caratterizzato dalla predominanza di *Corylus avellana*; un'altra specie arbustiva relativamente frequente è *Rosa arvensis*. Nello strato erbaceo predominano specie mesofile quali *Primula vulgaris*, *Hepatica nobilis*, *Listera ovata* e *Geranium nodosum*. Sono diffusi nella fascia submontana in stazioni fresche con suoli da basici a subacidi;
- c) boschi di carpino nero e supramediterranei (codice CORINE: 41.812). Sono boschi a dominanza di carpino nero, con orniello, querce, aceri (*Acer opulifolium*, *Acer campestre*), e sottobosco di essenze mesofile. Sono diffusi prevalentemente sui versanti freschi della fascia supramediterranea. Le specie diagnostiche principali sono: *Acer opulifolium*, *Hepatica nobilis*, *Lilium croceum*;
- d) cesuglieti di tipo medio-europeo (codice CORINE: 31.81). Si tratta di mantelli di bosco o cesuglieti secondari composti da *Prunus spinosa*, *Crataegus monogyna*, *Rosa canina*, *Cornus sanguinea*. Sono diffusi dalla fascia supramediterranea calda a quella submontana;
- e) praterie semiaride appenniniche (codice CORINE: 34.3266). Sono praterie chiuse da moderatamente aride a semimesofile, di suoli relativamente profondi e per lo più carbonatici, caratterizzate dalla dominanza di erbe perenni, come *Bromus erectus*, *Brachypo-*

dium rupestre, *Ranunculus bulbosus*, *Sanguisorba minor*, diverse leguminose (*Lotus corniculatus*, *Medicago lupulina*, *Hippocrepis comosa*) e orchidee (*Orchis morio*, *Anacamptis pyramidalis*, *Gymnadenia conopsea*, *Ophrys apifera*). Sono diffuse nelle fasce supramediterranea e submontana;

- f) praterie a *Brachypodium genuense* (codice CORINE: 36.334). Sono praterie chiuse a dominanza di *Brachypodium genuense* limitate alla fascia montana. Le specie accompagnatrici più frequenti sono: *Luzula multiflora*, *Anthoxanthum alpinum*, *Avenella flexuosa*.

Rispetto all'approccio classico euclideo (ZURLINI *et al.*, 2001a), la geometria frattale permette una descrizione più realistica della forma degli oggetti naturali. Questi ultimi, poiché non interessati dalle attività umane, mostrano forme molto irregolari. Il grado di complessità di queste forme può essere espresso in termini di dimensione frattale perimetrale (D). Per i singoli habitat di un mosaico D è data da (NIKORA *et al.*, 1999):

$$(1) \quad D = \alpha \cdot (1+H)$$

dove α è l'esponente nella relazione perimetro-area (MANDELBROT, 1983), P è il perimetro, A l'area e c una costante. H è l'esponente di Hurst detto «*shape exponent*» nella relazione area-lunghezza (MANDELBROT, 1983):

$$(2) \quad A = b \cdot L^{1+H}$$

dove b è una costante. In particolare, H è uguale a 1 quando gli habitat a scale differenti sono geometricamente molto simili (*self-similar*). Qualora si verifici questa condizione (MILNE, 1991; HASTINGS e SUGIHARA, 1993), si ha che:

$$(3) \quad \alpha = D/2$$

con α che fornisce una stima diretta di D dalle relazioni empiriche perimetro-area (LOVEJOY, 1982) entro ogni dominio scalare. Dati l'area ed il perimetro di n habitat irregolari, la relazione perimetro-area è:

$$(4) \quad P_i = c \cdot A_i^\alpha$$

dove P_i e A_i sono rispettivamente il perimetro e l'area dell'habitat i -esimo. Passando alla trasformazione logaritmica si ottiene:

$$(5) \quad \ln(P_i) = \ln(c) + \alpha \cdot \ln(A_i)$$

dove D è il doppio del coefficiente angolare α del modello di regressione lineare. D è vincolato ad un piano ed assume valori prossimi od uguali ad 1 per forme euclidee semplici (cerchi e rettangoli) ed aumenta fino a 2 per quelle più complesse. Un salto nella dimensione frattale perimetrale, o nei parametri frattali connessi, potrebbe essere indice di un cambiamento sostanziale nei processi che generano e mantengono gli habitat del paesaggio alle differenti scale (KRUMMEL *et al.*, 1987; MILNE, 1991).

Il metodo di Krummel (KRUMMEL *et al.*, 1987), studia la relazione tra area e perimetro degli habitat

mediante una regressione a finestra mobile che evidenzia l'eventuale esistenza di punti di rottura nei parametri di forma. Il metodo può essere così schematizzato:

- 1) siano dati n habitat ognuno con perimetro P_i e area A_i , $1 \leq i \leq n$
- 2) si attua la trasformata logaritmica dell'area e del perimetro degli n habitat
- 3) sia data una finestra iniziale di dimensioni m
- 4) si calcola la regressione tra P ed A per i primi m habitat
- 5) la finestra si sposta di una osservazione
- 6) si calcola la regressione tra P ed A per gli habitat da 2 ad $m+1$
- 7) la finestra si sposta di una osservazione
- 8) si calcola la regressione tra P ed A per gli habitat da 3 ad $m+2$
- 9) la finestra mobile si ferma quando $i + m = n$, dove i è l' i -esimo habitat da cui parte la regressione
- 10) la dimensione della finestra viene aumentata da m ad $m_2 = m + k$, con k a piacere
- 11) si riprende dal punto 4) con la sola differenza che m è sostituito da m_2
- 12) l'iterazione del processo avviene un numero di

$$\text{volte pari a } g = [(n - m) / k] + 1$$

I *break point* individuati dividono le osservazioni analizzate in più intervalli; ciascun intervallo è chiamato dominio frattale ed è caratterizzato da un coefficiente di regressione D . Individuati i punti di rottura nella regressione area-perimetro, vengono calcolati i valori di $\ln(A_i)$ corrispondenti. La differenza tra i coefficienti di regressione dei diversi domini funzionali tra P ed A è indice dell'efficacia del metodo, una variazione anche se lieve è sufficiente a dimostrare la validità del metodo.

L'intero processo è piuttosto oneroso dal punto di vista computazionale. Per tale motivo abbiamo realizzato un applicativo in linguaggio *Visual Basic* chiamato "*Rolling Regression Software*" (MIGLIAZZI *et al.*, 2002). Il programma (che può essere richiesto al primo autore del presente lavoro) realizza tutti i passaggi sopra descritti e restituisce i risultati in un formato immediatamente importabile entro un GIS per una rappresentazione cartografica dei domini frattali individuati. Il *software* richiede in *input* tre parametri:

- a) *number of observations* (n): indica il numero di osservazioni (habitat) su cui operare
- b) *first lag* (m): indica la dimensione del primo intervallo

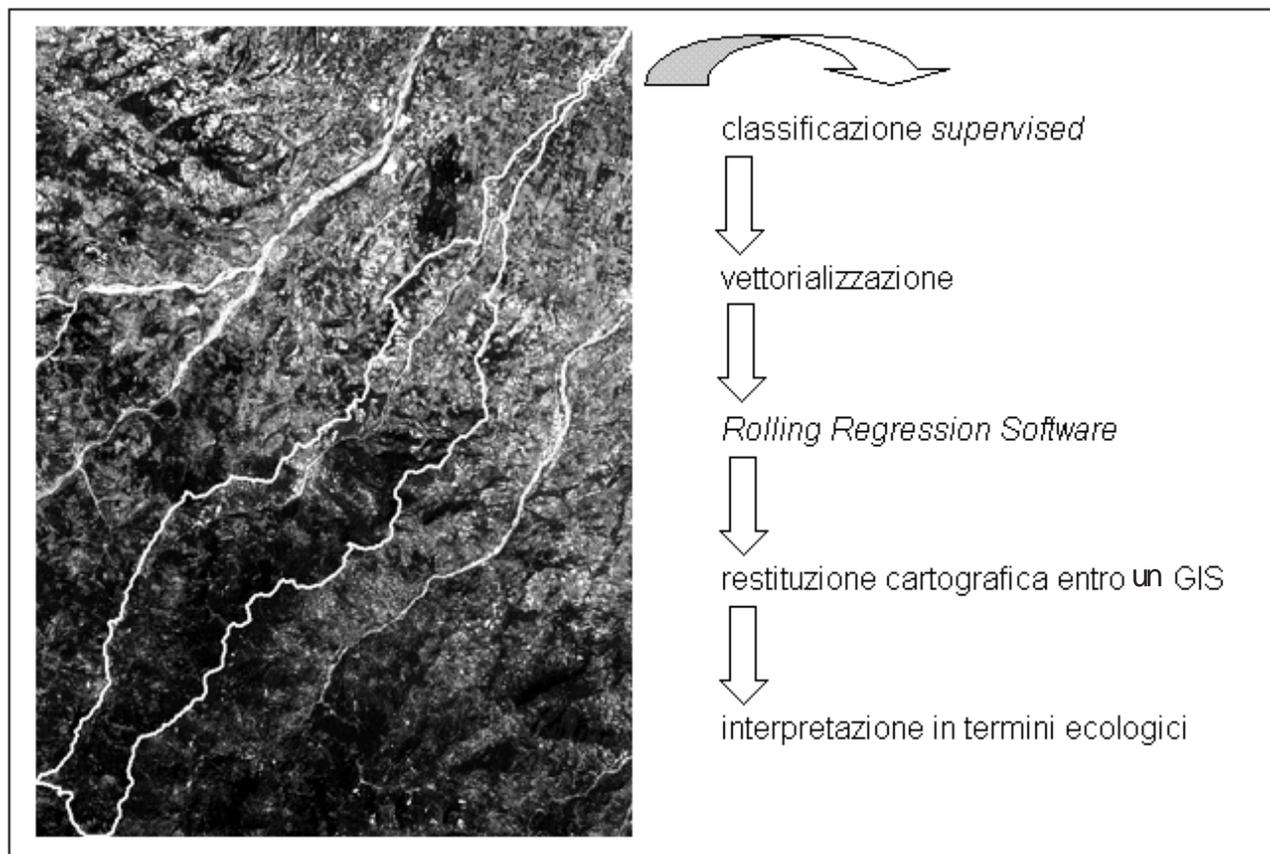


Fig. 2 Algoritmo utilizzato nell'individuazione dei domini frattali per le sei tipologie di habitat CORINE analizzati. Sulla sinistra, l'immagine satellitare Landsat TM5 dell'area di studio.

per il calcolo della regressione.

c) *increment* (k): indica l'incremento cioè il valore che sarà sommato ad m ad ogni regressione

L'algoritmo utilizzato per la determinazione dei domini frattali viene, in sintesi, illustrato nella figura 2.

RISULTATI

Nell'area di studio le tipologie CORINE considerate sono così quantificate:

- a) codice 31.81: 302 habitat;
- b) codice 34.3266: 84 habitat;
- c) codice 36.334: 129 habitat;
- d) codice 38.2: 375 habitat;
- e) codice 41.74: 32 habitat;
- f) codice 41.812: 65 habitat.

Relativamente al codice CORINE 31.81, il punto di rottura della relazione area-perimetro si ha per $\ln(A)=9,13$ ovvero $A=9228$ mq. Si possono, quindi, calcolare i coefficienti di regressione per i 2 intervalli scalari:

$$D_1 = 1,15$$

$$D_2 = 1,36$$

La differenza tra i due coefficienti di regressione è 0,21. Questo significa che, relativamente al codice CORINE 31.81, gli habitat con un valore areale inferiore a 9228 mq presentano una relazione area-perimetro molto più semplice rispetto a quelli con superficie maggiore di quel valore. È quindi possibile suddividere i 302 habitat di questo codice in due *cluster*, il primo caratterizzato da forme mediamente semplificate e compatte, il secondo da forme mediamente complesse (Fig. 3).

Relativamente al codice CORINE 34.3266, il punto di rottura della relazione area-perimetro si ha per $\ln(A)=9,05$ cioè $A=8518$ mq. Si possono calcolare i coefficienti:

$$D_1 = 1,14$$

$$D_2 = 1,31$$

La differenza tra i due coefficienti di regressione è 0,17. Per il codice 36.334, il punto di rottura si ha per $\ln(A)=9,21$ (Fig. 4 e Fig. 5) cioè $A=9996$ mq. I coefficienti di regressione per i 2 intervalli scalari sono rispettivamente:

$$D_1 = 1,23$$

$$D_2 = 1,58$$

La differenza tra i due coefficienti di regressione è 0,35. Per il codice 38.2, il punto di rottura si ha per $\ln(A)=9,32$ cioè $A=11158$ mq. Si possono calcolare i coefficienti di regressione:

$$D_1 = 1,11$$

$$D_2 = 1,39$$

La differenza tra i due coefficienti di regressione è 0,28. Per il codice CORINE 41.74 non è stato possibile rilevare alcun punto di rottura nella relazione area-perimetro. Il codice 41.812 ha un punto di rottura per

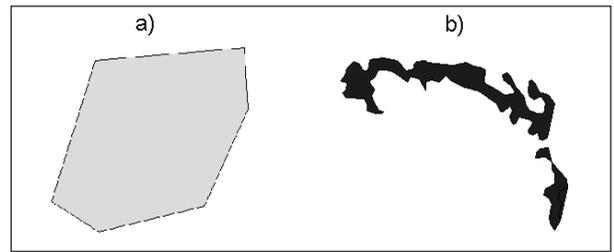


Fig. 3 Esempio di un habitat appartenente al primo dominio frattale (a) del Codice 31.81 e di un habitat del secondo dominio sempre del Codice 31.81 (b). Si nota con nettezza la differenza nella complessità della forma (convoluzione).

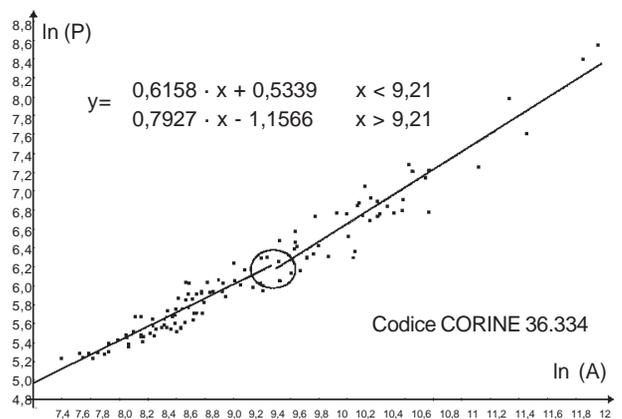


Fig. 4 Rappresentazione per il codice CORINE 36.334 della regressione spezzata, risultante dall'applicazione del metodo di Krummel. Il punto di rottura (evidenziato dal circolo) è posizionato in $\ln(A)=9,21$. La dimensione frattale D_1 del primo gruppo di habitat è 1,23 ($D_1=2 \cdot 0,6158$), mentre D_2 è pari a 1,58 ($D_2=2 \cdot 0,7927$).



Fig. 5 Rappresentazione GIS dei 2 domini frattali del codice CORINE 36.334: in grigio chiaro il primo dominio, in grigio scuro il secondo. Il primo dominio si trova esclusivamente a destra del torrente Baganza dove le pendenze dolci permettono la presenza dell'uomo, mentre il secondo si trova quasi esclusivamente sul versante sinistro dove, per l'alta acclività, l'uomo è quasi totalmente assente.

$\ln(A) = 10,7$ cioè $A = 44355$ mq. I coefficienti di regressione per i 2 intervalli scalari sono rispettivamente:

$$D_1 = 1,23$$

$$D_2 = 1,66$$

La differenza tra i due coefficienti di regressione è 0,43. I risultati ottenuti sono riportati nella tabella I.

DISCUSSIONE

Il metodo di Krummel presenta alcuni evidenti punti di forza. Si tratta di una metodologia concettualmente semplice e relativamente intuitiva che prevede che il legame tra una variabile dipendente ed una indipendente possa non essere costante lungo tutto il dominio della funzione. Essa permette inoltre di individuare gli eventuali punti di rottura. Il metodo consente inoltre di trovare punti di rottura anche su un campione minimo di osservazioni: nel caso del codice 41.812, è stato trovato un punto di rottura nonostante fossero presenti solo 65 osservazioni. Avvalendosi di esperienze empiriche, si può porre uguale a 40 il numero di osservazioni sotto il quale il metodo non è in grado di trovare *breakpoint*.

Il metodo presenta tuttavia alcuni limiti. Innanzitutto è un metodo semi-quantitativo e, a differenza di altre metodologie con finalità simili (GROSSI *et al.*, 2001; ZURLINI *et al.*, 2001b; ZURLINI *et al.*, 2002), non esiste alcun *test* che restituisca con esattezza il punto di rottura della relazione area-perimetro. I punti di *shift* della funzione vengono individuati per ispezione visuale del *biplot* avente $\ln(A)$ sull'asse delle ascisse e D su quello delle ordinate. I punti di rottura possono essere individuati solo per una certa dimensione della finestra che scorre sulle osservazioni: le altre finestre generalmente non sono in grado di rivelare i *breakpoint* presenti. Questo è il motivo per cui è necessario usare un numero elevato di finestre di dimensione variabile. La scelta della dimensione ottimale della finestra deriva dal compromesso fra due opposte esigenze. Da un lato, la dimensione frattale deve essere calcolata su un insieme di habitat relativamente omogenei: ovviamente, più piccola è la finestra, maggiormente omogenei sono gli habitat che ricadono al suo interno. Dall'altro lato, per ottenere stime statisticamente significative della dimensione frattale, la finestra non deve essere troppo piccola. La dimensione ottimale della finestra viene quindi ottenuta iterativamente partendo dalla dimensione più piccola possibile ed incrementandola finché non vengono prodotte stime significative della dimensione frattale. Per esempio, il ritrovamento dei domini frattali per le sei tipologie studiate ha richiesto le seguenti dimensioni della finestra mobile: 245 osservazioni per il codice 31.81, 65 per il codice 34.3266, 110 per il codice 36.334, 305 per il codice 38.2, 60 per il codice 41.812. Non esiste una regola, né teorica né

Tab. I. Risultati dell'applicazione del metodo della finestra mobile di Krummel ad alcuni codici CORINE presenti nel bacino idrografico del torrente Baganza. La colonna D1 rappresenta il coefficiente di regressione del primo dominio frattale, D2 del secondo. La colonna D2-D1 rappresenta il salto tra il primo e il secondo dominio frattale. Tanto maggiore è questo valore, tanto maggiore è la differenza nella complessità media delle forme degli habitat appartenenti ai due domini. È stato tralasciato il codice 41.74 per il quale non sono stati rinvenuti punti di rottura nella regressione perimetro-area.

Codice CORINE	D1	D2	D2-D1
31.81	1,15	1,36	0,21
34.3266	1,14	1,31	0,17
36.334	1,23	1,58	0,35
38.2	1,11	1,39	0,28
41.812	1,23	1,66	0,43

empirica, per determinare la dimensione ottimale di tale finestra, se non che essa deve essere maggiore di 30 osservazioni affinché la regressione calcolata sia significativa. Inoltre, l'incremento k deve essere scelto con la sola accortezza che $m+k$ sia minore del numero totale n delle osservazioni.

L'ispezione visuale degli habitat appartenenti a diversi domini frattali evidenzia che effettivamente cambia in modo netto il grado di convoluzione (Fig. 3 e Fig. 5). Da qui il significato ecologico delle analisi realizzate: suddividere l'intero *range* degli habitat appartenenti ad una certa tipologia CORINE in due o più *cluster* a cui, a parità di complessità morfologica (dominio frattale), corrispondano processi naturali/antropici simili che creano e mantengono quel gruppo di habitat. Un salto di dominio frattale lascia, viceversa, supporre che cambino i processi dominanti entro o al confine degli habitat.

Sotto l'ipotesi che a gradi di complessità differenti corrisponda una differente embriologia e diversi processi dominanti negli ecosistemi, sono in corso ulteriori analisi per saggiare questa ipotesi. Ciò permetterebbe anche l'individuazione delle variabili ecologiche e/o antropogeniche che possono effettivamente spiegare i salti di dominio scalare rinvenuti. Particolarmente utile risulta l'uso congiunto di questa metodologia e delle tecniche di telerilevamento come strumento d'indagine del territorio (FERRARINI *et al.*, 2002a; FERRARINI *et al.*, 2002b; FERRARINI *et al.*, 2002c).

CONCLUSIONI

Il metodo di Krummel individua gli eventuali punti di rottura della funzione di regressione della relazione area-perimetro degli habitat e, quindi, la presenza di due o più funzioni, in dipendenza dalla forma degli

habitat stessi.

La suddivisione degli habitat in due o più gruppi (domini) permette di avanzare alcune ipotesi pianificatorie plausibili sulla loro conservazione. Per esempio, forme maggiormente regolari e compatte sono meno sensibili rispetto alla matrice esterna, risentono meno dell'influenza degli habitat adiacenti, i loro confini netti agiscono maggiormente da barriere o da filtri. La loro conformazione minimizza l'esposizione dei confini e questo è molto utile al fine di una maggior conservazione delle risorse interne. Confini diritti facilitano, inoltre, il movimento dei predatori lungo gli stessi e questo rende l'habitat ancor più difficilmente penetrabile da parte di specie estranee. Habitat circolari, o comunque regolari, sono caratterizzati, in genere, da un flusso genico ristretto rispetto ad habitat convoluti, dove le popolazioni si suddividono in sottopopolazioni localizzate nei diversi lobi dei lobi e dei loro microhabitat, e questo comporta una minor varietà di specie.

Gli habitat frastagliati e con molti lobi sono utili nel favorire le interazioni con l'intorno, vi è una massimizzazione della probabilità di attraversamento del confine poiché più lungo. I lobi originano un effetto imbuto, una concentrazione di specie in un piccolo spazio, che facilita l'entrata e/o l'uscita dall'habitat. Molte specie possono attraversare un habitat solo attraverso i lobi. Questi spazi hanno, inoltre condizioni microclimatiche

proprie e generano microambienti dove aumentano le probabilità di nascondersi ed evitare predatori, mantenendo in tal modo una diversità genetica elevata nell'habitat. Maggior interesse conservazionistico dovrà in generale essere posto nei riguardi degli habitat convoluti piuttosto che ad habitat compatti, difficilmente perturbabili.

Nel presente lavoro, il metodo di Krummel è stato applicato a sei tipologie di habitat CORINE la cui mappatura proviene da immagini telerilevate Landsat. Mediante l'utilizzo di un *software* realizzato appositamente per questo lavoro, è stato possibile individuare diversi domini frattali per ogni singola tipologia CORINE e riportare il tutto all'interno di un GIS. Ulteriori approfondimenti dovranno spiegare l'appartenenza di un habitat ad un certo dominio frattale sulla base di variabili naturali e/o antropogeniche che, con riferimento alla letteratura scientifica disponibile, si ritiene siano in grado di influenzare e spiegare i punti di rottura della relazione area-perimetro. Tali *breakpoint* sono determinanti ecologico-ambientali di fondamentale importanza per un'analisi sinottica del mosaico degli habitat naturali mediante immagini telerilevate.

Ringraziamenti

Si ringraziano i *referees* anonimi per i consigli forniti.

BIBLIOGRAFIA

- BUECHNER M., 1989. Are small-scale landscape features important factors for field studies of small mammal dispersal sinks? *Landscape Ecology*, **2**: 191-199.
- C.E.C. (COMMISSION OF EUROPEAN COMMUNITY), 1991. *CORINE Biotopes Manual, habitats of the European Community. A method to identify and describe consistently sites of major importance for nature conservation*. EUR 12587/3, Bruxelles.
- FERRARINI A., ROSSI P., ZACCARELLI N., 2002a. Un classificatore efficiente di dati iperspettrali MIVIS per la mappatura territoriale: CART (Classification And Regression Trees). *Rivista Italiana di Telerilevamento*, **22**: 3-12.
- FERRARINI A., ROSSI P., ROSSI O., SOLIANI L., 2002b. Metodi avanzati di analisi e progettazione territoriale. *Notiziario della Società Italiana di Ecologia* (S.It.E.), pp. 7-9.
- FERRARINI A., ROSSI P., ZACCARELLI N., 2002c. Mappature vegetazionali ad elevata accuratezza: la metodologia delle reti neurali applicata ai dati iperspettrali MIVIS. *Rivista Italiana di Telerilevamento*, **22**: 13-22.
- FORMAN R.T.T., 1981. Interaction among landscape elements: a core of landscape ecology. In S. P., Tjallingii e A.A. de Veer, eds. *Perspectives in Landscapes*, pp. 35-48, PUDOC, Wageningen, Netherlands.
- FORMAN R.T.T., GODRON M., 1986. *Landscape ecology*. Wiley & Sons, New York.
- FORMAN R.T.T., 1995. *Land Mosaics. The Ecology of Landscapes and Regions*, Cambridge University Press.
- FOSTER D.R., 1983. The history and pattern of fire in the boreal forest of southeastern Labrador. *Canadian Journal of Botany*, **61**: 2549-71.
- GROSSI L., ZURLINI G., ROSSI O., 2001. Statistical detection of multiscale landscape patterns. *Journal of Ecological and Environmental Statistics*, **8**: 253-267.
- HAMMETT J.E., 1992. The shapes of adaptation: historical ecology of anthropogenic landscapes in the southeastern United States. *Landscape Ecology*, **7**: 121-135.
- HARDT, R.A., FORMAN, R.T.T., 1989. Boundary form effects on woody colonization of reclaimed surface mines. *Ecology*, **70**: 1252-1260.
- HASTINGS, H.M., SUGIHARA, G., 1993. *Fractals - a user's guide for the natural sciences*, Oxford University Press, New York.

- KRUMMEL J.R., GARDNER R.H., SUGIHARA G., O'NEILL R.V., COLEMAN P.R., 1987. Landscape patterns in a disturbed environment. *Oikos*, **48**: 321-324.
- LOVEJOY S., 1982. Area-perimeter relation for rain and cloud areas. *Science*, **216**: 185-187.
- MANDELBROT B.B., 1983. *The Fractal Geometry of Nature*. W. H. Freeman (ed.), San Francisco.
- MIGLIAZZI M., ROSSI O. (relatore), FERRARINI A. (correlatore), ROSSI P. (correlatore), ALLESINA S. (correlatore), 2002. *Metodi avanzati di analisi dell'ecomosaico ambientale mediante tecniche quantitative applicate alla base di dati di un Sistema Informativo Territoriale*. Tesi di laurea - Facoltà di Scienze Matematiche Fisiche e Naturali, Università di Parma.
- MILNE B.T., 1991. Lessons from applying fractal models to landscape patterns. In: Turner M.G. and Gardner R.H. (eds.) *Quantitative Methods in Landscape Ecology*. Springer-Verlag: 199-235.
- NIKORA V.I., PEARSON C.P., SHANKAR, U., 1999. Scaling properties in landscape patterns: New Zealand experience. *Landscape Ecology*, **14**: 17-33.
- ROSSI O., 2001. La Carta della Natura del Paese: aspetti generali e prospettive. In: *Cartografia multiscalare della natura*. S.It.E. - Atti XXIII, 11-20.
- ROSSI O., ROSSI P., FERRARINI A., 2002. Principii e metodologie generali per la Carta della Natura del Paese. In: *Le Ofioliti: isole sulla terraferma. Per una rete di Aree Protette*, Regione Emilia-Romagna, 235-242.
- ROSSI P., 1999. *Analisi della diversità vegetazionale in Val Baganza mediante la classificazione CORINE Biotopes*. Tesi di Laurea in Scienze Biologiche, Facoltà di Scienze Matematiche Fisiche e Naturali, Università di Parma.
- THOMPSON D.W., 1961. *On Growth and Form*. Cambridge University Press, Cambridge.
- ZURLINI G., ROSSI O., FERRARINI A., ROSSI P., ZACCARELLI N., 2001a. Risultati preliminari sulla relazione tra pattern spaziali di mosaici di habitat CORINE e tassi di disturbo ambientale. S.It.E. - Atti XXV.
- ZURLINI G., ROSSI O., FERRARINI A., ROSSI P., ZACCARELLI N., 2001b. Assessing multi-scale fragility of landscapes: concepts, methods and recent results of the Map of Italian Nature. In Belward A., Binaghi E., Brivio P.A., Lanzarone G.A. e Tosi G. (eds.): *Geospatial knowledge processing for natural resources management*, European Commission, JRC ISPRA, National Research Council, Artestampa, Baveno (Varese), 153-159.
- ZURLINI G., ROSSI O., ZACCARELLI N., PETROSILLO I., FERRARINI A., ROSSI P., 2002. Spatial patterns of ecological change in watershed. in: *Acts of the annual meeting of International Association for Landscape Ecology (IALE)*, Lincoln, NE (USA), pp.73.

Variazioni delle concentrazioni di nutrienti e dei flussi di sedimentazione nella parte centrale della laguna di Venezia

Adriano Sfriso*, Chiara Facca, Sonia Ceoldo, Pier Francesco Ghetti

Dipartimento di Scienze Ambientali, Università di Venezia, Calle Larga 2137 - 30123 Venezia

* Referente per la corrispondenza: Fax +39 041 2348584; sfrisoa@unive.it

Pervenuto il 7.8.2003; accettato il 29.1.2004

Riassunto

In questo lavoro sono presentate le variazioni dello stato trofico e dei flussi di sedimentazione avvenute negli ultimi quindici anni in alcune stazioni della parte centrale della laguna di Venezia. Da giugno 2000 a giugno 2001 sono state analizzate le concentrazioni dei nutrienti disciolti nella colonna d'acqua, dei nutrienti totali presenti nei sedimenti superficiali, nel particellato e nei tessuti di alcune macrofite e i flussi di sedimentazione. I dati ottenuti sono stati confrontati con quelli rilevati dal 1984 al 1998.

Nella colonna d'acqua le concentrazioni dei nutrienti, soprattutto dell'azoto inorganico disciolto, presentano una marcata variabilità interannuale. Nel sedimento superficiale (orizzonte 0-5 cm), dal 1984 al 2001, le concentrazioni di azoto e fosforo sono diminuite, spesso più che dimezzate. Dall'analisi delle concentrazioni tissutali dei nutrienti, *Ulva rigida* C. Ag. e *Gracilaria armata* (C. Ag.) J. Ag. risultano potenzialmente limitate da azoto, mentre la rizofita *Cymodocea nodosa* (Ucria) Asher è limitata prevalentemente da fosforo.

Nell'ultimo decennio i flussi di particellato, valutati con trappole di sedimentazione poste nei fondali delle aree di studio, sono aumentati di 4-5 volte. Nella laguna centrale l'incremento è stato di circa un ordine di grandezza, con valori medi intorno a $700 \text{ kg m}^{-2} \text{ y}^{-1}$, su base secca. Questo incremento, inizialmente associato alla riduzione della copertura algale, è stato fortemente accentuato dall'impatto della pesca delle vongole (*Tapes philippinarum* Adams & Reeve) svolta nel bacino che, una volta, era occupato dalle macroalghe. Parallelamente, la biomassa macroalgale si è ridotta a circa 1-2% dei valori misurati negli anni '80.

PAROLE CHIAVE: nutrienti / flussi di sedimentazione / pesca delle vongole / macrofite.

Changes of nutrient concentrations and sediment fluxes in the central part of the Venice lagoon

In the last 15 years, trophic conditions and sediment fluxes in the central part of the Venice lagoon changed remarkably. Macroalgal biomass decreased to 1-2% of the values recorded in the 1980s. Since 1983, the Manila clam, *Tapes philippinarum* Adams & Reeve, was introduced in the lagoon and colonised the bare sediments. Clam harvesting by hydraulic and mechanical dredging affected severely the benthic system.

A general decrease of sedimentary nutrients was detected, especially in areas such as San Giuliano where C, N and P were about halved from 1989-90 to 2000-01. In this area macroalgae disappeared in the early 1990s. In parallel, high sediment resuspension and settlement were caused by clam fishing. As a consequence, sediment fluxes were ca. 4-5 times (up to 12 times in other areas) higher than those measured in the 1990s and favoured the loss of the finest material and the dispersal in the lagoon of high amounts of particulate nutrients. The reactive phosphorus (RP) concentrations in the water column decreased remarkably, as a result of the increased oxidation state of the lagoon and the polyphosphate banning from the commercial detergent formulations. The dissolved inorganic nitrogen (DIN) increased weakly or remained similar to the concentrations monitored in the past. Both RP and DIN concentrations were higher than the imperative values fixed for total N and P in the water column by the 23rd April 1998 Ronchi-Costa decree.

The tissue concentrations of nutrients in *Ulva rigida* C. Ag. and *Gracilaria armata* (C. Ag.) J. Ag., in areas with high macroalgal biomass, showed a potential nitrogen limitation. The nutrient concentrations in the shoots of *Cymodocea nodosa* (Ucria) Asher. evidenced a potential phosphorus limitation.

KEY WORDS: nutrients / sediment fluxes / clam fishing / macrophytes

INTRODUZIONE

Fin dagli anni '60 la laguna di Venezia è stata soggetta a profonde modificazioni morfologiche, chimiche e biologiche con frequenti e repentini cambiamenti che hanno reso necessario un continuo aggiornamento delle conoscenze sia dello stato trofico che del livello di inquinamento di acque e sedimenti.

Tra gli anni '60 e '70, l'espansione della produzione industriale e l'avvento di fertilizzanti e monocolture in agricoltura hanno causato lo sversamento in laguna di rilevanti quantità di sostanze eutrofizzanti (PAVONI *et al.*, 1992; MARCOMINI *et al.*, 1995). La disponibilità di nutrienti in combinazione con gli sconvolgimenti idrodinamici causati dallo scavo di larghi e profondi canali commerciali (Canale Malamocco-Marghera detto "Canale dei Petroli") ha creato le condizioni per una crescita incontrollata di macroalghe nitrofile e galenofile come *Ulva rigida* C. Ag. (SFRISO *et al.*, 1993; SFRISO e MARCOMINI, 1996a). Nel giro di pochi anni imponenti *bloom* macroalgali hanno completamente soppiantato le praterie di fanerogame marine preesistenti in laguna centrale e in parte della laguna nord.

La dominanza macroalgale ha perdurato fino all'inizio degli anni '90, quando le macroalghe hanno cominciato un rapido e progressivo declino, inizialmente causato da variazioni climatiche e, poi, rafforzato da altre importanti concause come l'incremento dei flussi di risospensione e sedimentazione dei sedimenti superficiali e l'incremento del pascolo degli organismi erbivori, non più eliminati dalle crisi distrofiche (SFRISO e MARCOMINI, 1996b; BALDUCCI *et al.*, 2001). Contemporaneamente, la raccolta delle macroalghe, in presenza di biomasse oramai limitate ad areali circoscritti, ha cominciato a dare risultati positivi. Da ultimo sono diminuite anche le immissioni di fosforo e azoto in laguna ma, soprattutto, sono diminuiti gli apporti stagionali di nutrienti che si accumulavano temporaneamente nei sedimenti superficiali.

Grazie alla sua elevata capacità di accrescimento, *Ulva rigida* assimilava i nutrienti dall'acqua e li trasferiva ai sedimenti durante la degradazione (SFRISO *et al.*, 1987). Pertanto le macroalghe erano responsabili dell'incremento di nutrienti sia nei sedimenti superficiali che nel particellato. Poiché la produzione lorda di *Ulva* era intorno a 200-220 kg m⁻² y⁻¹ (peso umido) e nella sola laguna centrale la produzione annua era di circa 10 milioni di tonnellate (SFRISO e MARCOMINI, 1994, SFRISO *et al.*, 2003a) si può ben comprendere l'importanza delle macroalghe nei cicli dei nutrienti in laguna. Similmente si possono immaginare i cambiamenti verificatisi quando le biomasse macroalgali sono regredite. Attualmente in laguna centrale la produzione lorda delle macroalghe è di ca. 230000 tonnellate per anno (SFRISO *et al.*, 2003a).

Successivamente alla scomparsa delle macroalghe, la vongola filippina, *Tapes philippinarum* Adams & Reeve, introdotta in laguna solo nel 1983, ha colonizzato i fondali liberi dalle biomasse algali creando le premesse per nuovi e drastici cambiamenti dell'ambiente lagunare. La pesca delle vongole determina un forte impatto sul comparto bentonico, dovuto all'impiego di draghe turbosoffianti, draghe vibranti e rusche. Il raccolto ha raggiunto il suo apice nel 1996 con ca. 50000 tonnellate di pescato e continua tuttora con una media di ca. 30000-40000 tonnellate per anno (OREL *et al.*, 2000). In quegli anni erano operanti ca. 120 turbosoffianti ed almeno 600 barchini, appositamente attrezzati per questo tipo di pesca. Gli effetti sono stati devastanti. In attesa di poter inquadrare questo tipo di pesca in un'attività di pesca-coltura gestita in aree concessionarie, lo scempio della laguna continua ancora cambiando sia la morfologia dei fondali che la composizione ed abbondanza delle comunità fito e zoobentoniche.

Per effetto della pesca delle vongole, non solo sono state spazzate via le fanerogame marine che ricominciavano a popolare le aree liberate dalle macroalghe, ma anche il fitoplancton attualmente appare fortemente limitato. I *bloom* fitoplanctonici rilevabili in passato non si verificano più, a causa della distruzione delle comunità microbentoniche e delle enormi quantità di sedimenti risospesi (FACCA *et al.*, 2002). I fondali sono in erosione per la perdita della componente sedimentaria più fine e gli inquinanti, accumulatisi nei sedimenti durante il boom industriale post-bellico ed attualmente seppelliti a 15-20 cm di profondità, sono rimessi in circolazione e ridistribuiti (SFRISO *et al.*, 2003b).

Attualmente, nonostante la laguna sia soggetta a continui cambiamenti in risposta alle nuove ingerenze umane, la scomparsa dei fenomeni distrofici e delle crisi anossiche, che puntualmente si verificavano ogni anno in presenza delle imponenti biomasse di *Ulva*, ha permesso una miglior ossigenazione dell'ambiente e il ripopolamento da parte di molte specie algali nuove o presenti in passato prima della diffusione dell'*Ulva*.

Questo lavoro si propone di completare il quadro delle conoscenze acquisite in questi ultimi 15 anni sullo stato trofico della parte centrale della laguna di Venezia. In particolare, sono considerate le variazioni spazio-temporali: a) dei nutrienti nella colonna d'acqua, nei sedimenti superficiali, nei solidi sospesi e nella biomassa delle macrofite dominanti e b) dei flussi di risospensione e sedimentazione dei sedimenti superficiali, facendo un confronto con serie di dati storici rilevati in passato dagli stessi ricercatori nelle stesse aree di studio utilizzando le stesse metodiche di campionamento e di analisi.

MATERIALI E METODI

a) Aree di studio

I campionamenti sono stati eseguiti per un anno con frequenza mensile, a partire dal mese di giugno 2000. Sono state considerate tre aree lagunari con condizioni trofiche basse, medie ed elevate e caratterizzate dalla dominanza di differenti categorie di produttori primari: fanerogame marine, macroalghe e fitoplancton.

Un'area di studio a basso livello di trofia (stazione SMM) e prevalentemente dominata da *Cymodocea nodosa* (Ucria) Asher. è stata individuata tra Santa Maria del Mare e l'Ottagono San Pietro nel bacino di Malamocco (coordinate geografiche: 45° 19' 810 N, 12° 18' 827 E). Quest'area, prescelta come bianco, è caratterizzata dalla presenza di numerose specie algali che non tollerano elevati livelli di inquinamento, da un elevato ricambio mareale e da impatti antropici trascurabili a causa dei bassi fondali e della presenza delle praterie di fanerogame marine. L'area SMM non è ancora interessata dalle attività di pesca delle vongole

che hanno profondamente modificato la trasparenza, i flussi di sedimentazione, le biocenosi e le concentrazioni di nutrienti ed inquinanti di gran parte della laguna (OREL *et al.*, 2000; SFRISO *et al.*, 2003b).

Un'area con condizioni di stato trofico intermedie e dominata dalle macroalghe (st. Lido) è stata individuata nel partiacque del Lido (coordinate geografiche: 45° 23' 552 N, 12° 20' 884 E) presso l'isola omonima. Quest'area ha subito gli impatti di maggior rilievo derivanti dall'elevata produzione e decomposizione delle biomasse macroalgali. Durante l'inizio di questo studio (estate 2000) era l'unica area della laguna centrale con una rilevante copertura di macroalghe, in particolare di *Ulva rigida* C. Ag. e *Gracilaria armata* (C. Ag.) J. Ag. che nel 2001 sono, però, quasi scomparse. Questa stazione presenta un ricambio mareale scarso e flussi di sedimentazione modesti.

Infine, un'area con condizioni trofiche elevate (st. San Giuliano, SG) ed attualmente dominata dal fitoplancton è stata scelta a nord del ponte translagunare presso San Giuliano (coordinate geografiche: 45° 27'

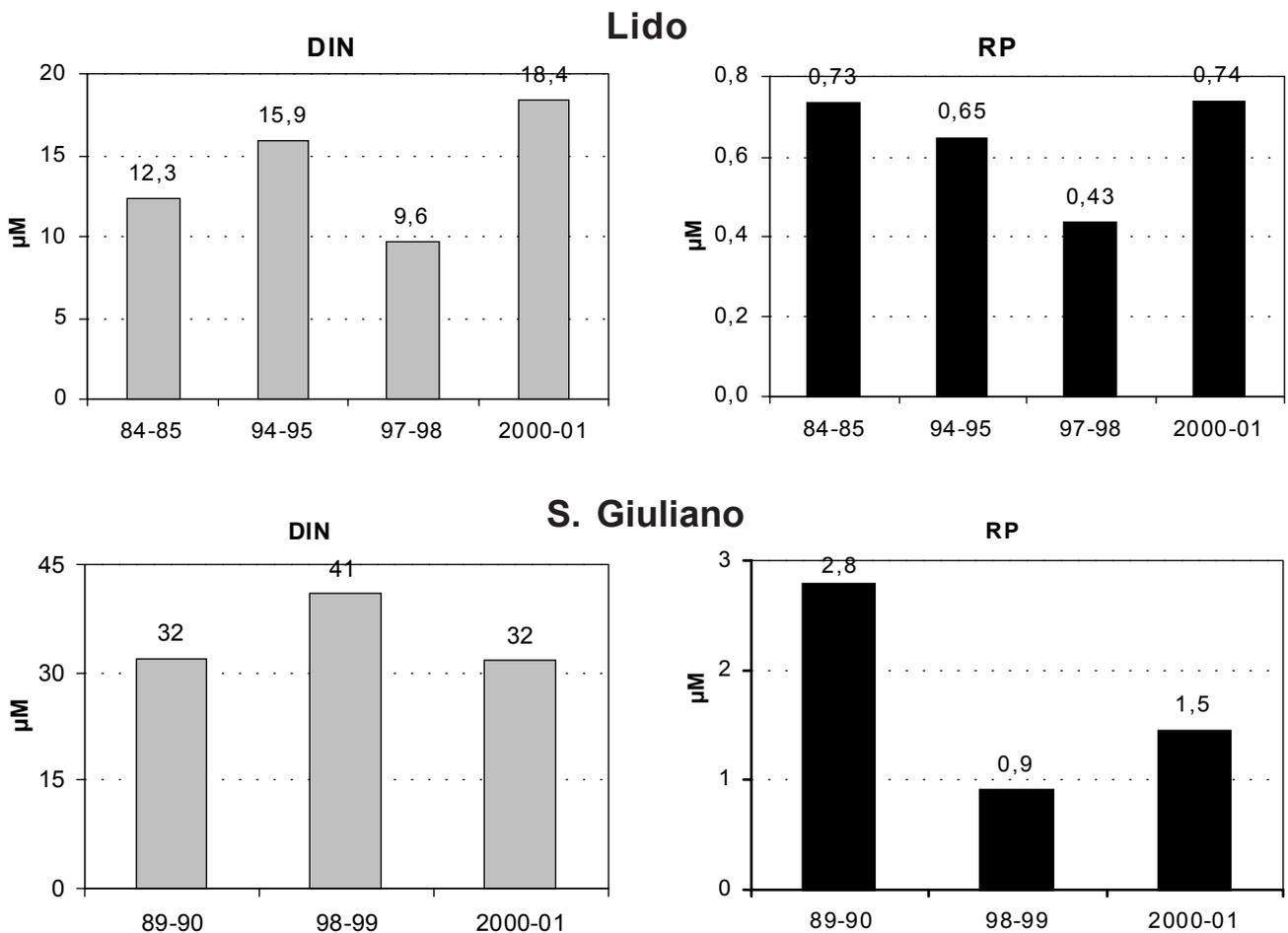


Fig. 1. Variazioni delle concentrazioni medie annuali di nutrienti (12-36 campioni per anno) nella colonna d'acqua.

803 N, 12° 17' 532 E). La densità del fitoplancton è tuttavia molto bassa e appena superiore a quella determinata nelle altre due stazioni. Quest'area presenta acque molto torbide, con scomparsa del disco di Secchi a ca. 0,3-0,5 m ed elevati flussi di sedimentazione (ca. 900 kg m⁻² per anno).

b) Procedure analitiche ed analisi statistica

Le concentrazioni di nutrienti nelle varie matrici ambientali sono state determinate in accordo con le metodologie riportate in STRICKLAND e PARSONS (1972). I flussi di sedimentazione sono stati determinati mediante trappole bentiche lasciate in loco (SFRISO *et al.*, 1992). Il confronto tra differenti annate di dati è stato effettuato attraverso l'analisi della varianza (ANOVA) ad un fattore utilizzando il programma Excel 2000 della Microsoft.

RISULTATI E DISCUSSIONE

a) Nutrienti nella colonna d'acqua

Le concentrazioni medie dei composti dell'azoto inorganico disciolto (DIN) e del fosforo reattivo (RP) mostrano un gradiente crescente dalla stazione SMM, presso la bocca di porto, alla stazione SG, presso la gronda lagunare, con la stazione di Lido che presenta valori intermedi (Fig. 1). Mentre per la stazione di SMM non si hanno dati pregressi, per la stazione del Lido sono disponibili 4 serie annuali di dati dalle quali si nota che il DIN e l'RP sono variati, anche se in modo non significativo (ANOVA, DIN: $p < 0,09$; RP $< 0,27$). Il DIN è progressivamente aumentato passando da valori medi di 12,3 μM nel 1984-85 a 18,4 μM nel 2000-01. L'unica variazione significativa è stata riscontrata tra il 1997-98 e il 2000-01 (ANOVA: $p <$

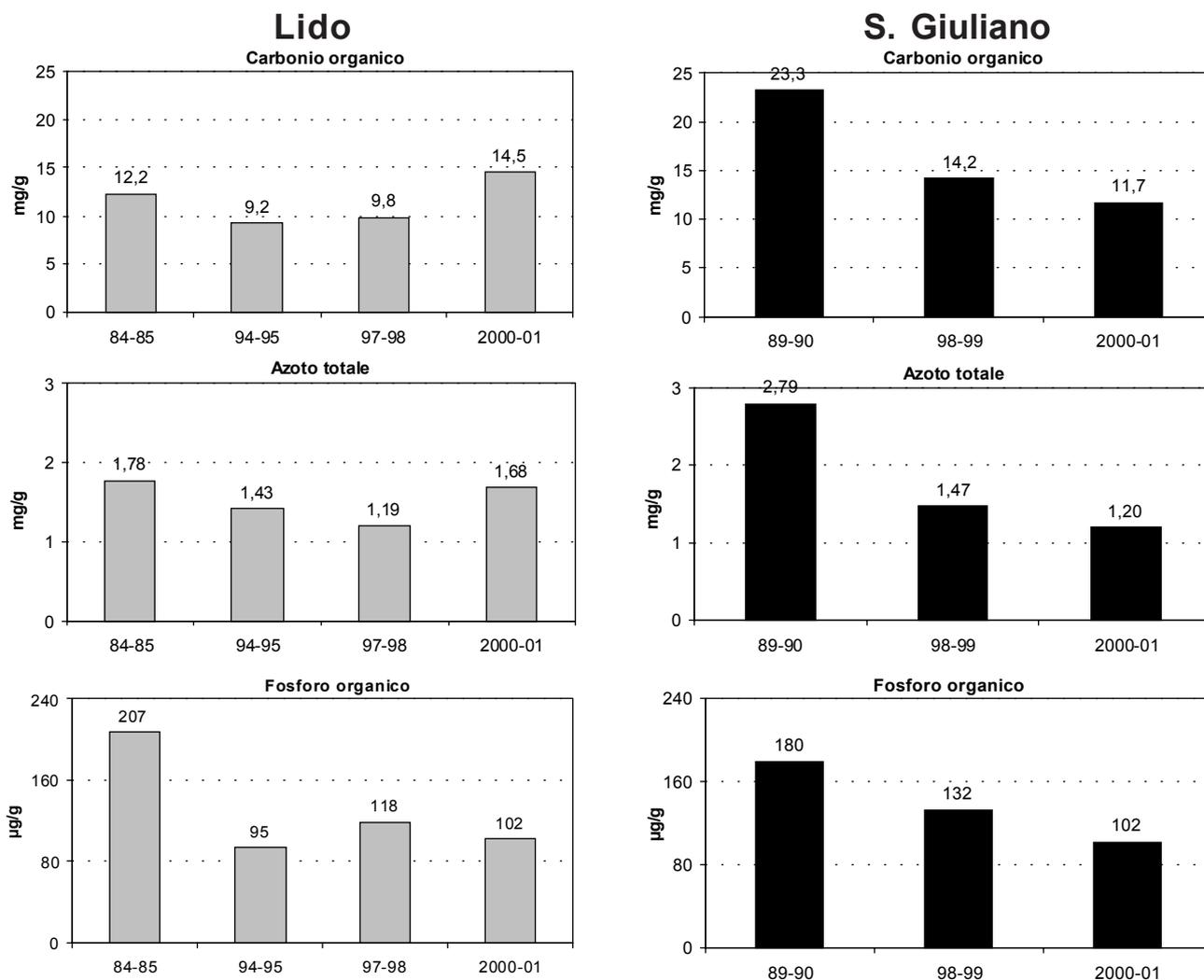


Fig. 2. Variazioni delle concentrazioni medie annuali (12 campioni per anno) di nutrienti nei primi 5 cm di sedimento superficiale nelle stazioni di Lido e di San Giuliano.

0,04). Viceversa, le concentrazioni di RP sono diminuite passando da $0,73 \mu\text{M}$ nel 1984-85 a $0,43 \mu\text{M}$ nel 1997-98 per aumentare nuovamente a $0,74 \mu\text{M}$ nel 2000-01. Nella stazione di SG, dove le macroalghe sono scomparse all'inizio degli anni '90, si nota che il DIN non ha presentato variazioni di rilievo, oscillando tra 32 e $41 \mu\text{M}$ (ANOVA: $p < 0,39$). L'RP è invece diminuito significativamente (ANOVA: $p < 5,0\text{E-}04$) passando da $2,8 \mu\text{M}$ nel 1989-90 a $0,9 \mu\text{M}$ nell'ultimo periodo. Nella stazione di SG, sia il DIN che l'RP raggiungono concentrazioni notevolmente superiori ai valori del decreto Ronchi-Costa del 23 aprile 1998 che fissava come imperative le concentrazioni di $0,8 \mu\text{M}$ per il fosforo totale e $25 \mu\text{M}$ per l'azoto totale.

b) Nutrienti nei sedimenti superficiali

Nelle stazioni di Lido, ancora popolata da *Ulva rigida* nel 2000-2001, e di SG, priva di macroalghe fin dal 1993, le concentrazioni di azoto e fosforo nel sedimento superficiale seguono andamenti temporali diversi (Fig. 2).

Nella stazione di SG, le concentrazioni medie dei nutrienti tra il 1989 e il 2001 si sono significativamente ridotte passando da $23,3 \pm 1,6$ a $11,7 \pm 3,5 \text{ mg g}^{-1}$ per il C_{org} (carbonio organico) (ANOVA: $p < 1,3\text{E-}12$), da $2,8 \pm 0,2$ a $1,2 \pm 0,2 \text{ mg g}^{-1}$ per l' N_{tot} (azoto totale) (ANOVA: $p < 9,0\text{E-}20$) e da 180 ± 23 a $102 \pm 21 \mu\text{g g}^{-1}$ per il P_{org} (fosforo organico) (ANOVA: $p < 6,6\text{E-}06$).

Nella stazione di Lido sia l' N_{tot} (ANOVA: $p < 1,3\text{E-}$

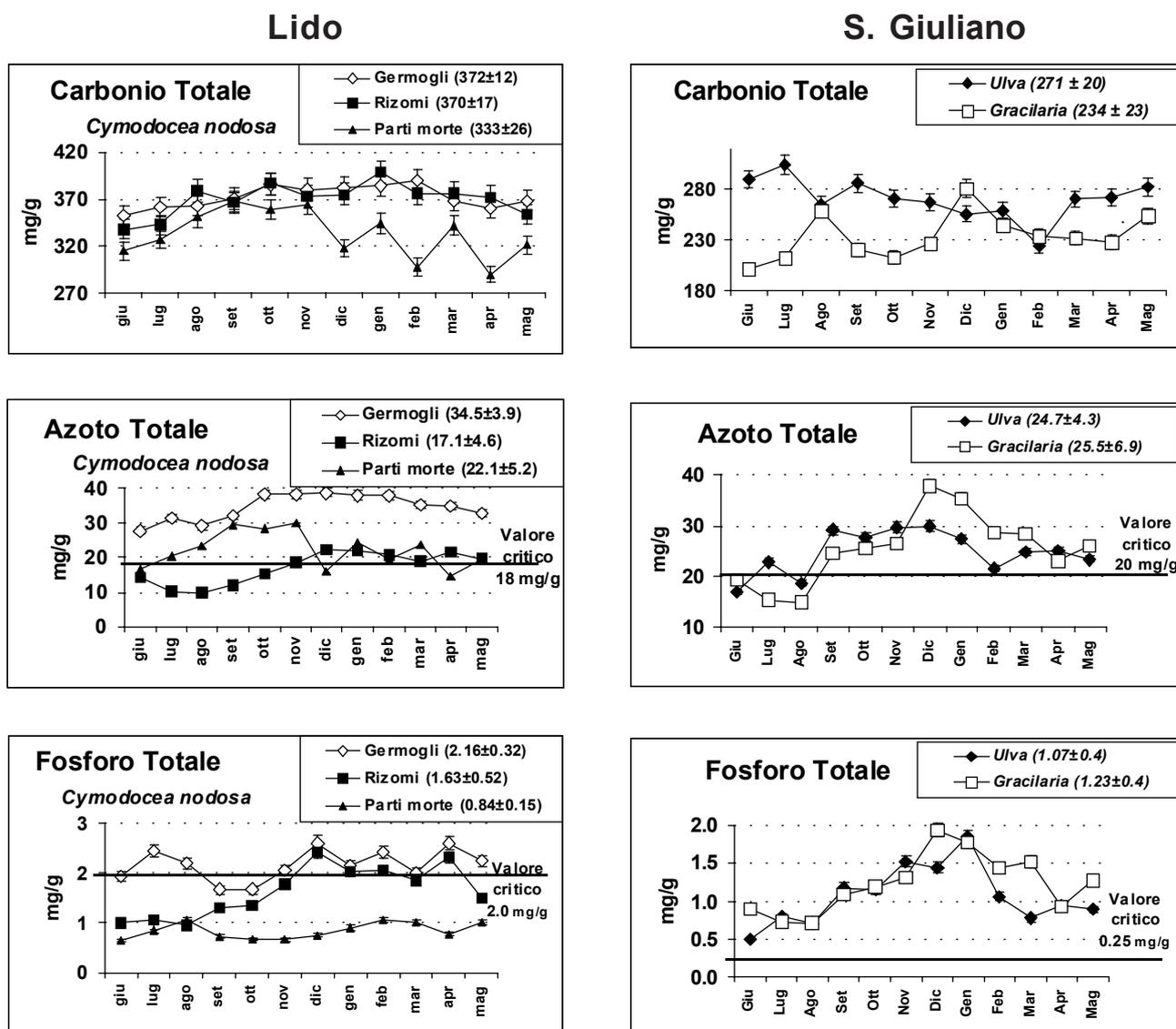


Fig. 3. Concentrazioni di nutrienti nelle macrofite dominanti presenti nelle stazioni di campionamento. Una linea orizzontale indica i valori di azoto totale e fosforo totale ritenuti limitanti (valore critico) per l'accrescimento ottimale di *Cymodocea* e di *Ulva*.

04) che il C_{org} (ANOVA: $p < 1,1E-10$) hanno presentato variazioni altamente significative durante tutto il periodo considerato. Tuttavia, dopo un significativo decremento monitorato fra il 1984-85 e il 1997-98 (ANOVA, N_{tot} : $p < 1,2E-05$; C_{org} : $p < 2,0E-09$), le concentrazioni di questi nutrienti sono nuovamente aumentate nel 2000-01 (ANOVA, N_{tot} : $p < 1,3E-03$; C_{org} : $p < 8,7E-07$), probabilmente a causa degli elevati flussi di sedimentazione e del trasporto di sedimenti causati dalla pesca delle vongole. Il P_{org} mostra invece una continua tendenza alla diminuzione passando da 207 ± 64 a $102 \pm 21 \mu g g^{-1}$ (ANOVA: $5,0E-09$).

c) Nutrienti nei tessuti delle macrofite dominanti

Attualmente le macroalghe presentano una biomassa e una produzione primaria pari a circa il 2% dei valori trovati negli anni '80 (SFRISO *et al.* 2003a). Tuttavia il numero di specie presenti in laguna è più che doppio rispetto a una decina di anni fa (SFRISO *et al.*, 2002). La diffusione delle fanerogame marine è invece in espansione poiché queste piante hanno occupato molti areali, un tempo popolati dalle macroalghe, soprattutto in aree marginali lungo i canali e nei bassi fondali dove l'attività di pesca delle vongole è modesta.

Nella stazione di SMM, le concentrazioni di C_{tot}

(carbonio totale) nei germogli e nei rizomi di *Cymodocea nodosa*, fanerogama marina che raggiunge biomasse medie elevate ($3048 \pm 1134 g m^{-2}$, su base umida), sono risultate simili (372 ± 12 e $370 \pm 17 mg g^{-1}$), mentre le concentrazioni di N_{tot} e P_{tot} (azoto e fosforo totali) sono risultate sempre maggiori nei germogli che negli altri tessuti. Le concentrazioni di N_{tot} nei germogli ($34,5 \pm 33,9 mg g^{-1}$) non sono mai state al di sotto delle concentrazioni ritenute critiche ($18 mg g^{-1}$) per un accrescimento ottimale di questa specie, mentre quelle del P_{tot} , variando tra ca. 1,8 e ca. 2,3 $mg g^{-1}$, sono risultate potenzialmente limitanti ($< 2,0 mg g^{-1}$) tra settembre ed ottobre, durante il periodo del massimo incremento di biomassa (Fig. 3).

In *Ulva rigida* e *Gracilaria armata*, macroalghe presenti con una discreta biomassa nella stazione Lido, le concentrazioni di N_{tot} ($24,7 \pm 4,3$ e $25,6 \pm 6,9 mg g^{-1}$, rispettivamente) hanno raggiunto concentrazioni intermedie rispetto a quelle rilevate nei germogli e nei rizomi di *Cymodocea*. Le concentrazioni di P_{tot} ($1,1 \pm 0,4$ e $1,2 \pm 0,4 mg g^{-1}$, rispettivamente) erano, invece, sempre inferiori. Mentre per il fosforo le concentrazioni erano sempre notevolmente più elevate della concentrazione considerata critica per l'accrescimento ($0,25 mg g^{-1}$), per l'azoto sono stati trovati valori potenzialmente limitanti ($< 20 mg g^{-1}$) tra giugno ed agosto.

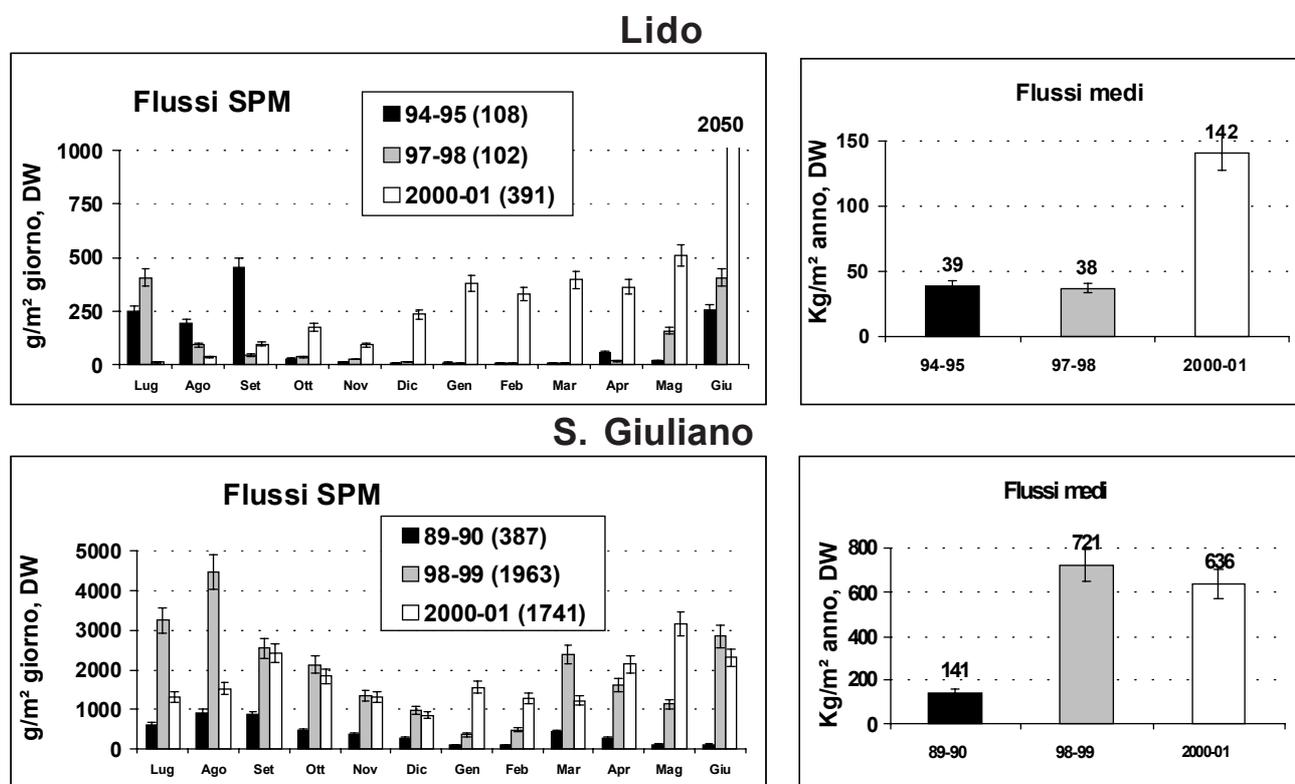


Fig. 4. Variazione delle quantità di particolato raccolto in continuo tramite trappole di sedimentazione lasciate in loco durante annate diverse.

d) Flussi di sedimentazione e di nutrienti

Con la scomparsa delle macroalghe e la diffusione e pesca delle vongole i flussi di sedimentazione, tra il 1989 e il 2000-01, sono notevolmente aumentati passando da 141 a 600-700 kg m⁻² y⁻¹, come sostanza secca, nella stazione di SG (ANOVA: $p < 5,9E-05$), mentre al Lido l'incremento è stato più contenuto (ANOVA: $p < 0,07$), variando tra 38-39 e 142 kg m⁻² y⁻¹ (Fig. 4). In quest'ultima stazione, dopo la scomparsa della biomassa macroalgale avvenuta alla fine del 2000, i flussi di particellato sono passati da valori inferiori a 250 g m⁻² d⁻¹ a valori fino a 2050 g m⁻² d⁻¹. I flussi sono stati marcatamente più elevati nella stagione calda presentando picchi di sedimentazione tra aprile e giugno e tra settembre e novembre, in concomitanza con il maggior sforzo di pesca delle vongole filippine.

Nel complesso, anche se le concentrazioni di nutrienti nel particellato sono risultate inferiori a quelle rilevate in passato, i flussi totali di nutrienti veicolati col particellato nel 2000-01 sono risultati più elevati che negli anni precedenti. Infatti, i flussi di nutrienti legati al particellato dipendono dai flussi di sedimentazione e dalla concentrazione dei nutrienti nel materiale sedimentato. Nella stazione di Lido, caratterizzata dalla presenza delle macroalghe, il particellato sedimentato aveva un contenuto medio mensile di C, N e P più elevato che nelle altre stazioni, raggiungendo concentrazioni di C_{org} di 32±7 mg g⁻¹, N_{tot} di 4,2±1,2 mg g⁻¹ e di P_{org} di 279±67 µg g⁻¹. Le concentrazioni medie più basse sono state determinate nella stazione di SMM.

Sulla base dei flussi di particellato nella stazione di SG, la ricaduta dei nutrienti ha raggiunto ca. 12,0 kg m⁻² y⁻¹ per il C_{org}, ca. 1,3 kg m⁻² y⁻¹ per N_{tot} e ca. 0,1 kg m⁻² y⁻¹ per il P_{org}. Nella stazione di SMM i flussi di nutrienti sono stati di circa un ordine di grandezza più bassi: ca. 1,7 kg m⁻² y⁻¹ per il C_{org}, ca. 0,2 kg m⁻² y⁻¹ per N_{tot} e ca. 0,01 kg m⁻² y⁻¹ per il P_{org}. La stazione del Lido presentava valori intermedi, ma più prossimi a quelli della stazione di SMM.

CONCLUSIONI

Nelle aree lagunari considerate, dalla fine degli anni

'80 al 2001, le concentrazioni dei nutrienti nelle acque e nei sedimenti superficiali sono variate in concomitanza con la riduzione e la scomparsa quasi totale delle macroalghe e con la diffusione e la pesca delle vongole filippine. Le variazioni più significative si sono osservate soprattutto nei sedimenti superficiali nelle aree prive di macroalghe, dove, in alcuni casi, le concentrazioni di C_{org}, N_{tot} e P_{org} sono addirittura dimezzate.

Nelle acque si nota, invece, una tendenza alla diminuzione del RP e all'incremento del DIN. La riduzione del RP può essere attribuita all'eliminazione dei fosfati nelle formulazioni commerciali dei detersivi e alle condizioni ossidative del sedimento superficiale. L'incremento del DIN può essere invece indotto dalla ridotta assimilazione dei produttori primari.

Le concentrazioni tissutali di azoto e fosforo nei germogli della fanerogama *Cymodocea nodosa*, che cresce in acque ben ossigenate, mostrano una sua limitazione potenziale da fosforo. Nelle macroalghe, che prediligono le aree lagunari più eutrofizzate, è invece l'azoto che appare ancora l'elemento critico, ma limitatamente al periodo di maggior accrescimento, in giugno-agosto.

Contemporaneamente alla riduzione delle biomasse macroalgali e alla diffusione e alla pesca delle vongole si è registrato anche un significativo incremento della risospensione, del trasporto e dei flussi di sedimentazione. Attualmente (2003) in laguna centrale i flussi medi di sedimentazione sono circa un ordine di grandezza più elevati rispetto agli anni '80. Tuttavia la recente regolamentazione delle attività di pesca alle vongole e l'assegnazione da parte della Provincia di Venezia di aree per la venericoltura (ca. 3000 ha) distribuite in tutta la laguna (OREL *et al.*, 2000), hanno dimostrato che la produzione e la raccolta di vongole in aree confinate hanno un impatto limitato sui flussi di sedimentazione considerati su base annuale (PESSA e SFRISO, 2002).

Le attività di raccolta delle vongole e di sistemazione dei fondali, compresa l'estirpazione di eventuali fanerogame marine, hanno infatti un impatto ambientale paragonabile a quello di un normale evento meteorologico avverso.

BIBLIOGRAFIA

- BALDUCCI C., SFRISO A., PAVONI B., 2001. Macrofauna impact on *Ulva rigida* C.Ag. production and relationship with environmental variables in the lagoon of Venice. *Mar. Env. Res.* **52**: 27-49.
- FACCA C., SFRISO A., SOCIAL G., 2002. Changes in abundance and

- composition of phytoplankton and microphytobenthos due to increased sediment fluxes in the Venice lagoon, Italy. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, **54**: 773-792.
- MARCOMINI A., SFRISO A., PAVONI B., ORIO A.A., 1995. Eutrophication of the lagoon of Venice: nutrient loads and exchanges.

- In: (A.J.Mc Comb ed.), *Eutrophic Shallow Estuaries and Lagoons*, CRC Press, Boca Raton, FL, U.S.A. 59-80 pp.
- OREL G., BOATTO V., SFRISO A., PELLIZZATO M., 2000. *Piano per la gestione delle risorse alieutiche delle lagune della Provincia di Venezia*. In: (Provincia di Venezia ed.), SannioPrint, Benevento. 102 pp.
- PAVONI B., MARCOMINI A., SFRISO A., DONAZZOLO R., ORIO A.A., 1992. Changes in an estuarine ecosystem. The Lagoon of Venice as a case study. In: (D.A. Dunnette and R.J. O'Brien eds.), *The Science of Global Change*, American Chemical Society, Washington, D.C., U.S.A. 287-305 pp.
- PESSA G., SFRISO A., 2002. *Monitoraggio degli effetti della pesca di *Tapes philippinarum* sui flussi di sedimentazione, sui processi di erosione/sedimentazione e sulla distribuzione di macroalghe e fanerogame marine in aree bersaglio e prossime alle zone date in concessione per la pesca allevamento di questi molluschi*. Provincia di Venezia. Rapporto Finale.
- SFRISO A., MARCOMINI A., PAVONI B., 1987. Relationship between macroalgal biomass and nutrient concentrations in a hypertrophic area of the Venice lagoon. *Marine Environmental Research*, **22**: 297-312.
- SFRISO A., PAVONI B., MARCOMINI A., RACCANELLI S., ORIO A.A., 1992. Particulate matter deposition and nutrient fluxes onto the sediments of the Venice lagoon. *Environmental Technology*, **13**: 473-483.
- SFRISO A., MARCOMINI A., PAVONI B., ORIO A.A., 1993. Species composition, biomass and net primary production in coastal shallow waters: the Venice lagoon. *Bioresource Technology*, **44**: 235-250.
- SFRISO A., MARCOMINI A., 1994. Gross primary production and nutrient behaviours in shallow lagoon waters. *Bioresource Technology*, **45**: 59-66.
- SFRISO A., MARCOMINI A., 1996a. Chap.15 Italy - The Lagoon of Venice. In: (W.Schramm and P.N. Nienhuis eds.), *Marine Benthic Vegetation, Ecological Studies*, Springer Verlag, Berlin Heidelberg, Vol. 123: 339-368.
- SFRISO A., MARCOMINI A., 1996b. Decline of *Ulva* growth in the lagoon of Venice. *Bioresource Technology*, **58**: 299-307.
- SFRISO A., LA ROCCA B., GODINI E., 2002. Inventario di taxa macroalgali in tre aree della laguna di Venezia a differente livello di trofia. *Lavori Soc. Ven. Sci. Nat.*, **27**: 85-99.
- SFRISO A., FACCA, C., GHETTI P.F. 2003a. Temporal and spatial changes of macroalgae and phytoplankton in a Mediterranean coastal area: the Venice lagoon as a case study. *Marine Environmental Research*, **56**: 617-636.
- SFRISO A., FACCA C., CEOLDO S., SILVESTRI S., GHETTI P.F. (2003b). Role of macroalgal biomass and clam fishing on spatial and temporal changes in N and P sedimentary pools in the central part of the Venice lagoon. *Oceanologica Acta*, **26**: 3-12
- STRICKLAND J.D.H., PARSONS T.R., 1972. *A Practical Handbook of Seawater Analyses*. Fisheries Research Board of Canada, Ottawa. 309 pp.

Abbondanza e diversità del fitoplancton e delle diatomee bentoniche in laguna di Venezia

Chiara Facca, Adriano Sfriso*, Pier Francesco Ghetti

Dipartimento di Scienze Ambientali, Università di Venezia, Calle Larga Santa Marta 2137, 30123 Venezia

* Referente per la corrispondenza. Fax: +39 (0)41 2348584; e-mail: sfrisoa@unive.it

Pervenuto il 7.8.2003; accettato il 8.10.2003

Riassunto

Gli Autori presentano i risultati relativi allo studio delle comunità planctoniche e bentoniche, effettuato con campionamenti mensili, da giugno 2000 a maggio 2001, in tre stazioni della laguna di Venezia e con osservazioni al microscopio ottico invertito. Gli andamenti del fitoplancton seguono le variazioni stagionali con minimi in inverno (ca. $0,15 \times 10^6$ cells dm^{-3}) e massimi in primavera-estate (da 1 a 19×10^6 cells dm^{-3}). Le abbondanze maggiori sono state individuate nell'area più fortemente impattata dalle attività antropiche, a ridosso della terraferma. Le diatomee bentoniche, invece, hanno presentato andamenti più stabili con variazioni, ad un primo esame, indipendenti dalle condizioni meteorologiche e densità mediamente più elevate ($2,7 \times 10^6$ cells cm^{-3}) nelle aree popolate da macrofite. Nella colonna d'acqua le specie dominanti sono state *Chaetoceros socialis* Lauder e *Skeletonema costatum* Cleve, mentre nel sedimento hanno prevalso *Cocconeis scutellum* Ehrenberg, nelle aree popolate da macrofite, e *Thalassiosira* sp., in prossimità della terraferma.

PAROLE CHIAVE: fitoplancton / diatomee bentoniche / biodiversità / laguna di Venezia

Phytoplankton and benthic diatom abundance and diversity in the lagoon of Venice

Water and surface sediment samples were collected monthly from May 2000 to June 2001 in three stations of Venice lagoon to investigate phytoplankton and benthic diatom distribution. Phytoplankton abundance was minimum in December at St. B and C and in January at St. A (ca. 0.15×10^6 cells dm^{-3}). The first increase was observed in February with *Skeletonema costatum* Cleve bloom whereas the maximum value occurred in April with *Chaetoceros socialis* Lauder. On average the highest abundance was recorded at St. C ($4.4 \pm 5.6 \times 10^6$ cells dm^{-3}), where macrophytes lack and human activities are intense, and the lowest one at St. A ($0.6 \pm 0.3 \times 10^6$ cells dm^{-3}), populated by seagrasses. Trends of benthic diatoms are more complex to explain. In fact, at all stations maximum values were recorded in June and July and then abundances progressively decreased and no more blooms were observed except for a light increase in February at St. C. The highest mean abundance was recorded at St. B ($2.7 \pm 0.8 \times 10^6$ cells cm^{-3}), populated by macroalgae, whereas at St. A and C the mean values were rather similar (1.4 ± 0.9 and $1.8 \pm 0.6 \times 10^6$ cells cm^{-3} , respectively). At a first exam the presence/absence of macrophyte and the fluxes of sediment appear to be the factors which mainly affected benthic diatoms distribution. Although macrophytes can compete with microalgae for resources they are, in general, rich of epiphytes and favour cells settlement. In surface sediment *Cocconeis scutellum* Ehrenberg determined, in fact, the high abundance recorded at St. A and B.

No direct correspondence was observed between the population found in the water column and in the sediment samples. Also the relationship between diversity and abundance was different: in sediment, dominance didn't correspond to bloom phenomena.

KEY WORDS: phytoplankton / benthic diatoms / biodiversity / Venice lagoon

INTRODUZIONE

Nelle aree costiere, in cui la colonna d'acqua ha scarsa profondità e la radiazione luminosa penetra fino al fondo, le macrofite sono, in genere, i maggiori

produttori primari rispetto al fitoplancton, la cui produzione è importante soprattutto in mare aperto, e al microfitobenthos, che prevale nelle zone intertidali e

nei bassifondi privi di macrofite. Questa è stata la situazione, per diversi decenni, anche della laguna di Venezia, in cui le massicce fioriture macroalgali hanno spesso provocato gravi crisi anossiche. All'inizio degli anni Novanta, tuttavia, l'elevata produzione macroalgale è andata diminuendo, soprattutto per effetto di condizioni meteorologiche sfavorevoli alla crescita di *Ulva rigida* C. Ag., ripetutesi per più anni consecutivi (SFRISO e MARCOMINI, 1996). Uno studio condotto recentemente (1998-99: SFRISO, 2000) ha evidenziato che la biomassa macroalgale è quasi completamente scomparsa dall'area centrale della laguna. In queste condizioni si è supposto che il fitoplancton e il microfittobenthos fossero in grado di sostituirsi alle macrofite ed assumerne il ruolo. A questo scopo lo studio di queste due comunità e delle loro interazioni si è fatto più attento, anche alla luce delle condizioni ambientali che si sono stabilite nell'area a seguito della scomparsa delle macroalghe e della raccolta incontrollata di *Tapes philippinarum* Adams e Reeve. I flussi di risospensione/sedimentazione sono diventati fino a 12 volte mag-

giori rispetto a quelli registrati durante le fioriture di *Ulva*, prima della diffusione del bivalve (SFRISO, 2000). Questo fenomeno ha aspetti molto preoccupanti sull'ecosistema perché riduce la trasmissione della radiazione luminosa nella colonna d'acqua e, quindi, la capacità fotosintetica degli organismi autotrofi, altera l'habitat bentonico impedendo l'attecchimento di qualunque forma di vita e favorisce l'allontanamento dei sedimenti fini verso il mare.

Studi condotti alla fine degli anni Novanta in quattro stazioni dell'area centrale (di cui tre prive di macrofite) hanno dato esiti inaspettati: si è notata, infatti, una flessione dell'abbondanza fitoplanctonica (FACCA *et al.*, 2001), probabilmente indotta dai frequenti fenomeni di risospensione dei sedimenti superficiali.

Lo scopo del presente lavoro è quello di tracciare un quadro della distribuzione non solo temporale, visto che comunque la campagna si è protratta per un anno, ma anche spaziale delle comunità fitoplanctonica e delle diatomee bentoniche in relazione al tipo di macrofite presenti e al grado di trofia della zona.

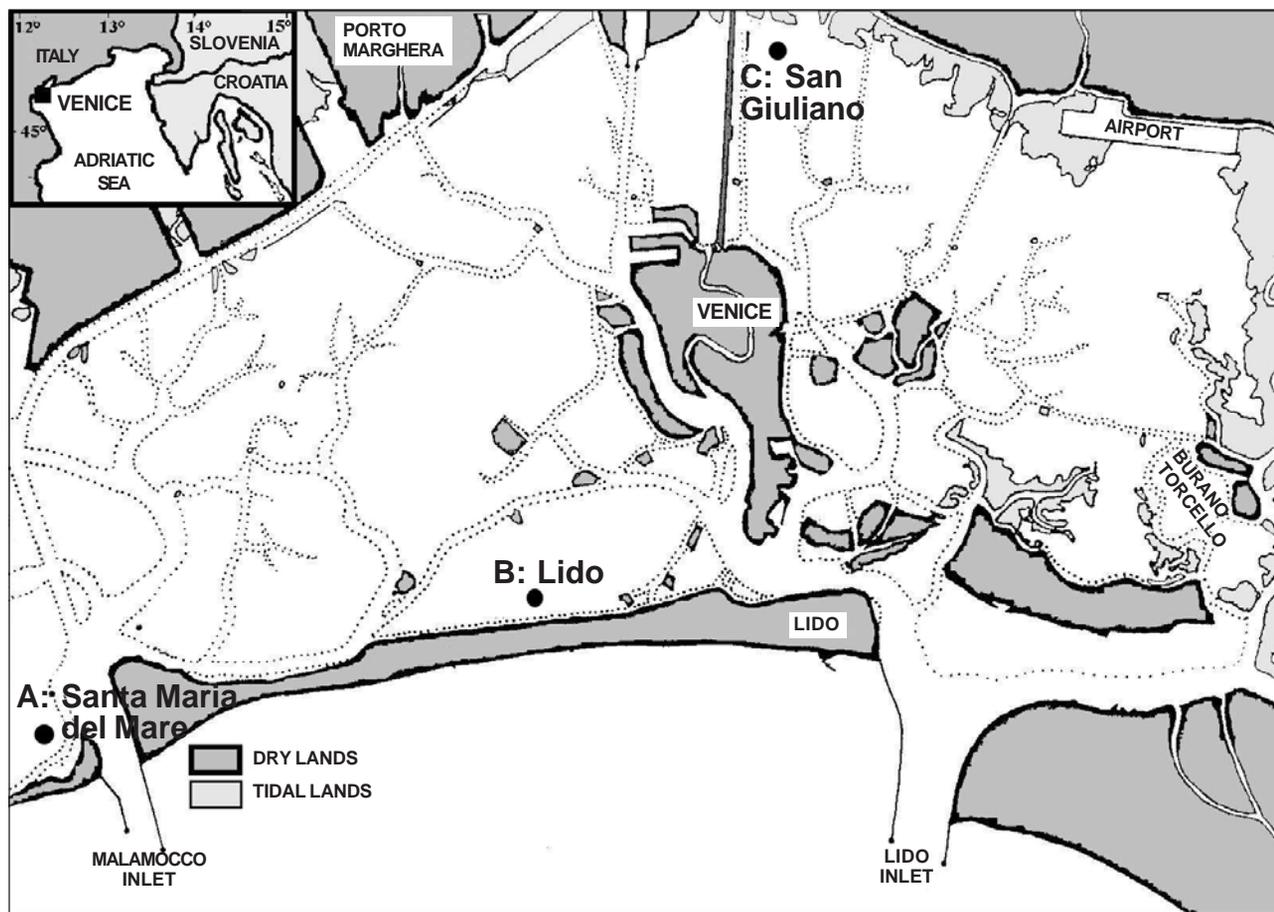


Fig. 1. Stazioni di campionamento

MATERIALI E METODI

I campioni sono stati raccolti con cadenza mensile da giugno 2000 a maggio 2001 in tre stazioni della laguna di Venezia (Fig. 1). Una stazione (St. A, Santa Maria del Mare), posta a sud della bocca di porto di Malamocco, risente direttamente degli scambi con il mare, ha sedimenti prevalentemente sabbiosi ed è popolata da fanerogame (soprattutto *Cymodocea nodosa* Asch). La seconda stazione (St. B, Lido), in prossimità del Lido di Venezia, presso lo spartiacque, risente degli scarichi urbani dell'isola, è popolata soprattutto da macroalghe (*Ulva rigida* C. Ag. e *Gracilaria armata* (C. Agardh) J. Agardh) e presenta sedimenti costituiti per il 60% da silt ed argilla (frazione <63 µm). La terza stazione (St. C, San Giuliano), priva di macrofite, è posta a nord del ponte translagunare che collega Venezia alla terraferma. Quest'area è caratterizzata da intenso traffico marittimo, scarichi urbani ed agricoli provenienti dagli insediamenti dell'entroterra, basso riciclo mareale, sedimenti prevalentemente fini e flussi di sedimentazione che risultano cinque e dieci volte maggiori che nelle St. B ed A, rispettivamente.

Il fitoplancton è stato stimato su campioni rappresentativi di tutta la colonna d'acqua (raccolti mediante una bottiglia di Plexiglas di ca. 1,5 m d'altezza e 4 cm di diametro). Gli strati superficiali di sedimento, di pochi millimetri di spessore, sono stati prelevati da barca mediante carotatore e sono stati trattati e conservati secondo i suggerimenti proposti da SMYTH (1955) e TOLOMIO *et al.* (2000) e la metodologia descritta in FACCA *et al.* (2002).

L'analisi quantitativa e qualitativa è stata condotta al microscopio ottico invertito (Axiovert, ZEISS) secondo la procedura proposta da UTHERMÖL (1958). L'identificazione tassonomica e l'aggiornamento della nomenclatura sono stati eseguiti sulla base dei seguenti testi: PERAGALLO e PERAGALLO (1897-1908), VANLANDINGHAM (1967-1979), ROUND *et al.* (1990) e TOMAS (1993, 1996). I valori dell'indice di diversità di Shannon sono stati calcolati mediante il software PRIMER v. 5 (PRIMER-E Ltd., Plymouth, UK).

RISULTATI

Fitoplancton

I valori più bassi (ca. $0,15 \times 10^6$ cells dm^{-3} ; Fig. 2a) sono stati registrati tra dicembre e gennaio mentre, già in febbraio, si è osservato un bloom di *Skeletonema costatum* Cleve. Specie appartenenti al genere *Chaetoceros* hanno determinato la fioritura più abbondante ($1, 8,7$ e 19×10^6 cells dm^{-3} , rispettivamente nelle St. A, B e C) in aprile. La St. A è stata quella a più bassa densità fitoplanctonica (media $0,6 \pm 0,3 \times 10^6$ cells dm^{-3}) con una percentuale di diatomee pari al 50% e di nanofla-

gellati (termine con cui si individuano cellule flagellate sferiche di meno di 5 µm di diametro) pari al 30% delle cellule complessivamente stimate. Le diatomee sono prevalse (94%) a febbraio, a seguito del già citato bloom di *S. costatum* e di una discreta quantità di *Pseudonitzschia seriata* Peragallo. Le diatomee sono state, mediamente, più abbondanti (73%) nella St. B, in cui sono state registrate due fioriture simili, una ad agosto ed una ad aprile, sempre di specie appartenenti al genere *Chaetoceros* (in particolare *C. socialis* Lauder e *C. tenuissimus* Meunier). Dinophyceae sono sporadicamente apparse solo nelle St. A e B, mentre Cryptophyceae sono risultate discretamente abbondanti in tutte le stazioni. L'abbondanza fitoplanctonica è stata, mediamente, maggiore ($4,4 \pm 5,6 \times 10^6$ cells dm^{-3}) a ridosso della terraferma, dove le diatomee hanno rappresentato il 43% delle cellule complessivamente identificate. Oltre alle sensibili abbondanze di *Chaetoceros*, nel mese di aprile *Micromonas* sp. ha rappresentato ca. il 50% della comunità.

Gli andamenti di diversità (Fig. 2b) hanno evidenziato fluttuazioni repentine con massimi tra dicembre e gennaio e minimi in concomitanza del bloom di *Chaetoceros* in aprile.

Diatomee bentoniche

Nella St. A, sebbene si sia registrato un picco a luglio (4×10^6 cells cm^{-3} ; Fig. 3a), a novembre si è raggiunta un'abbondanza maggiore ($1,3 \times 10^6$ cells cm^{-3}) che in tutta la primavera successiva. Nella St. B si può notare un trend progressivamente decrescente da giugno 2000 ($3,8 \times 10^6$ cells cm^{-3}) a maggio 2001 ($1,5 \times 10^6$ cells cm^{-3}). Proprio in questa stazione è stato, comunque, registrato il valore medio massimo ($2,7 \pm 0,8 \times 10^6$ cells cm^{-3}). Gli andamenti di queste due stazioni sono stati condizionati soprattutto dall'abbondanza di *Cocconeis scutellum* Ehrenberg, diatomea pennata tipicamente epifita, e da cellule di piccole dimensioni (<10 µm), in prevalenza appartenenti al genere *Navicula*. Sostanziali differenze si sono notate nella St. C, a partire dalla scarsa abbondanza di *C. scutellum* (fino a cinque/sei volte inferiore alle altre stazioni) e dalla dominanza di *Thalassiosira* sp., principale responsabile dell'andamento registrato fino a novembre. Il picco di febbraio è in buona misura attribuibile ad un aumento di *Gyrosigma distortum* Griffith e Henfrey e a diatomee pennate (principalmente *Navicula* di ca. 20-30 µm) non facilmente identificabili.

Le variazioni dell'indice di Shannon (Fig. 3b) sono risultate piuttosto contenute e gradualmente; non ci sono state flessioni significative in corrispondenza degli aumenti delle abbondanze, anzi spesso gli andamenti erano simili. Questo sembra, una volta in più, confermare la teoria sull'elevata stabilità della comunità.

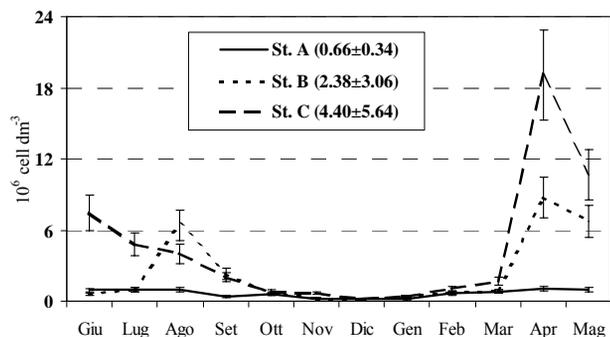


Fig. 2a. Andamenti stagionali dell'abbondanza fitoplanctonica. Tra parentesi sono indicate medie e deviazioni standard.

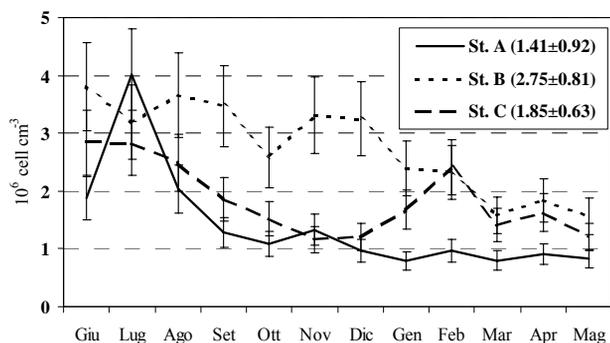


Fig. 3a. Andamenti stagionali dell'abbondanza delle diatomee bentoniche. Tra parentesi sono indicate medie e deviazioni standard.

Nella Tab. I è riportato l'elenco floristico dei taxa microalgali complessivamente identificati nell'ambito della campagna di campionamento descritta. Le specie appartenenti ai generi *Chaetoceros*, *Guinardia*, *Pseudonitzschia* e *Rhizosolenia* sono state rinvenute solo nella colonna d'acqua, mentre *Diploneis* spp., *Gyrosigma* spp. e *Pleurosigma* spp. hanno caratterizzato i sedimenti superficiali. *Navicula* e *Nitzschia* sono risultate ampiamente diffuse in entrambi gli habitat.

DISCUSSIONE E CONCLUSIONI

La distribuzione dell'abbondanza fitoplanctonica è in perfetto accordo con le caratteristiche ambientali delle stazioni indagate, con valori maggiori in prossimità della terraferma ove confluiscono i principali scarichi urbani ed agricoli e dove manca la competizione con le macrofite. Gli andamenti stagionali, sia delle abbondanze sia della diversità, non hanno fatto rilevare particolari anomalie rispetto ai trend normalmente registrati a queste latitudini. L'abbondanza delle diatomee bentoniche è risultata, invece, discretamente costante in tutte le stazioni, con poche eccezioni (picco a luglio nella St. A in concomitanza dei massimi di area fogliare

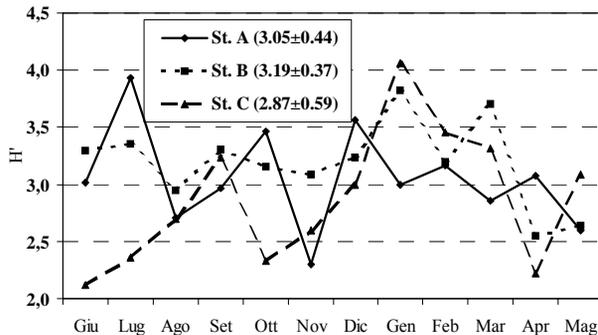


Fig. 2b. Andamenti stagionali dell'indice di diversità di Shannon per il fitoplancton. Tra parentesi sono indicate medie e deviazioni standard.

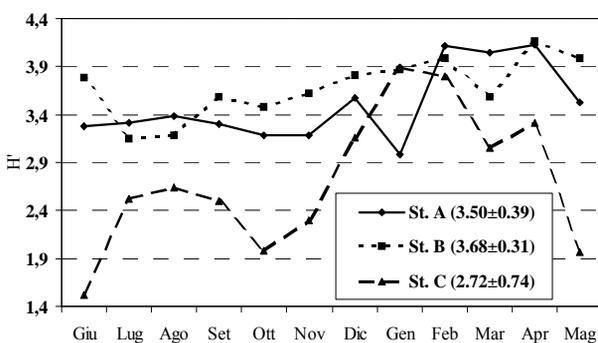


Fig. 3b. Andamenti stagionali dell'indice di diversità di Shannon per le diatomee bentoniche. Tra parentesi sono indicate medie e deviazioni standard.

di *Cymodocea*). Dal punto di vista trofico questo è molto importante perché la comunità bentonica può costituire una fonte di nutrimento permanente per molti organismi eterotrofi e diventa importante comprendere quali siano i fattori che ne determinano la distribuzione. Studi condotti recentemente hanno permesso di evidenziare alcune caratteristiche del sedimento che influenzano questa comunità, come la granulometria, la concentrazione di fosforo e i tassi di risospensione/sedimentazione (FACCA *et al.*, 2002). Sulla base di queste ricerche e della distribuzione del fitoplancton ci si attendeva che le diatomee bentoniche fossero più abbondanti nella St. C, per il concorrere di numerosi fattori: alta concentrazione di nutrienti, assenza di competizione con autotrofi superiori e prevalenza di sedimenti fini. Dai risultati ottenuti sembra, invece, che le macrofite favoriscano abbondanze maggiori poiché condizionano l'ambiente in modo da renderlo prevalentemente sedimentario, facilitando la deposizione delle epifite e delle cellule planctoniche e riducendo la risospensione di quelle bentoniche. Questo è confermato dalle elevate quantità di *C. scutellum* rinvenute nei sedimenti superficiali rispetto a quelle

Tab. I. Elenco floristico delle specie identificate nella colonna d'acqua e nel sedimento superficiale.

BACILLARIOPHYCEAE			
<i>Achnanthes</i> sp.		<i>Nitzschia constricta</i>	Ralf
<i>Amphipleura micans</i>	Cleve	<i>Nitzschia cursoria</i>	Grunow
<i>Amphiprora paludosa</i>	Smith	<i>Nitzschia dissipata</i>	Grunow
<i>Amphiprora</i> sp.		<i>Nitzschia dissipata</i> var. <i>media</i>	Grunow
<i>Amphora coffeaeformis</i>	Kützing	<i>Nitzschia lanceolata</i>	Smith
<i>Amphora cymbelloides</i>	Grunow	<i>Nitzschia lanceolata</i> var. <i>minor</i>	Grunow
<i>Amphora dubia</i>	Gregory	<i>Nitzschia longa</i>	Grunow
<i>Amphora exigua</i>	Gregory	<i>Nitzschia longissima</i>	Grunow
<i>Amphora fluminensis</i>	Grunow	<i>Nitzschia lorenziana</i>	Grunow
<i>Amphora</i> cfr. <i>macilenta</i>	Gregory	<i>Nitzschia lorenziana</i> var. <i>incurva</i>	Grunow
<i>Amphora truncata</i>	Cleve	<i>Nitzschia macilenta</i>	Gregory
<i>Amphora turgida</i>	Gregory	<i>Nitzschia marina</i>	Grunow
<i>Amphora veneta</i>	Kützing	<i>Nitzschia microcephala</i>	Grunow
<i>Amphora</i> sp.		<i>Nitzschia recta</i>	Hantzsch
<i>Asterionella bleakeleyi</i>	Smith	<i>Nitzschia sigma</i>	Smith
<i>Asterionella</i> sp.		<i>Nitzschia sigma</i> var. <i>rigida</i>	Grunow
<i>Asterionellopsis glacialis</i>	Round	<i>Nitzschia socialis</i>	Gregory
<i>Bacillaria paradoxa</i>	Gmelin	<i>Nitzschia tenuissima</i>	Peragallo
<i>Bacteriastrium delicatulum</i>	Cleve	<i>Nitzschia</i> sp.	
<i>Caloneis blanda</i>	Cleve	<i>Pleurosigma australe</i>	Grunow
<i>Campyloneis grevillei</i>	Grunow	<i>Pleurosigma acuminatum</i>	Grunow
<i>Cerataulina pelagica</i>	Hendey	<i>Pleurosigma angulatum</i>	Smith
<i>Chaetoceros affinis</i>	Lauder	<i>Pleurosigma decorum</i>	Smith
<i>Chaetoceros atlanticus</i>	Cleve	<i>Pleurosigma ibericum</i>	Peragallo
<i>Chaetoceros decipiens</i>	Cleve	<i>Pleurosigma naviculaceum</i>	Breisson
<i>Chaetoceros lorenzianus</i>	Grunow	<i>Pleurosigma obscurum</i>	Smith
<i>Chaetoceros mitra</i>	Cleve	<i>Pleurosigma salinarum</i>	Cleve & Grunow
<i>Chaetoceros socialis</i>	Lauder	<i>Pleurosigma speciosum</i>	Smith
<i>Chaetoceros tenuissimus</i>	Meunier	<i>Pleurosigma</i> sp.	
<i>Chaetoceros</i> sp.		<i>Proboscia alata</i>	Sundström
<i>Cocconeis molesta</i>	Kützing	<i>Psammodictyon panduriforme</i>	Mann
<i>Cocconeis scutellum</i>	Ehrenberg	<i>Pseudonitzschia fraudulenta</i>	Hasle
<i>Cocconeis</i> sp.		<i>Pseudonitzschia heimii</i>	Manguin
<i>Cylindrotheca closterium</i>	Reimann & Lewin	<i>Pseudonitzschia lineola</i>	Hasle
<i>Dactyliosolen fragilissimus</i>	Hasle	<i>Pseudonitzschia seriata</i>	Peragallo
<i>Diploneis bombus</i>	Ehrenberg	<i>Pseudonitzschia subpacificica</i>	Hasle
<i>Diploneis chersonensis</i>	Cleve	<i>Pseudonitzschia</i> sp.	
<i>Diploneis crabro</i>	Ehrenberg	<i>Rhopalodia musculus</i>	Otto Müller
<i>Diploneis hyalina</i>	Cleve	<i>Rhizosolenia decipiens</i>	Sundström
<i>Diploneis</i> sp.		<i>Rhizosolenia striata</i>	Greville
<i>Eucampia groenlandica</i>	Cleve	<i>Rhizosolenia styliformis</i>	Brightwell
<i>Gomphonema olivaceum</i>	Kützing	<i>Rhizosolenia</i> sp.	
<i>Grammatophora angulosa</i>	Ehrenberg	<i>Skeletonema costatum</i>	Cleve
<i>Grammatophora oceanica</i>	Ehrenberg	<i>Striatella delicatula</i>	Grunow
<i>Grammatophora</i> sp.		<i>Striatella unipunctata</i>	Agardh
<i>Guinardia cylindrus</i>	Hasle	<i>Surirella gemma</i>	Ehrenberg
<i>Guinardia delicatula</i>	Hasle	<i>Surirella ovata</i>	Kützing
<i>Guinardia flaccida</i>	Peragallo	<i>Surirella robusta</i>	Ehrenberg
<i>Guinardia striata</i>	Hasle	<i>Surirella</i> sp.	
<i>Gyrosigma attenuatum</i>	Cleve	<i>Synedra formosa</i>	Hantzsch
<i>Gyrosigma balticum</i>	Rabenhorst	<i>Synedra pulchella</i>	Kützing
<i>Gyrosigma distortum</i>	Griffith & Henfrey	<i>Synedra tabulata</i>	Kützing
<i>Gyrosigma fasciola</i>	Griffith & Henfrey	<i>Synedra</i> sp.	
<i>Gyrosigma fasciola</i> var. <i>sulcata</i>	Cleve	<i>Thalassionema nitzschioides</i>	Van Heurck
<i>Gyrosigma spenceri</i>	Griffith & Henfrey	<i>Thalassiosira</i> sp.	
<i>Hantzschia amphioxys</i>	Grunow	<i>Tropidoneis lepidoptera</i>	Cleve
<i>Hantzschia hyalina</i>	Grunow	Centriche indeterminate	
<i>Hemiaulus hauckii</i>	Grunow	Pennate indeterminate	
		Bacillariophyceae indeterminate	

(segue)

(continua)

<i>Licmophora abbreviata</i>	Agardh	CHLOROPHYCEAE	
<i>Licmophora debilis</i>	Grunow	Chlorophyceae indeterminate	
<i>Licmophora flabellata</i>	Agardh	CHRYSOPHYCEAE	
<i>Licmophora gracilis</i>	Grunow	Chrysophyceae indeterminate	
<i>Licmophora jurgensii</i>	Agardh	CRYPTOPHYCEAE	
<i>Licmophora tenuis</i>	Grunow	Cryptophyceae indeterminate	
<i>Licmophora</i> sp.		DINOPHYCEAE	
<i>Melosira nummuloides</i>	Agardh	<i>Alexandrium insuetum</i>	Balech
<i>Melosira sulcata</i>	Kützing	<i>Alexandrium</i> sp.	
<i>Melosira</i> sp.		<i>Gyrodinium estuariale</i>	Hulburt
<i>Navicula ammophila</i>	Grunow	<i>Gyrodinium</i> sp.	
<i>Navicula arenaria</i>	Donkin	<i>Prorocentrum arcuatum</i>	Issel
<i>Navicula arenicola</i>	Grunow	<i>Prorocentrum gracile</i>	Schütt
<i>Navicula cancellata</i>	Donkin	<i>Prorocentrum micans</i>	Ehrenberg
<i>Navicula cincta</i>	Ralf	<i>Prorocentrum</i> sp.	
<i>Navicula clavata</i>	Gregory	Dinoflagellati indeterminate	
<i>Navicula cryptocephala</i>	Kützing	EUGLENOPHYCEAE	
<i>Navicula inflexa</i>	Ralf	<i>Eutreptiella gymnastica</i>	
<i>Navicula lanceolata</i>	Kützing	NANOFLAGELLATI	
<i>Navicula latissima</i>	Gregory	PRASINOPHYCEAE	
<i>Navicula</i> sp.		<i>Micromonas</i> sp.	
<i>Nitzschia bilobata</i>	Smith	Prasinophyceae indeterminate	
<i>Nitzschia clausii</i>	Hantzsch	PRYMNESIOPHYCEAE	
<i>Nitzschia commutata</i>	Grunow	Prymnesiophyceae indeterminate	
<i>Nitzschia compressa</i>	Boyer		

incontrate nella colonna d'acqua delle St A e B. Nella St. C, invece, oltre a mancare l'apporto delle epifite si è osservato che è prevalsa la risospensione visto che, ad es., nella colonna d'acqua sono state più abbondanti le specie del genere *Navicula* con dimensioni di ca. 10 µm, che una volta risospese hanno difficoltà maggiori a sedimentare, rispetto a quelle di taglia di ca. 20-30 µm, abbondanti nel sedimento. Il prevalere della riso-

sospensione sulla sedimentazione è testimoniato anche dall'assenza, tra le diatomee bentoniche, delle forme tipicamente planctoniche come *Chaetoceros* spp. e *Guinardia* spp. Al contrario, *Amphora exigua* Gregory, *A. veneta* Kützing, *Psammodyctyon panduriforme* Mann e *Surirella ovata* Kützing, normalmente diffuse nel sedimento, sono state spesso trovate nei campioni d'acqua.

Bibliografia

- FACCA C., SFRISO A., SOCAL G., 2001. Distribuzione spaziotemporale del fitoplancton nell'area centrale della laguna di Venezia. XXXII° Congresso SIBM, 4-9 giugno 2001, Numana (AN).
- FACCA C., SFRISO A., SOCAL G., 2002. Temporal and spatial distribution of diatoms in the surface sediment of the Venice lagoon. *Botanica Marina*, **45**: 170-183.
- PERAGALLO M.M.H., PERAGALLO M., 1897-1908. *Diatomées Marines de France et des Districts Maritimes Voisins*. In: (M.J. Tempere ed.), Grez-sur-Loing. 491 pp.
- ROUND F.E., CRAWFORD R.M., MANN D.G., 1990. *The Diatoms. Biology & Morphology of the genera*. Cambridge University Press, Cambridge, 747 pp.
- SFRISO A., 2000. Eutrofizzazione e inquinamento delle acque e dei sedimenti nella parte centrale della laguna di Venezia. In: (CVN, MAV, LLPP, eds), *Nuovi Interventi per la Salvaguardia di Venezia*, Venezia. 3 vol., 258 pp.
- SFRISO A., MARCOMINI A., 1996. Decline of *Ulva* growth in the lagoon of Venice. *Bioresource Technology* **58**: 299-307.
- SMYTH J.C., 1955. A study of the benthic diatoms of Loch Sween (Argyll). *Journal of Ecology* **43**: 149-171.
- TOLOMIO C., MOSCHIN E., MORO I., VALANDRO A., 2000. Approccio allo studio delle diatomee bentoniche nei sedimenti della laguna di Venezia. Ist. Ven. Sci., Lett. ed Arti, *Atti Convegno SLV 2* (2): 1145-1153.
- TOMAS C.R., 1993. *Marine Phytoplankton. A Guide to Naked Flagellates and Coccolithophorids*. Academic Press, San Diego, 263 pp.
- TOMAS C.R., 1996. *Identifying Marine Diatoms and Dinoflagellates*. Academic Press, San Diego, 598 pp.
- UTHERMÖHL H., 1958. Zur Vervollkommnung der quantitativen Phytoplankton-Methodik. *Mitt int Verein Limnol* **9**: 1-38.
- VANLANDINGHAM S.L., 1967-79. *Catalogue of the fossil and recent genera and species of diatoms and their synonyms*. Vaduz: J. Cramer. 8 vol., 4654 pp.

Proposta di un Indice dello Stato Ecologico delle Comunità Ittiche viventi nelle acque interne italiane

Sergio Zerunian

Laboratorio di Ittiologia delle Acque Dolci – Contrada Ponte la Vetrina, 04010 Maenza (LT). zerunians@virgilio.it

Riassunto

Viene proposto un Indice dello Stato Ecologico delle Comunità Ittiche (ISECI) applicabile agli ecosistemi delle acque interne italiane, in primo luogo per soddisfare quanto previsto dalla Direttiva 2000/60/CE “Quadro per l’azione comunitaria in materia di acque”. L’ISECI tiene conto di due aspetti principali: 1) la naturalità della comunità, intesa come la normale ricchezza determinata dalla presenza di tutte le specie indigene attese in relazione al quadro zoogeografico ed ecologico e dall’assenza di specie aliene; 2) la buona condizione delle popolazioni indigene, intesa come la capacità di autoriprodursi ed avere normali dinamiche ecologico-evolutive. Prima di applicare estesamente l’ISECI si propone una fase sperimentale al fine di saggiare l’indice e mettere a punto adeguate metodologie standardizzate di campionamento.

PAROLE CHIAVE: Comunità ittiche / acque interne / indici biologici / stato ecologico / ISECI

Proposal of an Index of the Ecological State of the Fish Communities living in the Italian inland waters

It is proposed an Index of the Ecological State of the Fish Communities (ISECI) applicable to the ecosystems of the Italian inland waters, in the first place to fulfil the points of the Directive 2000/60/EC “Outline for the Community action on the subject of waters”. The index takes into account two main aspects: 1) the natural condition of the community, understood as the normal richness determined by absence of the alien species and the presence of all the native ones expected with regard to the zoogeographical and ecological framework; 2) the good condition of the native populations, understood as the skill to self-reproducing and having the normal ecological-evolutionary dynamics. Before to apply extensively the index it is proposed an experimental stage in order to test it and to adjust standardized and adequate methodologies of sampling.

KEY WORDS: Fish communities / inland waters / biological index / ecological state / ISECI

INTRODUZIONE

La Direttiva 2000/60/CE istituisce un Quadro per l’azione comunitaria in materia di acque tale da “impedire un ulteriore deterioramento, proteggere e migliorare lo stato degli ecosistemi acquatici e degli ecosistemi terrestri e delle zone umide direttamente dipendenti dagli ecosistemi acquatici sotto il profilo del fabbisogno idrico” (art. 1.a). Per la classificazione dello stato ecologico delle acque superficiali (fiumi, laghi, acque di transizione, acque costiere) individua tre tipologie di elementi qualitativi (allegato V): elementi biotici; ele-

menti idromorfologici, a sostegno degli elementi biotici; elementi chimico-fisici, a sostegno degli elementi biotici. Risulta evidente il ruolo primario assegnato dalla Direttiva agli elementi biotici. Per questi ultimi vengono anche individuati i gruppi tassonomico-ecologici da prendere in considerazione: composizione, abbondanza e biomassa del *fitoplancton* (non per i fiumi); composizione e abbondanza della *flora acquatica*, macrofite e fitobentici; composizione e abbondanza dei *macroinvertebrati bentonici*; composizione,

Nota della Redazione:

in piena sintonia con lo spirito del CISBA, si pubblica questa “proposta di indice” nell’auspicio che possa stimolarne una fase di sperimentazione e di taratura, allo scopo di arrivare nel giro di qualche anno a formulare un “indice” standardizzato e largamente applicabile.

abbondanza e struttura di età della *fauna ittica* (non per le acque costiere).

Alcuni dei gruppi tassonomico-ecologici individuati dalla Direttiva 2000/60/CE vengono utilizzati da anni per valutare la qualità biologica di determinate tipologie di ecosistemi delle acque interne, quali ad esempio i corsi d'acqua. Il gruppo usato con maggiore frequenza e con i migliori risultati è sicuramente quello dei macroinvertebrati bentonici, per il quale da oltre venti anni è stata avviata nel nostro paese una approfondita discussione che ha portato alla messa a punto di un indice applicabile alle acque correnti italiane: l'Indice Biotico Esteso (IBE); per l'applicazione dell'IBE esiste una serie di manuali con finalità tassonomiche e metodologiche che rendono l'indice concretamente utilizzabile nelle diverse realtà del nostro paese (per una sintesi vedi GHETTI, 1997).

Per quanto riguarda la fauna ittica delle acque interne, invece, non esiste in Italia alcun indice sintetico in grado di permettere una valutazione dello stato bioecologico delle varie comunità; alcune ipotesi di lavoro sono state formulate recentemente (SCARDI *et al.*, 2002; FORNERIS *et al.*, 2004), ma sono ancora molto lontane dal rappresentare strumenti operativi concretamente applicabili. Questa lacuna si riflette negativamente sulle attività di gestione delle acque interne, per molti aspetti assegnate per legge alle Amministrazioni Provinciali, e rende inapplicabili alcuni punti significativi della Direttiva 2000/60/CE. Da queste motivazioni nasce la presente proposta di un Indice dello Stato Ecologico delle Comunità Ittiche (ISECI) applicabile agli ecosistemi delle acque interne italiane: fiumi (definiti, secondo l'art. 2 della Direttiva, "corpi idrici interni che scorrono prevalentemente in superficie ma che possono essere parzialmente sotterranei"), laghi ("corpi idrici superficiali fermi"), e acque di transizione ("corpi idrici superficiali in prossimità delle foci dei fiumi, che sono parzialmente di natura salina a causa della loro vicinanza alle acque costiere, ma sostanzialmente influenzati dai flussi di acqua dolce").

L'indice proposto vuole in primo luogo fornire uno strumento operativo per gli addetti al monitoraggio previsto dalla Direttiva 2000/60/CE. È inoltre complementare agli altri indicatori della qualità biologica degli ecosistemi acquatici, contribuendo così a produrre "immagini" sempre più rappresentative della realtà. Infine, può risultare utile alle Amministrazioni deputate alla gestione delle acque interne nell'ottica del loro buon governo e, più in generale, di una razionale politica ambientale.

MATERIALI E METODI

Scopo principale dell'ISECI è la valutazione dello stato di una determinata comunità di pesci delle acque

interne (per una definizione di questa categoria tassonomico-ecologica vedi ZERUNIAN, 2002), secondo quanto previsto dalla Direttiva 2000/60/CE che individua per la fauna ittica tre diversi livelli di "stato ecologico": elevato, buono, sufficiente. Nell'indice proposto tale valutazione viene effettuata tenendo conto di due aspetti principali: 1) la naturalità delle comunità, intesa come la normale ricchezza determinata dalla presenza di tutte le specie indigene attese in relazione al quadro zoogeografico ed ecologico e dall'assenza di specie aliene; 2) la buona condizione delle popolazioni indigene, intesa come la capacità di autoriprodursi ed avere normali dinamiche ecologico-evolutive. La situazione ottimale, rappresentata dal valore massimo dell'ISECI (20), individua la condizione naturale di riferimento nella stima/misurazione della qualità ambientale.

L'ISECI propone di valutare lo stato ecologico di una comunità ittica procedendo nel modo seguente.

1. Mediante analisi cartografica ed idonei sopralluoghi sul campo si individua una serie di *stazioni di campionamento*, rappresentativa delle diverse situazioni eco-

Tab. I. Metodi di campionamento

ELETTROSTORDITORE

- a) con gli operatori in acqua se la profondità dell'area in cui si effettua il campionamento è inferiore a 1,20 m (piccoli corsi d'acqua, aree spondali di medi corsi d'acqua, risorgive, aree circumlacuali con bassa profondità di bacini d'acqua dolce, ecc.);
 b) con gli operatori in barca se la profondità dell'area in cui si effettua il campionamento è compreso tra 1,20 e 2,50 m (aree spondali di medi e grandi corsi d'acqua, aree circumlacuali con media profondità di bacini d'acqua dolce, ecc.).

Il campionamento può essere effettuato sia con strumento a corrente continua pulsata sia con strumento ad impulsi, mediante passaggi ripetuti in settori preventivamente individuati e per un tempo non inferiore a 60 minuti per ciascuna stazione

RETI (barracuda, sciabica, tramaglio, bilancia, martavello, ecc.)

Da utilizzare nelle seguenti tipologie ambientali: aree profonde di medi e grandi corsi d'acqua, comprese le acque di transizione; aree di laghi d'acqua dolce dove la profondità, superiore a 2,50 m, non consente l'uso dell'elettroscandaglio e dove la comunità ittica potenzialmente presente comprenda specie pelagiche di acque libere (*Alburnus alburnus alborella*, *Salmo carpio*, *Coregonus* spp., ecc.) e/o specie bentoniche di acque profonde (*Salvelinus alpinus*, *Lota lota*, ecc.); laghi costieri.

Il campionamento con barracuda, sciabiche e bilance va effettuato per un tempo non inferiore a 60 minuti per ciascuna stazione; le reti da posta (tramagli e martavelli) devono restare in opera per 8-10 ore, dalla sera al mattino successivo. Se nel fiume o lago in esame esiste attività di pesca professionale, è preferibile far eseguire il campionamento da pescatori locali.

- logiche del corpo idrico in esame. Il numero delle stazioni sarà in funzione delle dimensioni del corpo idrico e della scala a cui viene condotta l'indagine; all'interno di un sistema sensibile o di particolare valore conservazionistico, come ad esempio un'area protetta, è necessario un numero di stazioni proporzionalmente più alto.
2. Per ciascuna stazione di campionamento si individua in via teorica la *comunità ittica attesa*, con riferimento alle sole specie indigene e tenendo conto dei seguenti elementi: a) distribuzione delle specie (in relazione al quadro zoogeografico nazionale di tutti i taxa presenti nelle acque interne italiane); b) ecologia delle specie; c) periodo del campionamento (in relazione alla possibile presenza degli stadi adulti di specie migratrici o, in alternativa, dei relativi stadi larvali o giovanili). Tutti i dati necessari all'individuazione della comunità ittica attesa sono reperibili in lavori di sintesi come ad esempio il volume allegato all' "Iconografia dei Pesci delle acque interne d'Italia" (ZERUNIAN e DE RUOSI, 2002) e il volume "Pesci delle acque interne d'Italia" (ZERUNIAN, 2004a).
 3. Si eseguono i *campionamenti*, che devono avere: (1) *frequenza* di almeno due volte l'anno, di cui una nel periodo tardo primaverile (da metà aprile a metà giugno) per valutare l'eventuale presenza di specie migratrici in fase riproduttiva oppure dei relativi stadi larvali o giovanili, e (2) *metodologia* basata, dove possibile, sull'uso dell'elettrostorditore; in alcune tipologie ambientali è necessario l'uso di strumenti di cattura (reti) propri della pesca professionale (Tab. I). Per le specie catturate si ritiene sufficiente l'applicazione di un indice di abbondanza semiquantitativo, come quello di Moyle per le acque correnti, mediante il quale viene attribuita una delle seguenti categorie: scarso (1-3 individui in 50 m lineari), presente (4-10 individui ...), frequente (11-20 individui ...), abbondante (21-50 individui ...), dominante (più di 50 individui ...); esempi di applicazione di questo indice alle acque interne italiane sono riportati da TURIN *et al.* (1999).
 4. Si procede alla determinazione del materiale campionato, con il fine di individuare la *comunità ittica reale*. Per la classificazione delle specie indigene possono essere utilizzate le chiavi dicotomiche contenute nel volume "Pesci delle acque interne d'Italia" (ZERUNIAN, 2004a); per la maggior parte delle specie aliene si può fare riferimento al volume "I Pesci delle acque interne italiane" (GANDOLFI *et al.*, 1991).
 5. Limitatamente ai taxa indigeni, su un sub-campione rappresentativo dei due sessi e delle diverse taglie, si rileva una serie di parametri biologici qualitativi (fenotipo) e quantitativi (lunghezza totale, lunghezza standard, peso totale, peso delle gonadi, età) necessari per effettuare una valutazione delle *condizioni biologiche delle popolazioni indigene*; per questa valutazione si tiene anche conto della consistenza demografica di ciascuna popolazione, stimata con un indice di abbondanza semiquantitativo (si veda il punto 3).
 6. Si calcola il *valore dell'ISECI* utilizzando una tabella a doppia entrata che tiene conto della composizione della comunità e della condizione biologica delle popolazioni indigene (Tab. II).
 7. Si procede alla conversione dei valori dell'ISECI in *livelli di stato ecologico* delle comunità ittiche, che vanno da I a V (Tab. III). I primi tre livelli (elevato, buono, sufficiente) corrispondono a quelli individuati dalla Direttiva 2000/60/CE. L'ISECI individua altri due livelli (scadente, pessimo) fornendo così un maggior dettaglio per il livello "insufficiente" implicitamente previsto dalla Direttiva.

DISCUSSIONE

Il primo elemento considerato dall'ISECI nella valutazione dello stato ecologico di una comunità ittica è la composizione della comunità (primo ingresso, orizzontale, in Tab. II); ciò è in accordo con la Direttiva 2000/60/CE, che attribuisce il migliore stato ecologico a un corpo d'acqua dove la fauna ittica abbia "composizione e abbondanza delle specie che corrispondono totalmente o quasi alle condizioni inalterate; presenza di tutte le specie sensibili alle alterazioni tipiche specifiche". Nella proposta sintetizzata in Tabella II si prefigurano 5 condizioni riferibili al gruppo delle specie indigene e 3 riferibili a quello delle specie aliene. L'indice assegna quindi valori tanto più alti quanto più la comunità risulta naturale. La condizione ottimale di riferimento (presenza di tutte le specie indigene attese e assenza di specie aliene) risulta ormai rara in Italia, così come nella gran parte d'Europa: estinzioni locali e introduzioni di specie aliene hanno infatti modificato in misura più o meno profonda le comunità ittiche delle acque interne del continente (CRIVELLI e MAITLAND, 1995; LELEK, 1996). In considerazione dell'alto numero di taxa endemici nel nostro paese e della necessità di concrete misure finalizzate alla loro conservazione, è necessario puntare mediante opportune azioni a conservare o ripristinare la normale ricchezza biologica delle comunità ittiche (per una discussione più approfondita vedi ZERUNIAN, 2003). Azioni di miglioramento delle condizioni alterate, come può essere considerata la ricostituzione mediante reintroduzioni di una comunità ittica depauperata da estinzioni locali, sono previste dalla Direttiva 2000/60/CE. L'attribuzione di valori progressivamente più bassi dell'ISECI in presenza di specie aliene, soprattutto se ad alto impatto sulle comunità indigene come nel caso del Siluro (*Silurus glanis*),

vuole evidenziare la negatività di queste presenze e stimolare l'adozione di tutte le misure possibili per evitare il dilagare del fenomeno delle introduzioni faunistiche e delle immissioni accidentali (vedi ZERUNIAN, 2002).

Il secondo elemento considerato dall'ISECI nella valutazione dello stato ecologico di una comunità ittica è la condizione biologica delle popolazioni indigene (secondo ingresso, verticale, in Tab. II); anche questo è in accordo con la Direttiva 2000/60/CE, che attribuisce il migliore stato ecologico a un corpo d'acqua dove la fauna ittica abbia "strutture di età delle comunità ittiche che presentano segni minimi di alterazioni antropiche e non indicano l'incapacità a riprodursi o a svilupparsi di specie particolari". Nella proposta sintetizzata nella tabella II si prefigurano 4 condizioni (A-D) che tengono conto dei seguenti elementi: struttura in classi di età delle popolazioni indigene, loro consistenza demografica, possibile ibridazione delle popolazioni indigene appartenenti ai generi *Salmo*, *Thymallus*, *Esox*

isce il migliore stato ecologico a un corpo d'acqua dove la fauna ittica abbia "strutture di età delle comunità ittiche che presentano segni minimi di alterazioni antropiche e non indicano l'incapacità a riprodursi o a svilupparsi di specie particolari". Nella proposta sintetizzata nella tabella II si prefigurano 4 condizioni (A-D) che tengono conto dei seguenti elementi: struttura in classi di età delle popolazioni indigene, loro consistenza demografica, possibile ibridazione delle popolazioni indigene appartenenti ai generi *Salmo*, *Thymallus*, *Esox*

Tab. II. Calcolo del valore dell'ISECI.

COMPOSIZIONE DELLA COMUNITÀ (primo ingresso, orizzontale)		CONDIZIONE BIOLOGICA delle popolazioni indigene (secondo ingresso, verticale)			
Specie indigene	Specie aliene	A	B	C	D
Presenti tutte quelle attese	Assenti	20	18	16	14
	Presenti una-due; Siluro ¹ assente	19	17	15	13
	Presenti più di due o il Siluro	18	16	14	12
Presenti tutte quelle attese, tranne i Ciclostomi e gli Acipenseridi migratori ²	Assenti	18	16	14	12
	Presenti una-due; Siluro ¹ assente	17	15	13	11
	Presenti più di due o il Siluro	16	14	12	10
Presenti la maggior parte (più del 50%) di quelle attese, tranne i Ciclostomi e gli Acipenseridi migratori e taxa non endemici in Italia	Assenti	16	14	12	10
	Presenti una-due; Siluro ¹ assente	15	13	11	9
	Presenti più di due o il Siluro	14	12	10	8
Presenti la maggior parte (più del 50%) di quelle attese, tranne i Ciclostomi e gli Acipenseridi migratori e taxa endemici in Italia ³	Assenti	14	12	10	8
	Presenti una-due; Siluro ¹ assente	13	11	9	7
	Presenti più di due o il Siluro	12	10	8	6
Presenti il 50% o meno di quelle attese	Assenti	12	10	8	6
	Presenti una-due; Siluro ¹ assente	11	9	7	5
	Presenti più di due o il Siluro	10	8	6	4

1) *Silurus glanis*

2) *Petromyzon marinus*, *Lampetra fluviatilis*, *Acipenser sturio*, *Huso huso*

3) *Lampetra zanandreae*, *Acipenser naccarii*, *Rutilus rubilio*, *R. erythrophthalmus*, *Leuciscus souffia muticellus*, *Alburnus alburnus alborella*, *A. albidus*, *Chondrostoma soetta*, *Ch. genei*, *Barbus plebejus*, *B. meridionalis caninus*, *Cobitis taenia bilineata*, *Sabanejewia larvata*, *Salmo (trutta) marmoratus*, *S. (trutta) macrostigma*, *S. fibreni*, *S. carpio*, *Pomatoschistus canestrini*, *Knipowitschia panizzae*, *K. punctatissima*, *Padogobius martensii*, *Gobius nigricans*

- A) Tutte le popolazioni ben strutturate in classi di età e mostranti una sufficiente o buona consistenza demografica (presente, frequente, abbondante o dominante). Popolazioni dei generi *Salmo*, *Thymallus*, *Esox* e *Barbus* non ibride con popolazioni alloctone.
- B) Tutte le popolazioni ben strutturate in classi di età e mostranti una sufficiente o buona consistenza demografica. Una o più popolazioni dei generi *Salmo*, *Thymallus*, *Esox* e *Barbus* ibride con popolazioni alloctone.
- C) La maggior parte (più del 50%) delle popolazioni ben strutturate in classi di età e mostranti una sufficiente o buona consistenza demografica.
- D) Il 50% o meno delle popolazioni ben strutturate in classi di età e mostranti una sufficiente o buona consistenza demografica.

Tab. III. Conversione dei valori dell'ISECI in livelli di stato ecologico

Livelli di stato ecologico	Valore ISECI	Giudizio sintetico dello Stato Ecologico delle Comunità Ittiche ^(A)	Giudizio esteso dello Stato Ecologico delle Comunità Ittiche ^(B)	Colore ^(C)
I	20-17	Elevato	Composizione e abbondanza delle specie che corrispondono totalmente o quasi alle condizioni inalterate. Presenza di tutte le specie indigene comprese quelle "sensibili". Strutture di età e fenotipi delle popolazioni indigene che presentano solo eventuali segni minimi di alterazioni antropiche ed indicano la capacità di riprodursi e svilupparsi autonomamente	Azzurro
II	16-15	Buono	Lievi variazioni della composizione e abbondanza delle specie rispetto alla comunità attesa. Presenza della maggior parte delle specie indigene comprese quelle "sensibili". Struttura di età e fenotipi delle popolazioni indigene che presentano moderati segni di alterazioni attribuibili a impatti antropici e che, solo in alcuni casi, indicano l'incapacità a riprodursi o a svilupparsi autonomamente	Verde
III	14-13	Sufficiente	Composizione e abbondanza delle specie che si discostano moderatamente dalla comunità attesa. Presenza della maggior parte delle specie indigene comprese quelle "sensibili". Struttura di età e fenotipi delle popolazioni indigene che presentano segni rilevanti di alterazioni che provocano l'assenza, o la presenza sostenuta artificialmente (mediante ripopolamento), di una parte delle popolazioni	Giallo
IV	12-11	Scadente	Evidenti variazioni della composizione e abbondanza delle specie rispetto alla comunità attesa. Struttura di età e fenotipi delle popolazioni indigene che presentano consistenti segni di alterazioni	Aran- cione
V	≤ 10	Pessimo	Profonde variazioni della composizione e abbondanza delle specie rispetto alla comunità attesa. Struttura di età e fenotipi delle popolazioni indigene che presentano gravi segni di alterazione	Rosso

^(A) Le prime tre definizioni secondo la Direttiva 2000/60/CE

^(B) Descrizione dei primi tre livelli secondo la Direttiva 2000/60/CE, Tab. 1.2.1 dell'Allegato V, sintetizzato ed integrato

^(C) Per la rappresentazione cartografica

e *Barbus* (spesso oggetto di ripopolamento a favore della pesca dilettantistica) con popolazioni aliene conspecifiche.

Secondo GHETTI (2004) un buon indice deve possedere tre requisiti: 1) basarsi su un metodo standard di campionamento; 2) poter contare su un manuale di identificazione delle specie; 3) mostrare congruità fra le classi di qualità individuate e quanto previsto dalla sua utilizzazione. L'Indice dello Stato Ecologico delle Comunità Ittiche proposto soddisfa almeno il secondo e il terzo dei suddetti requisiti. Può infatti contare su un

aggiornato manuale di identificazione delle specie (ZERUNIAN, 2004a) e mostra congruità fra i livelli di stato ecologico individuati e quanto previsto dalla sua utilizzazione (ottemperanza della Direttiva 2000/60/CE per tutti gli Stati membri dell'Unione Europea). La definizione di un metodo standard di campionamento resta un problema aperto; quanto previsto dall'ISECI (Tab. I) appare valido in via teorica, ma risulta necessaria un'adeguata sperimentazione da effettuarsi in ecosistemi rappresentativi di tutte le diverse tipologie ambientali che costituiscono le acque interne italiane.

CONCLUSIONI

L'Indice dello Stato Ecologico delle Comunità Ittiche colma una evidente lacuna fra gli indicatori biologici utilizzati negli ecosistemi delle acque interne italiane. Rappresenta così uno strumento che permette di realizzare pienamente il monitoraggio previsto dalla Direttiva 2000/60/CE. Prima di poter applicare concretamente l'ISECI è però necessaria una fase sperimentale volta a saggiare e validare l'indice e mettere a punto adeguate metodologie standardizzate di campionamento. È auspicabile che tale fase sperimentale inizi quanto prima, possibilmente con la supervisione di un Ente Nazionale (quale l'Agenzia per la Protezione dell'Ambiente ed i servizi Tecnici).

In considerazione del ritardo già accumulato dal nostro paese nell'applicazione della Direttiva 2000/60/CE, è necessario affrontare con chiarezza di intenti ogni problematica legata all'uso delle comunità ittiche nel monitoraggio delle acque interne; bisogna quindi porsi e rispettare precise scadenze che, tenendo conto di quanto previsto dalla Direttiva, potrebbero essere le seguenti (ZERUNIAN, 2004b, modificato ed integrato):

- *entro il 2004* individuazione delle comunità ittiche originarie in ogni distretto idrografico e delle specie di interesse comunitario che ne fanno parte (Allegato II della Direttiva 92/43/CEE);
- *entro il 2006* completamento della fase sperimentale in cui saggiare e validare l'ISECI in un campione

rappresentativo di ecosistemi delle acque interne italiane; redazione di un manuale di applicazione dell'ISECI;

- *entro il 2008* redazione di piani d'azione finalizzati alla conservazione dell'ittiofauna, a livello di distretti idrografici (con particolare riferimento alle specie dell'Allegato II della Direttiva 92/43/CEE); individuazione della rete di monitoraggio e prima raccolta di dati sulle comunità ittiche (momento zero);
- *entro il 2010* avviamento della rimozione delle cause che hanno determinato eventuali estinzioni locali di specie ittiche; reintroduzioni faunistiche delle specie sensibili (stenoecie) eventualmente estintesi nei singoli distretti idrografici; redazione di piani di gestione delle comunità ittiche; proseguimento del monitoraggio;
- *entro il 2012* proseguimento della rimozione delle cause che hanno determinato eventuali estinzioni locali di specie ittiche; verifica del successo delle reintroduzioni faunistiche e nuovi tentativi in caso di insuccesso; proseguimento del monitoraggio.

RINGRAZIAMENTI

L'Autore desidera ringraziare Giuseppe Sansoni e Paolo Turin per le critiche costruttive formulate a una prima stesura dell'Indice, che hanno permesso di migliorare e rendere più chiari alcuni aspetti.

BIBLIOGRAFIA

- CRIVELLI A.J., MAITLAND P.S. (eds.), 1995. Endemic Freshwater Fishes of the Northern Mediterranean Region. *Biol. Conserv.*, **72**: 121-337.
- FORNERIS G., MERATI F., PASCALE M., PEROSINO G.C., 2004. Proposta di un Indice Ittico per il bacino occidentale del Po. *Abstract X Congr. Naz. AIIAD*: 31.
- GANDOLFI G., ZERUNIAN S., TORRICELLI P., MARCONATO E., 1991. *I Pesci delle acque interne italiane*. Ist. Poligr. e Zecca dello Stato, Roma, XVI + 617 pp.
- GHETTI P.F., 1997. *Indice Biotico Esteso (IBE), i macroinvertebrati nel controllo della qualità degli ambienti di acque correnti*. Prov. Aut. di Trento, 222 pp.
- GHETTI P.F., 2004. Conclusioni. *Atti Seminario "Classificazione Ecologica delle Acque interne"* (Trento, 12-13.02.2004). Prov. Aut. Trento - CISBA, in stampa.
- LELEK A., 1996. General consideration regarding the decline of species. In: *Conservation of Endangered Freshwater Fish in Europe* (Kirchhofer A., Hefti D. eds.), Birkhäuser Verlag, Basel / Switzerland: 1-7.
- SCARDI M., CATAUDELLA S., CICCOTTI E., DI DATO P., MAIO G., MARCONATO E., SALVIATI S., TANCIONI L., TURIN P., ZANETTI M., 2002. Previsione della composizione della fauna ittica mediante reti neurali artificiali. In: *Atti IX Conv. Naz. AIIAD*, pubbl. in *Biologia Ambientale*, **18** (1): 25-31.
- TURIN P., MAIO G., ZANETTI M., BILÒ M.F., ROSSI V., SALVIATI S., 1999. *Carta ittica delle acque dolci interne*. Prov. di Rovigo, 326 pp.
- ZERUNIAN S., 2002. *Condannati all'estinzione? Biodiversità, biologia, minacce e strategie di conservazione dei Pesci d'acqua dolce indigeni in Italia*. Edagricole, Bologna, X + 220 pp.
- ZERUNIAN S., DE RUOSI T., 2002. *Iconografia dei Pesci delle acque interne d'Italia / Iconography of Italian Inland Water Fishes*. Min. Ambiente - Ist. Naz. Fauna Selvatica, 263 pp. + 33 tavv.
- ZERUNIAN S., 2003. *Piano d'azione generale per la conservazione dei Pesci d'acqua dolce italiani*. Quad. Cons. Natura, 17, Min. Ambiente - Ist. Naz. Fauna Selvatica, 123 pp.
- ZERUNIAN S., 2004a. *Pesci delle acque interne d'Italia*. Min. Ambiente - Ist. Naz. Fauna Selvatica, 258 pp + CD-Rom.
- ZERUNIAN S., 2004b. *Ruolo della comunità ittica nell'applicazione della Direttiva Quadro*. Atti Seminario "Classificazione Ecologica delle Acque interne" (Trento, 12-13.02.2004). Prov. Aut. Trento - CISBA, in stampa.

Applicazione della metodica di indagine biologica, basata sulla fauna bentonica e sulla componente organica del sedimento, in acque di sorgente ed emergenze assimilabili

Silvio Gaiter, Marco Bodon, Daniela Rocca*

Agenzia Regionale per la Protezione dell'Ambiente Ligure, Dipartimento di Genova, Via Gropallo 5 - 16121 Genova

* Autore referente per la corrispondenza (danyluca94@libero.it)

INTRODUZIONE

Dalla fine degli anni '80 sono state intraprese dal Presidio Multi-zonale di Prevenzione di Genova (PMP), poi Agenzia Regionale per la Protezione dell'Ambiente Ligure (ARPAL), indagini e studi sul mondo biologico sotterraneo e sorgivo dell'Appennino Ligure, svolti anche in collaborazione con l'Istituto di Zoologia dell'Università di Genova, attualmente Dipartimento per lo Studio del Territorio e delle sue Risorse (DIP.TE.RIS.). Le esperienze si sono subito orientate verso la conoscenza delle biocenosi e la lettura delle stesse in relazione agli aspetti di alterazione ambientale e di rischio igienico delle acque. Nel 1989 è stata stesa una prima descrizione delle metodiche di campionamento e analisi (BODON e GAITER, 1989), nella quale si delineano le informazioni che possono essere tratte dallo studio di queste biocenosi; successivamente, una aumentata esperienza applicativa ha permesso di definire meglio il quadro conoscitivo del biotopo sorgente. Sono stati quindi presentati i risultati di differenti situazioni faunistiche e alcuni criteri interpretativi, applicati ad alcune

realità territoriali (BODON e GAITER, 1995; GAITER *et al.*, 1995). In questi ultimi anni sono state sviluppate altre iniziative parallele, fra le quali la realizzazione di un database sugli ambienti sorgivi (con dati bioecologici, ambientali, fisico-chimici e microbiologici), la ricerca e schedatura dei lavori scientifici italiani ed europei e la sintesi delle informazioni ecologiche e biogeografiche sui singoli taxa. Gli sforzi si sono concentrati sul significato di indicatore degli organismi del benthos in relazione ai differenti aspetti della risorsa idrica e hanno portato alla stesura di un set di descrittori che permettono di formulare ipotesi sulla tipologia delle acque (origine dell'acquifero alimentante), grado di vulnerabilità del sito d'indagine, in particolare per risorse captate, e grado di inquinamento o di alterazione delle acque.

L'elaborazione degli indicatori è basata sul documento prodotto, nel 1999, per il Centro Tematico Nazionale Acque Interne e Marino Costiere - CTN_AIM (BODON e RAFFETTO, 1999), proposto, con opportune modifiche e integrazioni, in occasione del corso di

formazione "Metazoi delle acque sorgive e sotterranee", tenutosi a Genova nel settembre 2000 (ROCCA *et al.*, 2003). Il metodo è in fase sperimentale ed è stato applicato su situazioni e realtà geografiche limitate (oltre 500 sorgenti e ambienti assimilabili per un totale di circa 900 siti di campionamento dell'Appennino Ligure). Il contenuto della tabella applicativa è solo una prima proposta, da sperimentare e perfezionare, destinata a subire certamente modifiche con l'acquisizione di migliori conoscenze ecologiche e biogeografiche sui singoli taxa, ancora molto limitate e ristrette a piccole aree del territorio italiano. Un buon contributo potrebbe giungere dalle iniziative di studio che si svilupperanno in Italia a seguito del progetto PASCALIS (Protocols for the Assessment and Conservation of Aquatic Life in the Subsurface) nell'ambito del programma quadro per la ricerca e lo sviluppo tecnologico della Commissione Europea (GALASSI, 2002; MALARD *et al.*, 2003).

La metodica proposta nel presente lavoro è stata impostata secondo la traccia descritta nelle

procedure previste per i metodi di prova di laboratorio dal Servizio Assicurazione Qualità di ARPAL (ARPAL, 2000). La procedura appare, quindi, piuttosto schematica e rigida, ma la standardizzazione ed omologazione del metodo può rappresentare una buona spinta atta a favorire la diffusione della sperimentazione dell'indagine biologica.

GENERALITÀ

Lo scopo che si prefigge l'indagine biologica in acque sorgive, cioè in ambienti di passaggio fra acque sotterranee e acque superficiali (ecotoni acqua-acqua a dinamiche forti; GILBERT *et al.*, 1990), è quello di formulare diagnosi sull'origine e la qualità delle acque di questi siti peculiari. Questo tipo di approccio si basa sull'esame sia della componente faunistica – costituita da organismi invertebrati appartenenti quasi esclusivamente al benthos di acque dolci (che vivono a livello del fondo e nello strato più superficiale del sedimento)– sia della componente organica del sedimento, che comprende resti vegetali e animali. La lettura attenta della biocenosi e della tanatocenosi, può fornire utili elementi per completare il quadro conoscitivo della risorsa idrica rilevato da altri esami e analisi.

Le attività previste per l'applicazione della metodica possono essere raggruppate in due fasi principali: la fase di campo, in cui si effettuano il campionamento biologico e il rilevamento dei parametri di campagna accessori, e la fase di laboratorio, in cui si procede alla preparazione e separazione del materiale raccolto, al riconoscimento dei taxa, all'elaborazione dei dati e alla sintesi dei risultati.

CAMPO DI APPLICAZIONE

La metodologia è applicabi-

le a diverse tipologie di sorgente e, in generale, ad ambienti di acque sotterranee. È idonea per emergenze naturali, ovvero siti che non hanno subito interventi di modificazione, sorgenti parzialmente modificate ma che conservano ancora caratteristiche naturali e anche emergenze captate, in parte o totalmente, con manufatto chiuso o aperto, parzialmente o completamente. L'ampia gamma dei siti di investigazione è quindi riconducibile a due tipologie fondamentali: emergenze idriche in siti naturali ed emergenze idriche in siti artificializzati. A questi si aggiungono, per le loro caratteristiche fisico-chimiche e biologiche, alcuni ambienti idrici sotterranei assimilabili, sui quali è possibile applicare, con cautela, la metodica, come cavità carsiche naturali e cavità artificiali, originate in seguito ad interventi indotti nei complessi rocciosi contenenti serbatoi acquiferi (gallerie ferroviarie, autostradali, miniere, cave, etc.). La metodica proposta è applicabile, con riserva, anche agli ambienti di falda alluvionale (pozzi), solo quando la conformazione del lume e la modesta profondità lo consentono. Il presente elaborato e la relativa modellistica si riferiscono comunque ai soli ambienti sorgivi o assimilabili. Le tipologie ambientali e i relativi siti di possibile applicazione vengono schematizzate nell'All. 1.

Questa metodologia d'indagine non è invece applicabile ad alcune tipologie particolari di sorgente, come acque che provengono dalla fusione di ghiacciai, sorgenti termali, sorgenti minerali con chimismo particolare, sorgenti solfuree, sorgenti temporanee.

PRINCIPIO DEL METODO

Questo tipo di indagine viene svolta prevalentemente sul campo, come per altre discipline profes-

sionali (geologia ambientale, fisica ambientale, etc.), dove è necessario effettuare una lettura attenta dell'ecosistema, o di una parte di esso. Il metodo è applicabile –da parte di operatori aventi una adeguata formazione in campo ecologico, idrobiologico e tassonomico– dopo un periodo di tirocinio sotto la guida di personale esperto o mediante specifici corsi di formazione. La teoria che sta alla base di questo tipo di metodologia presuppone che le condizioni di un ecosistema possano essere valutate mediante la misura di parametri propri della comunità biotica e delle sue componenti, da parte di personale qualificato.

PRECAUZIONI

Il pericolo a cui l'operatore va incontro è principalmente legato all'attività svolta sul campo, poiché in laboratorio l'utilizzo di agenti chimici che possano arrecare danno è modesto e si riduce al solo utilizzo di piccole quantità di alcool per la fissazione e la conservazione dei campioni. I principali rischi, riconducibili all'attività sul campo, sono:

- fenomeni climatici;
- morfologia del territorio;
- sollevamento e trasporto della strumentazione durante il percorso a piedi;
- agibilità all'interno del manufatto di captazione o delle cavità naturali e artificiali.

In generale, l'operatore deve poter disporre dell'idonea attrezzatura individuale (casco protettivo o da minatore, guanti, giaccone e copri pantaloni impermeabili, calzature quali scarpe da trekking e stivali) e di una o più torce elettriche. I dispositivi di protezione collettiva (corde e moschettoni, scaletta portatile) sono indispensabili al nucleo di lavoro in alcune specifiche situazioni. Sono inoltre oppor-

tune la presenza di un numero sufficiente di persone, in relazione alla quantità di materiale da trasportare, e una conoscenza specifica del territorio da investigare. Nel caso di indagini in cavità artificiali o naturali è necessario disporre di una guida abilitata.

INTERFERENZE

Ciò che può influenzare il risultato della prova, è legato prevalentemente alla fase di campo e dipende soprattutto dall'alterazione dell'habitat. Un'alterazione diretta sui siti di colonizzazione determina una variazione quali-quantitativa della biocenosi fino alla completa distruzione della stessa. I fattori d'interferenza possono essere ricondotti a tre tipologie principali:

- eventi alluvionali che interessano il sito sorgivo o parte di esso;
- impiego di sostanze disinfettanti (es. a base di cloro o calce viva) all'interno del sito di campionamento, nel caso di emergenze captate;
- interventi di asportazione dei sedimenti da parte degli addetti alla manutenzione delle opere di captazione delle emergenze idriche.

Sono ovviamente esclusi i fenomeni di inquinamento indiretto delle acque che il metodo si propone di valutare.

APPARECCHIATURE

Attrezzature di campo (Fig. 1):

- retino triangolare da benthos per raccolta diretta, con breve impugnatura, di piccole dimensioni (20-25 cm di lato), e con rete filtrante a sacco in nylon, connessa all'anello metallico (adattabile al substrato) mediante telo robusto; a maglie opportune:
 - 500 μm per macrobenthos;

- 100 μm per meio- e microbenthos;
- retino da drift, con rete filtrante in nylon a maglie opportune (500 μm o 100 μm), dotato di un collettore terminale svitabile, utilizzabile in alcune particolari situazioni;
- manico allungabile da adattare ai retini, per prelievi in acque profonde (fino a 3 m ca.);
- paletta metallica con impugnatura in plastica per smuovere il sedimento o per raccogliarlo;
- pinzette da entomologo per la raccolta a vista degli organismi di maggiori dimensioni;
- sacchetti e contenitori per la conservazione temporanea del campione;
- matita ed etichette;
- torcia elettrica con illuminazione potente;
- borsa termica per il trasporto dei campioni (temperatura di conservazione 3-5 °C);
- piastre frigorifere.

Attrezzature di laboratorio:

- frigorifero per la conservazione

- dei campioni;
- secchio in plastica di capacità 5 litri;
- contenitori graduati di varie capacità;
- setacci in acciaio di 12-13 cm di diametro, a maglia opportuna:
 - 4 mm (UNI n° 1);
 - 2 mm (UNI n° 7);
 - 1 mm (UNI n° 13);
 - 0,5 mm (UNI n° 20);
- ritaglio di rete in nylon da 100 μm (20-30 cm ca. di lato).
- cucchiaio;
- capsule Petri di 5-10 cm di diametro;
- microscopio stereoscopico, a bassi e medi ingrandimenti (6-50 x), dotato di lente aggiuntiva per ulteriori ingrandimenti (100 x);
- microscopio ottico a 100-1000 ingrandimenti.
- pinzette da orologiaio;
- aghi montati;
- pipette in plastica graduate da 3 mL;
- vetrini e coprioggetti per microscopia;
- alcool etilico a 80°;
- glicerina;



Fig. 1. Attrezzature di campo per il campionamento di sorgenti: retino triangolare da benthos per la raccolta diretta (a sinistra) e retino da drift, dotato di un collettore terminale svitabile (a destra).

- provette e contenitori per la conservazione in alcool degli organismi.

Supporti strutturali:

- banchi da lavoro predisposti per il collocamento dei microscopi;
- lavandino idoneo alla preparazione del campione.

Modulistica:

- modello SORG: per l'annotazione dei dati ispettivo-ambientali, mirato ad evidenziare le caratteristiche specifiche del punto stazione oggetto d'indagine (All. 2).
- modello BIOL: per l'annotazione dei dati descrittivi del sito di campionamento e per la compilazione dei risultati (All. 3).

REAGENTI

L'unico prodotto normalmente utilizzato durante la fase di laboratorio è l'alcool a 80°. La preparazione avviene utilizzando alcool etilico a 94-96° (o alcool denaturato), diluendo 80 mL di alcool con 14-16 mL di acqua. Occasionalmente, per i preparati, può essere impiegata anche qualche goccia di glicerina.

PROCEDURA

1 Fase di campo

1.1 Rilevamento dati ambientali

- Compilazione del modello SORG (vedi istruzioni operative, All. 2):
 - dati identificativi e di inquadramento geografico;
 - valutazione ambientale della stazione;
 - scelta dei siti per l'esame biologico (Fig. 2): possono essere campionati più siti per ciascuna sorgente; ad ogni sito campionato deve corrispondere un singolo model-

- lo BIOL.
- Compilazione del modello BIOL (vedi istruzioni operative, All. 3): denominazione della sorgente, data e riferimento al sito campionato, corrispondente a quanto indicato nel modello SORG ("identificazione del punto d'acqua" e "siti dell'esame biologico"); compilazione dei campi della sezione "caratteristiche del

sito" e del primo campo della sezione "caratteristiche del campionamento".

1.2 Campionamento biologico

- Raccolta del macrobenthos in modo diretto: a vista si cercano gli organismi di maggiori dimensioni; il campionamento a vista è integrativo ma non sostitutivo di quello tradizionale riportato

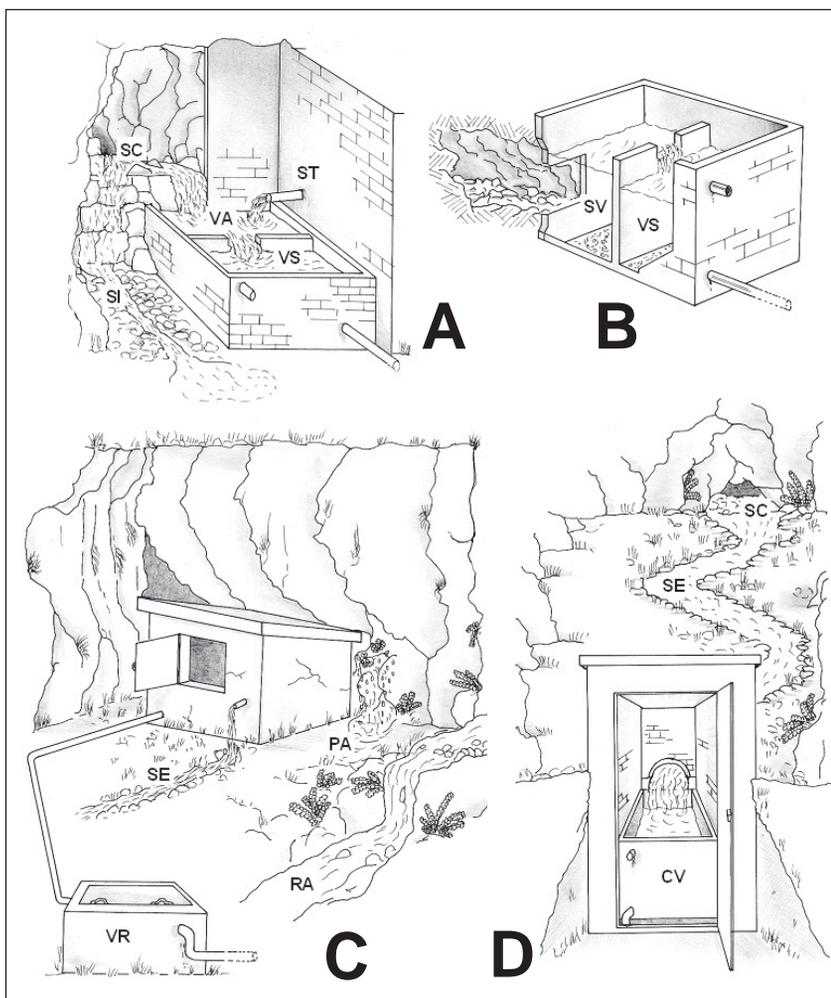


Fig. 2. Rappresentazione dei siti investigabili all'interno di una captazione (A, B) e all'esterno (C, D). A: ambiente interno di una captazione con scaturigine accessibile (SC), scorrimento interno (SI), scaturigine da tubo (ST), vasca di arrivo (VA), vasca successiva (VS); B: spaccato di una manufatto di captazione con scaturigine inglobata nella vasca di arrivo (SV) e vasca successiva (VS); C: ambiente esterno di una captazione con scorrimento esterno (SE), permeazioni adiacenti (PA), rivo adiacente (RA) e vasca lungo la rete (VR); D: sorgente captata dopo un tratto di scorrimento superficiale, scaturigine (SC), scorrimento esterno (SE) e captazione a valle della scaturigine (CV).

di seguito;

- raccolta di benthos e sedimenti mediante retino: raccolta nelle diverse tipologie di substrato presenti nella sorgente, come massi e ciottoli, ghiaia, sabbia o limo, muschi e fogliame marcescente, lavando direttamente il materiale controcorrente davanti all'apertura del retino.

Anche per scorrimenti interni posti in stretti cunicoli si può applicare la stessa metodologia di campionamento. Eventualmente, se l'opera captativa lo permette, effettuare un ulteriore campionamento dalle vasche di raccolta (vasca d'arrivo o vasche successive), disponendo il retino allo sbocco del tubo di scarico di fondo, raccogliendo così il sedimento presente sul fondo dei manufatti. Se il deposito di sedimento accumulato è rilevante, asportare solo lo strato superficiale.

La metodica può essere applicata effettuando il campionamento di tutte le classi dimensionali di organismi (macro-, micro- e meiobenthos, con rete filtrante di 100 µm), ma, ai fini dell'applicazione degli indicatori su acque sorgive, può essere sufficiente considerare solo la componente macrobentonica; in questo caso saranno utilizzati i retini con maglie da 500 µm.

1.3 Completamento

Compilazione della tabella relativa alla lista faunistica (modello BIOL - sezione "Esame del benthos" - "in situ") solo per quanto riguarda eventuali organismi rilevati presso il sito di campionamento durante il sopralluogo. Segnalare l'esecuzione o il rilevamento sull'entità idrica in oggetto di altre indagini non biologiche. La registrazione è prevista nella scheda SORG (sezione "Altri rilievi riguardanti l'emergenza idrica" e

"campionamenti per esami di laboratorio").

Generalmente, unitamente al campionamento, si rilevano i parametri di campo fisico-chimici e idrologici (temperatura aria e acqua, pH, ossigeno disciolto espresso in mg/L e come percentuale di saturazione, conducibilità e portata) e le note meteo-climatiche (condizioni meteorologiche) e idrologiche (regime idrico locale); vengono inoltre effettuati i prelievi delle acque destinati alle analisi chimiche e batteriologiche di laboratorio. Possono essere condotte sul territorio le indagini ispettive sulle aree di salvaguardia dell'emergenza idrica e altri rilevamenti (geologico-strutturali, geomorfologici, geomeccanici, etc.).

Il sedimento viene riposto in uno o più sacchetti che verranno mantenuti in borsa termica, unitamente alle piastre frigorifere, durante il trasporto al laboratorio.

Giunti al laboratorio, i sacchetti saranno conservati, aperti, in frigorifero a 3-5 °C. L'esame del benthos e del sedimento dovrà avvenire entro le 24 ore successive al momento del campionamento.

2 Fase di laboratorio

2.1 Preparazione del campione

- Misurazione del volume: riporre il sedimento in un contenitore graduato e lasciarlo decantare per alcuni minuti prima di procedere alla lettura del volume di sedimento.
- Lavaggio e separazione delle frazioni: per separare dal campione la parte grossolana e ottenere frazioni più omogenee, si procede mediante l'utilizzo dei setacci. Con l'ausilio della rete del retino stesso (maglia 500 µm per macrobenthos, 100 µm per meio- e microbenthos), lavando il campione in acqua, si elimina la parte più fine. Questa fase

può essere evitata quando il materiale raccolto è scarso e di granulometria intermedia; in questo caso si elimina il materiale grossolano manualmente e si sciacqua velocemente il residuo dentro la rete. Le varie frazioni separate sono suddivise, in piccole quantità, in capsule Petri.

- Arricchimento: per campioni voluminosi e costituiti prevalentemente da frazioni minerali si procede alla concentrazione del materiale organico prima dell'esame. Il materiale organico, meno pesante del sedimento, può essere estratto mediante agitazione del campione, imprimendo movimenti rotatori, rimescolando il substrato in un recipiente pieno d'acqua e versando e filtrando nel retino rapidamente l'acqua con le frazioni più leggere in sospensione.
- Compilazione del modello BIOL nella sezione "Caratteristiche del campione".

2.2 Esame del benthos

- Separazione degli organismi: le frazioni vengono esaminate con l'ausilio di un microscopio stereoscopico, a bassi ingrandimenti (6-10 x), per individuare gli organismi presenti che vengono prelevati con pinzette e trasferiti nel fissativo. Un fondo nero facilita la visualizzazione degli organismi depigmentati e ialini.
- Fissazione: è preferibile utilizzare alcool a 80° in quanto non indurisce i tessuti e il materiale così trattato si presta meglio per lo studio anatomico (la formalina neutralizzata al 4 % è spesso usata, ma sconsigliabile, anche perché cancerogena).
- Classificazione degli organismi. Per l'osservazione si utilizza un microscopio stereoscopico, con

luce diretta, a medi ingrandimenti (25-50 x), dotato di lente aggiuntiva quando sono necessari ulteriori ingrandimenti (100 x). I caratteri minuti di importanza diagnostica si osservano mediante preparati su vetrino, tramite un microscopio ottico a luce trasmessa. La classificazione va approfondita sino a livello sistematico in uso per il macrobenthos di acque superficiali (GHETTI, 1997), ad eccezione di alcuni gruppi aventi taxa con esigenze ecologiche differenti, come Molluschi (Hydrobiidae) e Crostacei (Anfipodi e Isopodi), per i quali è necessario identificare il genere o i gruppi di specie. Le chiavi tassonomiche sono contenute in molti articoli e manuali, come le "Guide per il riconoscimento delle specie animali di acque interne italiane del CNR" (RUFFO ed., 1977-1985), l'atlante di SANSONI (1992), i volumi di CAMPAIOLI *et al.* (1994, 1999) e altri lavori specialistici su singoli gruppi. Questa fase è molto critica per la buona esecuzione del metodo, in quanto l'utilizzo delle guide opportune, la corretta osservazione del materiale, ma soprattutto le approfondite conoscenze tassonomiche da parte dell'operatore, sono di primaria importanza.

- Compilazione del modello BIOL. La sezione "Esame del benthos", è predisposta appositamente per annotare la lista dei taxa rinvenuti, indicando il numero di esemplari riscontrati (approssimato se superiore alle dieci unità) e il giudizio di abbondanza, articolato in quattro classi di frequenza. Quest'ultimo viene valutato in relazione allo sforzo di campionamento ed al volume di sedimento raccolto.

- Conservazione: si usa generalmente alcool a 80° (preferibilmente con l'aggiunta di qualche goccia di glicerina per gli artropodi). I campioni smistati a livello dei singoli gruppi vanno conservati in provette adeguate, dotate di chiusura idonea (contenitori o provette in vetro o materiale plastico) e riposti entro barattoli a chiusura ermetica anch'essi provvisti di alcool sul fondo.
- Etichettatura: il materiale smistato deve essere contrassegnato da etichette indelebili collocate entro le singole provette; generalmente si riportano le seguenti voci: gruppo tassonomico, taxon, corpo idrico, località e frazione, comune, provincia, raccoglitori e data, coordinate UTM e quota.

2.3 Esame del sedimento

- Identificazione e valutazione semi-quantitativa della parte organica presente nel sedimento: le frazioni vengono esaminate con l'ausilio di un microscopio stereoscopico, a bassi ingrandimenti (6-10 x), per identificare, ed eventualmente separare, le componenti vegetali e animali. I resti di invertebrati acquatici, quando identificabili, devono essere classificati allo stesso livello del benthos.
- Compilazione del modello BIOL nella sezione "Esame del sedimento", predisposto appositamente per annotare la presenza delle diverse componenti del sedimento, suddivise in resti di origine animale e resti di origine vegetale. Sulla scheda sono elencate le principali componenti che solitamente si riscontrano; sono però previsti ulteriori spazi per approfondimenti, in particolare per i resti di origine animale. Anche in questo caso

il giudizio di abbondanza, articolato in quattro classi di frequenza, viene valutato in relazione al volume di substrato raccolto.

3 Calcolo ed espressione dei risultati

3.1 Inquadramento biologico del sito

L'operatore, dalla scheda SORG e dalla specifica scheda BIOL, procede alla valutazione dei risultati fornendo un primo quadro interpretativo. Questo si ottiene esaminando la lista faunistica e quella relativa alla tanatocenosi, valutando le diverse voci con la frequenza relativa delle diverse componenti e assegnando a ciascuna di esse la caratterizzazione ecologica nel contesto ambientale di riferimento.

3.2 Applicazione degli indicatori

Per una valutazione più obiettiva, l'applicazione della metodica alle sorgenti captate prende in considerazione tre aspetti diversi a cui corrispondono tre indicatori:

- descrittore di inquinamento;
- descrittore di vulnerabilità captativa;
- descrittore idrologico.

Ciascun indicatore biologico ha come riferimento una scheda esplicativa specifica, riportata nell'All. 4, e strutturata come segue. La prima parte, riferita all'inquadramento generale, riporta gli attributi e le referenze dell'indicatore (descrizione dell'indicatore, metodi di misura, scopo, unità di misura, copertura geografica dei dati, periodo di riferimento dei dati, documenti di riferimento, osservazioni e commenti). La tabella prende in considerazione, nelle diverse situazioni, la presenza e la frequenza della componente faunistica (biocenosi) e di quella organica del sedimento (tanatocenosi). L'interpretazione e la formulazione del

giudizio si basa sul confronto tra i risultati della scheda BIOL con la serie di situazioni codificate ("tabella relativa alla biocenosi e tanatocenosi di riferimento").

Se le situazioni sono tipiche, l'ambiente e l'area geografica omogenei, la biocenosi e la tanatocenosi caratteristiche, il giudizio biologico può dare un contributo valido

sugli aspetti presi in considerazione o una conferma di quanto l'esame ispettivo o altre analisi forniscono. Talvolta, tuttavia, specifiche condizioni locali, indipendenti da fattori antropici, come vicissitudini paleogeografiche, substrato o chimismo particolare delle acque, possono portare a difficoltà interpretative.

ALLEGATI

- Allegato 1: tabella ambienti investigabili;
- Allegato 2: modello SORG e istruzione operativa;
- Allegato 3: modello BIOL e istruzione operativa;
- Allegato 4: tabelle relative ai tre indicatori biologici.

BIBLIOGRAFIA

- ARPAL, 2000. *Manuale Assicurazione Qualità*. ARPAL, Laboratorio del Dipartimento di Genova, ed. 00 del 11/09/00, documento interno.
- BODON M., GAITER S., 1989. Considerazioni sul popolamento macrobentonico delle acque sorgive. *Biologia Ambientale*, 3 (2): 5-12.
- BODON M., GAITER S., 1995. Nuovi criteri di valutazione basati sulla componente biologica per le captazioni di acque destinate al consumo umano. *Biologia Ambientale*, 9 (1): 5-17.
- BODON M., RAFFETTO G., 1999. *Approfondimento dello stato dell'arte degli indici biologici e trofici per la valutazione della qualità delle acque sotterranee*. ARPAL, Centro Tematico Nazionale Acque Interne e Marino costiere CTN_AIM, documento interno, 89 pp.
- CAMPAIOLI S., GHETTI P.F., MINELLI A., RUFFO S. 1994. *Manuale per il riconoscimento dei macroinvertebrati delle acque dolci italiane*. Provincia Autonoma di Trento, Vol. I, 357 pp.
- CAMPAIOLI S., GHETTI P.F., MINELLI A. e RUFFO S. 1999. *Manuale per il riconoscimento dei macroinvertebrati delle acque dolci italiane*. Agenzia Provinciale per la Protezione dell'Ambiente, Trento, Vol. II: 358-484.
- GAITER S., CHIAPPARA G.M., BALDINI I., BERTOLOTTO R.M., TRAVERSO P., 1995. Metodi investigativi e analitici atti a valutare lo stato di protezione e i rischi igienici di piccoli acquedotti approvvigionati da acquiferi montani: applicazione alla situazione concreta di un piccolo comune (Maissana, La Spezia). In: Atti 2° Conv. Naz. "Protezione e gestione delle acque sotterranee: metodologie, tecnologie e obiettivi", Nonantola (MO), 17-19 maggio 1995. Quaderni di Geologia Applicata, Pitagora Ed., Bologna: 3.385-395.
- GALASSI D., 2002. Il progetto PASCALIS. *Biologia Ambientale*, 16 (1): 60-61.
- GHETTI P.F., 1997. *Manuale di applicazione. Indice Biotico Esteso (I.B.E.). I macroinvertebrati nel controllo di qualità degli ambienti di acque correnti*. Provincia Autonoma di Trento, 222 pp.
- GILBERT J., DOLE-OLIVIER M.J., MARMONIER P., VERVIER P., 1990. Surface groundwater ecotones. In: R.J. Naiman et H. Decamps (eds.), *Ecology and Management of aquatic-terrestrial ecotones*. Partenon Publ., London: 199-225.
- MALARD F., DOLE-OLIVIER M.-J., MATHIEU J., STOCH F., 2003. Sampling manual for the assessment of regional groundwater biodiversity. PASCALIS, European Project: Protocols for the Assessment and Conservation of Aquatic Life in the Subsurface, <http://www.pascalis-project.org>.
- PESCE G.L., 1996. *Biocenosi a copepodi del bacino dell'alto corso del fiume Vomano e alcune sorgenti del Gran Sasso*. In "Monitoraggio biologico del Gran Sasso", Consorzio di Ricerca Gran Sasso, Università degli Studi dell'Aquila, Andromeda Editrice: 292-296.
- PEZZOLI E., 1984. *Fenomeni geomorfologici e faunistici di Valle Imagna (Carso, Acque, Fauna, Uomo)*. C.A.I. Sezione di Bovisio Masciago, 48 pp.
- PEZZOLI E., 1985. I molluschi crenobionti e stigobionti presenti in Valle Imagna (Bergamo): carta generale delle stazioni ad oggi segnalate. *Bollettino Malacologico*, 21: 1-11.
- PEZZOLI E., 1988. I molluschi crenobionti e stigobionti presenti in Italia. Censimento delle stazioni, secondo aggiornamento per il settentrione e proseguimento per l'Italia appenninica. *Quad. Civ. Staz. Idrobiol.*, 15: 65-103.
- PEZZOLI E., 1989. I molluschi crenobionti e stigobionti presenti in Italia. Censimento delle stazioni, terzo aggiornamento. *Quad. Civ. Staz. Idrobiol.*, 16: 43-69.
- RIPERT M., 1998. *Contribution a l'ecologie d'Hydrobiidae (Mollusca Gastropoda Prosobranchia) souterrains dans le Sud de la France*. Université de Lyon I-Marseille II et Saint-Etienne: 28 pp.
- ROCCA D., BODON M., GAITER S., CASARINO E., 2003. Resoconto sul Corso di Formazione "Metazoi delle acque sorgive e sotterranee. Biologia, campionamento e riconoscimento, aspetti ambientali ed applicativi". Genova, 18-22 settembre 2000. *Biologia Ambientale*, 17 (1): 77-84.
- RUFFO S., 1977-1985 (Ed.). Guide per il riconoscimento delle specie animali delle acque interne italiane. *Collana del progetto finalizzato "Promozione della qualità dell'ambiente"*, CNR.
- SANSONI G., 1992. *Atlante per il riconoscimento dei macroinvertebrati dei corsi d'acqua italiani*. Provincia Autonoma di Trento, Stazione Sperimentale Agraria Forestale, Servizio Protezione Ambiente, 191 pp.
- STOCH F., 2001. Primi risultati sull'uso degli organismi stigobi come indicatori di qualità ambientale. *Speleologia Veneta*, 9: 157-163.

All. 1 - Tabella ambienti investigabili

Definizione sintetica dell'ambiente	Caratterizzazione ambientale o impiantistica	Siti investigabili	Percorso dell'acquifero	Caratterizzazione ecologica	Comunità biologica
Sorgente carsica	Stato naturale Opera di captazione di sorgente	SC SC, ST, VA, SV, VS	Falda in rocce carsiche ⇒ Scorrimento superficiale Falda in rocce carsiche ⇒ Opera di presa (⇒ Scorrimento superficiale)	Ecotono: Crenal Ecotono: Sygal-Crenal	Crenon Da Sygon, con elementi crenobi a Crenon, con elementi sligobi
Risorgente carsica	Stato naturale Opera di captazione di sorgente	SC SC, ST, VA, SV, VS, SI	Scorrimento superficiale ⇒ Scorrimento sotterraneo in rocce carsiche ⇒ Scorrimento superficiale Scorrimento superficiale ⇒ Scorrimento sotterraneo in rocce carsiche ⇒ Opera di presa (⇒ Scorrimento superficiale)	Ecotono: Rhlthral-Crenal Ecotono: Rhlthral-Crenal	Rhlthron, con possibili elementi crenobi Rhlthron, con possibili elementi crenobi
Sorgente carsica con alimentazione mista	Stato naturale Opera di captazione di sorgente	SC SC, ST, VA, SV, VS, SI	Scorrimento superficiale ⇒ Scorrimento sotterraneo + Falda in rocce carsiche ⇒ Scorrimento superficiale Scorrimento superficiale ⇒ Scorrimento sotterraneo + Falda in rocce carsiche ⇒ Opera di presa (⇒ Scorrimento superficiale)	Ecotono: Sygal-Crenal-Rhlthral Ecotono: Sygal-Crenal-Rhlthral	Crenon, con elementi rhlthrali Crenon, con elementi rhlthrali
Sorgente in rocce fessurate	Stato naturale Opera di captazione di sorgente	SC SC, ST, VA, SV, VS, SI	Falda in rocce fessurate ⇒ Scorrimento superficiale Falda in rocce fessurate ⇒ Opera di presa (⇒ Scorrimento superficiale)	Ecotono: Crenal Ecotono: Sygal-Crenal	Crenon Da Sygon, con elementi crenobi a Crenon, con elementi sligobi e freatobi
Sorgente di versante (delirio di falda o morena)	Stato naturale Opera di captazione di sorgente	SC SC, ST, VA, SV, VS, SI	Falda di versante in rocce permeabili per porosità ⇒ Scorrimento superficiale Falda di versante in rocce permeabili per porosità ⇒ Opera di presa (⇒ Scorrimento superficiale)	Ecotono: Crenal Ecotono: Sygal-Crenal	Crenon Crenon
Risorgiva o Fontanile	Stato naturale o con lievi interventi per aumentare il deflusso	SC	Falda freatica in piana alluvionale ⇒ Scorrimento superficiale	Ecotono: Crenal	Crenon
Scorrimenti in cavità carsica	Stato naturale	SC, SI	Falda in rocce carsiche: zona epicarsica o zona di percolazione; zona di circolazione, anfibia o epifreatica: zona satura, sotto il livello di base	Sygal	Sygon
Scorrimenti in cavità artificiale (gallerie, miniere, cave)	Con opera di captazione interna Senza opera di captazione interna	SC, ST, VA, SV, VS, SI SC, ST, SI	Falda in rocce carsiche ⇒ Opera di presa Falda in rocce fessurate o carsiche	Sygal Sygal	Sygon Sygon
Perforazione	Opera di captazione da perforazioni	ST, VA, VS	Falda in rocce fessurate o carsiche ⇒ Opera di presa indolta	Sygal	Sygon
Galleria drenante	Opera di captazione: galleria drenante	SC, ST, VA, SV, VS, SI	Falda di versante in rocce permeabili per porosità ⇒ Opera di presa indolta	Sygal	Sygon, con elementi freatobi
Pozzo di versante	Opera di captazione: pozzo	FP, TP, VA, VS	Falda di versante in rocce permeabili per porosità ⇒ Opera di presa indolta	Sygal	Sygon, con elementi freatobi
Pozzo freatico	Opera di captazione: pozzo	FP, TP, VA, VS	Falda freatica in piana alluvionale ⇒ Opera di presa indolta	Sygal	Sygon, con soli elementi freatobi
Pozzo freatico alimentato da un corso d'acqua	Opera di captazione: pozzo	FP, TP, VA, VS	Scorrimento superficiale ⇒ Falda freatica in piana alluvionale ⇒ Opera di presa indolta	Sygal	Sygon, con elementi iporaiici
Pozzo artesiano	Opera di captazione: pozzo	FP, TP, VA, VS	Falda artesiaiana in piana alluvionale ⇒ Opera di presa indolta	Sygal	Sygon, con soli elementi freatobi specializzati

Nota. Per ogni ambiente sono riportati i possibili "siti investigabili" specifici dell'emergenza idrica; pertanto non sono riportati quelli adiacenti o situati a valle delle opere di presa. SC: scaturigine accessibile; ST: scaturigine da tubo; VA: vasca di arrivo; SV: scaturigine + vasca arrivo; VS: vasche successive; SI: scorrimenti interni; VR: vasca lungo la rete; FP: fondo del pozzo; TP: tubo di pompaggio (filtrazione dell'acqua all'arrivo); una definizione dei diversi siti è riportata sotto la voce "sito campionato" nell'istruzione operativa al modello sorg. (All. 2). Nella descrizione del "percorso dell'acquifero", vengono indicati tra parentesi i percorsi che possono variare a seconda della captazione. Nella "caratterizzazione ecologica", si intendono: ecotono: ambiente di passaggio tra due sistemi idrici diversi; crenal: ambiente di sorgente (di contatto tra acque sotterranee e superficiali); sygal: ambiente di acque sotterranee; rhlthral: ambiente di ruscello (acque superficiali). La "comunità biologica" riportata si riferisce alla biocenosi attesa.

All. 2 - modello SORG e istruzione operativa

CORPI IDRICI SOTTERRANEI (modello SORG) - parte generale

IDENTIFICAZIONE DEL PUNTO D'ACQUA

Codice: - Sopralluogo del
 Denominazione punto di rilevamento:

INQUADRAMENTO GEOGRAFICO

Provincia di Comune di Fraz. Loc.
 Bacino Sottobacino/i Quota m s.l.m.
 Coordinate UTM (IGM) Coordinate UTM (CTR) X Y

VALUTAZIONE AMBIENTALE DELLA STAZIONE

Ambiente:
 SO: sorgente; PV: pozzo di versante; PE: perforazione; EN: emergenza in cavità naturali; EA: emergenza in cavità artificiali; GD: galleria drenante.
Tipologia della sorgente:
 RE: reocrena; LI: limnocrena; EL: eleocrena; AA: ambiente esterno assente.
Posizione della sorgente rispetto a rivi attivi a monte:
 1: nell'alveo; 2: in prossimità (2-5 m); 3: a 5-20 m; 4: a 20-100 m; 5: >100 m o rivi assenti.
Posizione della sorgente rispetto a impluvi con scorrimenti a monte non perenni:
 1: nell'impluvio; 2: in prossimità (2-5 m); 3: a 5-20 m; 4: a 20-100 m; 5: >100 m o impluvi assenti.
Manufatto:
 TC: totalmente chiuso; CI: a chiusura imperfetta; PC: parzialmente chiuso o aperto; MR: rudimentale, aperto; MA: manufatto assente.
Captazione:
 CT: captazione completa con derivazione totale; CD: captazione completa con dispersione intorno al manufatto; CZ: captazione completa con derivazione parziale; CP: captazione parziale; NC: captazione assente.
Litologia:
 AC: arenarie calcaree; AG: argille; AS: argilloscisti; AN: andesiti; AR: arenarie; BA: basalti; CA: calcari; CD: calcari dolomitici; CL: calcescisti; CM: calcari metamorfici; CO: conglomerati; DS: diaspri; DR: dioriti; DO: dolomie; FL: flysh; GA: gabbri; GE: gessi; GN: gneiss; GR: graniti; LI: lipariti; MA: marne; ME: metagabbri; MI: micascisti; OC: ofiocalci; OL: ofioliti; PO: porfidi; PR: prasiniti; QU: quarziti; SC: scisti; SI: sieniti; TR: trachiti.
Alterazioni del substrato:
 RC: roccia compatta; RA: roccia alterata; DF: detrito di falda; AL: alluvioni.

CORPI IDRICI SOTTERRANEI (modello SORG) - sintesi rilievi

Codice: - Campionamenti del
 Denominazione punto di rilevamento:

SITI DELL'ESAME BIOLOGICO

Siti campionati totali N.
 |A| Sito campionato: Seguono: - modello BIOL - Benthos Sedimento
 |B| Sito campionato: Seguono: - modello BIOL - Benthos Sedimento
 |C| Sito campionato: Seguono: - modello BIOL - Benthos Sedimento
Siti della sorgente: SC: scaturigine accessibile; ST: scaturigine da tubo; VA: vasca di arrivo; SV: scaturigine + vasca arrivo; VS: vasche successive; CV: captazione a valle della scaturigine (impropria); SI: scorrimenti interni.
Siti adiacenti o a valle della sorgente: SE: scorrimenti esterni; PA: permeazioni adiacenti; RA: rivi adiacenti; VR: vasca lungo la rete.

ALTRI RILIEVI RIGUARDANTI L'EMERGENZA IDRICA

Parametri fisico-chimici	Si <input type="checkbox"/> ; No <input type="checkbox"/>	modello <input type="text"/>	Sito <input type="text"/>
Parametri idrologici	Si <input type="checkbox"/> ; No <input type="checkbox"/>	modello <input type="text"/>	Sito <input type="text"/>
Infrastruttura	Si <input type="checkbox"/> ; No <input type="checkbox"/>	modello <input type="text"/>	
Attività antropiche ed opere	Si <input type="checkbox"/> ; No <input type="checkbox"/>	modello <input type="text"/>	
Geologici	Si <input type="checkbox"/> ; No <input type="checkbox"/>	modello <input type="text"/>	
Dati anagrafici	Si <input type="checkbox"/> ; No <input type="checkbox"/>	modello <input type="text"/>	

CAMPIONAMENTI PER ESAMI DI LABORATORIO

Analisi chimiche Si ; No Referto di prova N° Sito Profilo analitico
 Analisi batteriologiche Si ; No Referto di prova N° Sito Profilo analitico
 Note:

I Rilevatori

ISTRUZIONE OPERATIVA AL MODELLO SORG

Il modello "SORG" è composto di due parti, la prima (parte generale) va compilata una sola volta per ogni emergenza idrica (va rivista solo in caso di cambiamenti significativi), la seconda (sintesi rilievi), ogni volta che si effettua il sopralluogo o i rilevamenti. Pertanto, per ogni successivo sopralluogo che comporta un campionamento biologico, è necessario compilare un altro modello SORG limitatamente alla parte "sintesi rilievi". Ciascuna parte è suddivisa in sezioni, comprendenti diversi campi. Ogni campo va compilato integralmente in base alle spiegazioni sotto indicate.

PARTE GENERALE

Prima sezione

Identificazione del punto d'acqua

Codice: lo spazio riservato a questo campo rappresenta il numero identificativo per ciascuna sorgente, indispensabile per l'archiviazione computerizzata dei dati. Il criterio di numerazione può essere stabilito come semplice progressione cronologica o essere più articolato, con numeri e sigle in relazione al tipo di fonte o alla localizzazione territoriale. Ad esempio, può essere formato da 4 cifre che identificano il numero progressivo che contraddistingue il gruppo principale della sorgente, seguito da altre due cifre che specificano l'emergenza secondaria all'interno della scaturigine.

Denominazione punto di rilevamento: riportare il nome della sorgente.

Sopralluogo del: inserire la data in cui è stata svolta la prima indagine presso la sorgente ed è stato compilato il modello SORG.

Seconda sezione

Inquadramento geografico

Provincia: riportare la denominazione della provincia e la sigla automobilistica.

Comune: riportare la denominazione del comune e il codice ISTAT (3 cifre per la provincia più tre per il comune).

Frazione: è riferita alla denominazione della frazione più prossima alla sorgente, dedotta dalle carte tecniche regionali (o dalle tavolette dell'IGM), e riportata nell'Annuario del TCI dei Comuni e Frazioni d'Italia o ricavata da documentazioni ufficiali degli enti pubblici.

Località: è riferita alla denominazione della località in cui ricade l'ambiente d'indagine; riportare la denominazione dalle carte tecniche regionali (o dalle tavolette dell'IGM) e, solo se non segnalata, la toponomastica nota a livello locale.

Bacino: indicare la denominazione del corpo idrico principale (con foce a mare o, nel caso di bacini interregionali, quelli principali che defluiscono fuori la regione d'indagine) sotto il quale ricade il punto di rilevamento, preceduto dall'indicazione di fiume (F.), torrente (T.) o rio (R.), in base alla cartografia regionale (o alle tavolette dell'IGM).

Sottobacino/i: indicare la denominazione della serie di corpi idrici su cui insiste il punto di rilevamento, in base alla cartografia regionale (o alle tavolette dell'IGM), con le abbreviazioni riportate al campo precedente, ordinati da valle verso monte.

Quota: deve essere riportata la quota della sorgente sul livello del mare, espressa in metri, ricavata dalle carte tecniche regionali e verificata sul posto sulla base dei punti quotati (i rilevamenti della quota tramite GPS sono spesso imprecisi).

Coordinate UTM: a questo campo corrispondono due diverse espressioni in base alla cartografia utilizzata. Nelle caselle relative alle coordinate UTM (IGM) indicare, nelle prime due caselle le lettere che identificano il quadrato di 100 X 100 km di lato, nelle caselle

le successive riportare i numeri che identificano il quadrato di 1 x 1 km di lato (le prime due cifre per la latitudine, le altre due per la longitudine). Nelle caselle relative alle coordinate UTM (CTR) "X" ed "Y", corrispondenti rispettivamente a latitudine e longitudine, riportare i valori delle coordinate UTM dedotti dalla cartografia CTR in cifre (o trasformarle dalle coordinate Gauss-Boaga, se la cartografia è impostata su questo reticolo), localizzando esattamente il punto con l'approssimazione di almeno 10 m (in questo caso arrotondando a zero l'ultima cifra delle coordinate). La lettura della longitudine e della latitudine va eseguita da sinistra verso destra (per la longitudine) e dal basso verso l'alto (per la latitudine). Se le coordinate vengono registrate tramite un GPS impostato in UTM (sistema Europeo), riportare il valore esatto rilevato dallo strumento.

Terza sezione

Valutazione ambientale della stazione

Per poter effettuare una valutazione ambientale della sorgente da investigare sono stati opportunamente scelti alcuni campi, evidenziati in grassetto, ritenuti di fondamentale importanza per una descrizione accurata dell'ambiente in esame. Ad ognuno di questi segue un apposito spazio che dovrà essere compilato con le relative codifiche (identificate da un numero o da una sigla letterale, rispettivamente se riferite ad una stima quantitativa o ad un'indicazione tipologica), elencate specificatamente per ogni singolo campo.

Ambiente: indicare la tipologia ambientale dell'emergenza: sorgente (SO), se, almeno in origine, sgorgava naturalmente all'esterno; perforazione (PE) se si tratta di una falda in acquifero permeabile per fratturazione, intercettata da un'opera orizzontale; emergenza in cavità naturale (EN) o emergenza in galleria artificiale (EA), se sgorga all'interno rispettivamente di una cavità naturale o artificiale; pozzo di ver-

sante (PV) o galleria drenante (GD), rispettivamente se l'opera intercetta una falda in acquifero permeabile per porosità mediante un'opera verticale o uno scavo orizzontale.

Tipologia della sorgente: indicare se la sorgente (o ambiente assimilabile) allo stato naturale, o comunque al di fuori del manufatto captativo, origina subito un corso d'acqua, ed è quindi denominata reocrena (RE); se forma una polla sorgiva piuttosto ampia, limnocrena (LI); se la vena d'acqua che fuoriesce si espande in un'area paludosa, eleocrena (EL). Nel caso di sorgenti totalmente captate, le cui acque non defluiscono mai all'esterno, indicare ambiente esterno assente (AA).

Posizione della sorgente rispetto a rivi attivi a monte: rilevare la presenza di eventuali corsi d'acqua superficiali presenti a monte, al fine di valutare la possibile connessione tra questi e la stessa sorgente. Indicare nell'apposito spazio il numero codificato corrispondente all'intervallo di distanza che separa la sorgente dallo scorrimento superficiale, a partire da una sorgente localizzata all'interno dell'alveo del corso d'acqua (1), fino ad una distanza superiore ai 100 metri o assenza di rivi (5). Con "rivi attivi" s'intendono i corsi d'acqua con scorrimento perenne, e quelli semiperenni che durante l'arco dell'anno possono avere alcuni brevi periodi di secca, per esempio durante la stagione estiva.

Posizione della sorgente rispetto a impluvi con scorrimenti a monte non perenni: rilevare la presenza di eventuali impluvi a monte in cui lo scorrimento sia anche temporaneo, al fine di valutare il percorso e il deflusso delle acque in caso di precipitazioni meteoriche o nell'eventualità più estrema di piogge torrenziali, con conseguente dilavamento dei terreni circostanti e potenziale passaggio della lama d'acqua entro il manufatto o l'emergenza idrica non captata. Indicare nell'apposito spazio il numero codificato corrispondente alla distanza che separa la sorgente dall'impluvio, a partire da una sorgente localizzata all'interno dell'impluvio (1), fino ad una

distanza superiore ai 100 metri o assenza di impluvi (5).

Manufatto: indicare quando l'opera è totalmente chiusa e dotata di sistemi di comunicazione con l'ambiente esterno a protezione efficace (presenza di guarnizioni, griglie a maglie fini, etc.) (TC); quando l'isolamento è imperfetto, ovvero l'opera di comunicazione (porta, sportello, botola) è sprovvista di guarnizioni, la chiusura è difettosa o sono presenti modeste fessure (es. griglie a maglie superiori a 0,5 mm) (CI); quando il manufatto è aperto o il sistema di chiusura non svolge alcuna opera protettiva e/o sono presenti ampie aperture (PC); quando il manufatto è accessorio ed esterno, non ha funzioni protettive dell'emergenza idrica ma interessa la zona circostante alla scaturigine, come nel caso di trogoli, lavatoi, fontane, vasche aperte (MR); assenza di manufatto, ovvero scaturigine in condizioni naturali o seminaturali (come modesti interventi in pietra) (MA).

Captazione: campo relativo all'effettivo prelievo idrico. Se è presente un manufatto artificiale con derivazione del flusso, indicare captazione totale (CT) nel caso in cui venga captata l'intera portata della sorgente e il flusso sia completamente derivato; captazione totale con dispersione (CD) quando l'acqua si disperde, in parte, intorno al manufatto; (CZ) quando la captazione del flusso è totale ma l'acqua è derivata solo parzialmente e la parte restante è scaricata in prossimità dell'emergenza; (CP) quando la captazione è parziale, quindi solo una parte del flusso è captata. Infine, (NC) se il flusso idrico non è captato, nel caso di sorgenti naturali o provviste di opera di presa non attiva.

Litologia: indicare, in ordine di prevalenza (separate dal simbolo "-") o di rapporto stratigrafico (separate dal simbolo "/"), le due principali tipologie litologiche che interessano l'area di alimentazione e di venuta a giorno della sorgente, secondo le voci codificate.

Alterazioni del substrato: indicare se

lo sgorgo idrico nell'ultimo tratto di scorrimento, prima della venuta a giorno, attraversa: roccia compatta (RC); roccia alterata, ossia roccia soggetta a fenomeni di sgretolamento/disgregazione ma di spessore contenuto e comunque immediatamente a contatto con roccia compatta (RA); detrito di falda, spessore più rilevante di terreno detritico derivante dall'accumulo di roccia che ha già compiuto un processo di alterazione, generalmente segnalato nelle carte geologiche come morene, paleofrane, coltri eluvio-colluviali (DF); alluvioni, terreno alluvionale derivante dall'accumulo di sedimenti incoerenti (AL).

SINTESI RILIEVI

Riportare nell'intestazione il codice della sorgente e la denominazione del punto di rilevamento già indicato nel modello SORG - parte generale -, e la data in cui vengono effettuati i campionamenti.

Prima sezione

Siti dell'esame biologico

Siti campionati totali N.: per sito campionato s'intende il luogo, all'interno o all'esterno della sorgente, in cui si esegue il campionamento; nello spazio a disposizione riportare il numero totale di siti in cui è stato condotto il campionamento.

Sito campionato (Fig. 2): i possibili siti che si possono incontrare sono elencati di seguito e ad ognuno corrisponde una sigla che dovrà essere riportata nella casella relativa al "Sito campionato": SC: scaturigine accessibile, il tratto più a monte accessibile sullo scorrimento idrico (punto di emergenza naturale, rinaturalizzato o anche artificializzato dopo un intervento per intercettare la vena idrica, ma ancora facilmente praticabile e, quindi, campionabile); ST: scaturigine da tubo, quando la scaturigine viene interamente occlusa e l'acqua è convogliata al manufatto attraverso una tubazione di piccolo diametro, dove il tubo d'arrivo rappresenta il punto più a monte campionabile con idonea strumentazione.

zione; VA: vasca di arrivo, prima vasca di raccolta all'interno o all'esterno della captazione; SV: scaturigine con vasca arrivo, quando la vena sorgiva affiora sul fondo o entro la vasca (scaturigine sommersa, non campionabile separatamente dalla vasca); VS: vasche successive, vasche, nel manufatto captativo, che seguono la prima vasca di decantazione; CV: captazione a valle della scaturigine, quando, prima della captazione, si ha uno scorrimento superficiale che segue la scaturigine; SI: scorrimenti interni, scorrimenti successivi alla scaturigine, all'interno dell'opera di presa o di una cavità artificiale o naturale; SE: scorrimenti esterni, deflussi della sorgente all'esterno dell'opera di presa (troppopieni o copiose perdite); PA: permeazioni adiacenti, piccole perdite o infiltrazioni dalla captazione o adiacenti alla sorgente; RA: rivi adiacenti, acque superficiali prossime alla sorgente; VR: vasca lungo la rete, vasca di raccolta in un manufatto a valle di quello captativo (lungo la rete dell'acquedotto).

Nel tratto iniziale di una singola emergenza idrica, i siti SC e ST sono alternativi, così come la presenza del sito SV esclude entrambi i siti SC (o ST) e VA; si potranno quindi avere le seguenti situazioni: SC + VA o ST + VA o

SV.

Sono previsti fino a tre punti diversi, che vanno elencati da monte verso valle; se necessario aggiungere altri siti. In corrispondenza di ciascun sito campionato sono riportati i campi delle due analisi del modello BIOL, che devono essere contrassegnati nel momento in cui si effettua il campionamento del benthos e/o del sedimento.

Seconda sezione

Altri rilievi riguardanti l'emergenza idrica

In questa sezione i campi elencati si riferiscono a ulteriori rilevamenti sul territorio, da riportare su modelli separati, che vengono svolti come corollario al campionamento o che possono essere eseguiti durante il sopralluogo. A differenza delle altre sezioni, per ciascun campo si deve barrare con una crocetta la casella corrispondente alle risposte "Si" e "No", in base all'avvenuto rilevamento o meno. Inoltre, è riportato il riferimento al relativo modello in cui sono registrati tali dati e che deve essere compilato; per i parametri fisico-chimici e idrologici è necessario specificare anche il sito di indagine (vedi sezione "siti dell'esame biologico").

La titolarità della concessione, l'uso delle acque (potabile, industriale, agricolo), etc., sono riportati unitamente ad altri dati anagrafici su apposito modello.

Terza sezione

Campionamenti per esami di laboratorio

Anche in questa sezione in corrispondenza dei campi riferiti ai prelievi per le analisi chimiche e batteriologiche vi sono degli appositi spazi, da barrare con una crocetta in base all'avvenuto prelievo del campione d'acqua ("Si") o meno ("No"). Indicare, inoltre, il numero del referto di prova del laboratorio, il sito presso il quale il prelievo idrico è stato condotto e la sigla del profilo analitico che il laboratorio segue per condurre le analisi.

Note: spazio relativo ad eventuali osservazioni; segnalare ad esempio la particolare tipologia della sorgente nel caso di emergenze atipiche come le sorgenti artesiane o altre note specifiche legate all'ambiente.

I Rilevatori: annotare i cognomi e nomi degli operatori che hanno effettuato il sopralluogo e/o il campionamento.

ISTRUZIONE OPERATIVA AL MODELLO BIOL

Il modello "BIOL" è composto di due parti: la prima suddivisa in 3 sezioni, comprendenti diversi campi, che caratterizzano il campionamento e il relativo campione raccolto, la seconda (da "esame del benthos" in poi) predisposta per i risultati dell'analisi del campione. Ogni campo va compilato integralmente in base alle spiegazioni sotto indicate.

N.B.: una sorgente in cui si effettua, ad esempio, un campionamento in più siti distinti, presenterà un solo modello SORG - sintesi rilievi - (un punto d'acqua) e tanti modelli BIOL quanti sono i siti campionati; quindi ad ogni modello BIOL corrisponde un solo sito di campionamento indicato nel modello SORG.

PRIMA PARTE

Prima sezione

Identificazione del sito

Le prime due righe della scheda identificano i dati relativi alla sorgente (come dalla scheda SORG) ed al campionamento (data e sito di campionamento).

Codice: riportare lo stesso codice indicato nel modello SORG corrispondente, seguito dalla denominazione della sorgente.

Campionamento del: riportare la data in cui è stato effettuato il campionamento.

Sito campionato: questo campo è ripreso dalla prima sezione del modello SORG - sintesi rilievi, pertanto va compilato nello stesso modo: nella prima casella indicare la lettera prestampata corrispondente al sito campionato riportato nel modello SORG; nella casella seguente deve essere indicata la codifica del sito, come riportato nello stesso modello.

Seconda sezione

Caratteristiche del sito

Per ognuno dei campi che seguono, in

questa e nella successiva sezione, lo spazio previsto va compilato con la relativa codifica (numero o sigla letterale).

Velocità della corrente: valutare la velocità della corrente nel sito del campionamento, facendo riferimento alle seguenti codifiche: quasi assente, se si ha scorrimento o rimescolamento quasi impercettibile (1); debole, se il movimento dell'acqua risulta essere lento (2); media, quando la velocità è sensibile ma non elevata, con scorrimento laminare o poco turbolento (3); notevole, se la corrente è elevata e il flusso turbolento (4).

Luminosità: valutare l'intensità in base alle seguenti codifiche: assente, quando non è visibile alcuna presenza di luce (1); molto debole, se è appena visibile l'ambiente campionato (2); sensibile, quando l'intensità luminosa è ridotta rispetto all'esterno (3); normale, se la differenza rispetto all'esterno è irrilevante (4). Nella valutazione di questo parametro, se il sito investigato è racchiuso da un manufatto o è un ambiente ipogeo (grotta, miniera, etc.), occorre verificare la presenza di luce all'interno del sito in condizioni indisturbate (con porta o botola chiusa), osservando eventuali infiltrazioni dei raggi luminosi attraverso tutte le aperture. Nel caso in cui non sia presente alcuna opera di captazione la luminosità sarà sempre normale (4).

Substrati prevalenti: riportare le tre tipologie prevalenti, in ordine di dominanza. Fra le tipologie di substrato sono elencate sia le pareti artificiali (P) se è presente un manufatto, sia le tipologie granulometriche elementari del substrato litoide, quali massi o roccia (oltre 265 mm, M); ciottoli (compresi tra 64 e 265 mm, C); ghiaia (tra 2 e 64 mm, G); sabbia (tra 0,06 e 2 mm e tessitura granulosa, se sfregata tra le dita, S); limo (inferiore a 0,06 mm, L), sia la componente organica, detrito decomposto vegetale (D) o animale (A). Tra i substrati organici costituiti in prevalenza da vegetali, distinguere,

quando possibile: radici (R), foglie (F), briofite (B) e alghe (H).

Terza sezione

Caratteristiche del campionamento

Modalità di raccolta: indicare nell'apposito spazio la o le modalità con cui è stato eseguito il campionamento, se a vista (VI), con retino da macrobenthos (RA) o da microbenthos (RI), con retino da drift per macrobenthos (DA) o per microbenthos (DI).

Significatività: per il benthos valutare, in base allo sforzo di campionamento (accessibilità e ampiezza del sito campionato, durata del campionamento), alla quantità di sedimento esaminato per l'estrazione degli organismi, e ad eventuali altri fattori di alterazione naturali o antropici, la significatività del risultato, distinguendo tra: insufficiente, quando le condizioni di campionamento e i risultati non permettono di avere neppure un giudizio indicativo sul popolamento (1); incerto, se i risultati appaiono incompleti nel valutare il popolamento (2); sufficiente, quando i risultati possono essere considerati rappresentativi della biocenosi (3); rilevante, se lo sforzo di campionamento e l'analisi faunistica ottenuta appaiono molto completi (4). Per il sedimento valutare, con gli stessi criteri, la rappresentatività dei resti di origine animale e vegetale, riportando il risultato soprattutto al volume di sedimento campionato e alla rappresentatività di quest'ultimo (ovviamente è più idoneo il substrato a granulometria fine depositatosi di recente, in zone a corrente debole).

Quarta sezione

Caratteristiche del campione

Volume sedimento campionato: indicare nell'apposito spazio la quantità, espressa in mL, di sedimento raccolto, non ancora filtrato, lasciandolo sedimentare per alcuni minuti in un contenitore graduato per allontanare la presenza dell'acqua in eccesso.

Granulometria prevalente (frazione minerale): annotare nell'apposito spazio la codifica corrispondente alla tipologia granulometrica dominante sulla frazione inorganica presente sul totale del campione, facendo riferimento a quelle di seguito elencate: ghiaia (G), sabbia (S), limo (L).

Frazione organica: valutare ed indicare nell'apposito spazio la quantità di frazione organica (detrito vegetale e animale) rispetto alla frazione minerale, sul totale del campione, facendo riferimento alle seguenti codifiche numeriche: assente (1); rara, se inferiore al 2 % (2); scarsa, se compresa tra il 2 e 5 % (3); frequente, se compresa tra 5 e 20 % (4); abbondante, se tra 20 e 50 % (5); dominante, se maggiore del 50 % (6).

Anaerobiosi: indicare la presenza di substrato anaerobico (annerimento della faccia inferiore dei massi e dei ciottoli, nei punti a debole corrente o presenza di fango e limo nerastri e maleodoranti, con odore di uova marce, dovuti all'azione di solfobatteri), con riferimento alla seguente scala: assente (1), scarsa (2), media (3), notevole (4).

Note: indicare eventuali osservazioni relative al campionamento, come la durata, l'area campionata, etc.

SECONDA PARTE

La seconda parte del modello BIOL è predisposta per riportare i risultati dell'esame del benthos (prima sezione) e del sedimento (seconda sezione). Si compone di tre tabelle: la prima

relativa agli organismi campionati, la seconda e la terza relative all'esame del sedimento, separatamente per la componente organica di origine vegetale e per quella di origine animale.

Prima sezione Esame del benthos

La tabella è divisa in sei colonne. Nella prima colonna vanno elencati, uno per ogni riga, i taxa reperiti; nelle tre colonne successive va annotato il numero di esemplari ritrovati (se numerosi, approssimare alla decina di unità), separatamente per quelli individuati in situ (seconda colonna), nel subcampione da 100 µm (terza colonna), in quello da 500 µm (quarta colonna). Nella quinta colonna, indicare il numero totale di individui ottenuto dalla somma di quelli riportati nelle colonne precedenti. L'ultima colonna si riferisce alla frequenza del taxon in esame in relazione allo sforzo di prelievo. Ad esempio, per un campionamento di media significatività (sufficiente): raro (R), in genere 1 o 2 individui; scarso (S), mediamente da 3 fino a 10 esemplari; frequente (F), da 10 a 25 individui; abbondante (A) se maggiore di 25. Per campionamenti meno significativi o molto approfonditi ridurre o ampliare la scala in proporzione allo sforzo di prelievo.

Seconda sezione Esame del sedimento

La prima tabella, composta da quattro colonne, riporta i resti di origine vegetale presenti nel sedimento. Nella prima colonna sono elencate le principali componenti che solitamente si riscontrano. Per ogni voce riportare una sti-

ma quantitativa, articolata nelle quattro classi di frequenza in base alla percentuale presente sul volume totale del sedimento: raro, se inferiore al 2 % (1); scarso, se compreso tra 2 e 5 % (2); frequente, se tra 5 e 20 % (3); abbondante, se maggiore del 20 % (4). Il giudizio va indicato separatamente per i diversi subcampioni, mentre nell'ultima colonna va riportata la stima riferita al campione globale.

La seconda tabella, composta da sei colonne, è predisposta per valutare la componente di origine animale presente nel sedimento, raggruppata nelle categorie principali. Queste comprendono organismi acquatici che al momento del campionamento non sono più presenti ma lasciano tracce della loro colonizzazione (conchiglie di molluschi acquatici, gusci di ostracodi, foderi di tricoteri o di chironomidi, etc.) e altri non tipici dell'ambiente acquatico (molluschi terrestri endogeni o epigei, artropodi terrestri, etc.). Nella seconda colonna specificare, quando identificato, il taxon riscontrato. Nelle colonne successive, come per la prima tabella sopra descritta, riportare a seconda del subcampione esaminato, il numero di individui raccolti, e successivamente (quinta colonna) il numero totale di tali individui. Nell'ultima colonna riportare la frequenza del taxon in esame, articolata in quattro classi (raro, scarso, frequente, abbondante), facendo riferimento a quanto già espresso per la spiegazione alla tabella "esame del benthos".

L'Analista: annotare il cognome e nome dell'operatore che ha eseguito la prova analitica.

Allegato 4 - Tabelle relative ai tre indicatori biologici

STRUTTURA DELLA BIOCENOSI IN RELAZIONE ALL'INQUINAMENTO PER ACQUE SORGIVE	
DESCRIZIONE DELL'INDICATORE	Analisi della struttura della comunità bentonica dell'ambiente di sorgente.
METODI DI MISURA	Riconoscimento a livello di taxa (specie o genere). Per il giudizio vedi tabella relativa alla biocenosi di riferimento.
SCOPO DELL'INDICATORE	Valutazione della qualità dell'acqua di sorgente in relazione al livello di inquinamento, sulla base dell'esame della comunità bentonica.
UNITÀ DI MISURA	Analisi qualitativa della composizione della biocenosi.
COPERTURA GEOGRAFICA DEI DATI	Nord Italia, Abruzzo (Gran Sasso e F. Vomano).
PERIODO DI RIFERIMENTO DEI DATI	1970-2001.
DOCUMENTI DI RIFERIMENTO	PEZZOLI, 1984, 1985, 1988, 1989. PESCE, 1996. RIPERT, 1998. BODON e Gaiter, 1989, 1995. STOCH, 2001.
OSSERVAZIONI E COMMENTI	I lavori sulla fauna di acque sorgive italiane sono piuttosto carenti riguardo gli aspetti relativi ai rapporti tra gli organismi e l'inquinamento delle acque. Pertanto le informazioni citate, desunte dalla letteratura disponibile, sono solo generiche e indicative.
Tabella relativa alla biocenosi di riferimento	
• Acque di buona qualità o poco inquinate	Presenza di specie stigobie e/o stigofile, Molluschi Hydrobiidae (<i>Iglica</i> , <i>Graziana</i> , <i>Bythinella</i>); elevato numero di taxa di Copepodi e presenza di <i>Parastenocaris</i> e <i>Elaphoidella</i> .
• Acque inquinate	Rarefazione di Molluschi Hydrobiidae (<i>Graziana</i>); presenza di Molluschi Polmonati (<i>Lymnaea peregra</i> , <i>L. truncatula</i> , <i>Ancylus</i>); presenza di Anfipodi (<i>Niphargus</i>), rarefazione e scomparsa di specie esigenti, aumento delle specie tolleranti, comparsa di specie epigee di maggior livello saprobico.
• Acque fortemente inquinate	Scomparsa della fauna creno- e stigobionte; scomparsa di Molluschi Hydrobiidae (<i>Bythinella</i> e <i>Graziana</i>); presenza di Oligocheti Enchytraeidae, Bivalvi <i>Pisidium</i> , Ditteri Ptychopteridae.

STRUTTURA DELLA BIOCENOSI E DELLA TANATOCENOSI COME DESCRITTORE IDROLOGICO PER ACQUE SORGIVE	
DESCRIZIONE DELL'INDICATORE	Analisi della struttura della comunità bentonica e della tanatocenosi dell'ambiente di sorgente.
METODI DI MISURA	Riconoscimento a livello di taxa (specie o genere). Per il giudizio vedi tabella relativa alla biocenosi e alla tanatocenosi di riferimento.
SCOPO DELL'INDICATORE	Valutazione della provenienza dell'acqua sorgiva in relazione agli apporti idrici (acque di falda o ipogee, acque di scorrimento esterno o superficiale, acque di origine mista).
UNITÀ DI MISURA	Analisi qualitativa della composizione della biocenosi.
COPERTURA GEOGRAFICA DEI DATI	Liguria.
PERIODO DI RIFERIMENTO DEI DATI	1988-2000.
DOCUMENTI DI RIFERIMENTO	BODON e GAITER, 1989, 1995.
OSSERVAZIONI E COMMENTI	I lavori sulla fauna di acque sorgive italiane sono piuttosto carenti riguardo gli aspetti relativi ai rapporti tra gli organismi e l'origine delle acque. Pertanto le informazioni citate, desunte dalla letteratura disponibile, sono solo generiche e indicative. Bisogna tuttavia considerare che la comunità che colonizza l'ambiente della sorgente è strettamente dipendente dalle condizioni di illuminazione e dal grado di isolamento con l'ambiente esterno. Pertanto, nelle sorgenti captate, si realizzano condizioni ambientali tali da modificare profondamente la struttura della comunità e, in questi casi, il ritrovamento di componenti epigee assume un significato molto maggiore che permette di avere informazioni sull'origine delle acque.
Tabella relativa alla biocenosi e alla tanatocenosi di riferimento	
• Sorgente alimentata solo da acque sotterranee	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Biocenosi: presenza di organismi crenobionti o stigobionti (<i>Bythinella</i>, Hydrobiidae, <i>Niphargus</i>, <i>Proasellus</i>) ▪ Tanatocenosi: presenza di nicchi di molluschi Hydrobiidae stigobionti.
• Sorgente alimentata sia da acque sotterranee che da acque superficiali	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Biocenosi: presenza di organismi crenobionti o stigobionti (Hydrobiidae: <i>Avenionia</i>, <i>Bythinella</i>; Crostacei: <i>Niphargus</i>, <i>Proasellus</i>) e presenza di organismi di acque superficiali (<i>Leuctra</i>, Dytiscidae, Philopotamidae, Chironomidae, Ceratopogonidae). ▪ Tanatocenosi: abbondante detrito vegetale, soprattutto di foglie.
• Sorgente alimentata solo da acque superficiali	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Biocenosi: assenza di organismi stigobionti o tipici crenobionti; presenza quasi esclusiva di larve di insetti. ▪ Tanatocenosi: assenza di nicchi di molluschi Hydrobiidae crenobionti o stigobionti.

(continua)

(continua)

STRUTTURA DELLA BIOCECENOSI E DELLA TANATOCENOSI COME DESCRITTORE DEL GRADO DI ISOLAMENTO PER CAPTAZIONI DI ACQUE SORGIVE	
DESCRIZIONE DELL'INDICATORE	Analisi della struttura della comunità bentonica e della tanatocenosi dell'ambiente di sorgente.
METODI DI MISURA	Riconoscimento a livello di taxa (specie, genere o gruppi superiori). Per il giudizio vedi tabella relativa alla biocenosi e alla tanatocenosi di riferimento.
SCOPO DELL'INDICATORE	Valutazione del grado di violabilità del manufatto captativo dall'ambiente esterno circostante e di vulnerabilità dell'ultimo tratto di scorrimento sotterraneo, prossimo alla scaturigine.
UNITÀ DI MISURA	Analisi qualitativa della composizione della biocenosi e della tanatocenosi.
COPERTURA GEOGRAFICA DEI DATI	Liguria.
PERIODO DI RIFERIMENTO DEI DATI	1988-2000.
DOCUMENTI DI RIFERIMENTO	BODON e CAITER, 1995.
OSSERVAZIONI E COMMENTI	I lavori sulla fauna di acque sorgive italiane sono piuttosto carenti riguardo gli aspetti biologici relativi al grado di protezione della risorsa. Pertanto le informazioni citate, desunte dalla letteratura disponibile, sono solo generiche e indicative. Bisogna tuttavia tenere presente che la comunità che colonizza l'ambiente della sorgente è strettamente dipendente dalle condizioni di illuminazione. Pertanto, nelle sorgenti captate, si realizzano condizioni ambientali tali da modificare profondamente la struttura della comunità e, nel caso di ambienti bui, il ritrovamento di componenti epigee assume un significato molto più rilevante nel fornire informazioni sul grado di protezione delle acque.
Tabella relativa alla biocenosi e alla tanatocenosi di riferimento	
<ul style="list-style-type: none"> ▪ Sorgente ben protetta dall'ambiente esterno e falda isolata dal terreno nell'ultimo tratto di scorrimento 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Biocenosi: presenza quasi esclusiva di organismi crenobionti o stigobionti (<i>Bythinella</i>, <i>Hydrobiidae</i>, <i>Niphargus</i>, <i>Proasellus</i>); scarsa biomassa. ▪ Tanatocenosi: scarso detrito vegetale, presenza di soli resti di elementi cavernicoli e pochi elementi endogei.
<ul style="list-style-type: none"> ▪ Sorgente poco protetta dall'ambiente esterno 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Biocenosi: presenza consistente anche di organismi non stigobionti o tipici crenobionti (larve di insetti); aumento della biomassa per maggiore disponibilità trofica (detrito). ▪ Tanatocenosi: abbondante detrito vegetale (soprattutto detrito di foglie); presenza consistente di semi, di resti di artropodi terrestri e di altri elementi epigei (di lettiera o suolo).
<ul style="list-style-type: none"> ▪ Sorgente alimentata da falda non isolata dal terreno nell'ultimo tratto di scorrimento 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Biocenosi: presenza quasi esclusiva di organismi crenobionti o stigobionti; aumento della biomassa per maggiore disponibilità trofica (detrito). ▪ Tanatocenosi: abbondante detrito vegetale (soprattutto detrito di radici); presenza consistente di elementi endogei.
<ul style="list-style-type: none"> ▪ Sorgente poco protetta e alimentata da falda non isolata 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Biocenosi: presenza consistente anche di organismi non stigobionti o tipici crenobionti (larve di insetti); aumento della biomassa per maggiore disponibilità trofica (detrito). ▪ Tanatocenosi: abbondante detrito vegetale; presenza consistente di semi, di resti di artropodi terrestri, altri elementi epigei ed endogei.

Il Siluro tra mito e realtà*

Armando Piccinini

e-mail: piccininiarmando@tin.it

Da qualche tempo il viscido mostro attira l'interesse dei pescatori a mosca in funzione della sua più appariscente ed importante caratteristica: la dimensione. Fino a qualche decennio fa l'Italia ne era esente, ma ora, grazie alla brillante lungimiranza dei nostri amministratori e di chi si occupa, più o meno legalmente, di gestione ittica, questa specie deleteria conquista sempre più areali contribuendo a degradare quel poco, di fauna più o meno autoctona, che potrebbe sopravvivere. In ogni modo vediamo almeno di trasformare una brutta storia in una piccola avventura culturale tra scienza antica, mito popolare e, perché no? Un pizzico di poesia.

Il siluro (*Silurus glanis L.*) è un pesce straordinario. Un grande predatore, molto efficace, in grado di raggiungere dimensioni inusuali per un pesce di acque dolci, a parte ovviamente gli storioni. Tanto straordinario che ha convinto moltissimi pescatori a dedicarsi alla sua pesca, compresi diversi PAM (pescatori a mosca) che hanno abbandonato le acque cristalline dei torrenti di montagna per quelle torbide e limacciose dei fiumi e degli stagni di pianura.

Considerato l'interesse, si riproduce, con l'autorizzazione dell'autore e della rivista, l'articolo sul siluro comparso su *Fly line ecosistemi fluviali*, anno 19, n. 5, sett/ott 2004.

Un bel cambiamento insomma, ma che la dice lunga sul fascino esercitato da questo pesce.

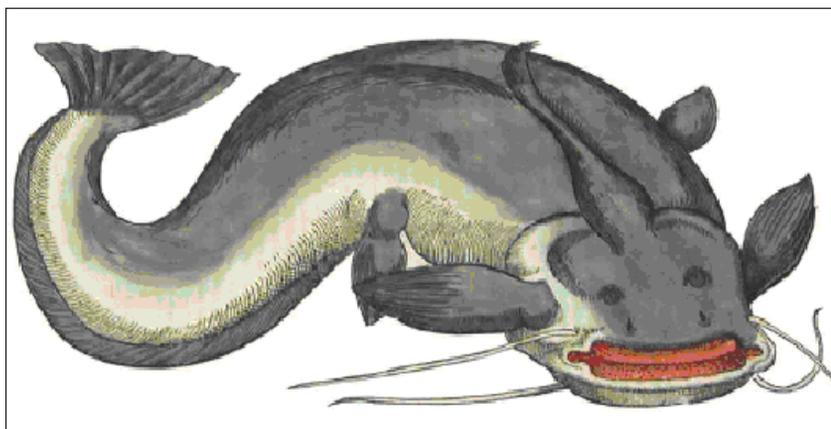
Il siluro è comparso in Italia alla fine degli anni '60 con i primi esemplari rinvenuti nel fiume Po nel 1968. In realtà alcune catture, tra cui una del 1957, erano state già fatte nell'Adda ed in alcuni fiumi del Friuli-Venezia Giulia, ma erano state considerate come il frutto di immissioni accidentali. Il 1968 può, in ogni caso, essere considerato come l'anno di comparsa ufficiale di questa specie in Italia, vale a dire 36 anni fa. Quindi i più vecchi esemplari di siluro non superano probabilmente i 40 anni d'età, più o meno come quella di tanti pescatori a mosca.

Il siluro è originario dell'Europa centrale, dalla catena montuosa dell'Ural fino al Reno; verso

"Piscis pisci praeda, at Siluro omnes"
(ogni pesce è preda di un altro pesce, ma tutti lo sono del siluro).

Nord giunge fino in Svezia mentre a Sud il suo areale si estende fino all'Asia Centrale. In alcuni paesi è addirittura protetto, come in Svezia, dove si trova solamente nel Sud del paese, ed è considerato un relitto glaciale. È stato poi introdotto, per volontà o accidentalmente, in molti altri paesi europei, tra cui la Francia, l'Italia e la Spagna. In questi paesi la sua presenza ha dato origine ad una fiorente attività dedicata alla sua pesca, con barche attrezzate, guide, itinerari di pesca, ecc. Insomma un vero e proprio business specializzato, a tal punto che l'atteggiamento dei pescatori nei confronti di questa specie è passato da un iniziale rifiuto e condanna ad un più moderato assenso e, addirittura, richiesta di tutela nei suoi confronti.

Un'altra curiosità riguardo al



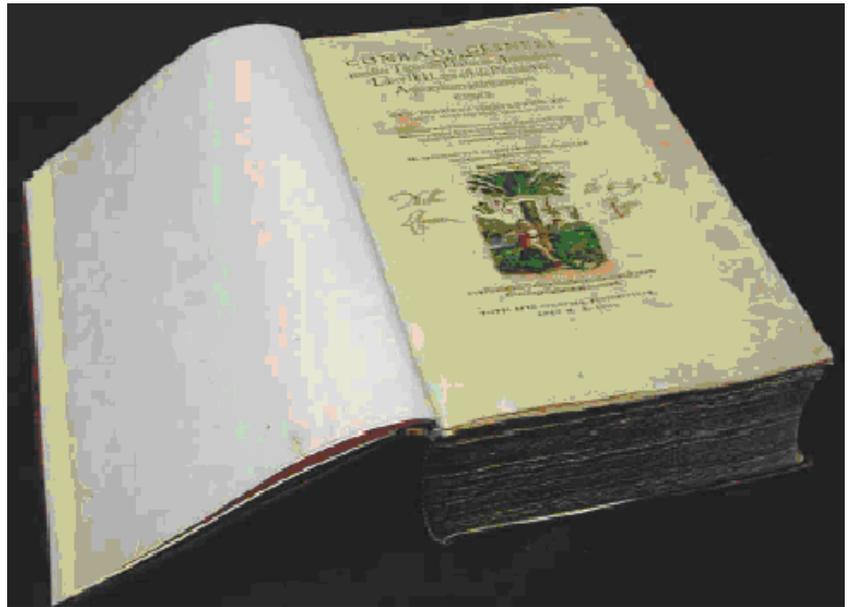
Dall'opera di Gesnerus: particolare della stampa rappresentante il siluro.

siluro è l'esistenza in Europa di un suo fratellino minore, chiamato Siluro di Aristotile (*Silurus aristotelis* L.), presente solamente in alcuni fiumi della Grecia. La differenza principale dal siluro europeo è quella di possedere solamente 4 barbigli invece di 6 e di raggiungere minori dimensioni (alcuni chilogrammi di peso). Tutti gli altri suoi parenti si trovano invece in Asia.

La presenza del siluro non è mai passata inosservata e già dall'antichità gli abitanti di fiumi e laghi conoscevano molto bene questa specie. Il primo che ha lasciato testimonianze riguardanti il suo comportamento è stato il famoso filosofo greco Aristotele (Stagira nel 384 A.C. - Calcide nel 322 A.C.). Egli nella sua opera "Historia Animalium", che rimarrà un punto di riferimento per tutti gli studiosi fino al medioevo, descrive la biologia riproduttiva di questa specie, dalla scelta del luogo di deposizione (un punto riparato, ricco di vegetazione), allo sviluppo delle uova, fino alla difesa del nido da parte del maschio. *Tratto da "Historia animalium, Ricerche sugli Animali, libro VI, 568 a-b"* "... I siluri di maggiori dimensioni depongono le uova in acque profonde, in certi casi anche alla profondità di un braccio, mentre quelli più piccoli le depongono in acque basse, in particolare contro le radici di un salice o di qualche altro albero, presso le canne o il muschio. Può capitare che si congiungano tra loro anche uno



Nel libro III dell'opera di Konrad von Gesner (1550), il capitolo "De siluro" è arricchito da una bella stampa a colori, a tutta pagina.



Il frontespizio dell'opera originale di Gesnerus.

molto grande con uno piccolo: avvicinando insieme quei condotti, che alcuni chiamano ombelichi, attraverso i quali esce la materia genitale, la femmina emette così l'uovo, il maschio il liquido seminale (...) Il maschio difende il punto dove le uova sono state deposte in maggiore quantità, mentre la femmina se ne va dopo la deposizione. *Nei siluri, l'accrescimento a partire dall'uovo è molto lento, quindi il maschio sorveglia la prole anche per quaranta o cinquanta giorni affinché essa non sia divorata dai pesci che passano nei dintorni...*"

E. probabile che il filosofo greco abbia, in realtà, descritto il comportamento del *Silurus aristotelis*, che da lui ha, infatti, preso il nome.

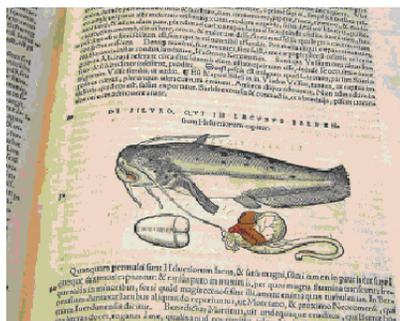
Dopo un greco, a scrivere del siluro è invece un romano, Gaio Plinio Secondo o Plinio il Vecchio (Como 24 D.C. - Pompei 79 D.C.), che morì durante l'eruzione del Vesuvio che distrusse Ercolano e Pompei, mentre era intento ad osservare l'attività del vulcano.

Nella sua opera più importante, la "Naturalis Historia", che si compone di ben di 32 libri, nel libro 9, che tratta degli animali

acquatici, Plinio paragona i siluri ai tonni per le loro dimensioni e segnala questa specie nel Meno, affluente di destra del Reno, nel Danubio e nel Boristene, attuale Dnepr che sfocia nel Mar Nero. Plinio lo indica presente anche nel Po, dove lo confonde probabilmente con lo storione. Famosa è, in ogni caso, la descrizione della pesca al siluro nel Danubio, con l'uso di corde e ramponi.

Tratto da "Naturalis Historia, Gli animali acquatici, liber IX, vv. 44-46" "... Di particolare grandezza sono i tonni (...) Anche in certi fiumi si trovano dei pesci che non si sviluppano meno, il siluro nel Nilo, l'isox nel Reno, l'atillo nel Po (...) Il siluro infierisce e attacca, dovunque si trovi, ogni animale, spesso affondando i cavalli che nuotano in superficie. Soprattutto nel Meno, fiume della Germania, viene tratto fuori dall'acqua mediante file di buoi, e nel Danubio con dei ramponi: è molto simile al porco di mare. Anche nel Boristene si dice che vi sia un pesce di particolare grandezza, senza ossa o spine interne, dalla carne molto dolce..."

Tuttavia Plinio non si ferma



Un'altra rappresentazione del siluro, questa volta a carattere anatomico. Si possono distinguere il grande stomaco sacciforme, il fegato trilobato e la vescica natatoria a forma di cuore, caratteristica di questa specie.

a questo e nel libro 32, che tratta dei rimedi in medicina che si possono ottenere dagli animali acquatici scrive che: "... il grasso del siluro liquefatto al sole, misto a miele giova molto alla vista se spalmato sugli occhi (...) i siluri salati o freschi corroborano la voce (...) il siluro col suo brodo e la torpedine come cibo allentano l'intestino (...) il suo grasso cura i geloni (...) il fegato del glanis se applicato sulle verruche le elimina (...)".

Se qualcuno desidera provare, la materia prima non manca in Italia.

Dove ha appreso tutte queste notizie Plinio, riguardo ad un pesce che non era allora presente in Italia? Sicuramente durante la sua permanenza in Germania, in qualità d'importante funzionario imperiale. Nel momento storico in cui è ambientato il noto film "Il Gladiatore" interpretato da Russell e Crowe.

Ben diversa è invece la testimonianza lasciata dal poeta e letterato romano Decimo Magno Ausonio, nato a Burdigala (l'attuale Bordeaux) nel 310 D.C. che rivestì l'incarico di prefetto delle Gallie. Nel suo poema più importante dal titolo "La Mosella" (Mosella, affluente di sinistra del fiume Reno, nei pres-

si di Coblenza), descrive i pesci presenti e le abitudini delle genti che vivono lungo le sue rive. Scrive quindi Decimo Magno Ausonio: *tratto da "La Mosella" "Ora sarai celebrato tu, potente siluro (Magne siluro), animale delle acque, come se l'olio dell'Attica avesse unto il tuo dorso, io ti considero un delfino del fiume, tale è il tuo incedere maestoso, col quale scivoli per le onde e tale è lo sforzo col quale tu spieghi, avanzando, il tuo lungo corpo, quando piccoli bassifondi o erbe fluviali ti proteggono. Ma quando avanzi tra le onde calme, allora desti l'ammirazione delle rive verdeggianti, dell'azzurra moltitudine dei pesci, delle acque limpide: i flutti, ribollendo, si spandono per il letto del fiume e le ultime onde corrono verso le rive. In questo sei simile ad una balena che nel profondo Atlantico, spinta dal vento o dal suo proprio slancio verso le coste della terraferma, fa straripare il mare, solleva grosse ondate e i monti vicini temono di essere meno elevati. Invece la mite Balena della Mosella, ben lungi dall'essere causa di danno, è un grande onore che si aggiunge al fiume..."*

Data la conoscenza che i romani avevano del siluro, forse, possiamo dirci fortunati che non abbiano deciso di introdurlo in Italia fin da epoche così antiche. Infatti, se così fosse stato, adesso potrebbe essere considerato come un'introduzione storica (come per la carpa) ed essere considerato come facente parte dell'ittiofauna italiana, con opportune limitazioni per tutelarla. Forse i romani, che non erano certamente ignoranti, avevano sospettato che, sotto sotto, era meglio lasciarlo in Germania, anche perché abituati a mangiare orate e spigole nelle loro stupende ville in riva al mare, non avrebbero certo fatto cambio con il siluro.

Decimo Magno Ausonio nel suo poema si sofferma anche, con tono rattristato, sui pesci che, cat-

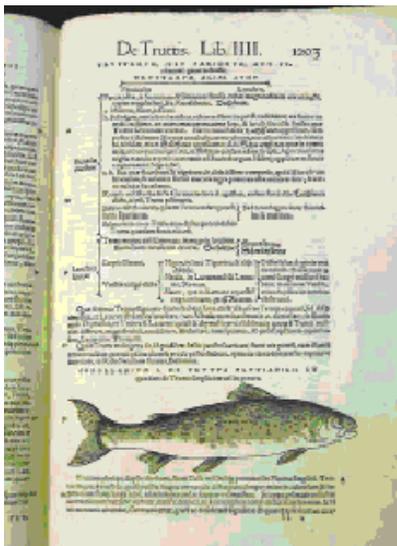
turati dalle reti, cercano di ritornare in acqua. Scrive quindi: *"L'umido bottino si dibatte sull'arida roccia e si spaventa nel sentire i dardi mortali del giorno che reca la luce. E il pesce, che nel suo fiume mantiene il natio vigore, lentamente consuma la sua vita nel respirare l'aria. Orma, dal corpo indebolito, sono vibrati dei palpiti pigri e la coda intorpidita sopporta i tremiti estremi. La bocca non si richiude più e le branchie, espirando i soffi letali, cacciano fuori l'aria assorbita (...) Io ho visto coi miei occhi alcuni pesci palpitanti e sul punto di morire raccogliere le loro ultime forze e d'un balzo precipitarsi giù nel fiume sottostante, di nuovo impadronendosi dell'acqua in cui disperavano di nuotare..."*

Chissà se Decimo Magno Ausonio può essere considerato come un sostenitore dei No-Kill ante litteram. La sua è di certo la prima testimonianza, di circa 1700 anni fa, a sostegno del Catch and Release.

Non dimentichiamo però che nel 300 d.C. la fame era veramente fame, i pescatori pochi e senza terminali al fluorocarbon, i fiumi incontaminati ed i pesci tanti. Se i nostri fiumi fossero meno antropizzati (anche solamente un po' meno) sarebbe possibile un moderato prelievo anche da parte dei pescatori



Dall'opera di Konrad von Gesner (1550): lo scazzino (*Cottus gobio*), amante di acque fresche e ben ossigenate e conosciuto alla maggior parte dei pescatori a mosca.



Non poteva infine mancare la trota fario, chiamata *Trutta Fluviatili*. Qui è riportata anche la classificazione delle diverse specie che era fatta all'epoca.

senza incidere sulle comunità ittiche.

Per trovare nuove notizie concernenti il siluro è ora necessario fare un lungo balzo in avanti nel tempo, superare il Medioevo e giungere fino al XV e XVI secolo quando, grazie all'Umanesimo ed al Rinascimento, si assiste ad un rinnovato interesse per lo studio della natura.

È il periodo di Niccolò Copernico e Galileo Galilei e, in questi anni, accade un fatto importantissimo che cambierà completamente il modo di pensare: la nascita della stampa, grazie a Gutenberg.

La possibilità di stampare i libri ne permette la loro rapida diffusione e così nuove idee e scoperte possono viaggiare rapidamente attraverso l'intera Europa. È quindi nel XVI secolo che nasce la scienza chiamata "Ittiologia" grazie all'italiano Ippolito Salviani (nato a Città di Castello nel 1514 e morto a Roma nel 1572) ed ai francesi Pierre Belon e Guillaume Rondelet. Ed è in questo periodo, grazie alla stampa, che ci si può imbattere nell'ope-

ra di Konrad von Gesner o Conradus Gesnerus, nato a Zurigo nel 1516.

Conradus Gesnerus è oggi, a posteriori, considerato una mente enciclopedica, versato in tutti i campi del sapere: legge quasi tutto, viaggia, apre un museo, organizza convegni medici e pubblica circa 400 libri. Alla fine muore nel 1565 per un'epidemia di peste a Zurigo.

La sua opera più importante, dove possiamo scoprire molte interessanti notizie relative al siluro è la "Historiae Animalium", in 4 volumi, pubblicata tra il 1551 e il 1587 (le fotografie allegate risalgono ad un'edizione del 1556). Nel libro terzo, dedicato agli animali acquatici, si incontra quindi un intero capitolo dedicato al siluro: "De Siluro".

La sua descrizione è dettagliata e ricca di notizie. Dopo aver dimostrato che il siluro non deve essere confuso con lo storione (simile per dimensioni) ed il luccio (simile per voracità), cita un elenco di località in cui questa specie è presente, che sono ancora oggi all'interno del suo areale di distribuzione. Gesner continua poi con "Corollarium I. De Siluro ex veteribus", dove riporta le testimonianze relative al siluro, già scritte dagli antichi filosofi e naturalisti. Interessante è la descrizione, tratta da Eliano, della pesca ai siluri fatta dagli abitanti della città di Tomis (o Tomos, forse l'attuale Costanza vicino alla foce del Danubio) nell'Ister, attuale Danubio.

Gesnerus descrive così che il pescatore dell'Ister conduce presso la riva del fiume una coppia di buoi, o di cavalli, portando egli stesso un giogo per gli animali. Scelto così un luogo adatto per la pesca e comodo per sé, mette del cibo per gli animali presso la riva e lega uno dei due capi di una fune molto robusta al giogo che ha messo agli

animali e all'altro mette un grosso amo, che innesca con del polmone secco di bue. Poi dopo aver messo un piombo sulla lenza, la getta in acqua. Quando il siluro mangia il boccone ed è trafitto dall'amo, tenta di liberarsi e con tutte le sue forze tira la fune. Il pescatore allora con uno scudiscio incita i suoi animali e comincia così una lotta tra questi ed il grosso pesce e, alla fine, questo figlio dell'Ister è vinto ed è trascinato a riva.

Sempre in queste località, scrive Gesnerus, il fumo del siluro, bruciato a fuoco lento, è utilizzato per uccidere le formiche (e forse anche gli umani, possiamo aggiungere, se erano nei paraggi).

Al pari di Plinio, riporta gli utilizzi del siluro nella pratica medica, rifacendosi anche al famoso medico dell'antichità Galeno. Il siluro salato ha così il potere di pulire le arterie e rendere chiara la voce, mentre la sua salamoia può curare i dolori del ventre e i dolori ischiatici. Per quanto riguarda la capacità di "pulire le arterie" ancora oggi, a titolo di prevenzione, sono somministrati estratti d'olio di pesce per il loro alto contenuto di acidi omega-3.

La sua descrizione continua poi con "Corollarium II De Siluro ex nostris observationibus", vale a dire le osservazioni che lo stesso autore ha potuto fare di persona. Interessante è la spiegazione dell'origine dei nomi del siluro nei differenti paesi europei.

In Ungheria il siluro è detto Harcha per la larghezza del dorso o forse della bocca. Gesnerus sostiene con certezza che il pesce, che è chiamato Harcha, è il siluro e una conferma gli viene da diversi studiosi dell'Ungheria. Riporta così il racconto di uno di questi studiosi che vide su un carro un pesce "barbuta" lungo 7 o 8 cubiti pescato nel Tibisco (affluente di sinistra del

Danubio sopra Belgrado). Questo pesce sarebbe rimasto nascosto per 16 anni sotto la cucina di un nobile e alla fine era stato preso con un amo, mentre curava i suoi piccoli, e aveva trascinato i pescatori per due miglia prima di arrendersi. Il pesce fu portato nella città di Nadlac e nel suo ventre fu trovata la testa di un uomo e una mano destra con 3 anelli d'oro. Questo fatto colpì tanto gli abitanti di quella città che per molti anni non mangiarono più questo genere di pesce, come avevano sempre fatto.

Il pesce del racconto aveva baffi sia sopra che sotto la bocca e la sua apertura era molto grande, la coda si assottigliava verso la fine ed i denti erano simili a quei pettini, detti cardì, utilizzati per lavorare la lana ed era privo di squame.

In Dalmazia il siluro è chiamato invece Sum, nome usato anche dai Boemi e dai Polacchi, che è lo stesso nome con cui sono chiamate le balene. Da qui il possibile paragone tra il siluro e la balena.

Tra gli abitanti delle rive dell'Elba è chiamato Sum: cetaceo nemico dei pesci. Il siluro era anche allora già ben noto per la sua grande voracità, a tal punto che nell'impero Romano Germanico esisteva un proverbio che diceva: "Piscis pisci praeda, at Siluro omnes" (ogni pesce è preda di un altro pesce, ma tutti lo sono del siluro). Lungo le rive del Danubio, scrive ancora Gesnerus, il siluro è chiamato Schaib o Schaiben, o per il danno che arreca per la sua voracità (da schab che significa danno) o per la forma simile al fodero di una spada (che è chiamato schaib o scheib). In altre regioni della Germania è chiamato invece Waller, Weller, Wale, Walle, Wallern, Wellen, Walarin, che derivano da wal-

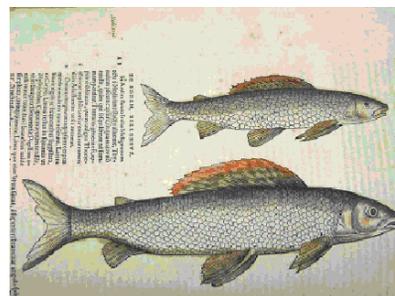
o wallfish, nomi con cui i Germani chiamano la balena.

Nel lago Acronio, attuale lago di Costanza, i pesci più grossi che vi si trovano sono i Walinin con la carne simile a quella della bottatrice. Tuttavia sono catturati di rado, poiché abitano gli abissi più profondi. Talvolta emergono in superficie, mai da soli, e ciò sarebbe foriero di grandi mutamenti.

Scriva Gesnerus che nel 1498 nel luogo chiamato l'Angolo del Reno, dove il Reno esce dal lago di Costanza, furono presi 3 siluri ed il più piccolo, che comunque era più lungo di un uomo, fu portato a Costanza ed ancora lo si poteva vedere in un dipinto. Verso Nord, in Sassonia, è detto Wal o Weller, nome derivato da quello della balena, che si chiama wels, e da ciò in latino è detto Velsum. Infine, scrive Gesnerus, seguendo le indicazioni di un altro studioso, che è molto pericoloso immerterlo incautamente nelle peschiere e nei vivai per la sua voracità.

Dopo il Gesner, è giusto citare infine l'opera di Ippolito Salviani, considerato tra i padri dell'ittologia, che nella sua opera "Aquatilium animalium historia", scritta tra il 1554 e il 1557, descrive il siluro, riprendendo gran parte delle notizie del Gesner. Salviani scrive, infatti, che "In nostri vero Italiae fluvii nullibi (quod sciam) habetur" vale a dire "per quanto io sappia, il siluro non è presente nei fiumi italiani". Tra le notizie riportate, vale la pena di menzionare le notizie che Salviani riceve dal conte Hieronymus Martinengus, nunzio pontificio a Vienna, il quale gli riferisce che un fanciullo che nuotava nel Danubio presso Possoniam era stato divorato da un grosso siluro. Una volta catturato ed esamina-

to con cura dagli incaricati del vescovo, nei suoi intestini furono trovati i resti del povero fanciullo. Tutto quello che segue è storia dei nostri giorni. Il siluro è ormai arrivato in Italia, e per le sue abitudini e dimensioni, continua ancora a suscitare meraviglia e stimolare la nascita di storie e leggende. Chi non ha mai sentito raccontare con stupore di un germano o di una nutria che mentre nuotavano sono state aggredite da un grande siluro? La storia si ripete dunque. Oggi le conoscenze riguardo a questa specie sono molto maggiori (ad esempio si conosce che possiede la capacità di individuare le prede anche con un sistema di elettrolocalizzazione), eppure continua sempre a stimolare il nostro immaginario, compreso quello dei PAM. Infine un'ultima notizia, per chi si recherà a pescare i siluri nel fiume Po. I primi siluri sono comparsi circa 40 anni fa e se alcuni dei primi esemplari sono ancora vivi (fatto non improbabile) dovrebbero ormai aver raggiunto il peso di almeno 150-180 kg! Comunque sempre lontano dal più grande mai catturato, che pesava ben 330 kg. Basterà una canna da salmone?



Nell'opera di Gesnerus sono descritti molti altri pesci, oltre al siluro, tra cui il temolo, amato dalla maggior parte dei PAM. Qui è rappresentato un individuo adulto ed uno giovane.

RASSEGNA SCIENTIFICA

A cura di
Pietro Genoni

Collaboratori
Michele Arcadipane, Rossana Caroni, Stefano Fenoglio, Alessandra R. Magarelli

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 articoli.

Le versioni integrali degli articoli presentati possono essere richieste direttamente all'autore referente indicato in ciascuna 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 > MONITORAGGIO BIOLOGICO > MACROINVERTEBRATI BENTONICI

Measuring and controlling data quality in biological assemblage surveys with special reference to stream benthic macroinvertebrates

Y. Cao, C.P. Hawkins and M.R. Vinson

Freshwater Biology, 48: 1898 (2003)

Y. Cao, Department of Aquatic, Watershed and Earth Resources, Utah State University, Logan, UT 84322-5210, USA. E-mail: yongcao@cc.usu.edu

Le indagini sulle comunità biologiche sono finalizzate in primo luogo a definire la composizione in specie e le relative abbondanze ad una o più scale spaziali o temporali. L'interpretazione dei dati e le conclusioni dipendono da quanto i campioni sono ben rappresentativi della comunità indagata.

Le misure convenzionali di qualità dei dati, come la deviazione standard o il coefficiente di variazione, sono stati impiegati per la stima di singole variabili, ma sono insufficienti o inadeguate per stimare la qualità dei dati che descrivono intere comunità biologiche. Gli indici di similarità, invece, tenendo conto della composizione in specie

e della loro abbondanza relativa, possono essere usati per misurare e controllare efficacemente la qualità di questi dati.

Il coefficiente medio di Jaccard (JC) calcolato tra più coppie di campioni replicati, ossia il coefficiente di autosimilarità (AJC), è concettualmente e numericamente correlato al coefficiente medio di variazione della densità di tutte le specie osservate, una misura di precisione del campionamento, ed alla frazione di ricchezza totale in specie, una misura di accuratezza del campionamento.

Gli autori esaminano come il coefficiente AJC possa essere utilizzato per valutare l'effetto di diffe-

renti potenziali cause di errore sulla qualità dei dati provenienti da indagini sulle comunità biologiche, inclusi lo sforzo di campionamento applicato sia all'interno di un'area sia in singoli punti, le procedure di sub-campionamento, la concordanza nel riconoscimento tassonomico.

Gli autori concludono che l'approccio basato sull'autosimilarità permette di superare la maggior parte dei punti deboli legati alle misure convenzionali di qualità dei dati e può essere impiegato per misurare e controllare efficacemente i dati delle indagini biologiche.

[PG]

Rapid assessment of rivers using macroinvertebrates: the role of experience, and comparisons with quantitative methods

L. Metzeling, B. Chessman, R. Hardwick, V. Wong

Hydrobiologia, 510: 39-52 (2003)

L. Metzeling, Cooperative Research Centre for Freshwater Ecology, EPA Victoria, 40 City Road, Southbank. E-mail: leon.metzeling@epa.vic.gov.au

Gli autori hanno confrontato i risultati ottenuti mediante la valutazione biologica rapida (RBA) dei macroinvertebrati rispetto a campioni quantitativi raccolti in 18 coppie di siti fluviali dell'Australia sudorientale. In ciascuna coppia uno dei punti di campionamento rappresentava un sito di riferimento, mentre l'altro presentava diversi gradi di disturbo, da lieve a moderato, dovuto ad inquinamento puntiforme o diffuso (effluenti di allevamenti ittici, scarichi di piccoli depuratori urbani, dighe, agricoltura e pascolo).

I campioni sono stati raccolti nelle zone di raschio (*riffles*), lungo le rive e sulle rocce nelle pozze (*pools*), utilizzando principalmente retini manuali (RBA) e campionatori di Hess (quantitativi).

Dai campioni di macroinvertebrati raccolti mediante RBA sono sempre stati ottenuti sub-campioni mediante lo smistamento degli organismi vivi sul campo per 30 minuti. Sono stati effettuati confronti tra operatori non esperti (studenti universitari) e biologi esperti nell'applicazione dei protocolli RBA, inclusa l'identificazione degli organismi. I campioni quantitativi erano raccolti solo da personale esperto, conservati e smistati al microscopio in laboratorio, osservando tutto il materiale od un suo sottocampione. Gli individui sono stati classificati a livello di famiglia in entrambi i metodi.

Gli operatori non esperti hanno osservato un numero di famiglie leggermente inferiore rispetto agli esperti ed hanno commesso al-

cuni errori di identificazione, mentre i dati degli operatori esperti degli stessi siti e degli stessi ambienti erano mediamente più consistenti. Tuttavia, un metodo di ordinamento dei dati (*Procrustes analysis*) ha permesso di mostrare che le differenze tra i dati RBA e quelli quantitativi non dipendevano dall'esperienza dell'operatore RBA.

Inoltre, indipendentemente dall'operatore, i dati RBA sono risultati migliori rispetto a quelli quantitativi nel discriminare tra i siti di riferimento ed i siti disturbati per tutti i tre tipi di habitat indagati. Gli autori concludono che il monitoraggio RBA è sensibile ed a basso costo e raccomandano di migliorare la consistenza dei dati raccolti da operatori diversi.

[PG]

Invertebrate traits for the biomonitoring of large European rivers: an initial assessment of alternative metrics

S. Gayraud, B. Statzner, P. Bady, A. Haybachp, F. Schöll, P. Usseglio-Polatera, and Michel Bacchi

Freshwater Biology, 48: 2045 (2003)

B. Statzner, Université de Lyon1, UMR 5023 CNRS, Ecologie des Hydrosystèmes Fluviaux, Boulevard du 11 novembre 1918, 69622 Villeurbanne Cedex, France. E-mail: statzner@biomserv.univ-lyon1.fr

L'applicazione dei regolamenti e delle normative che riguardano diversi ambiti amministrativi su larga scala crea un crescente bisogno di strumenti standardizzati per valutare e monitorare lo stato di "salute ecologica" dei fiumi, una richiesta che può essere soddisfatta tramite la descrizione di funzioni ecologiche delle specie di invertebrati che costituiscono le comunità dei fiumi.

Per valutare metriche alternative, gli autori hanno sperimentato in quale misura la struttura funzionale (descritta da 14 caratteristiche biologiche) delle comunità di invertebrati, in 190 tratti di grandi fiumi, differiva rispetto a diversi livelli di identificazione tassonomica (specie, genere, famiglia), di misure di abbondanza (dati grezzi, trasformazione log-normale delle abbondanze, presenza-assenza) e di

considerazione delle specie aliene (incluse od escluse), ed in quale misura queste differenze influenzavano la potenzialità dei descrittori funzionali nel discriminare i tratti di fiume lungo un gradiente di molteplici impatti antropici.

I descrittori funzionali ricavati a livello di specie, genere e famiglia sono risultati molto simili, mentre quelli derivati dai dati grezzi differivano significativamente da

quelli derivati dai valori log-normale delle abbondanze e dai dati di presenza-assenza. I descrittori funzionali con l'esclusione delle specie aliene differivano considerevolmente da quelli con tali specie incluse.

In generale, i descrittori funzionali sono riusciti a discriminare i tratti di fiume in funzione del livello di impatto antropico. La risoluzione tassonomica ha scarsamente influenzato tale discriminazione, mentre l'uso dei dati grezzi ha diminuito la capacità discriminatoria rispetto all'uso dei valori log-normali delle abbondanze e dei

dati di presenza-assenza. Ugualmente, l'esclusione di specie aliene ha diminuito la capacità di distinguere i differenti livelli di impatto.

Se considerate separatamente, le singole caratteristiche biologiche che descrivono la taglia massima degli individui, il numero di neonati per ciclo riproduttivo, il numero di cicli riproduttivi per individuo, la durata della vita degli adulti, il metodo riproduttivo, le cure parentali, la forma del corpo e le abitudini alimentari hanno mostrato la capacità più elevata di discriminazione dei livelli di im-

patto antropico.

I risultati indicano che l'identificazione a livello di genere o forse di famiglia può essere sufficiente per il biomonitoraggio dei grandi fiumi quando si usano le caratteristiche degli invertebrati. Sebbene i dati grezzi di abbondanza possano fornire una migliore discriminazione in presenza di bassi livelli di impatto, i dati di presenza-assenza dovrebbero essere sufficienti per individuare le modificazioni funzionali delle comunità biologiche causate da elevati livelli di disturbo antropico nei fiumi europei.

[PG]

Stream macroinvertebrate response to catchment urbanisation (Georgia, U.S.A.)

A.H. Roy, A.D. Rosemond, M.J. Paul, D.S. Leigh, J.B. Wallace

Freshwater Biology, 48: 329 (2003)

A.H. Roy, Institute of Ecology, University of Georgia, Athens, GA 30602, U.S.A. E-mail: aroy@uga.edu

Gli effetti dell'urbanizzazione dei bacini idrografici sulla qualità delle acque superficiali sono stati esaminati considerando 30 fiumi della Georgia, U.S.A., suddivisi in tre classi dimensionali: con bacini di 15, 50 e 100 km² ($\pm 25\%$). Sono state esaminate le relazioni esistenti tra copertura ed uso del suolo (aree urbane, agricole e forestali) e le comunità macrobentoniche. Sono inoltre state considerate le caratteristiche geomorfologiche, idrologiche e chimiche dei corpi idrici.

Gli autori hanno osservato evidenti correlazioni tra le caratteristiche antropiche del bacino e le

cenosi fluviali. La ricchezza tassonomica ed altri indici biotici risultano negativamente correlati con l'estensione delle aree urbane e positivamente con quella delle aree forestali. La qualità biologica delle acque peggiora sensibilmente quando la presenza urbana è maggiore del 15% sul totale dell'area drenata. Una maggior presenza di aree urbane determina inoltre una diminuzione della granulometria media del fondo, un aumento dei solidi sospesi ed una variazione della qualità chimica, con un aumento delle concentrazioni di azoto e fosforo, della conducibilità e della

torbidità. I valori degli indici biotici possono essere meglio previsti quando si utilizzino queste variabili a livello di tratto fluviale, piuttosto che variabili di uso del suolo a livello di bacino.

L'urbanizzazione comporta una riduzione della diversità nelle comunità macrobentoniche, con l'aumento di taxa estremamente tolleranti. Gli indici biotici maggiormente sensibili sono risultati la ricchezza tassonomica, la ricchezza EPT (Ephemeroptera, Plecoptera, Tricoptera) e l'indice ICI (Invertebrate Community Index).

[SF]

The effect of an industrial effluent on an urban stream benthic community: water quality vs. habitat quality

E.J. Nedeau, R.W. Merritt, and M.G. Kaufman

Environmental Pollution, 123: 1-13 (2003)

E.J. Nedeau, Departments of Entomology and Fisheries and Wildlife, Michigan State University, East Lansing, MI 48824, USA

Gli autori hanno studiato l'effetto di un effluente di origine industriale sulla qualità dell'acqua,

sulla qualità dell'habitat e sui macroinvertebrati bentonici di un corso d'acqua urbano nel Michigan

sudoccidentale (USA). Lo scarico determinava un incremento delle temperature del recettore di 13-18°C

durante i mesi più freddi e trasportava grandi quantità di ferro (concentrazioni oltre 20 volte più alte del fondo ambientale) che ricoprivano il letto fluviale. L'effluente determinava un impatto anche sulle condizioni dell'habitat, incrementando la portata del fiume del 50-150% e causando un cambiamento significativo del substrato e delle condizioni di flusso.

Gli autori hanno usato tre

metodi diversi per raccogliere macroinvertebrati bentonici in habitat di deposizione e di erosione al fine di comprendere l'importanza relativa della qualità dell'habitat rispetto alle alterazioni della qualità dell'acqua. Le variabili stimate in base ai macroinvertebrati hanno incluso la ricchezza tassonomica, l'abbondanza e l'abbondanza relativa di gruppi tassonomici sensibili.

I risultati indicano che l'effluente produce un effetto positivo sulle comunità di macroinvertebrati, incrementando la quantità degli habitat di riffle, ma anche un effetto negativo a causa del peggioramento della qualità dell'acqua. I risultati hanno dimostrato la necessità di effettuare accurate considerazioni sulla qualità degli habitat e dell'acqua nei programmi di ripristino o recupero fluviale.

[ARM]

Spatiotemporal variations in species diversity to assess environmental impacts on aquatic communities: the use of biomass data versus density data

J.A. Camargo

Environmental Monitoring and Assessment, 40: 125-136 (1996)

L'autore esamina l'utilizzo dei dati di biomassa rispetto ai dati di densità al fine di stimare le variazioni spazio-temporali della diversità specifica nelle indagini ecologiche volte a valutare gli impatti ambientali sulle comunità acquatiche. A tale scopo è stata utilizzata la comunità dei macroinvertebrati bentonici. Gli studi in campo sono stati condotti lungo il Rio Duraton (Spagna settentrionale, bacino del Durero), il quale, oltre ad essere regolato da una diga, riceve gli scarichi di un insediamento industriale. I valori di diversità sono stati calcolati utilizzando la funzione di Shannon-Wiener (H'). Sono state stimate due differenti misure di diversità, la diversità di biomassa ($H' b$) e la diversità di densità ($H' d$).

I rilasci di acque ipolimniche dal bacino della centrale idroelettrica determinavano fluttuazioni a breve termine della portata e basse concentrazioni di ossigeno disciolto nelle quattro stazioni poste a valle della diga -S2, S3, S4 e S5 (a 0,2, 0,4, 2,5 e 7,6 km dalla diga, rispettivamente)- rispetto alla stazione di riferimento S1, posta a monte. Lo scarico industriale causava un incremento della concentrazione di fluoro nelle stazioni S3, S4 e S5. La stazione S1 ha mostrato i valori più elevati di $H' d$, S (ricchezza in specie), B (biomassa totale) e N (densità totale), seguita, in ordine decrescente, dalle stazioni S5, S4, S2 e S3. Al contrario, i valori di $H' b$ non hanno mostrato questa distribuzione spaziale. Di

conseguenza, i valori di S, B e N sono risultati correlati in misura minore con $H' b$ rispetto a $H' d$. Inoltre, i coefficienti di variazione entro e tra i campionamenti macrobentonici sono risultati più elevati per i valori di $H' b$ piuttosto che per quelli di $H' d$.

In base ai risultati ottenuti, si può concludere che l'uso dei dati di densità sembra essere più appropriato rispetto all'utilizzo dei dati di biomassa per valutare gli impatti ambientali sulle comunità acquatiche. Tuttavia queste conclusioni, sebbene significative, non possono servire come base per delle generalizzazioni, dal momento che esse sono state ottenute da un unico gruppo di dati raccolti su un breve tratto di un unico fiume. [PG]

Efficiency of a standardised artificial substrate for biological monitoring of river water quality

A. Pashkevich, T. Pavluk, A. Bij De Vaate

Environmental Monitoring and Assessment, 40: 143-156 (1996)

Prima di utilizzare i macroinvertebrati nella valutazione della qualità del fiume Chusovaya (Rus-

sia), sono stati confrontati i risultati di tre metodi di campionamento: retino manuale, pala circolare e

substrati artificiali standardizzati. Il substrato artificiale era costituito da un cestello di acciaio riempito

con biglie di vetro (diametro 20 mm). Al fine di confrontare l'efficienza di questi metodi di campionamento il numero totale dei taxa trovati in ciascun sito, con i tre campionatori, è stato considerato pari al 100%.

L'efficienza più elevata è stata ottenuta con il substrato artifi-

ziale, con il quale è stato catturato tra il 75 ed il 100% dei taxa nelle diverse stazioni. La pala circolare ha permesso di catturare solo il 5-19% ed il 10-20% dei taxa (rispettivamente su substrati sabbiosi e ghiaiosi), mostrandosi così il metodo meno efficiente. Risultati intermedi sono stati ottenuti con il retino

manuale, che ha permesso di catturare il 23-38% dei taxa.

In base a questi risultati ed ai requisiti generali dei metodi di campionamento, il substrato artificiale standardizzato può essere considerato un ottimo metodo di campionamento dei macroinvertebrati nel monitoraggio biologico. [PG]

ECOLOGIA DELLE ACQUE INTERNE > MONITORAGGIO BIOLOGICO > AMBIENTE RIPARIO

A simple field method for assessing the ecological quality of riparian habitat in rivers and streams: QBR index

A. Munné, N. Prat, C. Solà, N. Bonada, M. Rieradevall

Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems, 13: 147-163 (2003)

N. Prat, Dept. Ecologia, Facultat de Biologia, Universitat de Barcelona, Diagonal, 645, Barcelona E-08028, Spain. E-mail: narcis@bio.ub.es

Lo scopo dell'indice di qualità riparia presentato nell'articolo è di fornire agli enti deputati alla gestione di fiumi e torrenti un metodo semplice per valutare la qualità dell'habitat ripario. L'indice è facile da calcolare e può essere usato insieme ad altri indici di qualità dell'acqua per valutare lo stato ecologico dei corsi d'acqua. Inoltre, può rappresentare anche un utile strumento per definire un elevato stato ecologico secondo la Direttiva quadro comunitaria sulle acque.

L'indice, chiamato QBR, è basato su quattro componenti dell'habitat ripario: copertura totale della vegetazione riparia, struttura della copertura, qualità della copertura e alterazioni dell'alveo. Esso prende in considerazione anche le

differenze nella geomorfologia del fiume dalla sorgente ai tratti inferiori; tali caratteristiche sono valutate attraverso semplici misure quantitative.

Il punteggio dell'indice varia tra 0 e 100. L'indice QBR viene calcolato in campo attraverso una scheda (due pagine formato A4) che può essere completata in 10 minuti.

Lo sviluppo dell'indice QBR ha previsto prove in quattro bacini fluviali mediterranei della Catalogna (Spagna nordorientale). Sono stati valutati settantadue siti campione ed i risultati sono stati usati per saggiare l'indice.

Non sono necessari esperti in tassonomia per applicare l'indice, sebbene si richiedano alcune cono-

scenze sulla flora locale per distinguere le specie arboree native da quelle non-native.

I risultati mostrano che l'indice QBR può essere usato a prescindere dalle differenze regionali nelle comunità di piante. Gli intervalli di qualità ottenuti attraverso l'applicazione dell'indice nello stesso sito non sono risultati molto influenzati dall'osservatore.

Attualmente l'indice, utilizzato da diversi gruppi di ricerca, è saggiato in uno studio comparativo in 12 bacini lungo le coste mediterranee della Spagna. È verosimile che l'indice QBR possa essere adattato senza significativi cambiamenti per l'uso in altre aree geografiche in zone temperate e semi-aride.

[ARM]

ECOLOGIA DELLE ACQUE INTERNE > MONITORAGGIO BIOLOGICO > DEMOLIZIONE FOGLIARE

Assessing structural and functional ecosystem condition using leaf breakdown: studies on a polluted river

C. Pascoal, M. Pinho, F. Cássio and P. Gomes

Freshwater Biology, 48: 2033 (2003)

C. Pascoal, Departamento de Biologia, Universidade do Minho, Campus de Gualtar, 4710-057 Braga, Portugal. E-mail: cpascoal@bio.uminho.pt

Gli autori hanno determinato i tassi di demolizione delle foglie di

Alnus glutinosa ed hanno analizzato la struttura degli organismi de-

compositori associati alle foglie, al fine di valutare l'effetto dell'inqui-

namento sulle condizioni ecologiche del fiume Ave (Portogallo nord-occidentale).

Un incremento in nutrienti organici ed inorganici è apparso correlato ad un aumento della densità ed ad una riduzione della ricchezza di macroinvertebrati, ad una marcata riduzione della produzione di conidi da parte degli ifomiceti

acquatici, ma non a significativi cambiamenti nella ricchezza tassonomica di questi ultimi. L'arricchimento in nutrienti nei tratti a valle è stato messo in relazione con un maggiore tasso di demolizione fogliare. Il grado di alterazione funzionale -valutato attraverso il rapporto dei tassi di demolizione fogliare in borse a maglia larga e a

maglia stretta- è risultato in accordo con il gradiente di inquinamento definito attraverso due indici biotici.

Lo studio supporta l'opinione che gli esperimenti sulla demolizione fogliare siano uno strumento valido per valutare l'effetto dell'inquinamento sulle condizioni ecologiche dei fiumi.

[ARM]

ECOLOGIA DELLE ACQUE INTERNE > MACROINVERTEBRATI BENTONICI

Vertical distribution of drift in the Erro river (NW Italy)

S. Fenoglio, T. Bo, G. Gallina, M. Cucco

Journal of Freshwater Ecology 19: 485-492 (2004)

S. Fenoglio, Università del Piemonte Orientale, Dipartimento di Scienze e Tecnologie Avanzate., via Cavour 84, 15100 Alessandria. E-mail: fenoglio@unipmn.it.

In questo studio è stata esaminata la composizione tassonomica e quantitativa del *drift* nel fiume Erro (Provincia di Alessandria). Sono stati realizzati 51 campionamenti nel periodo marzo 2002-marzo 2003, utilizzando un retino da *drift* in grado di intercettare gli organismi nella colonna d'acqua separandoli a tre livelli di profondità: organismi trasportati sul fondo, a metà ed in prossimità della superficie. Durante il periodo di studio sono stati realizzati campionamen-

ti quantitativi della fauna macrobentonica presente nel tratto fluviale (retino Surber) e sono state registrate temperatura dell'acqua e velocità della corrente.

Complessivamente sono stati raccolti e classificati 3.394 organismi appartenenti a 28 taxa nel materiale trasportato e 15.351 organismi appartenenti a 45 taxa nel substrato. Il *drift* è risultato di maggiore entità in prossimità del fondo (dal punto di vista sia della ricchezza tassonomica, sia del numero di

individui/volume d'acqua), anche se è stata rilevata una tendenza di diversi taxa ad essere presenti preferenzialmente sempre alla stessa altezza nella colonna d'acqua; sono ipotizzate alcune spiegazioni legate al comportamento e al ciclo biologico dei diversi taxa. È stato inoltre rilevato come il *drift* sia inversamente legato all'andamento delle temperature e positivamente correlato con la densità del popolamento naturale presente in quel momento nel tratto fluviale. [SF]

A comparative study of the dispersal of 10 species of stream invertebrates

Elliott J.M.

Freshwater Biology, 48: 1652 (2003)

J.M. Elliott, Freshwater Biological Association, Far Sawrey, Ambleside, Cumbria LA22 0LP, U.K. E-mail: jmel@ceh.ac.uk

Se si eccettuano gli studi inerenti il *drift*, pochi dati quantitativi sono disponibili per caratterizzare la capacità di dispersione dei macroinvertebrati bentonici. Questo studio presenta dati comparativi relativi a dieci specie, utilizzando due differenti metodi: l'analisi dei movimenti di animali non marcati

(n=20-80) rilasciati in alcuni fiumi artificiali e quelli di animali marcati (n=20-60) rilasciati in ambiente naturale.

I due metodi di indagine hanno fornito risultati simili: la capacità dispersiva è risultata indipendente dalla densità relativa, ma strettamente proporzionale al nu-

mero di animali rilasciati. I risultati mostrano una certa variabilità tra le diverse specie e non risultano influenzati da fattori quali la velocità media della corrente o la temperatura dell'acqua. Tre taxa carnivori (*Perlodes*, *Rhyacophila*, *Iso-perla*) hanno mostrato la maggior capacità di dispersione (70-91% in

24 h, con una distanza massima di 9,5-13,5 m il giorno), seguiti da due taxa (*Protonemura*, *Rhithrogena*) in cui circa la metà del numero iniziale di individui ha mostrato una buona capacità di dispersione (50-51% in 24 h, 7,5-8 m/giorno) e, infine, da quattro taxa (*Ecdyonu-*

rus, *Hydropsyche*, *Gammarus*, *Baetis*) in cui meno della metà degli individui si è spostata (33-40% in 24 h, 5,5-7 m/giorno).

Il movimento è stato rivolto controcorrente nella maggior parte dei casi. Poche larve (20%) di *Potamophylax* si sono spostate, con un

movimento di circa 3,5 m/giorno in entrambe le direzioni. Sono stati anche considerati dati provenienti da precedenti lavori sul *drift*. In conclusione, è stata redatta una lista di taxa con differenti capacità di dispersione.

[SF]

ECOLOGIA DELLE ACQUE INTERNE > MACROINVERTEBRATI BENTONICI – FAUNA ITTICA

The influence of scale and geography on relationships between stream community composition and landscape variables: description and prediction

C.R. Townsend, S. Dolédec, R. Norris, K. Peacock, C. Arbuckle

Freshwater Biology, 48: 768 (2003)

C.R. Townsend, Zoology Department, University of Otago, PO Box 56, Dunedin, New Zealand. E-mail: colin.townsend@stonebow.otago.ac.nz

Gli autori hanno analizzato i dati relativi alle comunità macrobentoniche ed ittiche, raffrontandoli con i dati derivati dall'analisi territoriale (GIS), con la finalità di esaminare l'esistenza di possibili relazioni a tre differenti scale (a livello di bacino, di tratto fluviale e di caratteristiche del singolo segmento). È stato utilizzato un approccio esplorativo, basato sulla descrizione di eventuali relazioni, ed uno predittivo, basato sul programma AUSRIVAS.

Le variabili ambientali che

maggiormente influenzano le cenosi macrobentoniche sono perlopiù "naturali" se si considera la scala di bacino (geomorfologia, estensione), con alcune influenze antropiche, quali la presenza agricola nelle aree ripariali.

Per quanto riguarda le comunità ittiche, le variabili "naturali" mostrano una notevole importanza specialmente alla scala locale. La posizione geografica influenza direttamente le cenosi macrobentoniche, in parte perché è in relazione alle caratteristiche ambientali

ed alla disponibilità di risorse ed in parte perché alcuni taxa non colonizzano alcune aree: questa influenza geografica è meno evidente per i gruppi dotati di stadi immaginali alati e con grande capacità dispersiva.

Ragioni storico-biogeografiche spiegano, in parte, anche alcune diversità tra le comunità ittiche. Nelle conclusioni del lavoro è evidenziata una notevole concordanza tra i dati esplorativo-osservativi e le ipotesi predittive.

[SF]

ECOLOGIA DELLE ACQUE INTERNE > FAUNA ITTICA

Fish zonation and guilds as the basis for assessment of ecological integrity of large rivers

B.G.W. Aarts, P.H. Nienhuis

Hydrobiologia, 500: 157-178 (2003)

B.G.W. Aarts, Department of Environmental Studies, University of Nijmegen, Nijmegen, The Netherlands. E-mail: baarts@sci.kun.nl

Il concetto di zonazione longitudinale descrive i cambiamenti monte-valle delle proprietà chimico-fisiche e biologiche dei fiumi. Se vengono incluse anche le informazioni relative alle associazioni eco-

logiche dei pesci, è possibile incrementare l'utilità del concetto di zonazione ittica, nel senso che essa può essere usata come strumento per la valutazione e la gestione dell'integrità ecologica dei grandi fiumi.

Nell'articolo viene presentata una caratterizzazione ecologica delle zone e delle comunità ittiche nei grandi fiumi semi-naturali e regolati in Europa (il fiume Doubs

in Francia ed i fiumi Rhine e Meuse in Olanda), utilizzando le classificazioni per associazione di molte caratteristiche dei pesci e delle liste rosse nazionali delle specie minacciate.

L'insieme dei dati del fiume Doubs è stato inoltre analizzato usando indici della sensibilità delle specie ittiche alla alterazione dell'ambiente e indici di distribuzione.

Nei fiumi studiati, il numero di associazioni ecologiche aumenta verso valle e si osservano chiare variazioni nella loro struttura. Le preferenze rispetto alla corrente e l'ecologia riproduttiva dei pesci sono strettamente correlate.

La proporzione delle specie reofile nelle associazioni ittiche diminuisce verso valle dove aumentano le proporzioni delle specie limnofile e di quelle che hanno ampia distribuzione. Le specie che de-

pongono le uova su substrati di pietra (*lithophilic spawners*) e sulla sabbia (*psammophilic spawners*) sono dominanti nelle zone superiori, mentre le zone più basse sono dominate dalle specie che depongono le uova sulla vegetazione (*phytophilic spawners*) e su substrati di ciottoli e vegetazione (*phytolithophilic spawners*).

La proporzione delle specie che si nutrono di zoobenthos e di periphython diminuisce verso valle, mentre aumenta quella degli zooplantivori e degli erbivori. Tuttavia, essendo la fauna ittica europea costituita principalmente da specie con alimentazione generalista, le discriminanti che si basano semplicemente sulle associazioni alimentari non sono molto alte. Le associazioni delle specie sensibili e con tolleranze ristrette (stenoecie) aventi strategie fortemente adattate a specifiche condizioni fluviali (re-

ofile o liomnofile), hanno contribuito alla discriminazione molto di più delle specie generaliste che possono sopravvivere in un'ampia varietà di habitat, anche non caratteristici degli ecosistemi fluviali naturali.

A causa della sovrabbondanza delle specie ad ampia distribuzione, le zonazioni ittiche longitudinali sono appena riconoscibili nei grandi fiumi pesantemente impattati come il Rhine. Quindi questi fiumi non rispondono ai test di verifica dell'integrità ecologica.

All'interno di una specifica regione ittica, un metodo adatto per analizzare e monitorare l'impatto del disturbo antropico sulla struttura delle comunità ittiche è il confronto tra la struttura delle associazioni dello stato attuale di una zona ittica e quella di una situazione di riferimento.

[MA]

ECOLOGIA DELLE ACQUE INTERNE > CONTINUUM FLUVIALE

Benthic insects and fish of the Doubs River system: typological traits and the development of a species continuum in a theoretically extrapolated watercourse

J. Verneaux, A. Schmitt, V. Verneaux, C. Prouteau

Hydrobiologia, 490: 63-74 (2003)

J. Verneaux, Laboratoire de Biologie et Ecophysiologie -EA 3184 USC INRA. Pôle Hydrobiologie. Institut des Sciences et Techniques de l'Environnement, Université de Franche-Comté, Place Leclerc, 25030 Besançon cedex, France. E-mail: jean.verneaux@univ-fcomte.fr

Utilizzando i modelli di distribuzione degli insetti bentonici (198 specie) e dei pesci (29 specie) da 11 tributari e dall'asta principale del bacino idrografico del fiume Doubs (Jura francese), gli autori hanno provato a stabilire l'esistenza di un'organizzazione delle specie in comunità separate e identificabili.

L'analisi delle componenti principali (PCA) è stata utilizzata

per identificare un gradiente continuo e per selezionare i 50 siti a minor disturbo, utilizzati per definire un corso d'acqua di riferimento teorico. Le classi di densità di ogni specie sono state messe in relazione con questi gradienti longitudinali e la risposta di ogni specie è stata definita da due caratteristiche tipologiche: le sue preferenze tipologiche (tp) e la sua ampiezza tipologica (ta), generando in questo

modo una sintesi delle caratteristiche ecologiche.

Nell'indice tipologico (descritto nell'appendice dell'articolo) le 210 specie, che formano un modello biologico, sono elencate in ordine alfabetico con i loro valori di tp e di ta. Queste caratteristiche tipologiche delle specie costituiscono utili contributi per una banca dati per il biomonitoraggio delle acque correnti.

[MA]

ECOLOGIA DELLE ACQUE INTERNE > SPECIE INVASIVE

Impacts of freshwater invaders at different levels of ecological organisation, with emphasis on salmonids and ecosystem consequences

K.S. Simon and C.R. Townsend

Freshwater Biology, 48: 982 (2003)

K.S. Simon, Department of Biology, James Madison University, Harrisonburg, VA 22807, USA. E-mail: simonks@jmu.edu

Le specie esotiche possono influenzare i sistemi d'acqua dolce al livello di individuo, di popolazione, di comunità e di ecosistema. Alcuni di questi effetti possono essere semplici o difficili da prevedere, ma possono essere importanti per comprendere i cambiamenti più evidenti.

Tuttavia, gli studi sugli effetti delle specie esotiche d'acqua dolce ai diversi livelli dell'organizzazione ecologica sono rari. Vengono comunemente segnalati i cambiamenti della distribuzione o dell'abbondanza delle popolazioni dopo l'introduzione, mentre è rara la documentazione che riguarda l'impatto sul funzionamento dell'ecosistema e i flussi dell'energia e dei nutrienti.

Diversamente dalla maggior parte delle specie invasive, i salmonidi sono stati studiati a livelli eco-

logici multipli. Questi pesci possono innescare la cascata trofica dovuta all'incremento e alla produzione della biomassa algale e sono responsabili dei cambiamenti dei flussi energetici e dei nutrienti nei corsi d'acqua e nei laghi. I meccanismi alla base di questi cambiamenti sono differenti per i due sistemi e diventano evidenti soltanto quando le informazioni sono considerate ai livelli di individuo e di popolazione.

Nei corsi d'acqua, i salmonidi possono alterare il comportamento degli invertebrati sopprimendo il pascolo del perifiton. Nei laghi, il comportamento alimentare dei salmonidi può stimolare il fitoplancton deviando le sostanze nutrienti dal litorale alla zona pelagica.

Lo studio simultaneo a diversi livelli ecologici dovrebbe fornire una maggiore comprensione dei

meccanismi che sono alla base dell'impatto degli animali e delle piante invasive, fornendo così una più solida base per predire l'impatto delle specie invasive d'acqua dolce.

Le caratteristiche delle specie invasive che possono essere associate ad impatti particolarmente gravi includono: un metodo di acquisizione delle risorse inizialmente assente nel sistema invaso, una larga nicchia trofica con collegamenti tra comparti dell'ecosistema inizialmente sconnessi, rapporti alimentari con conseguenze negative per le specie native, caratteristiche fisiologiche che accrescono la trasformazione delle risorse e producono un'alta biomassa, e caratteristiche comportamentali o demografiche che forniscono alta resistenza o resilienza nel campo della dispersione naturale.

[MA]

ECOLOGIA DELLE ACQUE INTERNE > ACARI (IDRACNIDI)

Biodiversity and distribution of water mites (Acari, Hydrachnidia) in spring habitats

A. Di Sabatino, B. Cicolani and R. Gerecke

Freshwater Biology, 48: 2163 (2003)

A. Di Sabatino, Dipartimento di Scienze Ambientali, University of L'Aquila, Via Vetoio 20, Coppito, I-67100 L'Aquila, Italy. E-mail: adisab@univaq.it

Gli autori hanno studiato la distribuzione, la ricchezza in specie e l'ecologia degli acari che vivono nelle acque sorgive in Italia; lo scopo è stato quello di spiegare meglio il ruolo degli habitat di sorgente nel sostenere alti livelli di biodiversità ed evidenziare il loro contributo alla biodiversità delle acque

correnti a scala locale e regionale.

Sono state esaminate più di 300 sorgenti in differenti aree geografiche (Alpi, Appennini centrali e meridionali, Sicilia e Sardegna), portando al riconoscimento di un totale di 163 specie di acari acquatici. La ricchezza in specie in ogni area è compresa in un intervallo

che va da 33 specie in Sardegna fino a 77 in Sicilia. La diversità più alta è stata riscontrata sul Gran Sasso (Appennini centrali). La frazione di crenobionti (specie strettamente legate a questo tipo di habitat) supera il 50% in quasi tutte le aree investigate.

Una cenosi ad acari diversifi-

cata (oltre 20 specie per sorgente) e altamente specializzata è stata osservata in *rheocrenes* indisturbati e in sorgenti naturali di tipologia intermedia (*rheohelocrenes* e *rheopsammocrenes*).

In sorgenti sottoposte ad impatti antropici (pascoli, deforestazione, alterazione e trasformazione delle sorgenti) la ricchezza in specie diminuisce e gli organismi crenobionti sono sostituiti da crenoxe-

ni non specializzati.

L'importanza zoogeografica degli habitat di sorgente è confermata dalla presenza di 18 specie endemiche e da gruppi di generi con una interessante distribuzione disgiunta e relitta.

Un confronto con altre aree geografiche suggerisce che queste sorgenti contengano una parte significativa del numero totale di specie ritrovate negli habitat di acque

correnti e possano contribuire per almeno un terzo alla biodiversità delle acque correnti su scala regionale. La presenza di crenobionti endemici e taxa rari mette in luce l'importanza di questi habitat nel mantenimento di alti livelli di biodiversità, così come il fatto che essi contribuiscono ad una migliore comprensione dei modelli di biodiversità delle acque correnti.

[ARM]

ECOLOGIA DELLE ACQUE INTERNE > ANALISI DELL'AMBIENTE FLUVIALE

Habitat change in braided flood plains (Tagliamento, NE-Italy)

D. van der Nat, K. Tockner, P.J. Edwards, J.V. Ward and A.M. Gurnell

Freshwater Biology, 48: 1799 (2003)

K. Tockner, Department of Limnology, EAWAG/ETH, überlandstrasse 133, 8600 Dübendorf, Switzerland. E-mail: tockner@eawag.ch

Sono stati studiati i cambiamenti relativi e la distribuzione di età di habitat nell'alveo attivo di un tratto del Fiume di Tagliamento (NE-Italia) con presenza di isole e barre. Tra il settembre 1999 ed il gennaio 2002, in cinque occasioni, sono stati individuati sei tipi di habitat mediante GPS durante diverse condizioni di portata. È stata utilizzata la sovrapposizione di mappe per calcolare l'età ed il cambiamento relativo di habitat e sono stati stabiliti i tassi di decadimento esponenziali (k-valori) per le isole e i più importanti habitat acquatici.

I cambiamenti relativi di tutti gli habitat combinati sono stati di oltre l'82% tra le date di osservazio-

ne nel tratto di alveo con barre, con un tasso cumulativo di 85% su un periodo di 2,5 anni. I cambiamenti relativi nel tratto di alveo con isole sono stati minori, con una variazione cumulativa di circa il 60% durante il periodo di studio. Nel tratto di alveo con barre sono state stabilite significative relazioni esponenziali di scomparsa per canali attivi, canali alluvionali, bracci d'acque ferme e stagni.

I tempi di dimezzamento erano particolarmente brevi per i bracci d'acque ferme e gli stagni. Nel tratto di alveo con isole esistevano relazioni significative per canali attivi e canali alluvionali. I tempi di dimezzamento di canali attivi e

canali alluvionali crescevano con la presenza di isole vegetate che, quindi, forniscono stabilità al sistema. La composizione relativa dell'habitat all'interno del corridoio attivo è rimasta quasi costante, sostenendo l'applicabilità del modello dello stato stazionario con spostamento a mosaico agli ecosistemi di piana alluvionale meandricata.

I risultati indicano che, in condizioni naturali, gli habitat acquatici della piana alluvionale possono essere estremamente dinamici su brevi scale temporali. Anche modeste piene possono condurre a grossi cambiamenti degli habitat, con importanti conseguenze per la fauna e flora.

[ARM]

ECOLOGIA DELLE ACQUE INTERNE > ACIDIFICAZIONE DEI CORSI D'ACQUA

Causes of episodic acidification in Alpine streams

F. Lepori, A. Barbieri and S.J. Ormerod

Freshwater Biology, 48: 175 (2003)

S.J. Ormerod, Catchment Research Group, Cardiff School of Biosciences, Cardiff University, PO Box 915, Cardiff CF10 3TL, UK. E-mail: Ormerod@cardiff.ac.uk

Nonostante la loro importanza complessiva/globale di ambienti

di montagna, gli effetti delle deposizioni acide nei corsi d'acqua delle

Alpi non sono ancora stati descritti completamente. In questo studio è

stato valutato il potere tamponante di 30 corsi d'acqua nel Canton Ticino (Svizzera), a bassa ed alta portata, lungo un gradiente sud/nord di deposizioni acide durante il 2000.

In condizioni di bassa portata, nessun corso d'acqua è risultato acido, avendo valori di alcalinità di 29 eq. L⁻¹ e pH 6,4. Tuttavia, a questa portata l'azoto nitrico era presente in concentrazioni tali da suggerire la presenza di una fonte antropica; infatti i suoi valori di concentrazione sono risultati cor-

relati alla distribuzione delle deposizioni atmosferiche di azoto.

Importanti diminuzioni di alcalinità si sono riscontrate nella maggior parte dei corsi d'acqua ad alta portata durante lo scioglimento delle nevi (in primavera) o durante temporali (in primavera ed autunno). Gli episodi autunnali si spiegano con la diluizione dell'alcalinità delle acque dei torrenti da parte dell'acqua piovana. Gli episodi primaverili, invece, coinvolgono diluizioni ed incrementi di azoto nitrico, e l'aumento in nitrati è

risultato correlato con la distribuzione delle deposizioni di azoto. La concentrazione di SO₄²⁻ è diminuita durante la maggior parte degli eventi.

Elevate lisciviazioni di NO₃ in condizioni di bassa portata indicano che i suoli del bacino idrografico nel Canton Ticino stanno raggiungendo la saturazione di azoto. Questi dati sono tra i primi che illustrano come l'azoto nitrico possa portare a episodi di acidificazione in Europa.

[RC]

ECOLOGIA DELLE ACQUE INTERNE > ANALISI BIBLIOGRAFICHE

A perspective on the key citations in freshwater benthic science, and the studies that influenced them

V.H. Resh, N.G. Kobzina

Journal of the North American Benthological Society, **22**: 341-351 (2003)

V.H. Resh, Department of Environmental Science, Policy and Management, University of California, Berkeley, California 94720-3112 USA

Gli autori hanno ricercato nel Science Citation Index (SCI) gli articoli ed i libri che compaiono almeno 12 volte nel *Journal of the North American Benthological Society* (J-NABS) tra il 1995 ed il 2000, per individuare i lavori sulla scienza del benthos maggiormente cita-

ti, sia in una rivista specializzata (J-NABS) sia nella letteratura scientifica generale (SCI). Entrambe le ricerche indicano che il concetto del *river continuum* (Vannote et al., 1980. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **37**: 130-137) rappresenta l'articolo più citato.

Testi di statistica generale, manuali metodologici e di identificazione costituiscono invece la maggior parte dei libri più citati. Gli autori dei 10 articoli più citati apparsi sul J-NABS commentano le idee che hanno maggiormente influenzato i propri lavori.

[PG]

ECOLOGIA DELLE ACQUE INTERNE > STATO ECOLOGICO DEI LAGHI > MACROINVERTEBRATI

The use of littoral mesohabitats and their macroinvertebrate assemblages in the ecological assessment of lakes

J. White, K. Irvine

Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems, **13**: 331-351 (2003)

J. White, Marine Institute, 80 Harcourt Street, Dublin 2, Ireland. E-mail: jonathan.white@marine.ie

Storicamente, la valutazione ecologica dei laghi viene effettuata mediante analisi chimico-fisiche e fitoplanctoniche delle acque pelagiche e lo stato trofico è determinato da clorofilla *a* e fosforo totale, secondo il protocollo generale OECD per la classificazione dei la-

ghi. Questa prassi andava/va di pari passo con l'opinione generale che la zona litorale dei laghi è troppo eterogenea da permettere un confronto significativo tra diversi laghi.

La recente Direttiva Europea 2000/60/EC (Water Framework Di-

rective) richiede un approccio più ampio per la valutazione ecologica dei laghi, inclusa la necessità di incorporare un certo numero di variabili biologiche. Questo articolo descrive i risultati di un programma di monitoraggio finalizzato alla determinazione di variazio-

ni –all’interno di uno stesso lago e tra laghi diversi– delle comunità di macroinvertebrati in mesohabitat di 22 laghi, appartenenti a diverse tipologie.

Campioni (in triplo) di macroinvertebrati prelevati da mesohabitat di 11 laghi, con substrati prevalenti a pietre e ciottoli, indicano che le comunità prelevate da un habitat standard risultano confrontabili e robuste. Campioni (in doppio) da mesohabitat diversi, a pietre, ciottoli e macrofite, prelevati da 21 laghi risultano avere una maggior similarità all’interno di uno stesso lago, piuttosto che tra laghi

diversi. I risultati dimostrano che perfino in ambienti differenti, la struttura di comunità dei macroinvertebrati può essere un indicatore lago-specifico attendibile.

L’analisi multivariata di campioni prelevati da 15 diversi mesohabitat in uno stesso lago indica che la variazione all’interno di un lago può comunque venire identificata da gruppi distinti di comunità macrobentoniche.

In conclusione, questo lavoro indica che le variazioni all’interno di un lago sono comprese nelle variazioni esistenti tra laghi appartenenti a diverse tipologie e che le

comunità di macroinvertebrati possono essere un utile strumento nella valutazione di differenze ecologiche tra laghi. Il loro monitoraggio, tuttavia, può essere disturbato da un sostanziale “rumore di fondo” dei dati ottenuti, riflettendo la complessità della struttura delle comunità macrobentoniche delle zone litorali dei laghi. Si evidenzia inoltre che l’inclusione dei macroinvertebrati nella valutazione ecologica è più efficace quando viene confinata a definiti mesohabitat, piuttosto che ad un ampio intervallo di mesohabitat all’interno di un singolo lago. [RC]

ECOLOGIA DELLE ACQUE INTERNE > EUTROFIZZAZIONE

Man-made lakes in Mediterranean semi-arid climate: the strange case of Dr Deep Lake and Mr Shallow Lake

L. Naselli-Flores

Hydrobiologia, 506-509: 13-21 (2003)

L. Naselli-Flores, Dipartimento di Scienze Botaniche, Università di Palermo, Via Archirafi 38, I-90123 Palermo. E-mail: luigi.naselli@unipa.it

La mancanza di ogni tipo di protezione contro l’eutrofizzazione sta progressivamente compromettendo la qualità delle acque delle riserve siciliane. Questi corpi idrici forniscono alla popolazione un adeguato approvvigionamento di acqua potabile e soddisfano la maggior parte del fabbisogno irriguo dell’agricoltura locale. Inoltre, reagiscono al clima mediterraneo con eventi di esondazione e di secca sequenziali e prevedibili su base stagionale, la cui intensità varia in

modo vistoso secondo gli anni.

Come conseguenza della siccità estiva e della politica di soddisfare la domanda di acqua in tutta la stagione, le riserve subiscono grossi decrementi di acqua, dando luogo ad una riduzione del 90% rispetto al volume di stoccaggio primaverile. Quindi essi cominciano la stagione idrologica come corpi idrici abbastanza profondi da formare una stratificazione stabile –anche se il termoclino generalmente sparisce a metà della stagione estiva–

e, come conseguenza del vistoso abbassamento di livello, si trasformano in corpi idrici poco profondi. Questo duplice comportamento, dovuto ad un progressivo e cospicuo decremento della profondità, interferisce con le dinamiche dei nutrienti e del fitoplancton, favorendo fenomeni di eutrofizzazione e contribuendo alla selezione di cianobatteri planctonici potenzialmente pericolosi per la salute umana. [ARM]

ECOLOGIA DELLE ACQUE MARINE > BIODIVERSITÀ - TASSONOMIA

Biodiversity, conservation, and the “Taxonomic impediment”

A. Giangrande

Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems, 13: 451-459 (2003)

A. Giangrande, Dipartimento di Scienze e Tecnologie Biologiche e Ambientali, Università di Lecce, Laboratorio di Biologia Marina, 73100 Lecce, Italy. E-mail: gianadri@ilenic.unile.it

L’articolo mette in evidenza quanto la tassonomia, come scienza

autonoma, sia tenuta in scarsa considerazione; ne vengono inoltre

discusse le implicazioni per la biologia della conservazione

In tempi recenti si è verificata la tendenza a trascurare la tassonomia a livello di specie non solo nelle ricerche di tipo ecologico, ma anche nei processi di individuazione e di motivazione della selezione delle aree marine protette (MPA). Un criterio tradizionale per la scelta di una MPA è la conservazione della biodiversità, ma la maggior parte della MPA italiane sono state scelte senza studi iniziali dettagliati sulla loro biodiversità, così che non sono disponibili elenchi di specie relative ai principali gruppi di invertebrati.

L'identificazione degli organismi a livello di specie all'interno delle comunità è uno dei più grossi problemi in termini di tempo e costi negli studi ecologici. Alcuni studi hanno suggerito che il lavoro a un livello tassonomico superiore alla specie non implica una perdita di informazioni importanti (sufficienza tassonomica). Esso porta comunque ad una inaccuratezza della valutazione della biodiversità, molto importante nella comparazione di differenti aree, e può condurre ad una esclusione a priori di alcune entità prima della

comprensione del loro ruolo ecologico.

La tassonomia è stata sempre considerata una scienza marginale anche durante il periodo descrittivo di scoperta dell'ecologia e, tradizionalmente, ha ricevuto pochi supporti finanziari. Il risultato è stato la produzione di molte identificazioni e segnalazioni sbagliate. Durante gli ultimi anni, l'approccio ecologico sperimentale ha condotto ad un miglioramento dei metodi scientifici, ma contemporaneamente ad una riduzione del numero di tassonomi esperti per molti gruppi di invertebrati. Lavori descrittivi, storicamente così comuni nell'area Mediterranea, sono ora considerati obsoleti nonostante abbiano un valore intrinseco.

Si è a lungo pensato che la biodiversità, e in particolare la ricchezza in specie, abbia un'influenza sulla variabilità temporale e sembra che gli sforzi per chiarire la relazione tra variabilità temporale e biodiversità, o per dimostrare la mancanza di tale relazione, potrebbero continuare. Tale informazione è essenziale al fine di mantenere la funzione ecologica nonostan-

te la perdita di specie, un tema importante non solo per gli ecologi ma anche per i politici. Sembra che molte specie abbiano sovrapposizione di nicchie e, come si può intuire, non sia essenziale la contemporanea presenza di tutte le specie. Al contrario, è stato afferrato il ruolo cruciale delle specie chiave nella biologia della conservazione come uno strumento che aiuta a mettere in evidenza le specie che richiedono priorità per la loro protezione.

L'attuale conoscenza dei sistemi marini ha portato alla conclusione che, prima di sviluppare teorie e disegni sperimentali, abbiamo bisogno di una descrizione appropriata del sistema oggetto di studio.

Una conoscenza di base della biodiversità generale in termini di ricchezza in specie è ad esempio essenziale per proporre una MPA, insieme ad un esame dettagliato che fornisca le liste tassonomiche necessarie per la caratterizzazione dei biotopi ed un set di dati di riferimento per comparazioni future.

[ARM]

ECOLOGIA DELLE ACQUE MARINE > MACROBENTHOS

Hitch-hiking on floating marine debris: macrobenthic species in the Western Mediterranean Sea

S. Aliani, A. Molcard

Hydrobiologia, 503: 59-67 (2003)

S. Aliani, CNR, Istituto Scienze Marine - Sezione La Spezia, Forte Santa Teresa, 19036 Pozzuolo di Lerici (SP). E-mail: stefano.aliani@sp.ismar.cnr.it

Si definiscono detriti marini i materiali solidi di origine umana scaricati direttamente in mare o che raggiungono il mare attraverso i corsi d'acqua. Gli effetti dei detriti marini sulla vita selvatica, sul turismo e sulla salute umana sono ben documentati ed esiste una considerevole letteratura scientifica a pro-

posito dei detriti plastici in mare e sul fondo marino, che mette in risalto soprattutto il possibile impatto sui mammiferi marini e sul turismo.

La dispersione di organismi marini e terrestri su oggetti galleggianti ha un interesse biogeografico ed ecologico. Per alcune specie

l'estensione dell'area di distribuzione geografica è più probabilmente collegata al trasporto di individui maturi su zattere galleggianti piuttosto che ad una dispersione attiva o passiva di propaguli riproduttivi. La variabilità e la varietà dei materiali galleggianti è drammaticamente cresciuta negli anni recenti ed i

detriti marini sono stati ampiamente usati come una zattera da specie che si fanno trasportare.

L'articolo descrive i macroinvertebrati bentonici che vivono sui detriti marini trasportati dal vento e dalle correnti di superficie nel Mar Mediterraneo occidentale. Le plastiche sono annoverate come

costituenti della maggior parte degli oggetti di detrito a causa della loro bassa biodegradabilità; comunque tra di essi si ritrovano anche vetro, lattine, reti da pesca e contenitori di polistirolo. Il macrobenthos che vive sul materiale galleggiante comprende soprattutto molluschi, policheti e briozoi. Grandi

pesci vengono comunemente rinvenuti in grosse buste di plastica. Viene fornita una stima delle distanze che possono essere coperte dalle specie che si fanno trasportare e del contributo del materiale galleggiante alla dispersione teorica delle specie.

[ARM]

ECOLOGIA DELLE ACQUE MARINE > FAUNA ITTICA > SPECIE ESOTICHE

A hotspot of non-native marine fishes: evidence for the aquarium trade as an invasion pathway

B.X. Semmens, E.R. Bhule¹, A.K. Salomon, C.V. Pattengill-Semmens

Marine Ecology Progress Series, 266: 239-244, 2004

B.X. Semmens, University of Washington, 24 Kincaid Hall, Department of Biology, Box 351800, Seattle, Washington 98195-1800, USA.

L'invasione delle specie esotiche negli ecosistemi marini può essere ecologicamente dannosa ed economicamente costosa. Per incrementare al massimo l'efficacia dei programmi tesi ad ostacolare l'invasione delle specie non indigene è necessario identificarne i "punti focali" e le fonti di introduzione.

Utilizzando una puntuale ed ampia banca dati dei pesci di mare, si è osservato che sulle scogliere

della Florida sudorientale (U.S.A.) è presente un sorprendente numero di pesci esotici. Per spiegare il fenomeno della presenza di pesci marini esotici in questa regione vi sono due ipotesi: l'introduzione attraverso lo scambio dell'acqua di zavorra (acqua contenuta nei serbatoi delle navi per aumentarne la stabilità) e le introduzioni dagli acquari. Per valutare il grado di coinvolgimento di questi due vettori

sono stati usati i dati relativi ai modelli di navigazione internazionale ed alle importazioni dei pesci di mare.

I risultati indicano che le introduzioni sono dovute al rilascio dagli acquari. Per prevenire ulteriori rilasci e invasioni sono necessari l'educazione, l'estensione ed il potenziamento delle iniziative rivolte agli acquariofili marini e all'industria degli acquari. [MA]

ECOTOSSICOLOGIA > MICROCOSMI ACQUATICI

Toxicity to freshwater organisms from oils and oil spill chemical treatments in laboratory microcosms

S. Bhattacharyya, P.L. Klerks, and J.A. Nyman

Environmental Pollution, 122: 205-215 (2003)

S. Bhattacharyya, Department of Biology, University of Louisiana at Lafayette, PO Box 42451, Lafayette, LA 70504, USA

Gli autori hanno studiato la tossicità ed i suoi cambiamenti temporali in microcosmi di acque correnti e stagni contenenti petrolio greggio della Luisiana del sud (SLC) o carburante diesel, e trattati con un depurante o un disperdente. Gli organismi usati sono: *Chironomus tentans*, *Daphnia pulex* e *Oryzias la-*

tipes.

Per i saggi biologici è stato usato un microcosmo acquatico (*D. pulex* e *O. latipex*) o fango da suolo (*C. tentans*) prelevati dopo 1, 7, 31 e 186 giorni dal trattamento.

I risultati hanno mostrato che: SLC è meno tossico del diesel, gli additivi chimici aumentano la tos-

sicità, il disperdente è più tossico del depurante e la tossicità si riduce fortemente al 186° giorno. La tossicità è risultata più elevata nei saggi con la specie bentonica rispetto a quelli con le altre due specie che vivono nella colonna d'acqua. Un esperimento separato ha mostrato che la sensibilità di *C.*

tentans è intermedia tra quella di *Tubifex tubifex* e quella di *Hyallela azteca*.

In conclusione, gli organismi di acqua corrente, soprattutto le specie bentoniche, appaiono seria-

mente danneggiate dal petrolio nello scenario del caso peggiore realizzato nei microcosmi. [ARM]

ECOTOSSICOLOGIA > DAPHNIA MAGNA

Is Cr(VI) toxicity to *Daphnia magna* modified by food availability or algal exudates? The hypothesis of a specific chromium/algae/exudates interaction

G. Gorbi, M.G. Corradi, M. Invidia, L. Rivara and M. Bassi

Water Research, 36: 1917-1926 (2002)

G. Gorbi, Dipartimento di Scienze Ambientali, Università di Parma, Viale delle Scienze, I-43100 Parma. E-mail: gessica@dsa.unipr.it

Nell'articolo vengono esaminati gli effetti a lungo termine sul ciclo vitale di *Daphnia magna* Straus da parte del cromo esavalente in relazione a differenti condizioni di nutrimento od alla presenza di essudati di *Scenedesmus acutus*; questi ultimi hanno mostrato di ridurre la tossicità del cromo nei confronti dell'alga.

In presenza di abbondanti dosi di cibo, una concentrazione pari a 14 g Cr^(VI)/L ha avuto effetti negativi sulla sopravvivenza, sulla crescita e sulla fecondità.

Con basse dosi di cibo, gli

effetti sulla crescita non erano evidenti, ma i dafnidi cambiavano la propria strategia riproduttiva normalmente adottata in casi di carenza di nutrimento e mostravano un tasso giornaliero di produzione di neonati più elevato del controllo; comunque, i neonati erano più piccoli e meno resistenti alla carenza di cibo.

L'effetto più rilevante del cromo è stato l'accorciamento della vita media dei dafnidi, che è risultato indipendente dalle condizioni di nutrimento ed ha avuto luogo anche quando la crescita e il tasso

di produzione di neonati non erano alterati.

Gli essudati algali sono risultati inefficaci nel ridurre la tossicità del cromo nei confronti dei dafnidi, ma hanno causato una forte riduzione della fecondità. Ulteriori esperimenti condotti con *S. acutus* hanno dimostrato che gli effetti di detossificazione osservati nell'alga potrebbero implicare una interazione specifica cromo/alga/essudati, la quale ha luogo solamente quando le alghe sono preventivamente soggette ad uno stress a breve termine da cromo.

[PG]

ECOTOSSICOLOGIA > BATTERI BIOLUMINESCENTI

Evaluation of wastewater toxicity: comparative study between Microtox[®] and activated sludge oxygen uptake inhibition

M. Gutiérrez, J. Etxebarria and L. de las Fuentes

Water Research, 36: 919-924 (2002)

M. Gutiérrez, GAIKER, Parque Tecnológico, Edif. 202, E-48170 Zamudio, Spain. E-mail: gutierrez@gaiker.es

Il sistema Microtox[®] è uno strumento utilizzato di frequente per lo screening tossicologico delle acque reflue che alimentano gli impianti di trattamento. Allo stato attuale esiste una crescente controversia sull'impiego di questo sistema rispetto ad altri che utilizzano i fanghi attivi. Nell'articolo viene presentato uno studio tossicologico comparativo tra il Microtox[®] e le prove respirometriche. Le prove sono state svolte con sette composti

organici e cinque composti inorganici tossici.

Il Microtox[®] ha mostrato una maggiore sensibilità nei confronti delle sostanze tossiche, ma è risultato, rispetto alle prove respirometriche, meno rappresentativo circa gli effetti sui fanghi attivi. Per esempio, i saggi condotti con LAS, un tensioattivo di riferimento biodegradabile, hanno mostrato un effetto tossico per il Microtox[®] ma, allo stesso tempo, una buona biodegra-

dabilità e nessuna tossicità per la prova respirometrica. Ciò potrebbe essere dovuto dalla differente natura del materiale biologico impiegato, dal momento che il Microtox[®] utilizza il microrganismo marino *Vibrio fischeri*, mentre le prove respirometriche utilizzano il consorzio batterico presente nei fanghi attivi.

In conclusione, per la valutazione della potenziale tossicità di un composto in un impianto di trattamento delle acque reflue, il

materiale biologico preferenzialmente impiegato dovrebbe essere il

fango attivo stesso. I risultati ottenuti con qualunque altro materia-

le biologico sarebbero solo un'approssimazione della realtà. [PG]

RINATURAZIONE E RIQUALIFICAZIONE AMBIENTALE > CORSI D'ACQUA

Assessing stream ecosystem rehabilitation: limitations of community structure data

S.S. Brooks, M.A. Palmer, B.J. Cardinale, C.M. Swan, S. Ribblett

Restoration Ecology, 10: 156-168 (2002)

S.S. Brooks, Department of Biology, University of Maryland, College Park, MD 20742, U.S.A.

L'uso improprio del territorio, gli inquinanti, lo sfruttamento ed il sovrappopolamento hanno banalizzato gli habitat fluviali e degradato la qualità delle acque in tutto il mondo. Gli enti che si occupano della gestione vengono sempre più spesso incaricati di mitigare gli impatti e ripristinare la "salute" dei fiumi; tuttavia c'è una carenza di metodi scientifici rigorosi e di una teoria sulla quale basare un valido progetto di ripristino e monitoraggio. Nonostante ciò, vengono realizzati molti progetti di recupero a scala locale per stabilizzare l'erosione e migliorare l'eterogeneità degli habitat fluviali.

Molti tentativi di recupero si basano sul paradigma secondo cui l'incremento della eterogeneità degli habitat conduce al recupero della biodiversità; tuttavia sono stati realizzati pochi studi che abbiano considerato la sola variazione di un parametro fisico indipendente dal mezzo al fine di isolare gli effetti dell'eterogeneità per sé.

Gli autori hanno condotto un esperimento in campo per simulare

il recupero dell'eterogeneità degli habitat in un corso d'acqua poco profondo a fondo ciottoloso. Utilizzando un approccio sperimentale piuttosto che una valutazione dettagliata del lavoro di recupero, gli autori sono stati in grado di controllare le condizioni iniziali di raschi successivi, in modo che le risposte degli organismi potessero essere attribuite senza ambiguità agli interventi sull'eterogeneità.

Lo studio ha previsto la manipolazione della variabilità della granulometria del substrato in alveo e, conseguentemente, le caratteristiche del flusso in corrispondenza di interi raschi. Questi due fattori definiscono gradienti di variazione dell'eterogeneità degli habitat a livelli tali da interessare la fauna di macroinvertebrati residenti.

Ciononostante non è stato possibile evidenziare differenze nella struttura della comunità tra zone con forti interventi sull'eterogeneità di habitat, rispetto a zone con deboli interventi.

L'analisi statistica indica che

le popolazioni di macroinvertebrati sono più sensibili alle specifiche condizioni di ogni singolo raschio piuttosto che ai trattamenti sull'eterogeneità; ciò suggerisce che l'incremento dell'eterogeneità degli habitat può essere una tecnica inefficace se lo scopo del ripristino è quello di promuovere la ricomparsa dei macroinvertebrati in fiumi depauperati.

In presenza di una variabilità molto ampia tra i diversi raschi, i programmi di monitoraggio per progetti di recupero locali o per gli impatti di sorgenti puntuali non sono in grado di rilevare in modo soddisfacente i mutamenti graduali nella struttura della comunità fino a quando le differenze tra il sito di riferimento e quello trattato non diventino molto grandi. Misure innovative di altri parametri quali le variabili di funzione dell'ecosistema (per esempio la produzione, la respirazione, la decomposizione) possono essere indicatori più appropriati di cambiamenti a scala locale.

[ARM]

An assessment of a small urban stream restoration project in Northern California

A.H. Purcell, C. Friedrich, V.H. Resh

Restoration Ecology, 10: 685-694 (2002)

A.H. Purcell, Laurel Marcus & Associates, 3661 Grand Avenue, #204, Oakland, CA 94611, U.S.A.

I progetti di recupero fluviale sono diventati sempre più frequenti e risulterà impellente la necessità di valutazioni sistematiche post-progettuali soprattutto per interventi

su piccola scala. Il presente studio descrive come sia stato valutato il recupero di un tratto di 70 metri di un piccolo fiume urbano, il Baxter Creek (Pointset Park, El Cerrito,

California), usando valutazioni dell'habitat, analisi biologiche e indagini sulle abitudini dei residenti.

Il recupero ha comportato l'apertura di un canale precedente-

mente interrato, l'impianto di vegetazione riparia, la creazione di successioni di raschi e pozze e l'incremento della sinuosità. Campionamenti replicati di macroinvertebrati bentonici in siti recuperati e in un sito non recuperato più a monte sono stati comparati usando vari parametri, tra cui la ricchezza in taxa ed un indice biotico. Nella

sezione sottoposta all'intervento di recupero si è rilevato un miglioramento sia della qualità biologica che di quella dell'habitat rispetto alla sezione non interessata dal progetto. Comunque, le condizioni dell'habitat appena recuperato risultano di qualità più scadente se confrontate con quelle di un corso d'acqua su cui l'intervento era stato

condotto dodici anni prima.

Un'indagine tra gli abitanti delle zone circostanti dimostra il particolare gradimento del risultato raggiunto nel sito sottoposto a recupero. L'approccio usato in questo progetto dimostrativo può essere applicato per altre valutazioni di interventi di ripristino a piccola scala di fiumi urbani [ARM]

Ecological rehabilitation of the lowland basin of the river Rhine (NW Europe)

P.H. Nienhuis, A.D. Buijse, R.S.E.W. Leuven, A.J.M. Smits, R.J.W. de Nooij, E.M. Samborska
Hydrobiologia, 478: 53-72 (2002)

P.H. Nienhuis, Department of Environmental Studies, Faculty of Science, University of Nijmegen, P.O. Box 9010, 6500 GL Nijmegen, The Netherlands. Member of the Netherlands Centre for River Studies (NCR), P.O. Box 177, 2600 MH Delft, The Netherlands

Nel presente studio è stato rivisitato lo stato del ripristino ecologico del bacino del fiume Reno nella zona delle *lowlands* olandesi. Viene presentata una digressione storica riguardante soprattutto le misure di regolazione del fiume nel passato.

Il corso inferiore del Reno è caratterizzato da un bacino molto antropizzato, da regimazioni fortemente regolate, da acque e sedimenti inquinati e da ecosistemi fortemente deteriorati.

Durante gli scorsi 25 anni la qualità delle acque e, di conseguenza, la qualità dei sedimenti è considerevolmente migliorata portando ad un incremento della diversità biologica. Il recupero di ecosistemi abbandonati e disturbati è cominciato circa 15 anni fa. Le condizioni da cui non si può prescindere per attuare i progetti di recupero sono rappresentate dalla protezio-

ne contro le inondazioni e dal trasporto con le navi mercantili. Esistono teorie ecologiche olistiche che promuovono la gestione della regimazione fluviale, ma i progetti di recupero sono legati soprattutto alle politiche di pianificazione locali e regionali.

L'uso e l'applicazione di criteri ecologici giocano un ruolo sempre più importante negli schemi di recupero. Il ripristino ecologico è focalizzato principalmente sulla conservazione della natura e sulle strategie di recupero, ad esempio sullo sfruttamento del potenziale idrodinamico e morfodinamico dei fiumi o sull'introduzione di un regime di pascolo semi-naturale attraverso l'utilizzo di grandi erbivori. In particolare, la creazione di nuovi alvei secondari contribuisce al recupero della diversità e della eterogeneità degli habitat ripari e quindi della diversità specifica.

La valutazione di un certo numero di progetti di ripristino ha portato alla conclusione che non può essere fornito un giudizio generalizzato riguardo al "successo" o al "fallimento" di specifiche misure di recupero. Il bilancio generale di 14 progetti valutati, su circa 30 in fase di realizzazione, è positivo.

Un fiume altamente dinamico come il Waal offre le migliori possibilità per il recupero di sponde sabbiose naturali e delle aree golenali. Sarà molto difficile ripristinare le foreste golenali a latifoglie con le attuali condizioni di gestione.

Il successivo recupero del biota fluviale dipende da un decremento continuo dell'inquinamento, da un incremento della dinamicità morfologica e dallo sviluppo degli habitat naturali originari.

[ARM]

Towards a decision support system for stream restoration in the Netherlands: an overview of restoration projects and future needs

P.F.M. Verdonschot, R.C. Nijboer
Hydrobiologia, 478: 131-148 (2002)

P.F.M. Verdonschot, Alterra, Department of Freshwater Ecology, P.O. Box 47, 6700 AA Wageningen

La riqualificazione fluviale è una delle risposte al deterioramen-

to dei fiumi di pianura. Per operare scelte corrette nel ripristino fluvia-

le è necessario innanzitutto capire le complesse interazioni spaziali e

temporali tra le componenti fisiche, chimiche e biologiche nell'ecosistema fluviale. Molti concetti ecologici sulla quadridimensionalità, la scala e la gerarchia nell'ecosistema fluviale sono stati integrati nel modello 5-S.

Questo modello fornisce il supporto teorico di un primo schema di un sistema di supporto alle decisioni per il recupero fluviale. La riqualificazione fluviale è in rapido sviluppo in Olanda. Nel 1991 si contavano 70 progetti, nel 1993 era-

no 170 e questo numero è cresciuto a 206 nel 1998. Segnali positivi nell'incremento del numero di progetti di riqualificazione sono l'aumento della disponibilità finanziaria, degli studi di base, del miglioramento dei processi di selezione dei tratti di fiume e dell'ampiezza degli obiettivi e delle misure.

Segnali negativi sono, tra gli altri, che spesso le misure sono legate solo all'idrologia fluviale e alle strutture interne al fiume. Il bacino idrografico non viene conside-

rato. Inoltre il collo di bottiglia è spesso rappresentato dall'economia e dagli accordi con la popolazione e/o con le organizzazioni. Finalmente è stato compiuto il primo passo verso un sistema di supporto alle decisioni per la riqualificazione fluviale. Il sistema presentato fornisce solo informazioni basate su quali decisioni dovrebbero essere adottate. "Dove e come" è necessario prendere queste decisioni rimane una sfida per il futuro.

[ARM]

RINATURAZIONE E RIQUALIFICAZIONE AMBIENTALE > SPECIE ESOTICHE

Exotic plant species as problems and solutions in ecological restoration: a synthesis

C. D'Antonio, L.A. Meyerson

Restoration Ecology, 10: 703-713 (2002)

C. D'Antonio, Department of Integrative Biology, University of California, Berkeley, CA 94720-3140, U.S.A. Present address: Exotic and Invasive Weeds Research Unit, USDA-ARS, 920 Valley Road, Reno, Nevada 89512. E-mail: dantonio@socrates.berkeley.edu.

Le specie esotiche sono progressivamente diventate un problema gestionale rilevante in parchi e riserve e frequentemente creano complicazioni nei progetti di recupero. Allo stesso tempo, ci possono essere circostanze nelle quali la loro rimozione può avere conseguenze negative impreviste, oppure nelle quali è desiderabile il loro utilizzo nella riqualificazione. Nell'articolo sono presentati i possibili effetti prodotti dalle specie esotiche, importanti durante le fasi di recupero; viene inoltre proposto un filone di ricerca che potrebbe incrementare la capacità di individuare obiettivi

di gestione realistici. Poiché il controllo e l'utilizzo delle specie esotiche possono essere oggetto di controversie, gli autori raccomandano di considerare queste specie nel contesto più ampio della struttura e della successione della comunità; inoltre, essi evidenziano gli ambiti in cui la ricerca ecologica potrebbe portare a sviscerare i problemi che riguardano le specie esotiche ed il ripristino ambientale. Per esempio, per definire le priorità di rimozione e gli obiettivi realistici di gestione è necessaria una comprensione della potenziale transitorietà delle specie esotiche in un sito e del ruolo che

particolari specie esotiche potrebbero giocare nel modificare i processi che influenzano l'evoluzione della successione ecologica. Allo stesso modo, una maggiore comprensione del ruolo ecologico delle specie introdotte potrebbe aiutare a ridurre le controversie circa il loro utilizzo nella riqualificazione. Nell'articolo, le generalizzazioni che emergono dalla letteratura sull'ecologia delle specie invasive sono messe in connessione con gli interessi pratici del recupero, incluse le circostanze in cui risulta pratico usare specie esotiche nella riqualificazione ambientale.

[ARM]

INTEGRITÀ ECOLOGICA > SPECIE INDICATRICI

Selecting indicator species to monitor ecological integrity: a review

V. Carignan, M.-A. Villard

Environmental Monitoring and Assessment, 78: 45-61 (2002)

M.-A. Villard, Département de biologie, Université de Moncton, Moncton, New Brunswick, Canada. E-mail: villarm@umoncton.ca

Gli autori passano in rassegna le caratteristiche principali che

devono essere considerate al momento della scelta di specie indica-

trici all'interno di un programma di monitoraggio che abbia l'obietti-

vo di mantenere o ripristinare l'integrità ecologica. In primo luogo sono esaminati i pro ed i contro dei differenti approcci di gestione sui quali può essere impostato un programma di conservazione, giungendo alla conclusione che una gestione basata sugli ecosistemi sia la soluzione più appropriata. Vengono quindi individuati i potenziali indicatori di integrità ecologica a

diversi livelli dell'ecosistema, con particolare enfasi sulle specie.

Gli autori concludono che, sebbene l'utilizzo di specie indicatrici resti un argomento controverso, esso può mostrarsi utile qualora (1) nel programma di monitoraggio siano incluse numerose specie rappresentanti di vari taxa e differenti cicli vitali, (2) la loro selezione sia basata su una solida base di dati

quantitativi della zona di interesse, e (3) si usi cautela nell'interpretazione dei trend di popolazione per distinguere i reali segnali dalle variazioni che possono non essere correlate al deterioramento dell'integrità ecologica. Infine, sono presentati e discussi i differenti metodi che sono stati utilizzati per selezionare le specie indicatrici.

[PG]

TUTELA AMBIENTALE > ACQUE INTERNE

Community participation in conserving and managing inland waters

W.D. Williams

Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems, 12: 315-326 (2002)

W.D. Williams, Department of Environmental Biology, Adelaide University, South Australia 5005.

Molte organizzazioni internazionali e nazionali hanno enfatizzato la necessità della partecipazione della comunità nella conservazione e nella gestione delle acque interne. La partecipazione della comunità è necessaria per tre ragioni principali: per attuare le misure di gestione che sarebbero di difficile applicazione senza il supporto della comunità stessa; per proteggere le acque interne attraverso il supporto delle organizzazioni di salvaguardia ambientale; per monitorare, recuperare e riqualificare i corpi idrici interni, attraverso l'azione dei volontari.

È importante conservare e gestire le acque interne per il loro valore ed i loro molteplici utilizzi. Per partecipare appieno alle misu-

re di conservazione e gestione, la comunità ha bisogno di (a) riconoscere l'importanza delle acque interne come parte del ciclo idrogeologico globale, (b) avere una certa conoscenza della natura e degli effetti dei maggiori impatti antropici e (c) essere a conoscenza di alcune questioni legali.

La comunità è eterogenea, ma si possono riconoscere gruppi con interessi simili. Essi variano da piccoli gruppi di azione locali a organizzazioni internazionali, passando attraverso gruppi nazionali. Essi provvedono a diffondere e supportare le azioni governative; altre organizzazioni si oppongono e tentano di modificare le azioni del governo. Il coinvolgimento della comunità può avvenire a vari livelli,

da una relativa passività ad un vigoroso attivismo.

L'educazione ambientale della comunità dovrebbe cominciare sin dall'infanzia, proseguire nelle scuole e nella altre istituzioni educative e continuare per tutta la vita. L'informazione sulla conservazione e gestione delle acque interne è disponibile attraverso molte fonti ma una potente fonte moderna è il World Wide Web.

Nell'articolo sono discussi quattro casi di studio, con particolare riguardo alla partecipazione della comunità: Lake Washington e Mono Lake negli Stati Uniti (risultati positivi), il Mare di Aral in Asia centrale e il Lake Pedder in Australia (risultati negativi).

[ARM]

Per usufruire dello sconto previsto per i soci CISBA su alcuni volumi, chiedere alla segreteria (info@cisba.it) l'attestato da allegare all'ordine.

RECENSIONI

Roberto Messori, Luciano Tosi

Gli insetti di Fly Line. Effimere, Tricotteri e Plecotteri

Edizioni Fly Line ecosistemi fluviali, Modena, 2003, pp. 416, euro 75,00 (per i soci CISBA sconto del 25%)

Forse un biologo evoluzionista parlerebbe di convergenza adattativa. Questo libro dimostra come l'interesse per gli insetti acquatici possa accomunare due categorie apparentemente lontane tra loro, i biologi ambientali ed i pescatori con la mosca artificiale (*Pam*).

I *Pam* adottano uno stile particolarmente elaborato di pesca, utilizzando come esche imitazioni di insetti di cui i pesci si nutrono. Le imitazioni, fatte di piume, fili, peli ed altri materiali assemblati sull'amo, vengono lanciate con opportuna perizia dove si trova il pesce, il quale, se si farà ingannare in maniera convincente, abbocherà.

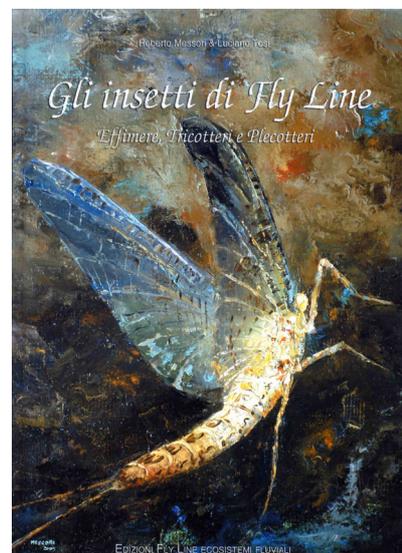
In un saggio di quasi vent'anni fa dedicato alla sociobiologia (*La sociobiologia*, Editori Riuniti, 1986), Vittorio Parisi faceva riferimento ai *Pam* per descrivere un esempio di trasmissione sociale, entro e tra le generazioni, per via non genetica. L'apprendimento culturale di questa tecnica ha portato, nei secoli, alla creazione di svariate decine di mosche artificiali, ognuna con un proprio nome e con una morfologia ben precisa e codificata. Una sorta di "evoluzione artificiale", con curiose analogie con quella naturale, ha fatto sì che le esche somigliassero sempre più ai loro modelli, fedelmente imitati nelle loro caratteristiche morfologiche e comportamentali.

Ecco, dunque, il significato di questo libro per i *Pam*: conoscere da vicino gli insetti "veri", i modelli originali che rendono possibile la realizzazione del proprio desiderio, catturare pesci in quantità grazie ad una sfida basata non sulla forza fisica, bensì su un gioco di intuizioni. Per questo gli autori hanno operato la scelta -felice- di un'impostazione corretta dal punto di vista scientifico, supportata dai maggiori esperti italiani dei tre ordini di insetti: Fernanda Cianficconi (Università di Perugia) per i Tricotteri, Carlo Belfiore (Università di Napoli Federico II) per gli Efemeroteri e Romolo Fochetti (Università della Tuscia di Viterbo) per i Plecotteri.

Per quanto riguarda la struttura del volume -un'elegante pubblicazione rilegata in carta patinata- dopo una breve introduzione, gli autori dedicano alcune pagine alle generalità sugli Insetti e quindi si avventurano in tre ricchi capitoli, ciascuno dedicato ad un ordine.

Degli Efemeroteri vengono riassunte le caratteristiche generali e presentate due chiavi di identificazione delle forme immaginali a livello di famiglia, oltre alla sistematica aggiornata (2003) delle specie italiane. Ad ogni famiglia è dedicato un paragrafo contenente ulteriori chiavi di determinazione dei generi (forme immaginali), per ciascuno dei quali sono descritte le specie presenti in Italia e le loro principali caratteristiche (morfologia, distribuzione geografica, ecologia). L'ultima parte del capitolo è dedicata alle ninfe acquatiche per le quali si riporta una chiave di discriminazione delle famiglie ed una breve descrizione delle stesse.

Il capitolo dedicato ai Tricot-



teri, dei tre l'ordine più rilevante per numero di specie (circa 410 censite in Italia), è suddiviso in una parte generale -che affronta le tematiche di morfologia (una parte è dedicata alle ali), l'etologia e la sistematica (sono riportate le chiavi per la determinazione delle famiglie e dei generi delle forme immaginali)- e in una parte speciale, in cui vengono descritte in maniera dettagliata le 17 famiglie, i relativi generi e le specie più comuni che vivono nel nostro Paese.

Infine, una settantina di pagine è dedicata ai Plecotteri, con note sulla morfologia di larve e adulti, sull'etologia, i suggerimenti per la raccolta, nonché le chiavi di determinazione di famiglie e generi. Come per gli altri ordini, per ciascuna famiglia sono descritti i generi e le principali specie presenti in Italia.

Nel complesso, il volume riporta informazioni aggiornate che riguardano oltre 320 specie della fauna italiana. Un ulteriore punto di forza è rappresentato dalle nu-

merosissime (480) fotografie inedite a colori ad alta definizione, sia delle forme adulte che di quelle larvali. Il materiale iconografico è completato da 250 disegni.

I biologi ambientali che, per motivi legati al biomonitoraggio, hanno familiarità con i macroinvertebrati del benthos, potranno trovare in questo libro un'utile integrazione delle guide di identificazione tradizionalmente utilizzate, ma soprattutto l'occasione di allargare le proprie conoscenze entomologiche prendendo confidenza con le loro forme alate.

Sfogliando il libro viene da riflettere -per certi versi con preoccupazione- sul fatto che una pubblicazione di buon livello come

questa provenga da un ambito non propriamente legato al mondo della ricerca scientifica. Senza dubbio il libro cerca di colmare un vuoto di conoscenza, degli invertebrati acquatici e delle relative forme alate, che si è creato in questi ultimi anni anche a causa della mancanza di un progetto organico che mobilitasse risorse a favore della ricerca di base ed applicata su questi organismi. Oggi i tempi sarebbero maturi per l'avvio della revisione e per la pubblicazione aggiornata della collana di guide della fauna acquatica del CNR, comparse a partire dalla fine degli anni '70. L'applicazione della direttiva europea sulle acque, che richiede una valutazione delle biocenosi acquatiche

in quanto elementi di qualità dei corpi idrici, non può infatti prescindere dalla disponibilità di un quadro di conoscenze valide ed attuali sulla nostra fauna.

Per concludere con una nota di ottimismo, è confortante pensare che la spinta che ha originato la convergenza adattativa tra biologi ambientali e *Pam*, di cui si parlava in apertura, non è tanto l'oggetto del libro fin qui discusso, quanto, in ultima analisi, un ambizioso sogno comune: il recupero e la tutela dei nostri fiumi e, più in generale, di tutti i corpi idrici.

Per ordinazioni: Fly Line, c.p. 30 - 41041 Casinalbo (MO), tel./fax 059 573663 flyline@flylinemagazine.com, www.flylinemagazine.com.

Pietro Genoni

Sergio Zerunian

Condannati all'estinzione? Biodiversità. Biologia, minacce e strategie di conservazione dei pesci d'acqua dolce indigeni in Italia

Edagricole, Bologna, 2002 (220 pp., E 49,50)

I Pesci d'acqua dolce costituiscono un gruppo faunistico con molte specie endemiche in Italia. Il libro documenta in modo puntuale lo stato dell'ittiofauna indigena delle acque dolci italiane e denuncia, con forza, ma anche con rigore scientifico, le cause che hanno prodotto la critica situazione attuale.

La situazione dei vertebrati italiani desta non poche preoccupazioni, per il consistente numero di specie minacciate di scomparsa. Applicando infatti i criteri dell'Unione Mondiale per la Conservazione, su 494 specie di vertebrati presenti nel nostro territorio, 338 (circa il 68%) sono inserite in un'ipotesi di

Lista Rossa; di queste, 199 (circa il 40%) sono considerate minacciate e classificate nelle categorie "in pericolo critico", "in pericolo" e "vulnerabile". Tra i diversi gruppi, quello dei pesci d'acqua dolce (Ciclostomi e Osteitti) è nella condizione più critica: su 48 specie presenti, 41 (circa 85%) sono inserite nella Lista Rossa e le specie minacciate sono il 64,6%.

Non è però un lavoro di sola denuncia: il libro contiene un'accurata descrizione della morfologia, della biologia, dell'ecologia delle specie e del loro habitat. I testi sono corredati da tavole a colori delle specie di eccellente qualità e fedeltà curate da Titti de Ruosi.

Un intero capitolo, dedicato alle strategie di conservazione, indica in modo preciso le strade da percorrere per evitare perdite irreversibili come le estinzioni. Un utilissimo strumento, quindi, non solo per i ricercatori, ma anche per le amministrazioni locali e gli Enti competenti in materia di pesca e di ripopolamento, che devono attuare le migliori forme di gestione del



patrimonio naturale costituito dai pesci d'acqua dolce.

Condannati all'estinzione? pone quindi solide basi scientifiche per la gestione dell'ittiofauna d'acqua dolce italiana ed è un fondamentale punto di riferimento per suggerire una corretta impostazione di concreti programmi finalizzati alla conservazione delle specie e delle comunità ittiche indigene.

Paolo Turin

Sergio Zerunian

Piano d'azione generale per la conservazione dei Pesci d'acqua dolce italiani

Quaderno di Conservazione della Natura n° 17, Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio ed Istituto Nazionale per la Fauna Selvatica "A. Ghigi", 2003 (123 pp.)

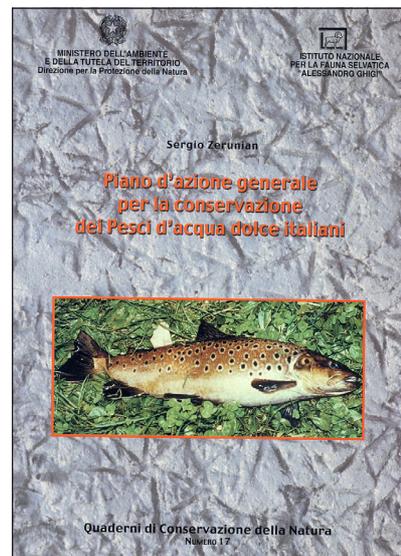
Questo lavoro riprende alcune parti del volume *Condannati all'estinzione? Biodiversità, biologia, minacce e strategie di conservazione dei Pesci d'acqua dolce indigeni in Italia*, già pubblicato dal medesimo autore nel 2002, e lo sviluppa nella direzione dei principi della conservazione della natura.

È il primo lavoro di sintesi che ha come oggetto la conservazione dell'ittiofauna d'acqua dolce italiana e, in particolare, dei suoi

preziosi endemismi; costituisce perciò anche un riferimento bibliografico fondamentale per questo tema.

Oltre alla trattazione di tutte le principali minacce antropiche per i pesci d'acqua dolce, sono individuati 8 taxa considerati di maggiore d'interesse conservazionistico (Lampreda padana, Storione cobice, Trota macrostigma, Carpio del Fibreno, Trota marmorata, Carpio del Garda, Panzarolo, Chiozzo di ruscello). Per ciascuno di essi è fornito un quadro aggiornato della biologia, dell'ecologia e degli interventi di conservazione fin qui eventualmente realizzati. Sono infine individuate azioni capaci di invertire la tendenza in atto e scongiurare il pericolo di estinzione per le specie maggiormente a rischio.

Il Quaderno può essere richiesto, da parte di Enti pubblici, all'Istituto Nazionale per la Fauna Selvatica (Via Cà Fornacetta 9,



40064 Ozzano dell'Emilia - BO), oppure potrà essere fra breve scaricato, da tutti gli utenti, in formato pdf dal sito: http://www.minambiente.it/Sito/settori_azione/scn/publicazioni/qcn.asp

Paolo Turin

Sergio Zerunian

Pesci delle acque interne d'Italia

Quaderno di Conservazione della Natura n. 20, Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio ed Istituto Nazionale per la Fauna Selvatica "A. Ghigi", 2004 (257 pp.)

Il volume è la versione "quaderno" dell'Iconografia dei Pesci delle acque interne d'Italia, di S. Zerunian e T. De Ruosi (2002, Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio ed Istituto Nazionale per la Fauna Selvatica "A. Ghigi").

Tutte le 63 specie indigene nelle acque interne italiane (4 Ciclostomi e 59 Pesci Ossei) sono trattate ordinatamente con una suddivisione in paragrafi che facilita la lettura del testo: sistematica, geone-

mia, habitat, biologia, areale italiano, rapporti con l'uomo e conservazione. Di particolare pregio è la raffigurazione a colori delle specie, eseguita da Titti De Ruosi.

È riportato il quadro aggiornato della sistematica dell'ittiofauna italiana; particolarmente utili le chiavi dicotomiche che facilitano la determinazione delle specie. Completa il testo un CD-rom (con il testo in italiano e in inglese) di pratica consultazione, utile anche per applicazioni didattiche.

Il volume può essere richiesto, da parte di Enti pubblici, all'Istituto Nazionale per la Fauna Selvatica (Via Cà Fornacetta 9, 40064 Ozzano dell'Emilia - BO); a breve sarà anche possibile scaricarlo in formato pdf dal sito http://www.minambiente.it/Sito/settori_azione/scn/publicazioni/qcn.asp.

Può anche essere acquistato



in riedizione integrale (E 28,00) da: Grandi e Grandi Editori, Strada Provinciale 14, 230 - Savignano sul Panaro (MO); fax 059.796202, grandi@grandieditori.it.

Paolo Turin

Maurizio Borin

Fitodepurazione

Soluzioni per il trattamento dei reflui con le piante

Edagricole, Bologna (VIII+198 pag., 85 illustrazioni. E 24,00)

La fitodepurazione può essere considerata a pieno titolo una vera e propria "eco-tecnologia" d'avanguardia per il trattamento dei reflui, con basso fabbisogno tecnologico ed energetico.

Già conosciuta ed applicata all'estero, è ancora poco diffusa in Italia dove manca soprattutto una buona conoscenza delle prestazioni, tale da supportare efficacemente la corretta progettazione e gestione degli impianti.

Il volume presenta le applicazioni più significative della fitodepurazione e fornisce un contributo a risolvere tale problema.

Il manuale raccoglie e organizza i risultati di una ricerca multidisciplinare, gran parte dei quali originali e ottenuti da una vasta attività condotta presso l'Università di Padova, fa il punto sui diversi aspetti della materia finora acquisiti ed espone con taglio pratico diverse soluzioni idonee per ambienti differenti, con un occhio di riguardo ai problemi legati alla scelta e alla gestione delle specie vegetali, un aspetto veramente cruciale per un buon funzionamento dell'impianto.

La facilità di consultazione e la snellezza della trattazione rendono il testo uno strumento essen-



ziale per tecnici, progettisti, decisori pubblici e funzionari con competenze ambientali.

Veziò Puccini, Elvira Tarsitano

Parassitologia urbana

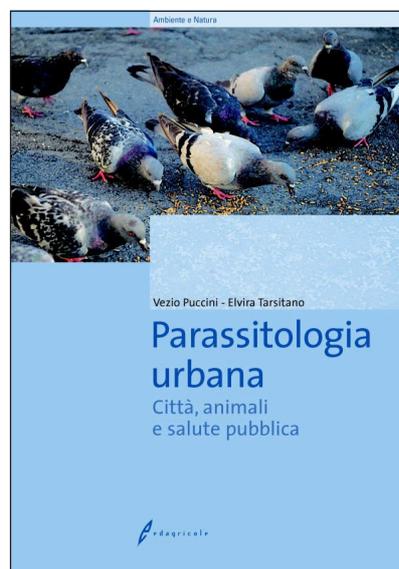
Città, animali e salute pubblica

Edagricole, Bologna (XIV+344 pag., 69 illustrazioni. E 44,50)

Nelle città attuali, la tendenza è quella di costruire ambienti di vita che tengano conto solo delle esigenze dell'uomo, senza prendere coscienza che, accanto alla popolazione umana, si trovano una vasta popolazione animale portata dall'uomo stesso (animali domestici) ed una che invade nicchie da lui create artificialmente (animali sinantropici: insetti, uccelli, topi, ecc.). La situazione di sovraffollamento conduce tutte queste popolazioni ad adattarsi, mutandone il comportamento e introducendo nelle città parassiti patogeni. Si registra così

un aumento delle patologie trasmesse dagli animali di città o che si possono contrarre durante i picnic, il campeggio e nelle gite 'fuoriporta'. Questo utile manuale mette a fuoco le problematiche sanitarie specifiche e propone soluzioni per monitorarle e controllarle.

Il volume presenta il lavoro di specialisti di numerose discipline che hanno individuato strategie precise per il controllo sanitario delle zoonosi parassitarie attraverso piani di programmazione sanitaria e urbanistica, ma anche attraverso un controllo 'partecipato' della comunità. Sono trattati l'inquinamento, la sovrapposizione con malattie degli animali e dell'uomo, la gestione di aree verdi o degradate, la gestione faunistica. Il volume consente di impostare interventi a carattere preventivo e di controllo e rappresenta un punto di riferimen-



to per coloro che operano nel campo della salute pubblica e della disinfestazione, siano essi sanitari, amministratori pubblici, tecnici o responsabili di aziende.

Francesco Petretti

Gestione della fauna

Il management delle popolazioni animali negli ambienti naturali, agricoli e urbanizzati

Edagricole, Bologna (370 pag., 62 illustrazioni. E 38,50)

L'Italia vanta ben 57.344 diverse specie d'interesse faunistico, un patrimonio da salvaguardare che, come tutte le risorse, va amministrato saggiamente. Ma gestire questo fondamentale patrimonio è cosa da veri professionisti ed esperti, un vero e proprio "mestiere" dove l'improvvisazione è bandita. Il manuale, curato da uno dei maggiori esperti del settore, è un'opera completa che, associando agli aspetti didattici quelli più pratici e di maggior interesse, fornisce un valido aiuto ai professionisti della gestio-

ne faunistica. Tutti gli argomenti affrontati nel testo si riconducono ad un profilo professionale emergente e per il quale vi è un'interessante domanda: il tecnico della fauna. Ad esso sono dedicate numerose parti del volume e un capitolo che spiegano come avvicinarsi alla professione e come rapportarsi con il mondo del lavoro, avendo come missione la gestione della fauna in una prospettiva attiva di conservazione e gestione dell'ambiente naturale. Il volume, infatti, nato dalle lezioni tenute all'Università di Camerino per la Prima Scuola di specializzazione in gestione dell'ambiente naturale e delle aree protette, avvicina concretamente i tecnici della fauna alle problematiche reali. L'ampiezza, la profondità e la chiarezza espositiva lo rendono interessante anche per un pubblico più vasto, sensibile alle tematiche del rapporto uomo-natura.

L'autore, biologo, collabora



con le trasmissioni televisive *Quark* e *Geo & Geo* in qualità di esperto. Docente all'Università di Camerino, autore di numerosi documentari e di libri di argomento naturalistico, è stato direttore dei programmi per la biodiversità del WWF Italia.

Marco Paci

Ecologia forestale

Elementi di conoscenza dei sistemi forestali

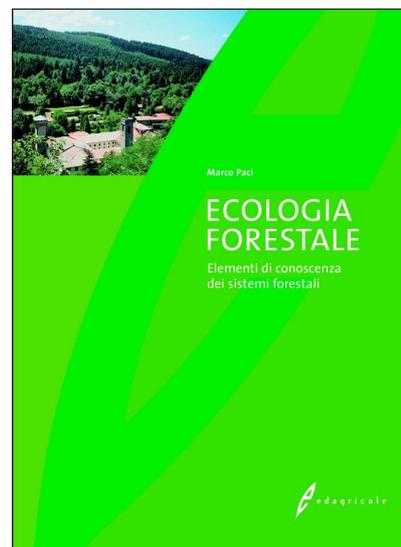
Edagricole, Bologna (310 pag., 161 illustrazioni. E 39,50)

Le foreste non sono un pozzo di San Patrizio da cui estrarre risorse a tempo indeterminato, bensì ecosistemi, il cui eccessivo sfruttamento ha creato squilibri su scala planetaria. L'ecologia forestale nasce proprio dalla necessità di capirne il funzionamento, per attuarne una gestione ecologicamente sostenibile.

Questa seconda edizione, completamente aggiornata, fornisce le conoscenze su struttura e funzionamento dei sistemi forestali e aiuta a porre le fondamenta per un

corretto approccio gestionale. In questo senso, la conoscenza dei meccanismi che consentono all'albero di approvvigionarsi di acqua dal suolo o di fissare il carbonio atmosferico, rappresenta solo la parte di un percorso gerarchico che dall'individuo porta alla comunità vivente, all'ecosistema e al paesaggio. Insomma, un insieme di ecosistemi interagenti fra loro: foreste, campi coltivati, incolti, pascoli, fiumi, laghi e centri abitati.

Il libro tratta con particolare attenzione la componente arborea degli ecosistemi forestali e rappresenta una base conoscitiva imprescindibile per chi, mediante la selvicoltura, dovrà intervenire su struttura e dinamismo dei boschi. Una piacevole premessa storica sui rapporti uomo-bosco, in cui si affrontano le problematiche legate al ruo-



lo ecologico svolto dall'uomo nelle varie epoche, apre questo lavoro scientifico che insegna a difendere a denti stretti la biodiversità, fondamentale per la collettività umana.

Henri Tachet, Philippe Richoux, Michel Bournaud, Philippe Usseglio-Polatera

Invertébrés d'eau douce. Systematique, biologie, écologie

CNRS Editions (www.cnrseditions.fr), Paris, 2003 (2000), 587 pag., E. 51,30

Negli ultimi decenni del secolo scorso si è potuto osservare, sia in Europa che in Italia, il progressivo e profondo mutamento a cui è andato incontro l'approccio allo studio e alla conservazione degli ambienti fluviali. Anche il legislatore, per proprio conto, ha iniziato a comprendere l'importanza di verificare lo stato di qualità delle acque superficiali sulla base delle risposte fornite dai loro primi fruitori: le comunità acquatiche.

La diffusione di nuovi metodi di indagine basati sullo studio degli indicatori, prevalentemente rappresentati dai macroinvertebrati bentonici per i corsi d'acqua corrente, ha richiesto l'adozione di guide pratiche che consentissero una introduzione all'argomento, immediata e disponibile anche per i meno esperti. In tale scenario il "Tachet", come veniva chiamato il famoso compendio dalla moltitudine di biologi ambientali dedita allo studio dei corsi d'acqua, ha senza dubbio rivestito un ruolo di primaria importanza per la semplicità di utilizzo con la quale è stato concepito.

A distanza di venti anni dalla sua prima edizione, il "Tachet" è stato rinnovato, ampliato e rivisto in tutte le sue parti. Il manuale pratico ed immediato che per anni ha costituito uno strumento indispensabile alla conoscenza delle comunità di macroinvertebrati delle acque dolci è stato, in effetti, completamente riscritto, fino ad as-

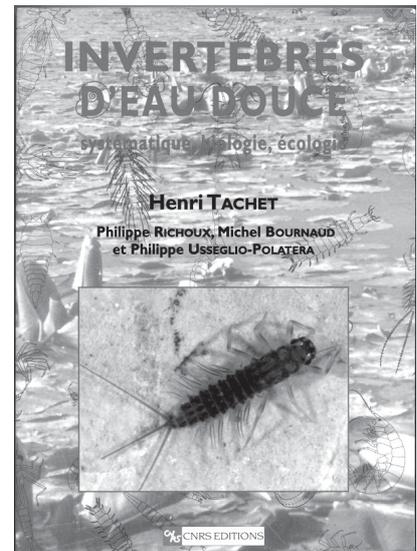
umere le vesti di un vero e proprio trattato a carattere scientifico e divulgativo.

L'edizione 2003, in lingua originale, comprende un corpo centrale costituito da diciannove capitoli dedicati alla classificazione di altrettanti gruppi animali, un'ampia introduzione (oltre 40 pagine) ed un capitolo di chiusura dedicato all'approccio ecologico (circa 30 pagine).

Oltre alla parte in cui si affronta la classificazione degli organismi, ciascun capitolo è articolato in vari paragrafi che collocano dal punto di vista sistematico ciascun gruppo considerato, ne descrivono la morfologia e l'anatomia, gli aspetti legati alla biologia e all'ecologia, riportano infine le tecniche di identificazione, nonché la bibliografia di riferimento. Per facilitare la classificazione, ciascun taxon viene descritto nei suoi tratti essenziali e illustrato, con disegni dal tratto semplice ed essenziale, sin nei particolari anatomici di maggior interesse per la determinazione sistematica, com'è nello stile degli autori. Le figure d'insieme che ne scaturiscono, precedono e introducono la classica chiave dicotomica che consente di giungere, di solito, fino a livello di famiglia e di genere, in alcuni casi fino a quello di specie.

La chiave dicotomica, contrariamente a quanto avveniva nella vecchia edizione, è stata estesa a tutti i gruppi trattati, ed è corredata, nei vari percorsi, da una serie di disegni schematici di grande dettaglio che guidano agilmente il lettore alla determinazione sistematica dei taxa studiati.

Nella convinzione che l'identificazione di un organismo, sebbene sia un preliminare fondamentale, perde di interesse se non contemporaneamente affiancata dal significato ecologico che questi as-



sume, gli autori hanno pensato di elaborare una tabella a caratteri numerici, riprodotta per ogni gruppo sistematico considerato e riportata a fine diagnosi, che consente di delineare i tratti essenziali, relativamente a biologia, fisiologia ed ecologia, di ogni taxon studiato. Partendo dalle Spugne per giungere agli Insetti è stato individuato un numero massimo di 22 tratti per ciascun organismo considerato, comprendenti, in totale, 119 differenti modalità di comportamento.

È nella parte introduttiva del testo che viene illustrato, sin nei minimi particolari, il metodo descrittivo ideato dagli autori, da cui scaturisce la tabella dei tratti comportamentali di ogni singolo taxon. Ed è ancora nella parte introduttiva che il lettore può trovare altre notizie utili sugli aspetti legati all'ambito spaziale dei corsi d'acqua, dalla regione al microhabitat, e a quello più ecologico dei macroinvertebrati. Anche in questa parte del volume non si lesinano grafici, schemi e disegni per meglio illustrarne i contenuti.

E ancora, nel capitolo dedicato all'approccio ecologico, l'ultimo,

sono illustrate, seppure in maniera sintetica, le possibilità offerte dall'uso della tabella dei tratti comportamentali di ciascun gruppo, con una serie di esempi applicativi nell'indagine sperimentale.

L'opera del Tachet si colloca ad un livello di interesse che coinvolge sia lo specialista, che può trarre da essa informazioni sul va-

sto panorama dei macroinvertebrati, che lo studioso o l'idrobiologo non specializzati, che si avvicinano allo studio dei corsi d'acqua, trovando in esso un valido strumento di lavoro. Ma come si legge per mano di Albert Louis Roux, nella prefazione, uno dei maggiori obiettivi dell'opera è quello di giungere ad un livello tassonomico che

riveli le informazioni ecologiche tra le più pertinenti per comprendere i vari aspetti dell'ambiente in cui vivono i macroinvertebrati, con particolare riguardo agli aspetti della qualità delle acque. (Per acquistarlo in Italia: Libreria della natura, C.so Magenta, 48 - 20123 Milano, tel 02 48003159; ai soci CISBA sconto 8%).

Gilberto N. Baldaccini

Corrado Battisti

Frammentazione ambientale, connettività, reti ecologiche. Un contributo teorico e metodologico con particolare riferimento alla fauna selvatica.

Provincia di Roma, Assessorato alle politiche agricole, ambientali e protezione civile, 2004, 248 pag.

La frammentazione degli ambienti naturali, ovvero il processo di origine antropica attraverso il quale un ambiente naturale viene suddiviso in frammenti più o meno isolati, costituisce una delle più gravi minacce alla diversità biologica.

La risposta a tale problema viene cercata in genere nella creazione di "reti ecologiche", che favoriscano la connessione tra diversi frammenti di ambienti naturali. A partire dalle Direttive 1979/409/CE (*Uccelli*) e 1992/43/CE (*Habitat*), la necessità di costituire reti ecologiche è stata recepita anche in diversi atti normativi e di pianificazione, a livello europeo, nazionale e regionale.

Purtroppo però, il concetto di rete ecologica ha assunto negli anni significati assai diversi tra loro. Un primo significato è quello di *sistema interconnesso di unità ecosistemiche*, che contribuisca in modo si-

gnificativo a conservare la biodiversità. Una seconda lettura del concetto, molto in uso nelle amministrazioni pubbliche, vede la rete ecologica come un *insieme integrato di aree protette*, inserite in un sistema coordinato di infrastrutture e servizi. Un terzo significato infine, utilizzato da chi segue un approccio urbanistico-territoriale, è quello di *sistema integrato di aree su cui realizzare azioni di conservazione e di valorizzazione delle risorse naturali e culturali*, per la promozione dello sviluppo socio economico locale.

I problemi causati da questa diversità di interpretazioni sono aggravati dal fatto che, come riferisce Battisti, l'enfasi assegnata al settore della pianificazione delle reti ecologiche non corrisponde ad una analoga conoscenza dei problemi di conservazione da parte di chi redige i piani, anche a causa di un coinvolgimento spesso marginale delle professionalità naturalistiche, le sole capaci di interpretare ed analizzare i fattori e i processi ecologici.

L'Assessorato alle politiche agricole, ambientali e protezione civile della Provincia di Roma ha quindi ritenuto opportuno pubblicare un volume che affronta il tema della frammentazione ambientale e della connettività. Lo scopo dell'iniziativa, come dice l'assessore Filiberto Zaratti nella prefazione al libro, è di "fornire strumenti co-



noscitivi e metodologici per avviare un percorso, condiviso con diverse professionalità, che investa la complessità dei sistemi territoriali, ecologici, urbanistici e socio-economici".

Il testo è composto da tre parti. Nella prima viene descritto il processo di frammentazione ambientale e ne sono illustrate le conseguenze a livello di popolazioni, comunità ed ecosistemi. Nella seconda parte viene discusso il contributo che le aree protette possono dare alla conservazione della biodiversità, nei paesaggi frammentati. Sono inoltre illustrate le opportunità offerte e le limitazioni dei diversi approcci utilizzati per ripristinare la connettività nelle aree

frammentate, considerando anche la necessità di adottare approcci specie-specifici. Nella terza parte, infine, viene illustrato un approccio alla individuazione di reti ecologiche specie o gruppo specifiche, che può essere utilizzato da enti di pianificazione territoriale, come le province.

Molto ricco di esempi e di casi di studio tratti da una vasta letteratura, il volume pubblicato dalla Provincia di Roma offre numerosi temi di riflessione per chi è impegnato, con diverse competenze disciplinari, nella pianificazione territoriale. È quindi auspicabile una sua ampia diffusione non solo tra i

biologi e i naturalisti, ma anche tra gli architetti, gli urbanisti e gli ingegneri che si occupano di territorio.

È infatti necessario che venga rivolta una specifica attenzione alla conservazione della connettività ambientale, non solo nell'ambito della pianificazione delle aree protette. La vera partita, infatti, si gioca nell'ambito della valutazione di impatto ambientale e, ancor più, nella valutazione ambientale strategica istituita dalla direttiva Direttiva 2001/42/CE.

Infatti le decisioni più importanti per evitare che proceda la frammentazione degli ambienti na-

turali sono prese proprio nell'ambito dei piani e programmi riguardanti i settori agricolo, forestale, della pesca, energetico, industriale, dei trasporti, della gestione dei rifiuti e delle acque, delle telecomunicazioni, turistico, della pianificazione territoriale e della destinazione dei suoli, che costituiscono il campo di applicazione della Direttiva.

Il libro può essere richiesto a: Provincia di Roma, Dipartimento V, Servizio 1°, Via Tiburtina 691 - 00159 Roma (Tel. 06 67663301, Fax 06 43562126; c.angeletti@provincia.roma.it

Massimo Leone

RECENSIONI BREVI

I volumi di seguito segnalati possono essere ordinati per posta ordinaria a *NHBS Mailorder Bookstore, 2-3 Wills Road, Totnes, Devon TQ9 5XN, United Kingdom*, oppure all'indirizzo di posta elettronica *nhbs@nhbs.co.uk*. Il prezzo è espresso in sterline (GBP); prima dell'ordine, controllare le condizioni più aggiornate e ulteriori informazioni sui singoli volumi sul sito <http://www.nhbs.com>.

Heavily modified water bodies. Identification and Designation Including Case Studies in Europe
Ed. by E Kampa and W Hansen
Springer, 2004, 320 pag. GBP 69, hardcover.

Handbook of ecological indicators for assessment of ecosystem health
Ed. by SE Jorgensen, R Costanza and F Xu.
Comprehensive account of ecological indicators for evaluating the health of a wide variety of ecosystems. It presents a conceptual framework for selecting, evaluating and validating ecological indicators of ecosystem health and applies this framework in a series of chapters on major ecosystem types, including coastal areas, forests, wetlands, fisheries and agricultural land.
Lewis, USA, 2004, 500 pages. GBP 85, hardcover.

Towards a theory of the functioning of aquatic ecosystems
A.F. Alimov

Backhuys, Netherlands, 2003, 130 pages, 54 Figs, 23 tabs. GBP 45, softcover.

The functional assessment of wetland ecosystems
Ed. by E Maltby, U Digdy and C Baker.
Woodhead, 2004, 520 pages. GBP 238.53, CD.

Bioassessment of freshwater ecosystems. Using the Reference Condition Approach
Robert C Bailey, Richard H Norris and Trefor B Reynoldson.
Aquatic ecosystem assessment is a rapidly developing field, and one of the newer approaches to assessing the condition of rivers and lakes is the Reference Condition Approach. This is a significant advancement in biomonitoring because it solves the problem of trying to locate nearby control or reference sites when studying an ecosystem that may be degraded. This book describes the basic methods involved in selecting and sampling appropriate refer-

ence sites, comparing test sites to appropriate reference sites using predictive modeling, and determining whether or not test sites are in the reference condition. This provides a rapid assessment method that can deal with everything from large-scale, national issues to local-scale problems with the same approach, and often parts of the same database.
Kluwer, Netherlands, 2003, 184 pages. GBP 58.50, hardback.

Lake and reservoir management
Ed. by SE Jorgensen, H Löffler, W Rast and M Straskraba.
Elsevier, Netherlands, *Developments in Water Science* 54. 2004, 350 pp. GBP 100, hardcover.

A practical guide to the management of saline lagoons
Ed. by N Symes and P Robertson.
This is a practical handbook that is based on the management experiences at ten man made lagoon sites in the east and south of England. The book

provides guidance in the techniques of both restoration management and maintenance management of saline lagoons. It emphasises the need for adequate survey, monitoring and management planning and describes suitable techniques. The book is aimed at everyone involved in saline lagoon management, including site managers, reserve wardens, rangers, contractors as well as those advising in its management. Useful techniques are illustrated using case studies.

RSPB, 2003, 90 pages. GBP 24, softcover.

Insect diversity conservation

Michael J Samways.

A contemporary global synthesis of the rapidly developing and important field of insect conservation biology. Insects play important roles in terrestrial ecological processes and in maintaining the world as we know it. They present particular conservation challenges, especially as a quarter face extinction within the next few decades. This textbook addresses the ethical foundation of insect conservation, and asks why we should concern ourselves with it. After addressing threats, from invasive alien plants to climate change, the book explores ways insects and their habitats are prioritised, mapped, monitored and conserved. Landscape and species approaches are considered.

Cambridge UP, 2004, 250 pages, 120 illus, 100 figs. GBP 30, softcover.

Managing priority habitats for invertebrates

Provides detailed information on the habitat requirements of 18 invertebrate groups. The material is also arranged into 32 UK priority habitats. 2004, GBP 54.05 (CD).

Geomorphology and river management. Application of the river styles framework

G Brierley and K Fryirs.

Blackwell, February 2005, 368 pp. GBP 39.95, softcover.

Stream hydrology. An introduction for ecologists

ND Gordon, TA McMahon, BL Finlayson, CJ Gippel and RJ Nathan.

Provides a common language for improv-

ing communication between researchers, biologists, environmental engineers and others managing or studying riverine environments. Summarises stream classification, stream rehabilitation and methods for determining instream flow requirements. Includes the most recent rapid developments in the area of stream rehabilitation and the setting of environmental flows. A new Windows based set of revised programmes of the computer package AQUAPAK will be available.

Wiley, 2004, 443 pages, figs, tabs. GBP 32.50, softcover.

Assembly rules and restoration ecology. Bridging the gap between theory and practice

Ed. by Vicky M Temperton, Richard J Hobbs, Tim Nuttle and Stefan Halle.

Understanding how ecosystems are assembled - how the species that make up a particular biological community arrive in an area, survive, and interact with other species - is key to successfully restoring degraded ecosystems. Yet little attention has been paid to the idea of assembly rules in ecological restoration, in both the scientific literature and in on-the-ground restoration efforts. This book addresses that shortcoming, offering an introduction, overview, and synthesis of the potential role of assembly rules theory in restoration ecology.

Shearwater, USA, Science and Practice of Ecological Restoration, 2004, 528 pages, photos, figs, tabs. GBP 31.50, softcover.

Nature's operating instructions. The true biotechnologies

Ed. by Kenny Ausubel and JP Harpignies.

Visionary leaders in fields such as biomimicry (mimicking nature in order to restore nature and serve human ends harmlessly), "living machines" that break down toxics biologically, and the restoration of natural capital, the contributors' guiding principles include diversity, kinship, symbiosis, reciprocity, and community. Sector by sector - from energy and agriculture to transportation, industrial production, and land management - the biotechnologies described here are examples of how nature has already created intelligent

design that we can emulate and adapt. *California UP*, USA, 2004, 288 pages. GBP 10.95, softcover.

Botanical latin. History, Grammar, Syntax, Terminology & Vocabulary

WT Stearn.

First published in 1966, this book has become accepted worldwide as the standard work of reference on this important subject. With an illustrated guide to descriptive terminology in both English and Latin, plus an extensive vocabulary of terms taken from current botanical usage, this is the most accurate, up-to-date and comprehensive book on the subject ever produced, 'This remarkable work has evoked worldwide esteem and affection. Encyclopedic and erudite, extraordinarily interesting and packed with detail.' *The Journal of the Royal Horticultural Society*.

David & Charles, 2004, 546 pages, b/w illustrations. GBP 19.99, paperback.

Towards a thermodynamic theory for ecological systems

Ed. by Sven E Jorgensen and Yuri Svirezhev.

Presents a consistent and complete ecosystem theory based on thermodynamic concepts. The introduction of the concept of exergy makes it possible to give a comprehensive explanation of ecosystem reactions and growth patterns. The trophic chain, global energy and radiation balance and pattern and the reactions of ecological networks are all explained by the use of exergy.

Pergamon Elsevier, 2004, 450 pp. GBP 56.50, softcover.

Monitoring stream and watershed restoration

Ed. by P Roni.

Provides a comprehensive, practical resource for developing monitoring and evaluation programmes for freshwater habitat restoration at various scales. Its unique emphasis is on how to monitor effects at habitat unit (site), reach and watershed scales. Numerous examples are given, particularly of restoration activities for coolwater biota and salmonid fishes. However, the principles discussed are relevant worldwide.

CABI, 2004, 300 pp. GBP 40, softcover.

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 su supporto cartaceo deve essere inviato a:

Redazione di Biologia Ambientale,

c/o Giuseppe Sansoni, V.le 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 consentirne 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:** i grafici e le illustrazioni inseriti in un file DOC come utile corredo alla lettura del manoscritto, non sono sufficienti per la realizzazione tipografica (comportano una perdita di nitidezza e difficoltà in fase di impaginazione); è perciò necessario **inviare sempre anche i grafici e le figure come file indipendenti**. Per ogni chiarimento tecnico contattare Giuseppe Sansoni (tel./fax 0585 841592, e-mail biologia.ambientale@cisba.it).

BIOLOGIA AMBIENTALE

Spediz. in abbon. post, art. 2, comma 20/c, L. 662/96, filiale Reggio Emilia
Tassa pagata - Taxe perçue

Volume 18
Numero 2
Dicembre 2004

SOMMARIO

Lavori originali

- 3 FERRARINI A., ROSSI P., MIGLIAZZI M., ROSSI O.,
GIAVELLI G. - L'analisi da remoto del paesaggio
mediante finestre mobili: il caso di studio della Val
Baganza (Parma)
- 11 SFRISO A., FACCA C., CEOLDO S., GHETTI P.F. -
Variazioni delle concentrazioni di nutrienti e dei
flussi di sedimentazione nella parte centrale della
laguna di Venezia
- 19 FACCA C., SFRISO A., GHETTI P.F. - Abbondanza
e diversità del fitoplancton e delle diatomee
bentoniche in laguna di Venezia
- 25 ZERUNIAN S. - Proposta di un Indice dello Stato
Ecologico delle Comunità Ittiche viventi nelle ac-
que interne italiane

Informazione & documentazione

RASSEGNA
SCIENTIFICA
RECENSIONI

- 31 GAITER S., BODON M., ROCCA D. - Applicazione
della metodica di indagine biologica, basata sulla
fauna bentonica e sulla componente organica del
sedimento, in acque di sorgente ed emergenze
assimilabili
- 48 PICCININI A. - Il Siluro tra mito e realtà
- 53 Rassegna scientifica (a cura di P. Genoni)
- 72 Recensioni