

**Centro  
Italiano  
Studi di  
Biologia  
Ambientale**

# **BIOLOGIA AMBIENTALE**

**Volume 22**

**Numero 2**

**Dicembre 2008**



**ISSN 1129-504X**



# BIOLOGIA AMBIENTALE

**Pubblicazione del C.I.S.B.A., vol. 22, n. 2/2008**

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

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

DIRETTORE RESPONSABILE: **Rossella Azzoni**

REDAZIONE:

**Giuseppe Sansoni** sansoni@infinito.it resp. di redazione

**Roberto Spaggiari** info@cisba.it resp. di segreteria

**Gilberto N. Baldaccini** baldagil@interfree.it redattore

**Pietro Genoni** p.genoni@arpalombardia.it redattore

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

## Comitato Scientifico

**Roberto ANTONIETTI**

Dip. Scienze Ambientali, Univ. di Parma

**Natale Emilio BALDACCINI**

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

**Roberto BARGAGLI**

Dip. Scienze Ambientali, Univ. di Siena

**Antonio DELL'UOMO**

Dip. di Botanica ed Ecologia, Univ. di Camerino

**Silvana GALASSI**

Dip. di Biologia, Università di Milano

**Pier Francesco GHETTI**

Dip. Scienze Ambientali, Univ. Cà Foscari, Venezia

**Stefano LOPPI**

Dip. Scienze Ambientali, Univ. di Siena

**Sergio MALCEVSKI**

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

**Maurizio G. PAOLETTI**

Dip. di Biologia, Univ. di Padova

**Luciano SANTINI**

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

**Paolo Emilio TOMEI**

Dip. Agronomia e gestione agroecosistema, Univ. di Pisa

**Mariagrazia VALCUVIA PASSADORE**

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

**Pierluigi VIAROLI**

Dip. Scienze Ambientali, Univ. di Parma

**Luigi VIGANÓ**

IRSA - CNR, Brugherio MI

**Sergio ZERUNIAN**

Parco Nazionale del Circeo, Sabaudia (LT)

**Aldo ZULLINI**

Dip. di Biotecnologie e Bioscienze, Univ. Milano Bicocca

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

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

*Biologia Ambientale* è articolata in due sezioni:

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

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

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

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

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

**www.cisba.it**

**info@cisba.it**

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

Tipografia NUOVA FUTURGRAF, Via Soglia 1, REGGIO EMILIA

# BIOLOGIA AMBIENTALE

Volume 22  
Numero 2  
Dicembre 2008

**In terza di  
copertina:  
nuove norme  
per gli autori**

## SOMMARIO

### LAVORI ORIGINALI

- NARDINI A., SANSONI G., SCHIPANI I., CONTE G., GOLTARA G., BOZ B., BIZZI S.,  
POLAZZO A., MONACI M. - **Problemi e limiti della Direttiva Quadro sulle  
Acque. Una proposta integrativa: FLEA (FLuvial Ecosystem Assessment)** 3
- AMORI G., REICHEGGER D., IERADI L.A., ZERUNIAN S., CRISTALDI M. - **I micromammiferi  
del Parco Nazionale del Circeo. I. Analisi faunistica** 19
- IERADI L.A., FIACCO S., ANNESI F., ZERUNIAN S., CRISTALDI M. - **I micromammiferi del  
Parco Nazionale del Circeo. II. Studio di fattibilità per il monitoraggio  
genotossico** 27
- FORNERIS G., MERATI F., PASCALE M., PEROSINO G.C. - **Confronto tra i metodi di  
determinazione dello stato delle comunità ittiche proposti in Italia (bacino del  
Serchio, Provincia di Lucca)** 35
- BONADONNA L., CATALDO C., SEMPRONI M. - **Determinazione di *Escherichia coli* in  
acque sotterranee con un metodo rapido automatizzato** 47

### INFORMAZIONE & DOCUMENTAZIONE

- GUILIZZONI P., GERLI S. - **La paleolimnologia: una scienza al confine tra geologia e  
paleontologia** 55
- MANCA M., VISCONTI A., DE BERNARDI R. - **Lo zooplankton del Lago Maggiore nel  
quinquennio 2003-2007: tendenze evolutive ed eccezioni alla luce dei cambiamenti  
globali** 64
- CARRADORI R. - **Biologia e gestione delle specie problematiche: il cinghiale** 73

**Foto di copertina**

Diversità ambientale nel tratto planiziale del Fiume Magra, a Sarzana (SP).  
(foto G. Sansoni, 2006)





# Problemi e limiti della Direttiva Quadro sulle Acque. Una proposta integrativa: FLEA (FLuvial Ecosystem Assessment)

Andrea Nardini, Giuseppe Sansoni, Ileana Schipani\*, Giulio Conte,  
Andrea Goltara, Bruno Boz, Simone Bizzi, Anna Polazzo, Marco Monaci

CIRF – Centro Italiano per la Riqualificazione Fluviale. Viale Garibaldi, 44A – 30173 Mestre (VE); [www.cirf.org](http://www.cirf.org)

\* Referente per la corrispondenza: [i.schipani@cirf.org](mailto:i.schipani@cirf.org)

Pervenuto il 7.3.2008; accettato il 12.9.2008

## Riassunto

La Direttiva Quadro Europea sulle acque 2000/60/CE, anche nota come WFD (Water Framework Directive), pone per i corsi d'acqua obiettivi strategici molto chiari e importanti: impedire il deterioramento degli ecosistemi acquatici e portarli allo stato ecologico *buono* entro il 2015. Tuttavia, contiene in sé alcuni limiti che rischiano di pregiudicare in partenza il raggiungimento di tali obiettivi. L'ostacolo principale risiede nei criteri stessi di classificazione dello stato ecologico, che relegano gli elementi idromorfologici ad un ruolo molto marginale e fondano il giudizio sul *caso peggiore*. Ne deriva una classificazione che può non corrispondere alle effettive condizioni ecologiche e che, paradossalmente, essendo insensibile alle alterazioni morfologiche, non costituisce un disincentivo all'artificializzazione dei corsi d'acqua, sebbene quest'ultima rappresenti una delle principali minacce agli ecosistemi d'acqua corrente. L'insufficiente integrazione tra elementi biologici, fisico-chimici e idromorfologici costituisce inoltre un ostacolo all'integrazione tra politiche comunitarie, in particolare tra WFD e Direttiva Alluvioni, con il rischio che, da un lato, la prosecuzione dei classici interventi di difesa dalle inondazioni tramite opere idrauliche comprometta il raggiungimento degli obiettivi della WFD e, dall'altro lato, si perdano opportunità di ridurre il rischio idraulico proprio attraverso un miglioramento idromorfologico dei corsi d'acqua. Come contributo al superamento di tali limiti, viene proposto uno schema di valutazione integrata dello stato ecologico (FLEA: FLuvial Ecosystem Assessment) che include a pieno titolo anche gli elementi di qualità idromorfologica. Rispetto al sistema di classificazione della WFD, lo schema FLEA –strutturato in un *albero dei valori*– prevede: (a) alcuni attributi supplementari, legati in particolare alla componente geomorfologica; (b) l'abbandono, nell'aggregazione degli attributi finalizzata alla valutazione globale, del criterio *caso peggiore*, sostituito dal criterio di *compensabilità*; (c) una valutazione parziale (sempre in cinque classi), da affiancare alla globale, per ciascuno degli elementi di qualità (biologici, fisico-chimici, idromorfologici) con i loro sottoattributi. L'approccio della *funzione di valore* assicura la *coerenza interna* di ogni aggregazione. Vengono, infine, avanzate alcune note critiche all'implementazione della WFD in Italia, relative ai metodi di classificazione e monitoraggio degli elementi idromorfologici e dello stato della fauna ittica.

PAROLE CHIAVE: Direttiva 2000/60/CE / classificazione dello stato ecologico / valutazione integrata / elementi di qualità idromorfologica / FLEA / integrazione tra politiche comunitarie

## Water Framework Directive: problems and limits. An integrative proposal: FLEA (FLuvial Ecosystem Assessment)

The Water Framework Directive 2000/60/EC (WFD) sets out strategic and well-defined objectives: preventing further deterioration of aquatic ecosystems and achieving *good* ecological status within 2015. However, the WFD reveals some limits that may jeopardize the achievement of such goals. The main obstacle lies in the classification system for the assessment of the ecological status, which is not sufficiently integrated, relegating the hydromorphological elements to a very marginal role, and adopts the *worst case* (*One Out - All Out*) criterion to aggregate the multiple attributes involved. As a consequence, such a classification system may not correspond to the actual ecological status; additionally, being insensitive to hydromorphological alterations, paradoxically it does not contribute to reducing the pace of artificialization of water bodies, although the latter is one of the key threats for rivers. The insufficient integration of biological, physico-chemical and hydromorphological elements hinders, furthermore, the integration of EU policies, namely WFD and Floods Directive, with the risk, on the one hand, of a widespread diffusion of traditional hydraulic works for the sake of flood protection –which would prevent the attainment of WFD objectives– and, on the other hand, the risk of missing a relevant opportunity of reducing flood risk exactly through an improvement of hydromorphological conditions. With the aim of giving a contribution to overcome such limits, we propose a scheme for the integrated assessment of the ecological status (named FLEA: FLuvial Ecosystem Assessment) which fully includes also the hydromorphological elements. Compared with the WFD classification system, FLEA –structured according to a *value tree*– includes: (a) some additional attributes, linked in particular to the geomorphological component; (b) the adoption, in the aggregation of attributes aiming at a global evaluation, of a *compensability* criterion instead of the *worst case* one; (c) a partial evaluation (still in five classes) to accompany the global one, for each one of the quality elements (biological, physico-chemical, hydromorphological) with their sub-attributes. The *Value Function* approach ensures the *internal coherence* of each aggregation. Finally, some critical notes are proposed concerning the implementation of the WFD in Italy with regard to the monitoring and classification methods for the hydromorphological elements and the status of the fish fauna.

KEYWORDS: Water Framework Directive (2000/60/EC) / ecological status classification system / integrated assessment / hydromorphological quality elements / FLEA / Environmental policy integration in Europe

## INTRODUZIONE

La Direttiva Quadro Europea sulle Acque 2000/60/CE (Water Framework Directive, nel seguito WFD), adottando il concetto di *stato ecologico*, presuppone una visione di ecosistema prima ancora di affrontare il tema degli usi dell'acqua. Coerentemente con i principi dello sviluppo sostenibile, introduce nella gestione delle acque importanti concetti quali: la ricerca di un equilibrio tra consumi e disponibilità, il bacino (o il "distretto") idrografico come unità territoriale delle politiche idriche, il principio "chi inquina o usa, paga", la partecipazione pubblica nei processi decisionali.

Tra gli aspetti più innovativi vi sono: l'introduzione del concetto di tipologia di corpo idrico come unità di applicazione, caratterizzato da condizioni di riferimento specifiche; il rilievo attribuito agli elementi di qualità biologici e l'introduzione di quelli idromorfologici, correlati alle alterazioni morfologiche del sistema fluviale e/o del regime idrologico.

Nonostante l'impostazione avanzata della WFD, il sistema di classificazione dello stato ecologico contiene alcuni seri limiti. In questo articolo si presentano tre argomenti di riflessione, focalizzando l'attenzione sugli elementi idromorfologici:

- analisi dei limiti del sistema di classificazione della WFD;
- implementazione della metodologia FLEA (FLuvial Ecosystem Assessment: CIRF, 2006), sviluppata dal Centro Italiano per la Riqualificazione Fluviale (CIRF);
- ruolo del sistema di classificazione nell'armonizzazione delle diverse politiche comunitarie di settore (in particolare WFD e Flood Directive).

## PROBLEMI E LIMITI DEL SISTEMA DI CLASSIFICAZIONE WFD

Buone condizioni idromorfologiche in un corso d'acqua assicurano lo svolgimento di processi quali il trasporto solido, la dissipazione dell'energia della corrente, il mantenimento e il rinnovamento delle forme fluviali, gli scambi di acqua, materia ed energia con la piana inondabile e con la zona iporreica. Tali processi sono di importanza fondamentale per il mantenimento delle comunità biotiche e di elevati livelli di biodiversità (NAIMAN *et al.*, 1993; WARD *et al.*, 2001; KERN *et al.*, 2002); l'interesse del loro rilievo nella valutazione dello stato degli ecosistemi è riconosciuto da tempo (SEPA, 1998; EA, 1998; EPSRC, 2001; BfG, 2002). Diversi autori, inoltre, hanno evidenziato i rapporti coevolutivi tra condizioni idromorfologiche, processi fluviali e stadi evolutivi della vegetazione alveale e riparia (GURNELL e PETTS, 2002 e 2006; GURNELL *et al.*, 2005 e 2006; EMERY *et al.*, 2004; GOODSON *et al.*, 2003).

Le condizioni idromorfologiche (in seguito indicate

come CI) meritano perciò d'essere considerate, al pari di quelle biologiche e fisico-chimiche, nella classificazione dello stato ecologico; oggi, infatti, molti autori riconoscono ad esse un'importanza ben maggiore che in passato (AMOROS e PETTS, 1993; KERN *et al.*, 2002; THOMSON *et al.*, 2001; ROSGEN, 1996; SEAR *et al.*, 2003; DOWNS, 2001; DOWNS e GREGORY, 2004; KONDOLF e PIÉGAY, 2003; WALKER *et al.*, 2002). Inoltre, da un punto di vista etico-filosofico, si può sostenere che le CI meritino attenzione anche di per sé, per un valore di esistenza e filantropico (consegnare alle generazioni future ecosistemi integri).

Nella WFD, tuttavia, le CI sono considerate solo marginalmente. Esse, infatti, entrano solo nella classificazione dello stato ecologico *elevato* (WFD, All. V, par. 1.2); l'attribuzione alle altre classi di stato (o potenziale) ecologico è invece effettuata utilizzando solo gli elementi di qualità biologici e fisico-chimici (per la classe *buono*) o solo quelli biologici (per le classi *sufficiente*, *scarso* e *cattivo*).

Anche la vegetazione riparia, che svolge di fatto un ruolo chiave negli ecosistemi fluviali, è ridotta ad un ruolo marginale: la WFD non la riconosce come elemento di qualità biologica, relegandola (sotto la dizione "struttura della zona ripariale") tra le condizioni morfologiche "a sostegno degli elementi biologici" (WFD, All. V, par. 1.1.1) e, in quanto tale, da considerare nel solo stato ecologico *elevato*.

La conseguenza che si intende sottolineare è che, di fatto, se si escludono i corsi d'acqua attualmente in stato ecologico *elevato*, questo sistema di classificazione rischia di essere insensibile alle alterazioni idromorfologiche (Fig. 1) e comporta, paradossalmente, il rischio di non raggiungere un obiettivo fondamentale della WFD: impedire un ulteriore deterioramento, proteggere e migliorare lo stato degli ecosistemi (WFD, art. 1).

Per comprendere la nostra argomentazione è utile innanzi tutto ricordare che la WFD (All. V, 1.4.2.i) ha scelto come criterio di aggregazione dei diversi attributi biologici e fisico-chimici (per stati ecologici inferiori all'*elevato*) quello definibile *One Out-All Out* (OO-AO) o del *caso peggiore*: in altre parole, non si ammette compensazione tra il miglioramento di alcuni attributi e il peggioramento di altri, ma è l'attributo in condizioni peggiori a determinare la classificazione globale.

Sebbene ogni alterazione idromorfologica (o fisico-chimica) abbia inevitabilmente riflessi biologici più o meno evidenti, il sistema previsto dalla WFD, pur concentrandosi essenzialmente solo su questi ultimi, può rivelarsi completamente miope per due motivi:

- l'insensibilità della classificazione ad eventuali peggioramenti di indicatori biologici causata proprio dal



**Fig. 1.** Col sistema di classificazione della WFD, per la mancata considerazione degli elementi idromorfologici (tra i quali la WFD pone anche la vegetazione riparia), un corso d'acqua in stato ecologico *buono* (foto a sinistra), pur sottoposto ad un rilevante deterioramento (simulazione grafica a destra), può mantenere la classificazione *buono*, nonostante l'evidente alterazione di una sponda, della fascia di vegetazione riparia, della piana inondabile e, conseguentemente, dei processi fluviali.

criterio *OO-AO*. Un esempio limite può chiarire il concetto: un corso d'acqua in condizioni idromorfologiche e fisico-chimiche *buone* o *elevate* può ricadere nello stato ecologico *scarso* anche solo perché l'ittiofauna ha subito profonde alterazioni (da pressione alieutica, immissione di specie aliene, ripopolamenti, ecc.). A questo punto, eventuali alterazioni morfologiche, anche drastiche, potrebbero non essere rilevate dal monitoraggio previsto dalla WFD perché: (a) gli elementi morfologici (compresa la vegetazione riparia, magari totalmente distrutta) non saranno monitorati (essendo lo stato "non *elevato*"); (b) lo stato della fauna ittica (quindi anche lo stato ecologico) potrebbe restare nella classe *scarso*; (c) anche eventuali peggioramenti di altri elementi biologici (es. macroinvertebrati: dallo stato *elevato* a quello *scarso*) non comporterebbero comunque un peggioramento della classificazione (per il criterio *One Out-All Out*). In sostanza: il corso d'acqua ha subito di fatto un forte deterioramento, ma il sistema di classificazione non lo ha rilevato, come se nulla fosse cambiato!

- gli indicatori adottati (necessariamente semplificati: per limiti di conoscenze scientifiche, di risorse o di competenze degli addetti al monitoraggio) possono avere insufficiente sensibilità o specificità e, pertanto, risultare inadeguati a rilevare alcuni effetti che, pure, si sono verificati. Al proposito, va osservato che gli elementi biologici più sensibili alle alterazioni idromorfologiche – vegetazione riparia e pesci (BROOKES, 1988; WASSON *et al.*, 1998; CAMPBELL *et al.*, 1972; CEMAGREF, 1983; CHANG, 1988; CORNING, 1975; DANIELS, 1960; ICE, 2001; LACHAT, 1991; MARZOLF,

1978; WINKLEY, 1982) – non sono pienamente utilizzabili: la vegetazione riparia proprio in quanto non considerata dalla WFD un elemento biologico; l'ittiofauna perché spesso già fortemente alterata dalle pratiche legate alla pesca.

Sorge anche un'osservazione semplice e forte: se un'alterazione morfologica è già evidente ad occhio nudo ed è facilmente misurabile, perché dovremmo cercare di misurarla con indicatori (biologici) indiretti? È ovvio che, quantomeno, si perderebbe in sensibilità. Per coerenza, inoltre, se davvero l'interesse ultimo fosse solo quello relativo al comparto biologico, la WFD non dovrebbe considerare nemmeno gli elementi fisico-chimici, inferendo il loro eventuale grado di alterazione sulla sola base delle ripercussioni sugli elementi biologici (un errore che, per fortuna, la WFD non compie o, almeno, compie solo parzialmente)!

Purtroppo, l'esclusione sostanziale dell'idromorfologia dai criteri di valutazione dello stato ecologico non è affatto irrilevante, anzi è molto rischiosa, in quanto può dare forza a politiche gestionali poco rispettose dell'ambiente fluviale e alla proliferazione di quelle opere (sicurezza idraulica, navigazione, infrastrutture, idroelettrico, ecc.) che costituiscono proprio la causa principale delle alterazioni più radicali subite dai corsi d'acqua (WARD e STANFORD, 1979; LIGON *et al.*, 1995; PETTS e AMOROS, 1999).

Infine, notiamo che la classificazione dello stato ecologico è pure contraddittoria in quanto l'esclusione dei fattori idromorfologici determina una sovrastima del valore ecologico del sistema, mentre l'adozione del principio *OO-AO* ne determina una netta sottostima. Il



metodo di aggregazione OO-AO incrementa inoltre significativamente il rischio di errata classificazione. Infatti, poiché anche un singolo attributo è in grado di cambiare l'intera classificazione, maggiore è il numero di attributi adottati, maggiore sarà la probabilità che l'intera classificazione dello stato ecologico sia errata, e ciò in maniera asimmetrica, cioè verso lo stato peggiore (IRVINE, 2004; UKTAG, 2007).

L'esclusione dei criteri idromorfologici dalla WFD può anche creare problemi di armonizzazione con la Direttiva Alluvioni (Flood Directive, Dir. 2007/60/CE), mentre è proprio l'integrazione tra WFD e FD che offre l'opportunità di adottare su larga scala un nuovo approccio che sfrutti le reciproche sinergie tra direttive e ne eviti gli antagonismi. In particolare, la riduzione del rischio idraulico potrebbe essere conseguita restituendo ai fiumi (ovunque possibile) ampi spazi inondabili per laminare le piene, invertendo la tendenza alla canalizzazione e ottenendo, nel contempo, un notevole miglioramento dello stato ecologico; per la prima volta, insomma, potrebbe essere applicata la strategia di perseguire una maggiore sicurezza assecondando i processi naturali. Va osservato che questo approccio, rallentando i deflussi e favorendo la ricarica delle falde, contribuirebbe anche a ridurre le crisi idriche, uno spettro che minaccia il futuro dell'approvvigionamento idrico, soprattutto nei paesi dell'Europa meridionale.

Tuttavia queste opportunità di politica lungimirante sono minate alla base proprio dall'insufficiente considerazione degli elementi idromorfologici nel sistema WFD di classificazione dello stato ecologico. La sua scarsa sensibilità alle variazioni idromorfologiche rappresenta, infatti, un disincentivo per gli Stati membri, in quanto gli effettivi miglioramenti ecologici non sarebbero compiutamente registrati; inversamente, programmi tradizionali di interventi artificializzanti, rischierebbero di non subire alcun disincentivo.

Inoltre, poiché i criteri di designazione dei corpi idrici fortemente modificati (HMWB) (CIS-WFD, 2003b; HANSEN *et al.*, 2002) sono di tipo economico (WFD, art. 4, c. 3), è forte la tentazione di designare HMWB molti fiumi (oggi lontani dalle loro condizioni di riferimento a causa delle opere idrauliche realizzate nei secoli), ripiegando sull'obiettivo meno stringente (e meno costoso) del buon "potenziale" ecologico. Se, invece, fosse adeguatamente riconosciuto il miglioramento dello stato ecologico (e i conseguenti servizi ambientali, in particolare la riduzione del rischio idraulico) derivante da una politica di miglioramento dello stato ecologico per la protezione dalle inondazioni, i costi per il raggiungimento dello stato buono potrebbero risultare non più sproporzionati e il corpo idrico potrebbe non essere designato come HMWB e conseguire un maggior miglioramento ecologico.

## LE POSSIBILI SOLUZIONI

I limiti della WFD e le disarmonie con la FD possono essere superati, da un lato, migliorando il sistema di classificazione dello stato ecologico e, dall'altro, introducendo la valutazione di "convenienza" (economica e sociale) delle misure di intervento.

Il primo aspetto richiede di introdurre gli elementi idromorfologici anche nella valutazione delle classi di stato ecologico *buono* o inferiore. Il secondo richiede un cambiamento culturale più profondo: concepire – come suggerito anche dall'art. 9 della FD – il "Piano di Gestione" dei distretti idrografici come strumento che integri le misure per il raggiungimento degli obiettivi di qualità del corpo idrico (WFD) con quelle per la difesa dal rischio idrogeologico e alluvionale (FD).

Il sistema di classificazione dello stato ecologico può essere migliorato:

- introducendo sempre alcuni attributi (in parte già previsti nella WFD) capaci di rilevare chiaramente e facilmente l'assetto idromorfologico generale;
- valutando ciascuno dei tre elementi di qualità (biologica, fisico-chimica, idromorfologica), sulla base dell'entità dello scostamento dalle rispettive condizioni di riferimento, in modo da produrre una classificazione dello stato (sulle cinque classi, da *elevato* a *cattivo*) di ognuno dei tre elementi;
- sostituendo il criterio del *caso peggiore* con uno di *compensazione* sia nell'aggregazione dei singoli attributi all'interno di ogni elemento di qualità, sia nell'aggregazione tra elementi (si veda, più avanti, il paragrafo "aggregazione dell'informazione"). Per quest'ultima, in particolare, si possono ponderare i tre elementi di qualità attribuendo loro un peso relativo commisurato alla rispettiva importanza ecologica (tramite la funzione di valore, come discusso nel seguito). È in questa fase che potrebbe più correttamente essere introdotta l'esplicita volontà politica della WFD di attribuire un peso maggiore alla qualità biologica.

Fermo restando il rispetto degli obblighi previsti dalla WFD (in particolare il raggiungimento dello stato ecologico buono entro il 2015), per la valutazione di convenienza sociale dei piani di gestione integrati (WFD e FD) e dei relativi programmi di misure si dovrebbe, a nostro avviso, adottare un approccio multicriterio (KEENEY e RAIFFA, 1976; GOICOECHEA *et al.*, 1982; JANSSEN, 1992) che consideri almeno: lo stato di salute dell'ecosistema (obiettivo *ambientale*), il rischio idraulico (obiettivo *sicurezza*), i costi (obiettivo *economico*), sulla base delle "preferenze sociali". Se in tal modo i programmi di misure risultassero "convenienti", o più propriamente "socialmente desiderati", allora il corpo idrico non sarà più designato come HMWB e ci si porrà l'obiettivo del buono *stato* ecologico, altrimenti



si ripiegherà sull'obiettivo del buon *potenziale* ecologico.

Più in generale, la collettività (portatori di interesse, gente comune e decisori) potrà così decidere eventualmente di allocare maggiori investimenti per migliorare lo stato ecologico anche di corpi idrici che, nella visione parziale WFD sarebbero ora classificati HMWB, ottenendo in cambio altri benefici (quali, in particolare, più sicurezza).

Viene di seguito presentato uno schema di classificazione dello stato ecologico dei corsi d'acqua, denominato FLuvial Ecosystem Assessment (FLEA) (CIRF, 2006), che consente di superare i limiti della WFD sopra illustrati. Si sottolinea che si tratta di uno stimolo alla discussione, piuttosto che di un pacchetto completamente definito, e in quanto tale lo caratterizzano flessibilità e apertura ad adattamenti specifici.

La proposta si articola sul concetto di *albero dei valori* (WEBLER *et al.*, 1995; KEENEY, 1992), cioè una struttura logica, espressa in forma grafica, che organizza tutti i punti di vista (*attributi*) considerati rilevanti per valutare un certo oggetto (in questo caso lo stato ecologico).

Dopo una breve descrizione degli attributi proposti, si discute la necessità che, nell'aggregazione degli attributi in un singolo giudizio di valore (indice), sia adottato un approccio che superi i limiti del principio OO-AO previsto dalla WFD, lasciando un certo grado di compensabilità tra gli attributi.

### La proposta FLEA e i suoi attributi

Il criterio di fondo adottato per valutare lo stato ecologico di un corso d'acqua è quello –coerentemente con la WFD– della sua *integrità ecologica* (KARR e DUDLEY, 1981; KARR, 1993; KARR e CHU, 1995) o, in termini forse più intuitivi, della sua *salute* (SCHNEIDERS *et al.*, 1993; IMHOF *et al.*, 1996), che costituisce una misura della vicinanza alle sue *condizioni di riferimento*, ovvero alle condizioni in cui si troverebbe lo stesso corso d'acqua in assenza di impatti antropici.

L'individuazione delle condizioni di riferimento –idromorfologiche, fisico-chimiche e biologiche– specifiche di ogni tipologia fluviale è una delle sfide più ardue, il cui approfondimento esula dagli scopi del presente articolo. Va tuttavia osservato che la proposta metodologica FLEA resta valida ed applicabile anche nel caso di scelte diverse per le condizioni di riferimento (approccio storico, statistico, modellistico, giudizio esperto, ecc.) (CIS-WFD, 2003e, HAWKINS *et al.*, 2000; SIMPSON e NORRIS, 2000; KELLY-QUINN *et al.*, 2004).

Lo schema FLEA (Fig. 2) è abbastanza simile a quanto già proposto, ad esempio, nella versione finale di CIS-WFD, 2003 (Guidance on Monitoring for the Water Framework Directive); tuttavia, oltre a variazio-

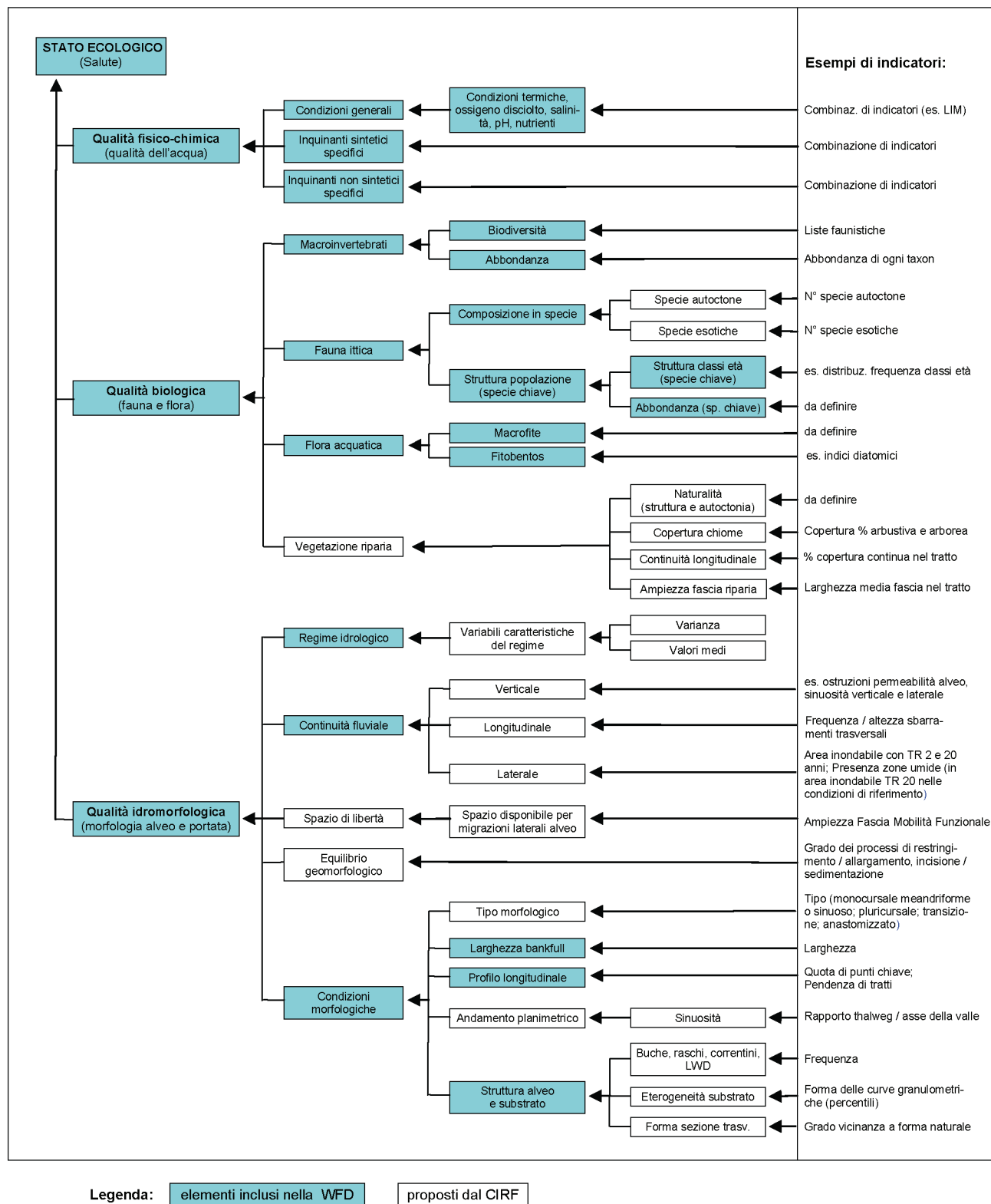
ni minori, include ulteriori sub-attributi chiave:

- *continuità laterale*, che esprime quanto sia presente la naturale dinamica di inondazione (di grande importanza per la vegetazione e la fauna, l'esplicarsi dei naturali cicli dei nutrienti, il rinnovamento delle forme del corso d'acqua e del corridoio fluviale, oltre che per l'attenuazione dei picchi di piena e la ricarica degli acquiferi) (JUNK, 1999; JUNK *et al.*, 1989; JUNK e WANTZEN, 2004);
- *equilibrio geomorfologico e spazio di libertà*, trattati nel seguito;
- *vegetazione riparia*, che nella WFD è “declassata” al ruolo di elemento idromorfologico “a sostegno” degli elementi biologici, mentre –in quanto componente vivente essenziale del sistema fluviale– merita il pieno riconoscimento di elemento di qualità biologica (al pari delle macrofite acquatiche e del fitobentos). Basti ricordarne l'elevata diversità in specie legata alla collocazione ecotonale (GREGORY *et al.*, 1991; NAIMAN *et al.*, 1993; POLLOCK *et al.*, 1998), l'intensa produttività (NANSON e BEACH, 1977; WALKER *et al.*, 1986; JOHNSON, 1994), l'importanza strategica per la conservazione della natura (KALLIOLA e PUHAKKA, 1988) e i ruoli di: serbatoio per la dispersione delle specie; fonte di detrito organico fine (TABACCHI *et al.*, 1998) e di grossi detriti legnosi (LWD) che diversificano gli habitat (BEECHIE e SIBLEY, 1997; KONDOLF *et al.*, 1987) e forniscono rifugi per la fauna (RAEDEKE, 1988); controllo dell'inquinamento diffuso veicolato dal ruscellamento superficiale e sub-superficiale proveniente dal territorio circostante (HAYCOCK *et al.*, 1993 e 1997); regolazione della temperatura dell'acqua (NAIMAN *et al.*, 1993; MALANSON, 1993; POLLOCK *et al.*, 1998).

L'ultima colonna dello schema FLEA riporta, a titolo di esempio, un elenco di possibili indicatori. È tuttavia altamente auspicabile che la scelta degli indicatori scaturisca da un confronto scientifico a livello quantomeno nazionale, per ogni scala ed ogni tipologia fluviale (si vedano le considerazioni a chiusura del paragrafo “aggregazione dell'informazione”). Va precisato che in FLEA tutti gli attributi vanno espressi come grado di vicinanza alle proprie condizioni di riferimento e gli indici da utilizzare per ogni attributo assumono alla fine un valore definito nell'intervallo tra massima lontananza (0) e coincidenza (1).

### Solo diagnosi o anche prognosi?

A rigore, per classificare lo stato ecologico *attuale*, come richiesto dalla WFD, sono necessari e sufficienti attributi *di stato*. In FLEA, invece, tra gli elementi morfologici, si è preferito includere alcuni attributi che incorporano –almeno in parte– anche le *tendenze* evolutive dell'alveo. Sono così stati introdotti:



**Fig. 2.** L'albero dei valori di FLEA. Il valore del tronco principale (stato ecologico) risulta dall'aggregazione dei valori dei tre rami principali (qualità fisico-chimica, biologica e idromorfologica), ciascuno dei quali aggrega il valore dei rami di secondo ordine, e così via fino agli indicatori finali (le foglie dell'albero).

- l'*equilibrio geomorfologico*, che esprime quanto la dinamica geomorfologica dell'alveo si discosti da quella che avrebbe in condizioni non o scarsamente antropizzate. Si noti che l'*equilibrio geomorfologico*, oltre all'importanza intrinseca, può anche fungere da *proxy* di altri attributi, in particolare di quelli legati alle condizioni morfologiche (il cui mantenimento nel tempo è garantito solo da condizioni di equilibrio dinamico);
- lo *spazio di libertà* (MALAVOI *et al.*, 1998; CIRF, 2006; RINALDI, 2006; RINALDI e SIMONCINI, 2006), che esprime quanto dello spazio che il corso d'acqua avrebbe naturalmente sia ancora a disposizione per la libera evoluzione morfologica dell'alveo (ovvero non sia limitato da difese spondali, pennelli, argini, ecc., né occupato da insediamenti). Riveste dunque un'importanza centrale, in quanto prerequisito per il libero esplicarsi (anche futuro) dei processi fluviali (*in primis* la divagazione dell'alveo). Si noti tuttavia che, più che misurare lo stato attuale, è un predittore dello stato futuro.

#### *Indicatori e scale: standardizzazione e flessibilità*

Ogni attributo di livello più basso nello schema di valutazione (*foglia dell'albero dei valori*) deve essere misurato da uno specifico indicatore. Fermo restando l'obiettivo di utilizzare lo stesso indicatore per tutte le tipologie fluviali o, almeno, per tutti i corsi d'acqua appartenenti alla stessa tipologia, va preso atto che spesso, la possibilità di utilizzare gli indicatori più "desiderabili" è preclusa da dati insufficienti, o disponibili solo ad una certa scala di analisi (ad es. regionale, ma non locale).

È pertanto opportuno prevedere la possibilità di misurare un dato attributo a varie scale di analisi, da bacino a tratto e persino locale, nonché per diverse disponibilità di dati. Spesso, infatti, un'analisi di area vasta con indicatori definiti su variabili grossolane dà informazioni più utili rispetto ad un'analisi di estremo dettaglio eseguita –per necessità– su brevi tratti. Ma quando per un dato tratto fluviale siano disponibili dati di dettaglio è utile sfruttarli per ricavare lo stesso attributo con maggior affidabilità.

La sfida, in definitiva, è utilizzare un sistema flessibile che permetta di valutare lo stesso attributo sia con indicatori grossolani (a scala di bacino o di tratto) sia con un set di indicatori più specifici (alla scala locale). Un esempio tipico riguarda la vegetazione: alla scala di bacino se ne può misurare tramite telerilevamento almeno l'ampiezza e la copertura, mentre a scala locale l'informazione può essere integrata da composizione in specie, autoctonia e struttura. È dunque indubbia l'utilità di un sistema di valutazione flessibile, che permetta cioè sistematicamente di mappare l'intera

asta fluviale con dati grossolani e di integrare/aggiornare via via l'informazione nei tratti ove si rendano disponibili dati di maggior dettaglio.

In conclusione, poiché un monitoraggio basato interamente sul lavoro di campo permette –per limitatezza di risorse– di ricavare solo dati spazialmente puntuali e, soprattutto, intrinsecamente non rappresentativi (almeno per gli elementi idromorfologici: cfr. Fig. 5), è preferibile utilizzarlo –quando possibile– come integrativo di dati acquisiti mediante telerilevamento, più grossolani ma estesi all'intera asta fluviale.

#### **Aggregazione dell'informazione: la Funzione di Valore**

Ogni analisi dell'ecosistema fluviale richiede, alla fine, di essere condensata in un'informazione sintetica sullo stato dei tratti di ogni corso d'acqua e dei diversi corsi d'acqua di un distretto, da utilizzare operativamente per prendere decisioni. A questo fine è importante sapere anche quali siano gli attributi responsabili dell'eventuale perdita di integrità ecologica (in base ai quali monitorare i corsi d'acqua per verificarne variazioni nel tempo). Servono quindi criteri e strumenti di aggregazione degli indicatori in livelli di informazione sintetica (ovvero in *indici di valutazione*) che dovrebbero, comunque, essere sempre accompagnati dai dati originali per evitare ogni possibile distorsione o perdita di informazione (EISEL e GAUDET, 1974; ELLIOTT, 1981).

#### *Indicatori: misura e valutazione*

Per costruire un indice di sintesi in generale vanno separate chiaramente:

- la fase *descrittiva* che consiste nella scelta degli attributi e dei relativi indicatori e nella loro misura, sia nelle condizioni di riferimento, che in quelle considerate (tipicamente le attuali, oppure quelle relative ad una ipotetica situazione futura);
- la fase *di valutazione* vera e propria, in cui si misura la vicinanza tra i due stati considerati attraverso i corrispettivi valori di ogni indicatore e si aggregano i diversi attributi assegnando loro un dato giudizio di importanza relativa.

Il primo passo dovrebbe essere il più possibile oggettivo (misura di variabili rappresentative degli elementi di qualità attraverso appropriati indicatori, piuttosto che attribuzione di punteggi basati sul giudizio dell'operatore), mentre il secondo include necessariamente un giudizio di valore, che deve però essere reso esplicito e formalizzato; questo è possibile, come spiegato di seguito, tramite l'uso di una *Funzione di Valore* (NARDINI, 2005).

Si noti che queste considerazioni sono del tutto generali e quindi indipendenti dal particolare albero dei

valori adottato e addirittura prescindono dall’oggetto di interesse, in questo caso l’ecosistema, valendo anche in qualsiasi altro contesto.

*Indicatori: aggregazione e Funzione di Valore*

La procedura di aggregazione può avvenire in base a criteri di tipo diverso; schematizzando, vi sono almeno due possibilità:

- *caso peggiore*: lo stato dell’elemento in peggiori condizioni viene attribuito allo stato ecologico complessivo (come se tutti gli elementi fossero in tali condizioni);
- *compensazione*: lo stato di elementi in cattive condizioni può essere compensato da altri in migliori condizioni; lo stato ecologico risulta da una loro ponderazione, attraverso un algoritmo chiaro e funzionale.

La WFD, come già descritto, sceglie il primo criterio (OO-AO) e non è pertanto in grado di distinguere adeguatamente situazioni diverse; in altre parole, soffre di *incoerenza interna* (NARDINI, 2004), come mo-

strato nell’esempio della figura 3. Il criterio di compensazione previsto dal giudizio integrato ponderato, invece, oltre a permettere la coerenza interna, è anche la sede opportuna per dare adeguata forma matematica alla scelta della WFD di attribuire un peso maggiore agli elementi di qualità biologica.

Un valido strumento utilizzabile, sia per assicurare un’aggregazione internamente coerente che per formalizzare i giudizi di valore relativi ad ogni indicatore, garantendone la ripetibilità, è la Funzione di Valore (*Value Function*, di seguito abbreviata FV), uno strumento sviluppato per rappresentare matematicamente le preferenze umane (KEENEY e RAIFFA, 1976; KEENEY, 1992).

È utile ricordare che una FV –denotata qui con  $v(\bullet)$ – può essere scalare (funzione di una singola variabile), o multi-attributo (funzione di più variabili); in entrambi i casi le sue proprietà principali sono le seguenti (denotando con *situazione* una condizione fisica a cui è associato un valore per ognuno degli indicatori considerati):

| Giudizio non integrato ( WFD )                                                                                                                                                                                             | Giudizio integrato ( mediato )                                                                                                                                                                                                                                                                                                                     | Giudizio integrato ( ponderato )                                                                                                                                                                                                                                                                                                                   |
|----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| Elementi: Stato ecol.                                                                                                                                                                                                      | Elementi: Stato ecol.                                                                                                                                                                                                                                                                                                                              | Elementi: Stato ecol.                                                                                                                                                                                                                                                                                                                              |
| <div>biologici <div><div>1</div><div>2</div><div>3</div><div>4</div><div>5</div></div></div> <div>chimici <div><div>e</div><div>b</div><div>i</div></div></div> <div>idromorfol. <div><div>e</div><div>i</div></div></div> | <div>biologici (peso 1/3) <div><div>1</div><div>2</div><div>3</div><div>4</div><div>5</div></div></div> <div>chimici (peso 1/3) <div><div>1</div><div>2</div><div>3</div><div>4</div><div>5</div></div></div> <div>idromorfol. (peso 1/3) <div><div>1</div><div>2</div><div>3</div><div>4</div><div>5</div></div></div> <div>(peso tot. 1,0)</div> | <div>biologici (peso 0,5) <div><div>1</div><div>2</div><div>3</div><div>4</div><div>5</div></div></div> <div>chimici (peso 0,3) <div><div>1</div><div>2</div><div>3</div><div>4</div><div>5</div></div></div> <div>idromorfol. (peso 0,2) <div><div>1</div><div>2</div><div>3</div><div>4</div><div>5</div></div></div> <div>(peso tot. 1,0)</div> |
| Valore: vinca il peggiore = 5                                                                                                                                                                                              | $5/3 + 3/3 + 1/3 = 3$                                                                                                                                                                                                                                                                                                                              | $[(5 \cdot 0,5) + (3 \cdot 0,3) + (1 \cdot 0,2)] = 3,6$                                                                                                                                                                                                                                                                                            |

**Fig. 3.** Mancanza di coerenza interna. Confronto fra tre diversi criteri di classificazione dello stato ecologico. Il criterio della WFD (a sinistra) è *incoerente* perché –basandosi sul principio del *caso peggiore*– fornisce lo stesso valore (5) e giudizio (cattivo) sia per la situazione illustrata, sia per altre situazioni che sono invece indubitabilmente migliori (ad es. elementi fisico-chimici in classe e= elevata o b= buona) o peggiori (ad es. elementi idromorfologici in classe i= inferiore). Al centro: col criterio di giudizio mediato, ciascuno dei tre elementi è suddiviso in 5 classi di ugual peso (pari ad un terzo); la loro media risulta 3 (stato ecologico sufficiente); ogni variazione degli elementi fisico-chimici e idromorfologici non viene ignorata, ma si riflette sul giudizio finale. Questo criterio è *internamente coerente* solo se i tre elementi considerati hanno effettivamente la stessa importanza ecologica. A destra: col criterio ponderato, ad ogni elemento viene attribuito un peso commisurato alla sua importanza ecologica (nell’esempio 0,5 per gli elementi biologici, 0,3 per quelli fisico-chimici e 0,2 per quelli idromorfologici); lo stato ecologico ricade nella classe 4 (scarso). Questo criterio assicura la *coerenza interna* poiché, al variare dei valori dell’indice, varia proporzionalmente lo stato ecologico.



- se la *situazione A* è preferita alla *situazione B*, allora  $v(A) > v(B)$ ;
- se *A* è giudicato indifferente rispetto a *B* (ovvero genera la stessa *soddisfazione*), allora  $v(A) = v(B)$ ;
- se *A* non è preferito a *B*, allora  $v(B) \geq v(A)$ .

Inoltre, uguali incrementi del valore numerico di FV implicano uguali incrementi di soddisfazione.

Una FV scalare, cioè funzione di un solo indicatore *d*, è una curva nel piano (*d*,*v*) che traduce ogni valore possibile dell'indicatore in un giudizio che spazia tra il caso migliore (1) e il peggiore (0) su una scala in cui ogni incremento della *v* corrisponde a un medesimo incremento di soddisfazione. Tale funzione può avere forme molto diverse: per es. lineare crescente, come nel caso di un indicatore di reddito (quanto più elevato, meglio è); o decrescente asintotica, come nel caso di un indicatore di concentrazione salina nell'acqua irrigua (per concentrazioni abbastanza elevate, ogni incremento di salinità peggiora sempre meno, avendo già praticamente danneggiato la pianta); o tipo a campana (come per il pH di un suolo che è migliore per valori più vicini al pH neutro, lontano dagli estremi acido e basico).

Quando l'applicazione è relativa alla valutazione dello stato ecologico, la situazione migliore, per cui la FV assume il valore massimo (normalmente 1), corrisponde alle *condizioni di riferimento*; nella situazione peggiore la FV assume il valore minimo (normalmente 0).

Più in generale, una FV è funzione di molti indicatori e la sua virtù è proprio quella di aggregarli in modo coerente. La struttura più semplice della VF è quella additiva, che assume la possibilità di compensare il peggioramento di un attributo con il miglioramento di altri, attraverso un tasso di sostituzione costante (il *peso*). In sostanza è una semplice somma dei subindici costituiti ciascuno da una FV scalare (una per ogni indicatore *foglia*), pesata con pesi costanti. Per la struttura ad albero FLEA (Fig. 2) occorre assegnare un peso ad ogni subindice dello stato ecologico (qualità fisico-chimica, qualità biologica, qualità idromorfologica), commisurato alla rispettiva importanza ecologica (e tali che la loro somma sia unitaria: cfr. Fig. 3); la stessa operazione va compiuta per tutti i sottoattributi di ciascun subindice. Un esempio che mostra graficamente la linearità e semplicità di questo procedimento, solo apparentemente complesso, è illustrato in Fig. 4.

In ogni caso, per stabilire l'importanza relativa dei diversi attributi, si devono interpellare gli esperti di settore (e, più in generale, il gruppo sociale i cui interessi in gioco si vedono riflessi nell'indice che si sta costruendo).

Per ridurre al minimo la soggettività in questa delicata fase di aggregazione, è auspicabile – analogamente al processo di scelta degli attributi foglia e

indicatori sopra citato – una procedura strutturata di consultazione di un folto gruppo di esperti di varie discipline, ad es. secondo il metodo *Delphi* (ADLER e ZIGLIO, 1996).

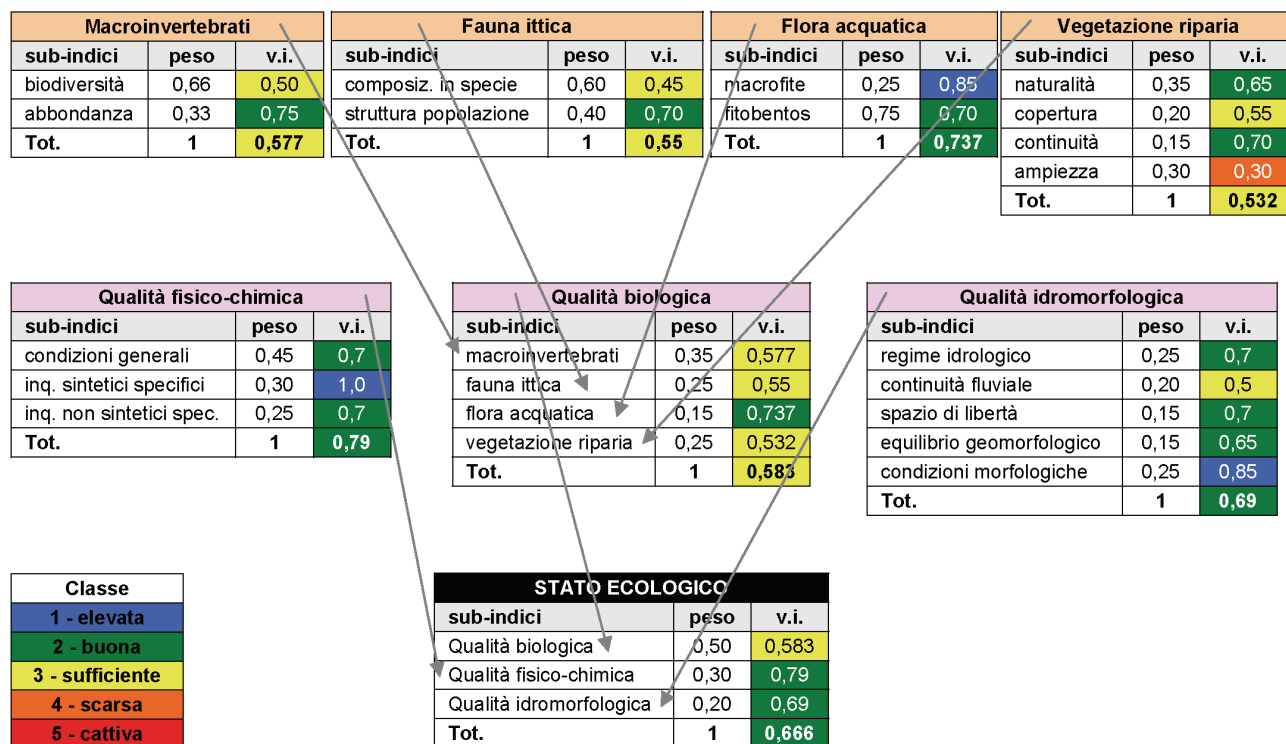
### Qualche nota sul processo di implementazione della WFD in Europa e in Italia

Nel processo di implementazione, la WFD richiede che gli Stati membri (1) definiscano le condizioni di riferimento, (2) identifichino e descrivano lo stato attuale e (3) valutino (classifichino) per tutti i corsi d'acqua lo stato attuale in relazione alle condizioni di riferimento. Tuttavia, nel testo non sono stati previsti standard di valutazione a scala europea, lasciando spazio alla definizione di metodi nazionali (pur richiedendone l'intercalibrazione). Sono pertanto stati attivati gruppi di lavoro europei, che hanno sviluppato numerose linee guida con lo scopo di supportare gli Stati membri nell'applicazione della Direttiva (CIS-WFD, 2003a-f, 2005).

Metodi di valutazione (*assessment*) dello stato dell'ecosistema fluviale sono stati introdotti con successo in diversi Paesi europei, ad esempio Austria (MUHAR e JUNGWIRTH 1998; CHOVANEC *et al.*, 2000; MUHAR e SCHWARZ, 2000; MUHAR *et al.*, 2000), Francia (AGENCE DE L'EAU RHIN-MEUSE, 1996, AGENCE DE L'EAU, 1998), Gran Bretagna (RAVEN *et al.*, 1997, 1998a, 1998b; EA, 1998; FOX *et al.*, 1998; HARPER ed EVERARD, 1998; NEWSON *et al.*, 1998; WILKINSON *et al.*, 1998) e Germania (LUA NRW, 1998; KAMP *et al.* 2004 e 2007; LUA BB, 2002; LAWA, 2002).

L'esame della letteratura mostra però come siano ben pochi gli schemi concettuali strutturati come FLEA che, considerando esplicitamente tutti gli elementi di qualità richiesti dalla WFD (chimico-fisici, idromorfologici e biologici), si prestano ad una valutazione pienamente integrata dello stato ecologico. Infatti, mentre la valutazione della qualità chimica e biologica è una procedura consolidata in molte nazioni, quella della qualità idromorfologica è un'acquisizione relativamente recente nel panorama europeo. Limitandosi a quest'ultimo aspetto, sono state sviluppate diverse metodologie nazionali di monitoraggio, che contengono differenze nell'approccio e nelle filosofie di fondo (es. SRQMP: AGENCE DE L'EAU, 1998; RHS: EA, 1998; OVS: LUA NRW, 1998 e 2001; LAWA, 1999, 2000a, b).

RAVEN *et al.* (2002), confrontando i metodi di valutazione utilizzati in Francia, Germania e Gran Bretagna, testandoli in fiumi francesi, concludono che, sebbene il tipo di caratteristiche e variabili registrate dai tre metodi siano analoghe, le differenze nella strategia di monitoraggio, nelle procedure di raccolta dati e nelle analisi effettuate conducono ad una diversa classifica-



**Fig. 4.** Esempio del sistema di aggregazione ponderata previsto da FLEA. Sono riportati, a scopo dimostrativo, solo i 3 sub-indici di primo livello dello stato ecologico e i 4 sub-indici della qualità biologica (per la struttura completa si confronti con l'albero dei valori di Fig. 2). Si noti che il valore massimo di ogni indice (somma dei pesi dei suoi sub-indici) corrisponde alle proprie condizioni di riferimento ed è sempre pari all'unità. La colonna v.i. (valore indice) riporta i valori effettivi di ogni attributo; ad es., il valore dell'indice macroinvertebrati si ottiene da:  $(0,50 \cdot 0,66) + (0,75 \cdot 0,33) = 0,577$ . L'esempio è plausibile, ma ipotetico, così come i pesi di ogni sub-indice sono riportati a puro titolo di esempio. Le celle v.i., oltre al valore numerico, riportano il colore convenzionale delle 5 classi di qualità, da 0 (rosso=cattivo) ad 1 (azzurro=elevato).

zione finale. Tuttavia gli autori ne sottolineano la possibilità, potenzialmente elevata, di armonizzazione per future campagne di monitoraggio a scala europea, o per la comparabilità nell'ambito dell'implementazione della WFD.

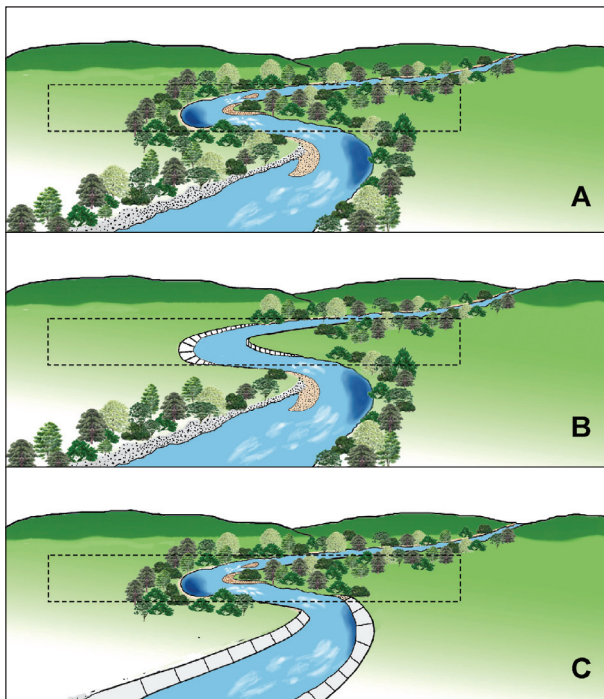
Lo schema concettuale più vicino a FLEA –anche se sviluppato nell'ambito delle *decision analysis techniques* finalizzate alla *river rehabilitation*– è quello dello Swiss Federal Institute of Aquatic Science and Technology - EAWAG (REICHERT *et al.* 2005, SCHWEIZER *et al.*, 2007). In questa metodologia la componente geomorfologica viene tenuta in considerazione nella valutazione dello stato ecologico ed è stato sviluppato anche un insieme di algoritmi predittivi. Nonostante il suo elevato valore scientifico, il livello di dettaglio dei dati richiesto dagli indicatori proposti ne rende difficile un'implementazione a scala di bacino appropriata alle esigenze di monitoraggio (operativo o di sorveglianza) richiesto dalla WFD. Questo limite è comune a molti degli indicatori proposti sopra citati (in particolare a quelli basati sul River Habitat Survey), al contrario

della proposta FLEA, della quale va sottolineata la flessibilità ad accogliere indicatori a grande scala con dati acquisiti mediante telerilevamento.

L'Italia, in notevole ritardo nell'applicazione della WFD, non ha ancora scelto tutti i protocolli di monitoraggio, né gli indicatori da utilizzare per la classificazione dello stato ecologico. In questa sede ci si limita a segnalare due orientamenti piuttosto rischiosi.

Per il monitoraggio degli elementi di qualità idromorfologici l'Italia sta considerando il protocollo di rilevamento CARAVAGGIO (BUFFAGNI *et al.*, 2005), derivato dal RHS. Se confermata, si tratterebbe di una scelta poco felice, in quanto:

- richiederebbe un rilevamento sul campo di estremo dettaglio, molto impegnativo, con costi e tempi proibitivi per un rilevamento esteso all'intera asta fluviale e per il suo periodico aggiornamento;
- ciò costringerebbe ad applicarlo solo su brevi tratti "rappresentativi", il cui carattere illusorio è evidenziato nella figura 5;
- concentrando l'attenzione su elementi "microscopi-



**Fig. 5.** Inadeguatezza del monitoraggio degli elementi morfologici basato su una stazione di rilevamento, anziché esteso all'intera asta fluviale. **A:** stazione di rilevamento (delimitata dal tratteggio) scelta come rappresentativa di tutto il corso d'acqua illustrato. **B:** a seguito di un intervento di canalizzazione che interessi la stazione, il monitoraggio successivo sulla stessa stazione attribuirà l'alterazione all'intero corso d'acqua "rappresentato". Qualora invece la canalizzazione interessi un altro tratto (**C**), il monitoraggio successivo mancherà completamente di rilevarlo. In entrambi i casi (**B** e **C**), il monitoraggio fornisce risultati erranei.

ci" ed effimeri (quali i vari tipi di corrente, variabili con la portata, quindi da un giorno all'altro), non rileverebbe aspetti macroscopici che, invece, sono centrali sul piano ecologico e pratico (es. l'equilibrio geomorfologico).

In sintesi, si rischierebbe di ottenere il minimo risultato col massimo sforzo!

Il protocollo CARAVAGGIO potrebbe dunque essere utile solo in alcuni casi specifici, come nel monitoraggio di indagini e, in particolare, nella determinazione di relazioni causa-effetto tra interventi di alterazione morfologica e stato delle componenti biologiche.

Per quanto riguarda il monitoraggio della fauna ittica, l'Italia sta considerando un metodo (TANCIONI e SCARDI, 2005; SCARDI *et al.*, 2005) che presenta alcuni aspetti pregevoli ed altri molto discutibili. Pregevole è l'utilizzo di un approccio statistico-empirico (modelli a reti neurali) per la previsione dei popolamenti ittici attesi, sulla base delle caratteristiche ambientali (approccio, però, condivisibile solo se utilizzato come supporto *integrativo* alle conoscenze faunistiche di-

sponibili). Inaccettabile, invece, appare l'approccio *funzionale*, per il quale è indifferente l'assenza di specie autoctone, qualora esse siano sostituite da specie aliene che svolgono la stessa funzione (es. detritivora, insettivora, piscivora). Tale approccio contrasta con le definizioni di stato ecologico della WFD, il cui criterio di fondo è basato sul grado di scostamento della comunità ittica attuale da quella di riferimento, associata alle condizioni inalterate (WFD, All. V, par. 1.2). Sarebbe come sostenere che la sostituzione del lupo nel suo areale con un altro predatore apicale, ma esotico (leone, puma), è solo uno scostamento "minimo" dalle condizioni naturali!

Nell'albero FLEA, viene invece attribuita importanza anche alla autoctonia o alloctonia delle specie ittiche (cfr. Fig. 2). Altri due metodi recentemente proposti in Italia sono l'ISECI (ZERUNIAN, 2004 e 2007) e l'Indice Ittico (FORNERIS *et al.*, 2005, 2006, 2007); entrambi, pur richiedendo di essere validati da una più vasta sperimentazione, tengono in debito conto (come detratto) la presenza di specie alloctone.

In ogni caso, al momento della chiusura di questo articolo il processo di selezione dei metodi e degli indicatori è tuttora in corso.

## CONCLUSIONI

L'insufficiente considerazione della componente idromorfologica nella classificazione dello stato ecologico introdotta dalla WFD rischia di compromettere il raggiungimento degli obiettivi fondamentali dichiarati.

Si propone di rimediare a questo importante limite migliorando lo schema di misura e classificazione dello stato ecologico: da un lato, adottando lo schema FLEA e, dall'altro, abbandonando il criterio del *caso peggiore*, da sostituire con un criterio di *compensazione* nell'aggregazione degli elementi (realizzabile attraverso lo strumento della Funzione di Valore). Lo stesso strumento matematico è inoltre molto utile nella formalizzazione del giudizio di valore associato ad ogni indicatore in funzione della distanza dalle condizioni di riferimento.

Va sottolineato che la proposta FLEA si limita ad uno schema aperto, presentando un insieme di indicatori a puro titolo di esempio, assumendo che la scelta definitiva debba essere raggiunta mediante un vasto confronto scientifico, a livello almeno nazionale, e possa essere modulata secondo la scala di indagine e la tipologia fluviale.

È lecito e doveroso chiedersi se l'accoglimento della proposta FLEA sia praticabile e se e quanto "stravolgerebbe" la WFD.

– Anche la WFD stabilisce che nel monitoraggio di sorveglianza gli elementi idromorfologici siano sempre considerati; FLEA introduce solo qualche modi-

- fica nella scelta degli attributi/indicatori.
- Costi dell'approccio FLEA. La flessibilità del metodo permette un monitoraggio ad ampia scala degli elementi morfologici con attributi chiave acquisibili (rapidamente ed economicamente) mediante telerilevamento; il rilevamento di campo richiesto si limita a quanto necessario per validare la fotointerpretazione; tuttavia, qualora su alcuni tratti siano disponibili dati di campo più raffinati, questi possono essere facilmente integrati in FLEA.
  - Numerosità degli indicatori previsti da FLEA. Anche gli indici proposti dalla WFD, se esaminati nei loro sotto-attributi, hanno una complessità del tutto analoga a FLEA, che ne rende però trasparente la struttura. Inoltre, nel monitoraggio operativo, la flessibilità di FLEA consente di considerare solo gli attributi più rilevanti.

Dal punto di vista operativo, dunque, FLEA appare ampiamente praticabile (il CIRF ha già condotto alcune applicazioni: STRARIFLU, STRARIFLU-Oglio, Two-Le-B; si vedano i casi studio in CIRF, 2006 e la documentazione nel sito [www.twole.info](http://www.twole.info)). La differenza di fondo sta nel fatto che FLEA propone una classificazione dello stato ecologico che integra piena-

mente –in ogni classe– gli elementi biologici, fisico-chimici e idromorfologici (attribuendo sempre ad essi un peso relativo: cfr. Fig. 4). Da questo punto di vista, la proposta FLEA “sconvolge” effettivamente la WFD, ma la protegge da grossolani errori di valutazione dello stato ecologico che, come argomentato, potrebbero avere rilevanti conseguenze pratiche: da una parte consentire l'ulteriore deterioramento (soprattutto idromorfologico) dei corsi d'acqua e, dall'altra, comportare spese ingiustificate.

L'accoglimento della proposta FLEA potrebbe invece fornire un apporto significativo per una maggiore integrazione tra le politiche per la tutela degli ecosistemi fluviali e la gestione del rischio idraulico (come richiesto dalla Direttiva 2007/60/CE). In tal modo, la WFD potrebbe porsi al riparo da cocenti delusioni e segnare per l'Europa un punto di svolta storico per la riqualificazione dei corsi d'acqua

#### RINGRAZIAMENTI

Si ringraziano il prof. Pierluigi Viaroli e il dott. Rossano Bolpagni, del dipartimento di Scienze Ambientali dell'Università di Parma, per la lettura critica del testo e i puntuali e preziosi suggerimenti.

#### BIBLIOGRAFIA

- ADLER M., ZIGLIO E. (eds.), 1996. *Gazing into the Oracle: The Applications of the Delphi Method to Public Policy*, London, Jessica Kingsley Ltd.
- AGENCE DE L'EAU RHIN-MEUSE, 1996. *Outil d'évaluation de la qualité du milieu physique-synthèse*. Metz.
- AGENCE DE L'EAU, 1998. SEQ physique: système d'évaluation de la qualité physique des cours d'eau, rapport de présentation. Rapport Inter-Agences, Ministère de l'Environnement. In: Kondolf G.M. and H. Piégay Eds. (2003): *Tools in Fluvial Geomorphology*. Wiley (Cap. 7, pag. 189).
- AMOROS C., PETTS G.E., 1993. *Hydrosystèmes fluviaux*. Masson, Paris, 300 pp.
- BEECHIE T., SIBLEY T.H., 1997. Relationships between channel characteristics, woody debris and fish habitat in northwestern Washington streams. *Transactions of the American Fisheries Society*, **126**: 217-229.
- BfG, 2002. *Ecomorphological Survey of Large Rivers. Manual*. Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz, Germany, 41 pp. (<http://elise.bafg.de/-servlet/is/3829/Manual.pdf?command=downloadContent&filename=Manual.pdf>).
- BROOKES A., 1988. *Channelized rivers. Perspectives for environmental management*. J. Wiley & Sons, Chichester UK, 342 pp.
- BUFFAGNI A., ERBA S., CIAMPITIELLO M., 2005. Il rilevamento idromorfologico e degli habitat fluviali nel contesto della direttiva europea sulle acque (WFD): principi e schede di applicazione del metodo CARAVAGGIO. CNR-IRSA, *Notiziario dei metodi analitici*, 2005 (2): 32-46.
- CAMPBELL K.L., KUMAR S., JOHNSON H.P., 1972. Stream straitening effects on flood runoff characteristics. *Transactions of the American Society of Agricultural Engineers*, **15**: 94-98.
- CEMAGREF, 1983. *L'étude d'impact des aménagements de cours d'eau*. CEMAGREF, Grenoble.
- CHANG H.H., 1988. *Fluvial processes in river engineering*. Wiley & Sons, New York, 432 pp.
- CHOVANEC A., JÄGER P., JUNGWIRTH M., KOLLER-KREIML V., MOOG O., MUHAR S., SCHMUTZ S., 2000. The Austrian way of assessing the ecological integrity of running waters: a contribution to the EU Water Framework Directive. *Hydrobiologia*, **422/423**: 445-452.
- CIRF, 2006. *La riqualificazione fluviale in Italia: strumenti ed esperienze per gestire i corsi d'acqua e il territorio*. A. Nardini, G. Sansoni (Eds.), Mazzanti Editori, Venezia, 832 pp.
- CIS-WFD, 2003a. *Guidance Document on Overall approach to the classification of ecological status and ecological potential*. EU Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive, 47 pp.
- CIS-WFD, 2003b. *Guidance Document on Identification and Designation of Heavily Modified and Artificial Water Bodies. Final Version*. EU Common Implementation Strategy



- for the Water Framework Directive, 117 pp.
- CIS-WFD, 2003c. *Guidance on Monitoring for the Water Framework Directive. Final Version.* EU Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive, 163 pp.
- CIS-WFD, 2003d. *Rivers and Lakes. Typology, Reference Conditions and Classification systems.* EU Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive, 94 pp. ([http://www.sigov.si/mop/podrocja/uradzavode\\_sektor\\_vode\\_porocila/wfd/guidance\\_doc\\_10\\_refcond.pdf](http://www.sigov.si/mop/podrocja/uradzavode_sektor_vode_porocila/wfd/guidance_doc_10_refcond.pdf)).
- CIS-WFD, 2003e. *Guidance on Establishing Reference Conditions and Ecological Status Class Boundaries for Inland Surface Waters. Final Version.* EU Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive, 93 pp.
- CIS-WFD, 2003f. *Towards a guidance on establishment of the intercalibration network and the process on the intercalibration exercise.* EU Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive, 47 pp.
- CIS-WFD, 2005. *Guidance on the Intercalibration Process 2004-2006. Final version.* EU Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive, 26 pp.
- CORNING R.V., 1975. Channelization: shortcut to nowhere. *Virginia Wildlife*, Feb.: 6-8.
- DANIELS R.B., 1960. Entrenchment of the Willow Creek Drainage Ditch, Harrison County, Iowa. *American Journal of Science*, **258**: 161-176.
- DIR. 2000/60/EC. Establishing a framework for community action in the field of water policy. *Official Journal of the European Communities*, L327, p. 1-71.
- DIR. 2007/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2007 on the assessment and management of flood risks. *Official Journal*, L 288, 06.11.2007, p. 27-34.
- DOWNS P., 2001. Geomorphological evaluation of river restoration schemes: principles, method, monitoring, evaluation. In: Nijland HJ, Cals MJR (eds.) *River Restoration in Europe. Practical Approaches*, RIZA, Lelystad, Netherlands: 243-249.
- DOWNS P.W., GREGORY K.J., 2004. *River Channel Management: Towards Sustainable Catchment Hydrosystems*. Arnold, London.
- EA, 1998. *River habitat quality. The physical character of rivers and streams in the UK and Isle of Man.* Environment Agency, Bristol, 84 pp.
- EISEL L., GAUDET J., 1974. Comments on 'An Environmental Evaluation System for Water Resources Planning' by N. Dee *et al.* *Water Resources Research*, **10** (2): 11-37.
- ELLIOTT M., 1981. Pulling the pieces together: amalgamation in Environmental Impact Assessment. *Environmental Impact Assessment Review*, **2** (1).
- EMERY J.C., GURNELL A.M., CLIFFORD N.J., PETTS G.E., 2004. Characteristics and controls of gravel-bed riffles: an analysis of data from the River Habitat Survey. *Water and Environment Journal*, **18**: 210-216.
- EPSRC, 2001. *River Habitat Survey.* Engineering and Physical Sciences Research Council, UK. (<http://ncrfs.civil-gla.ac.uk/habitat.htm>).
- FORNERIS G., MERATI F., PASCALE M., PEROSINO G.C., 2005. Proposta di indice ittico (I.I.) per il bacino occidentale del Po e prime applicazioni in Piemonte. *Riv. Piem. St. Nat.*, **XXVI**: 3-39. Carmagnola (TO).
- FORNERIS G., MERATI F., PASCALE M., PEROSINO G.C., 2006. Proposta di indice ittico (I.I.) per il bacino occidentale del Po. Atti X Conv. Naz. AIAD (Pescara, 2-3 aprile 2004). *Biologia Ambientale*, **20** (1): 89-101.
- FORNERIS G., MERATI F., PASCALE M., PEROSINO G.C., 2007. Indice Ittico - I.I. *Biologia Ambientale*, **21** (1): 43-60.
- FOX P.J.A., NAURA M., SCARLETT P., 1998. An account of the derivation and testing of a standard field method, River Habitat Survey. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, **8**: 455-475.
- GOICOECHEA A., HANSEN D.R., DUCKSTEIN L., 1982. *Multiobjective Decision Analysis with Engineering and Business Applications.* John Wiley, New York.
- GOODSON J.M., GURNELL A.M., ANGOLD P.G., MORRISSEY I.P., 2003. Evidence for hydrochory and the deposition of viable seeds within winter flow-deposited sediments: the River Dove, Derbyshire, UK. *River Research and Applications*, **19**: 317-334.
- GREGORY S.V., SWANSON F.J., MCKEE W.A., CUMMINS K.W., 1991. An ecosystem perspective of riparian zones. *Bio-science*, **41**: 540-551.
- GURNELL A.M., PETTS G.E., 2002. Island-dominated landscapes of large floodplain rivers, a European perspective. *Freshwater Biology*, **47**: 581-600.
- GURNELL A.M., PETTS G.E., 2006. Trees as riparian engineers: the Tagliamento River, Italy. *Earth Surface Processes and Landforms*, **31**: 1558-1574.
- GURNELL A.M., TOCKNER K., PETTS G.E., EDWARDS P.J., 2005. Effects of deposited wood on biocomplexity of river corridors. *Frontiers in Ecology and Environment*, **3**: 377-382.
- GURNELL A.M., VAN OOSTERHOUT M.P., DE VLIET B., GOODSON J.M., 2006. Reach-scale impacts of aquatic plant growth on physical habitat. *River Research and Applications*, **22**: 667-680.
- HANSEN W., KAMPA E., LASKOV C., KRAEMER R.A., 2002. *Synthesis Report on the Identification and Designation of Heavily Modified Water Bodies. First Draft*, Report for the European Commission, Berlin, 213 pp. (<http://www.umweltdaten.de/wasser/77hmbw.pdf>).
- HARPER D., EVERARD M., 1998. Why should the habitat level approach underpin holistic river survey management? *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, **8**: 395-413.
- HAYCOCK N.E., PINAY G., WALKER C., 1993. Nitrogen retention in river corridors: european perspective. *Ambio*, **22** (6): 340-346.
- HAYCOCK N.E., BURT T.P., GOULDING K.W.T., PINAY G., 1997. *Buffer zones, their processes and potential in water protection.* Quest Environmental, Environment Agency.
- HAWKINS, C. P., NORRIS R. H., HOGUE J. N., FEMINELLA J. W., 2000. Development and evaluation of predictive models for measuring the biological integrity of streams. *Ecological Applications* **10**: 1456-1477.
- ICE (The Institution of Civil Engineers), 2001. *Learning to*

- live with rivers*. ICE, London, 84 pp. ([www.ice.org.uk](http://www.ice.org.uk)).
- IMHOF J.G., FITZGIBBON J., ANNABLE W.K., 1996. A hierarchical evaluation system for characterizing watershed ecosystems for fish habitat. *Can. J. Fish. aquat. Sci.*, **53** (Suppl. 1): 312–326.
- IRVINE K., 2004. Classifying ecological status under the European Water Framework Directive: the need for monitoring to account for natural variability. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, **14**: 107–112.
- JANSSEN R., 1992. *Multiobjective Decision Support for Environmental Management*. Kluwer Academic Publishers.
- JOHNSON W.C., 1994. Woodland expansion in the Platte River, Nebraska: patterns and causes. *Ecological Monographs*, **64**: 45–84.
- JUNK W.J., 1999. The flood pulse concept of large rivers: Learning from the tropics. *Archiv für Hydrobiologie* **115**: 261–280.
- JUNK W.J., BAYLEY P.B., SPARKS R.E., 1989. The flood pulse concept in riverfloodplain systems. In *Proceedings of the International Large River Symposium (LARS)*, ed. by D. P. Dodge, pp. 110–127. Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences, Ottawa, Canada.
- JUNK W.J., WANTZEN K.M., 2004. The Flood Pulse Concept: new aspects, approaches and applications - an update. In: *Proceedings of the Second International Symposium on the Management of Large Rivers for Fisheries*. Food and Agriculture Organization and Mekong River Commission, FAO Regional Office for Asia and the Pacific, Bangkok, 2004: 117–149.
- KALLIOLA R., PUHAKKA M., 1988. River dynamics and vegetation mosaicism: a case study of the River Kamajohka, northernmost Finland. *Journal of Biogeography*, **15**: 703–719.
- KAMP U., BOCK R., HOLZL K., 2004. Assessment of river habitat quality in Brandenburg, Germany. *Limnologia*, **34**: 176–186.
- KAMP U., BINDER W., HÖLZL K., 2007. River habitat monitoring and assessment in Germany. *Environmental Monitoring Assessment*, **127**: 209–226.
- KARR J.R., 1993. Defining and assessing ecological integrity: beyond water quality. *Environmental Toxicology and Chemistry*, **12**: 1521–1531.
- KARR J.R., CHU E.W., 1995. Ecological integrity: Reclaiming lost connections. In: L. Westra and J. Lemons (eds). *Perspectives on Ecological Integrity*. Kluwer Academic, Dordrecht, Netherlands, pp. 34–48.
- KARR J.R., DUDLEY D.R., 1981. Ecological perspective on water quality goals. *Environmental Management*, **5**: 55–68.
- KEENEY R., 1992. *Value Focused Thinking*. Harvard University Press, Cambridge, Massachusetts.
- KEENEY R., RAIFFA H., 1976. *Decisions with Multiple objectives: preferences and value tradeoffs*. Wiley, N.Y.
- KELLY-QUINN M., BAARS J.-R., BRADLEY C., DODKINS I., HARRINGTON T.J., NÍ CATHÁIN B., O'CONNOR M., RIPPEY B., TRIGG D., 2004. *Characterisation of reference conditions and testing of typology of rivers (RIVTYPE)*. Draft report to the EPA.
- KERN K., FLEISCHHACKER T., SOMMER M., KINDER M., 2002. Ecomorphological survey of large rivers: monitoring and assessment of physical habitat conditions and its relevance to biodiversity. *Large Rivers*, **3**: 1–28.
- KONDOLF G.M., PIÉGAY H., 2003. *Tools in Fluvial Geomorphology*. Wiley, Chichester.
- KONDOLF G.M., WEBB J.B., SALE, M.J., FELANDO T., 1987. Basic hydrologic studies for assessing impacts of flow diversions on riparian vegetation: examples of streams of the eastern Sierra Nevada, California, USA. *Environmental Management*, **11**: 757–769.
- LACHAT, 1991. *Le cours d'eau. Conservation, entretien et aménagement*. Conseil d'Europe, Strasbourg, 84 pp.
- LAWA, 1999. *Gewässerstrukturgütekartierung in der Bundesrepublik Deutschland. Übersichtsverfahren, Länderarbeitsgemeinschaft Wasser*, Munich.
- LAWA, 2000a. *Gewässerstrukturgütekartierung in der Bundesrepublik Deutschland. Handbuch zum Übersichtsverfahren, Länderarbeitsgemeinschaft Wasser*, Munich.
- LAWA, 2000b. *Gewässerstrukturgütekartierung in der Bundesrepublik Deutschland. Verfahrensbeschreibung für Vor-Ort-Kartierungen kleiner bis mittelgroßer Fließgewässer. Empfehlung*. Schwerin: Länderarbeitsgemeinschaft Wasser.
- LAWA, 2002. *Gewässergüteatlas der Bundesrepublik Deutschland. Gewässerstruktur in der Bundesrepublik Deutschland 2001*. Berlin: Länderarbeitsgemeinschaft Wasser.
- LIGON F.K., DIETRICH W.E., TRUSH W.J., 1995. Downstream ecological effects of dams. *BioScience*, **45**: 183–192.
- LUA BB, 2002. *Strukturgüte von Fließgewässern Brandenburg*. Landesumweltamt Brandenburg, Studien und Tagungsberichte, Potsdam, 37, 42. ([http://www.mlur.brandenburg.de/oe\\_a/lua\\_bd37.pdf](http://www.mlur.brandenburg.de/oe_a/lua_bd37.pdf)).
- LUA NRW, 1998. *Gewässerstrukturgütekartierung in Nordrhein-Westfalen. Kartieranleitung*. Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen, Merkblätter. *Essen* **14**: 58. ([http://www.lua.nrw.de/veroeffentlichungen/merkbl/\\_merk14/merk14web.pdf](http://www.lua.nrw.de/veroeffentlichungen/merkbl/_merk14/merk14web.pdf)).
- LUA NRW, 2001. *Gewässerstrukturgüte in Nordrhein-Westfalen. Anleitung für die Kartierung mittelgroßer bis großer Fließgewässer*. Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen, Merkblätter. *Essen*, **26**: 150. (<http://www.lua.nrw.de/veroeffentlichungen/merkbl/merkbl26web.pdf>).
- MALANSON G.P., 1993. *Riparian Landscapes*, Cambridge University Press, Cambridge.
- MALAVOI J.R., BRAVARD J.P., PIEGAY H., HEROIN E., RAMEZ P., 1998. *Determination de l'espace de liberte des cours d'eau. bassin Rhone Mediterranee Corse*, Guide technique N°2, 39 pp.
- MARZOLF R.G., 1978. *The potential effects of clearing and snagging on stream ecosystems*. U.S. Fish and Wildlife Service (FWS/OBS-78/14), Washington, D.C.
- MUHAR S., JUNGWIRTH M., 1998. Habitat integrity of running waters – assessment criteria and their biological relevance. *Hydrobiologia*, **386**: 195–202.
- MUHAR S., SCHWARZ M., 2000. Assessing rivers with high and good habitat integrity in the Alpine region as foundation for conservation programmes: applications in Austria. *Verhandlungen Internationale Vereinigung Limnologie*, **27**: 669–673.

- MUHAR S., SCHWARZ M., SCHMUTZ S., JUNGWIRTH M., 2000. Identification of rivers with high and good habitat quality: methodological approach and applications in Austria. *Hydrobiologia*, **422/423**: 343–358.
- NAIMAN R.J., DÉCAMPS H., POLLOCK M., 1993. The role of riparian corridors in maintaining regional biodiversity. *Ecological Applications*, **3**: 209–212.
- NANSON G.C., BEACH H.F., 1977. Forest succession and sedimentation on a meandering river floodplain, northeast British Columbia, Canada. *Journal of Biogeography*, **4**: 229–251.
- NARDINI A., 2004. A Systematic Approach to Build Evaluation Indices for Environmental Decision Making with Active Public Involvement. *Rivista di Economia delle fonti di Energia e dell'Ambiente*, Anno XLVI, N. 1-2/2003: 189–215 (IEFE, Bocconi, Milano) (in English).
- NARDINI A., 2005. *Decidere l'Ambiente con l'approccio partecipativo*. Collezione CIRF (Centro Italiano per la Riqualficazione Fluviale, [www.cirf.org](http://www.cirf.org)). Mazzanti Editore (VE), 441 pp.
- NEWSON M. D., CLARK M. J., SEAR D. A., BROOKES A., 1998. The geomorphological basis for classifying rivers. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, **8**: 415–430.
- PETTS G.E., AMOROS C. (eds), 1999. *Fluvial Hydrosystems*. Kluwer, London.
- POLLOCK M.M., NAIMAN R.J., HANLEY T.A., 1998. Predicting plant species richness in forested and emergent wetlands – a test of biodiversity theory. *Ecology*, **79**: 94–105.
- RAEDEKE K.J., 1988. Introduction. In: K.J. Raedeke (Ed.), *Streamside Management: riparian wildlife and forestry interactions*. University of Washington. Institute of Forest Resources, Seattle, pages xiii–xvi.
- RAVEN P.J., FOX P.J.A., EVERARD M., HOLMES N.T.H., DAWSON F.H., 1997. River Habitat Survey: a new system for classifying rivers according to their habitat quality. In Boon P.J. and Howell D.L. (Eds), *Freshwater quality: Defining the indefinable?* The Stationary Office, Edinburgh, 215–234.
- RAVEN P.J., HOLMES N.T.H., DAWSON F.H., EVERARD M., 1998a. Quality assessment using River Habitat Survey data. *Aquatic Conservation - Marine and Freshwater Ecosystems*, **8**: 477–499.
- RAVEN P.J., HOLMES N.T.H., DAWSON F.H., FOX P.J.A., EVERARD M., FOZZARD I.R., ROUEN K.J., 1998b. *River Habitat Quality: the character of freshwater streams and rivers in the U.K. and the Isle of Man*. Report No.2. Environment Agency.
- RAVEN P. J., HOLMES N. T. H., CHARRIER P., DAWSON F. H., NAURA M., BOON P. J., 2002. Towards a harmonized approach for hydromorphological assessment of rivers in Europe: a qualitative comparison of three survey methods. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, **12**: 405–424.
- REICHERT P., BORSUK M., HOSTMANN M., SCHWEIZER S., SPÖRRI C., TOCKNER K., TRUFFER B., 2005. Concepts of decision support for river rehabilitation. *Environmental Modelling & Software*, **22**: 188–201.
- RINALDI M., 2006. La prospettiva geomorfologica e le applicazioni nella gestione degli alvei fluviali. In: *Nuovi approcci per la comprensione dei processi fluviali e la gestione dei sedimenti. Applicazioni nel bacino del Magra*. Sarzana (Sp), 24–25 Ottobre 2006, pag. 39–58. Autorità di bacino del Magra.
- RINALDI M., SIMONCINI C., 2006. Studio geomorfologico del Fiume Magra e del Fiume Vara finalizzato alla gestione dei sedimenti e della fascia di mobilità. In: *Nuovi approcci per la comprensione dei processi fluviali e la gestione dei sedimenti. Applicazioni nel bacino del Magra*. Sarzana (Sp), 24–25 Ottobre 2006, pag. 93–109. Autorità di bacino del Magra.
- ROSGEN D., 1996. *Applied River Morphology*. Wildland Hydrology: Pagova Springs CO.
- SCARDI M., CATAUDELLA S., CICCOTTI E., DATO P., DI MAIO G., MARCONATO E., SALVIATI S., TANCIONI L., TURIN P., ZANETTI M., 2005. Optimisation of artificial neural networks for predicting fish assemblages in rivers. In: S. Lek, M. Scardi, P.F.M. Verdonshot, J.-P. Descy, Y.-S. Park (Eds.), *Modelling Community Structure in Freshwater Ecosystems*, Springer Berlin Heidelberg: 114–129.
- SCHNEIDERS A., VERHAERT E., BLUST G.D., WILS C., BEROETS L., VERHEYEN R.F., 1993. Towards an ecological assessment of watercourses. In: M. Munawar (ed.), *Ecosystem Approach to Water Management*. *J. aqua. Health*, **2**: 29–38.
- SCHWEIZER S., BORSUK M.E., REICHERT P., 2007. Predicting the morphological and hydraulic consequences of river rehabilitation. *River research and Applications*, **23**: 303–322.
- SEAR D.A., NEWSON M.D., THORNE C.R. 2003. *Guidebook of Applied Fluvial Geomorphology*. Defra R&D Technical Series FD1914. Defra: London.
- SEPA, 1998. *River Habitat Quality Report*. Scottish Environment Protection Agency. Stirling, Press Release, 8th June 1998, Ref 24/98. (<http://www.sepa.org.uk/news/releases/1998/sepapr2498.htm>).
- SIMPSON J.C. e NORRIS R.H., 2000. Biological assessment of river quality: development of AUSRIVAS models and outputs. In: J. F. Wright, D. W. Sutcliffe, and M. T. Furse, editors, *Assessing the biological quality of freshwaters. RIVPACS and other techniques*. Freshwater Biological Association, Ambleside, England: p. 125–142.
- TABACCHI E., CORRELL D.L., HAUER R., PINAY G., PLANTY TABACCHI A.M., WISSMAR R.C., 1998. Development, maintenance and role of riparian vegetation in the river landscape. *Freshwater Biology*, **40**: 497–516.
- TANCIONI L., SCARDI M., 2005. I pesci come indicatori di qualità ambientale: indici biotici ed altri approcci. In: Atti del corso teorico-pratico di formazione: *La fauna ittica dei corsi d'acqua*, Parco del Ticino, Magenta (MI), 5–9 settembre 2005. Disponibile su: [http://www.cisba.it/Pesci\\_Tancioni\\_Scardi.pdf](http://www.cisba.it/Pesci_Tancioni_Scardi.pdf).
- THOMSON J.R., TAYLOR M.P., FRYIRS K.A., BRIERLEY G.J., 2001. A geomorphological framework for river characterization and habitat assessment. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, **11**: 373–389.
- UKTAG, 2007. *Recommendations on Surface Water Classification Schemes for the purposes of the Water Framework*

- Directive. UK Technical Advisory Group on the Water Framework Directive.
- WALKER J., DIAMOND M., NAURA M., 2002. The development of Physical Quality Objectives for rivers in England and Wales. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, **12**: 381-390.
- WALKER L.R., ZASADA J.C., CHAPIN F.S., 1986. The role of life history processes in primary succession on an Alaskan floodplain. *Ecology*, **67**: 1508-1523.
- WARD J.V., STANFORD J.A., 1979. *The ecology of regulated streams*. New York: Plenum Press.
- WARD J.V., TOCKNER K., UEHLINGER U., MALARD F., 2001. Understanding natural patterns and processes in river corridors as the basis for effective river restoration. *Regulated Rivers: Research and Management*, **17**: 311-323.
- WASSON J.G., MALAVOI J.R., MARIDET L., SOUCHON Y., PAULIN L., 1998. *Impacts écologiques de la chenalisation des rivières*. CEMAGREF, Lyon, 158 pp.
- WEBLER T., KASTENHOLZ H., RENN O., 1995. Public participation in impact assessment: a social learning perspective. *Environmental Impact Assessment Review*, **15**: 443-463.
- WILKINSON J., MARTIN J., BOON P.J., HOLMES N.T.H., 1998. Convergence of field survey protocols for SERCON (System for Evaluating Rivers for Conservation) and RHS (River Habitat Survey). *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, **8**: 579-596.
- WINKLEY B.R., 1982. Response of the Lower Mississippi to river training and realignment. In: Hey R.D., Bathurst J.C., Thorne C.R. (eds.), *Gravel-bed Rivers*. John Wiley & Sons, Chichester: 652-681.
- 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., 2004. Proposta di un Indice dello Stato Ecologico delle Comunità Ittiche viventi nelle acque interne italiane. *Biologia ambientale* **18** (2): 25-30.
- ZERUNIAN S., 2007. Primo aggiornamento dell'Indice dello Stato Ecologico delle Comunità Ittiche. *Biologia Ambientale*, **21** (2): 43-47.



# **I micromammiferi del Parco Nazionale del Circeo.**

## **I. Analisi faunistica**

**Giovanni Amori<sup>1\*</sup>, Daniel Reichegger<sup>2</sup>, Luisa Anna Ieradi<sup>1</sup>, Sergio Zerunian<sup>3</sup>, Mauro Cristaldi<sup>2</sup>**

*1 CNR - Istituto per lo Studio degli Ecosistemi; Via A. Borelli 50, 00161 Roma*

*2 Dipartimento di Biologia Animale e dell'Uomo, Università "La Sapienza"; Via A. Borelli 50, 00161 Roma*

*3 Corpo Forestale dello Stato, Ufficio territoriale per la biodiversità di Fogliano; Borgo Fogliano, 04100 Fogliano (Latina)*

*\* Referente per la corrispondenza: giovanni.amori@uniroma1.it*

*Pervenuto il 15.6.2008; accettato il 7.11.2008*

### **Riassunto**

Vengono presentati e discussi i risultati relativi ad una indagine sulle presenze e la distribuzione di micromammiferi in cinque ambienti diversi all'interno del Parco Nazionale del Circeo. Per questa sono stati applicati vari metodi di rilevamento, che vanno dal trappolamento di esemplari vivi all'uso di cassette nido e all'analisi delle borre di rigetto di rapaci notturni. I risultati ottenuti hanno evidenziato una eterogeneità nella distribuzione delle varie specie di micromammiferi nei siti studiati. Il mancato rinvenimento di specie caratteristiche di ambienti boschivi o ripariali, che si riteneva potessero essere presenti, può essere imputato all'isolamento del Parco dalle aree limitrofe naturali, alla presenza di una fitta rete stradale e alla mancanza di connessione tra le varie aree che costituiscono il Parco stesso.

**PAROLE CHIAVE:** Parco Nazionale Circeo / piccoli mammiferi / frammentazione habitat

### **Small mammals of the Circeo National Park. 1. Faunistic analysis**

A survey on small mammals on five different habitats of the Circeo National Park has been carried out. Data have been obtained by the use of live traps, nest-boxes and owl pellets analysis. We found heterogeneity in species distribution among the five studied habitats. The lack of woodland and riparian species in the area are probably due to the isolation of the Park from other natural surrounding areas, the disjunction of the different areas belonging to the Park and the well developed road network.

**KEY WORDS:** Circeo National Park / small mammals / habitat fragmentation

## **INTRODUZIONE**

Per poter gestire un'area protetta in modo corretto e funzionale alla Legge quadro n. 394/1991 è necessario conoscere le componenti biotiche e abiotiche degli ecosistemi che ne fanno parte. Tra queste i Vertebrati assumono una posizione di primo piano per il loro ruolo ecologico e per gli stretti rapporti che, a vario titolo, attuano con l'uomo.

Le conoscenze della fauna a Vertebrati del Parco Nazionale del Circeo non possono ritenersi finora soddisfacenti e, se per taluni gruppi i dati a disposizione

forniscono un livello più elevato di conoscenze (ad esempio per gli Uccelli), per altri sono ancora sia limitati nel tempo sia insufficienti (ZERUNIAN, 2005). Una delle lacune più evidenti riguarda i micromammiferi.

Sino ad oggi, infatti, pochi sono i lavori su queste entità. Essi risalgono agli anni '80 (CONTOLI e SAMMURI, 1981; CONTOLI, 1986) e sono riferiti esclusivamente a due aree del Parco.

Il presente lavoro si propone, pertanto, di colmare le

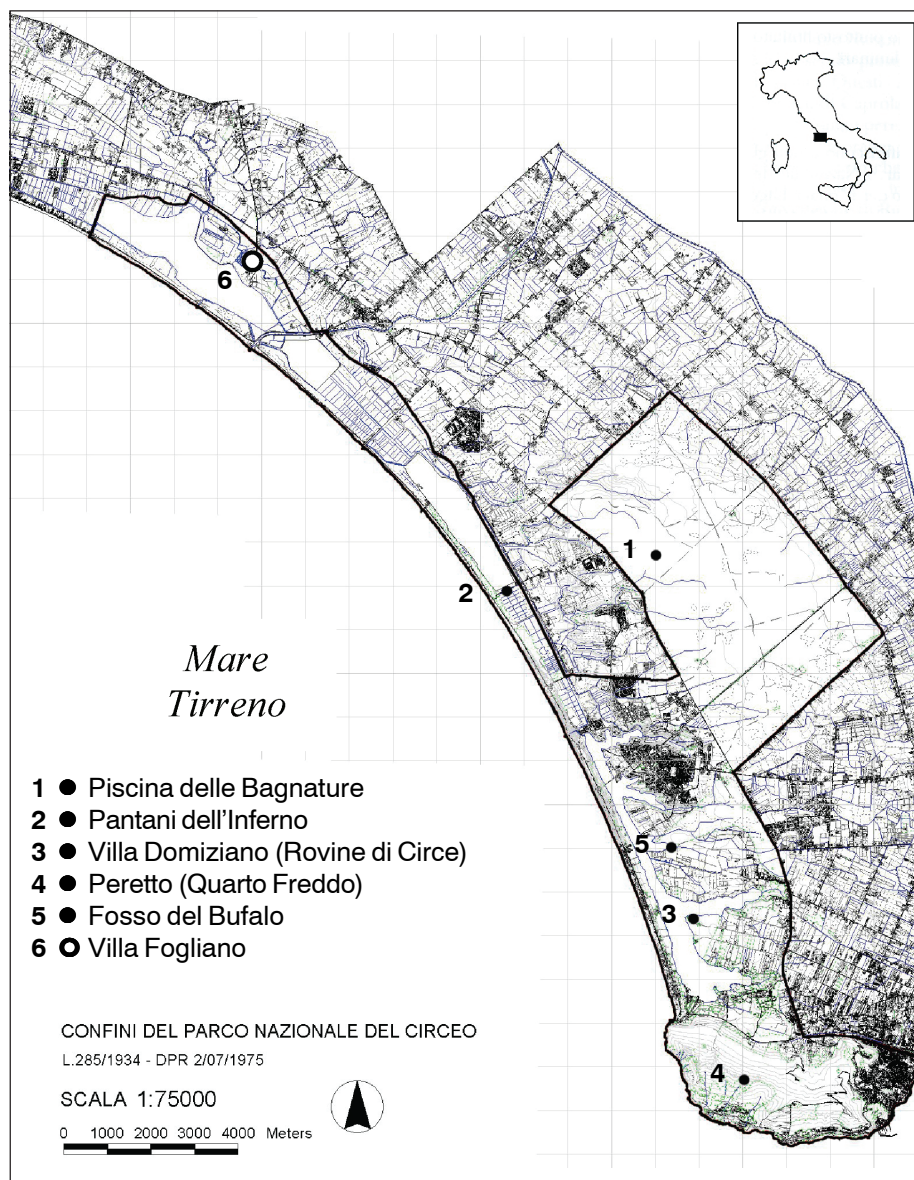
attuali lacune conoscitive, arrivando alla formulazione di un elenco faunistico dei micromammiferi terragnoli del Parco, fornendo indicazioni di carattere ecologico e, in particolar modo, sulla distribuzione spaziale delle stesse all'interno dell'area protetta considerata.

Tuttavia questo studio rappresenta una fase iniziale che prevede tempi di indagine più lunghi per poter comprendere ed approfondire non solo quali specie risultano al momento assenti dall'area di studio, ma anche le reali motivazioni, interne ed esterne, che hanno portato ad una tale situazione, al fine di attuare adeguati programmi di gestione e controllo territoriale.

## MATERIALI E METODI

### Siti di cattura

L'indagine è stata condotta nelle seguenti 5 località, scelte sulla base dell'eterogeneità ecologica del Parco: Piscina delle Bagnature, Pantani dell'Inferno, Villa di Domiziano (Rovine di Circe), Peretto (Quarto Fredo), Fosso del Bufalo (Fig. 1). A queste va aggiunto un altro sito compreso nell'Orto botanico di Villa Fogliano (sulle sponde dell'omonimo lago), dove è stata effettuata solo la raccolta delle borre di rigetto del rapace notturno *Tyto alba*.



**Fig. 1.** I siti di cattura dei micromammiferi (cerchietti pieni) e di raccolta delle borre di rigetto di rapaci (cerchietto vuoto) nel territorio continentale del Parco Nazionale del Circeo.

Il primo sito, posto a Nord del Parco, denominato Piscina delle Bagnature, situato nella Riserva integrale istituita con il Decreto ministeriale del 22 febbraio 1975 all'interno della Foresta demaniale del Circeo, ha un'estensione di circa 45 ettari. Esso rappresenta il tipico ambiente paludoso dell'antica selva e, come rivela il nome stesso, presenta un'area di circa tre ettari allagata per buona parte dell'anno a causa dell'accumulo di acque piovane. In tale area vige un divieto di accesso per i visitatori. Il terreno è costituito da sabbie giallo-rossicce, facenti parte di una duna antica su cui sorge l'intera foresta, le quali in profondità divengono compatte e più o meno cementate. In alcune depressioni le particelle fini, dilavate, hanno formato a poca profondità uno strato impermeabile che impedisce la dispersione delle acque nel sottosuolo, causando così la formazione delle cosiddette "piscine". Le trappole per la cattura di animali vivi sono state collocate in un'area asciutta situata tra un canale di scolo e una piscina.

Il secondo sito, Pantani dell'Inferno, dichiarato "Riserva di popolamento animale" nel febbraio 1979, si estende per circa 40 ettari e confina con la sponda sud del Lago di Caprolace. La particolare conformazione geologica, con strati di argilla ad una profondità media, vi favorisce il ristagno di acqua, tanto da risultare inondato durante tutto l'arco dell'anno. Esso, per la sua ricchezza in biodiversità, è tutelato dalla convenzione Ramsar per la protezione delle zone umide. Attualmente l'area viene in parte utilizzata come pascolo per un numero limitato di bovini. Le trappole sono state disposte sui due argini di un canale di scolo che taglia trasversalmente i pantani.

Il terzo sito, Villa di Domiziano (Rovine di Circe), Riserva integrale dal 26 luglio 1971 e aperto ai visitatori, è localizzato sulla sponda orientale del Lago di Paola (o Lago di Sabaudia). Esso costituisce una piccola parte distaccata della Foresta Demaniale ed ha un'estensione di circa 46 ettari. In particolare l'area di studio interessa una porzione dominata da un bosco adulto di pino domestico (*Pinus pinea* L.) d'impianto artificiale, con altezza degli alberi di circa 18-20 metri. Sotto tale copertura è presente un'abbondante rinnovazione di leccio, con esemplari che superano i dieci metri di altezza e che costituiscono il piano vegetazionale dominante sottostante ai pini.

Il quarto sito, Peretto (Quarto Freddo), si trova sul versante settentrionale del Promontorio del Circeo, a 120 m s.l.m. La zona si presenta con una forte pendenza del terreno e con numerose rocce affioranti. Le trappole, disposte secondo linee perpendicolari ed intersecanti (*grid*), sono state collocate tra un sentiero a valle e una strada asfaltata di montagna poco distante a monte.

Il quinto sito, Fosso del Bufalo, situato nella parte

sud della Foresta Demaniale, staccata dal blocco principale, si protrae sino al lago di Sabaudia. È caratterizzato dalla presenza di molte specie termofile sempreverdi miste con vegetazione a caducifoglie. Il sito è collocato in una zona ecotonale tra la Foresta Demaniale e terreni adibiti alla coltivazione intensiva, in serra e non, nonché al pascolo di ovini.

### Raccolta dei campioni

Per lo studio sono state effettuate 12 sessioni di trappolamento per ciascuno dei 5 siti descritti, da gennaio a dicembre 2005. Durante ogni sessione di trappolamento sono rimaste attive, per 5 notti consecutive al mese, 200 trappole idonee per la cattura di individui vivi. Le trappole, realizzate in pvc, hanno una lunghezza di 30 cm circa e un'apertura rettangolare di dimensioni 8x8 cm. Ad una delle due estremità è posto uno sportellino in lamiera collegato ad un predellino posto a circa metà trappola che, se toccato, ne provoca la chiusura (modello L.O.T. - Locasciulli Osvaldo Trap). Su tre dei cinque siti prescelti (Piscine delle Bagnature, Rovine di Circe e Promontorio del Circeo) sono state posizionate 40 trappole seguendo un *grid* di 70 m x 40 m di lato in modo di avere 8 trappole per un lato e 5 per l'altro. Ogni trappola risulta pertanto distanziata dalle altre di 10 m. Nei restanti due siti (Pantani dell'Inferno e Fosso del Bufalo) le 40 trappole sono state disposte lungo due transetti paralleli lunghi 200 m cadauno. Anche in questo caso le trappole sono state poste ad una distanza di 10 m l'una dall'altra.

Come esca si è utilizzato un impasto costituito da crema di nocciola e cereali, particolarmente gradito ai Roditori, mentre per attirare gli Insettivori è stata utilizzata pasta di acciughe. Le esche sono state rinnovate al controllo giornaliero delle trappole. Al fine di evitare la morte per assideramento, nonché per evitare lo stress agli animali, nelle trappole è stato posto anche del cotone idrofobo. Per la raccolta dei campioni è stata utilizzata la tecnica Cattura-Marcatura-Ricattura (FLOWERDEW, 1976).

Le raccolte delle borre di rigetto di *Tyto alba* (bargianni) sono state condotte solamente in località Fogliano, come detto precedentemente. Nella prima raccolta, avvenuta nel febbraio 2004, sono state prelevate tutte le borre presenti al di sotto della postazione del rapace. Quindi, avendo il rapace continuato a frequentare l'edificio sia come rifugio e posatoio che come luogo per la nidificazione, è stato possibile effettuare, a novembre dello stesso anno, la seconda raccolta, nonché raccolte mensili successive, sino ad ottobre 2005.

Il materiale è stato analizzato con uno stereoscopio Olympus serie SZ30, 10x22, e, sulla base delle specifiche chiavi dicotomiche fornite da TOSCHI e LANZA

(1959) e da TOSCHI (1965), è stata possibile l'identificazione delle specie predate.

Tutti gli animali catturati, ad eccezione dei ratti neri (*Rattus rattus*), sacrificati entro 24 ore per effettuare i test di mutagenesi, venivano marcati mediante targhette applicate all'orecchio, misurati e rilasciati senza provocare loro alcun danno.

Per discriminare le specie *Apodemus sylvaticus* e *Apodemus flavicollis*, le quali nell'Europa meridionale presentano caratteristiche morfologiche molto simili, pur essendo geneticamente differenziate, si è fatto ricorso all'analisi genetica (PCR con primer specie-specifici). L'analisi effettuata su 31 individui, la cui identificazione in campo era risultata dubbia, ha mostrato con certezza la loro appartenenza alla specie *Apodemus sylvaticus*.

Sono state poste 7 cassette nido per l'alocco (*Strix aluco*), 2 per il barbagianni (*Tyto alba*) e 30 per il moscardino (*Muscardinus avellanarius*) per ottenere dati sulla presenza di altre specie di piccoli mammiferi all'interno del Parco. Per lo stesso scopo sono stati presi in considerazione anche individui rinvenuti morti accidentalmente.

## RISULTATI

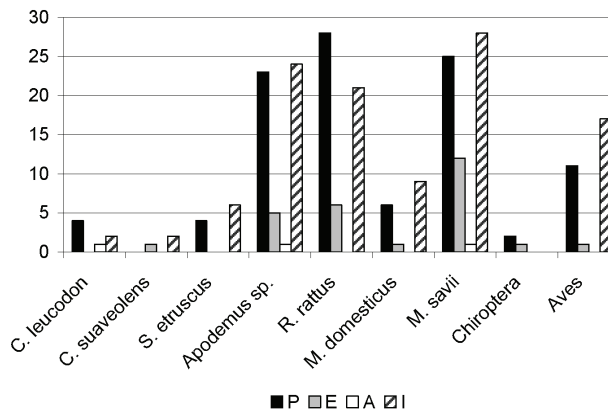
Utilizzando le tecniche di indagine descritte, in totale sono state rilevate 10 specie di micromammiferi: 5 di Insettivori e 5 di Roditori (Tab. I).

La ripartizione numerica delle specie ottenuta dall'esame di 440 borre di barbagianni provenienti dalla località Villa Fogliano è indicata in tabella II, dove si osserva che la componente principale della dieta del rapace è costituita da *Apodemus* sp., *Mus domesticus* e *Microtus savii*, che nel complesso rappresentano oltre il 65% delle prede totali. In figura 2 è riportata anche la distribuzione stagionale delle prede rinvenute nelle borre di *Tyto alba*.

Sono stati inoltre calcolati l'indice di livello trofico ed il numero medio di prede per ciascuna borra, relativi

**Tab. I.** Specie di micromammiferi rilevate all'interno del Parco.

| Ordine             | Specie                          | Nome volgare            |
|--------------------|---------------------------------|-------------------------|
| <b>Insettivori</b> | <i>Erinaceus europaeus</i>      | Riccio europeo          |
|                    | <i>Crocidura leucodon</i>       | Crocidura ventre bianco |
|                    | <i>Crocidura suaveolens</i>     | Crocidura minore        |
|                    | <i>Suncus etruscus</i>          | Mustiolo                |
|                    | <i>Talpa romana</i>             | Talpa romana            |
| <b>Roditori</b>    | <i>Muscardinus avellanarius</i> | Moscardino              |
|                    | <i>Microtus savii</i>           | Arvicola di Savi        |
|                    | <i>Apodemus sylvaticus</i>      | Topo selvatico          |
|                    | <i>Rattus rattus</i>            | Ratto nero              |
|                    | <i>Mus domesticus</i>           | Topolino domestico      |



**Fig. 2.** Andamento stagionale delle prede rinvenute nelle borre di *Tyto alba* (P=Primavera; E=Estate; A=Autunno; I=Inverno).

**Tab. II.** Numero di individui e frequenza percentuale dei micromammiferi rinvenuti nelle borre di *Tyto alba*.

| Specie                      | n. individui | %            |
|-----------------------------|--------------|--------------|
| <i>Crocidura leucodon</i>   | 35           | 3,5          |
| <i>Crocidura suaveolens</i> | 35           | 3,5          |
| <i>Crocidura</i> sp.        | 6            | 0,6          |
| <i>Suncus etruscus</i>      | 74           | 7,4          |
| <i>Microtus savii</i>       | 209          | 21,0         |
| <i>Apodemus</i> sp.         | 180          | 18,1         |
| <i>Rattus rattus</i>        | 26           | 2,6          |
| <i>Rattus</i> sp.           | 20           | 2,0          |
| <i>Mus domesticus</i>       | 257          | 25,9         |
| Chiroptera spp.             | 7            | 0,7          |
| Aves spp.                   | 145          | 14,6         |
| <b>TOTALE</b>               | <b>994</b>   | <b>100,0</b> |

**Tab. III.** Indice di livello trofico (Lt = numero di Insettivori/numero prede totali) e numero medio di prede per borra relativi ad ogni raccolta mensile.

| MESE                         | Indice livello trofico (Lt) | N° prede per borra |
|------------------------------|-----------------------------|--------------------|
| Dicembre 2005                | 0,19                        | 2,83               |
| Gennaio 2005                 | 0,15                        | 2,7                |
| Febbraio 2005                | 0,09                        | 1,73               |
| Marzo 2005                   | 0,07                        | 1,76               |
| Aprile 2005                  | 0,06                        | 2,14               |
| Maggio 2005                  | 0,12                        | 1,59               |
| Giugno 2005                  | 0,08                        | 1,4                |
| Luglio 2005                  | 0,07                        | 2,07               |
| Agosto 2005                  | -                           | -                  |
| Settembre 2005               | -                           | -                  |
| Ottobre 2005                 | 0,25                        | 2                  |
| Raccolta zero, febbraio 2004 | 0,22                        | 2,4                |
| Raccolta zero, novembre 2004 | 0,12                        | 2,51               |
| <b>Totale</b>                | <b>0,18</b>                 | <b>2,27</b>        |



vamente ad ogni singola raccolta (Tab. III), nonché al totale delle stesse (Tab. IV).

L'indice di livello trofico (Lt), relativo all'intera raccolta, è stato calcolato come rapporto tra il numero di Insettivori e la totalità delle prede (CONTOLI, 1980) (vedi Tab. III).

L'importanza data agli Insettivori, nel calcolo di tale indice, è dovuta al fatto che questi ultimi, situandosi ad un livello trofico superiore rispetto a quello dei Roditori, risentono maggiormente delle alterazioni ambientali (ALOISE e CONTOLI, 1984). Tale indice è pertanto strettamente legato al grado di antropizzazione dell'ambiente.

È stato inoltre calcolato il valore dell'indice di diversità biotica Gini-Simpson (ODUM, 1975), che è risultato pari a 0,83.

### Trappolamenti

Le catture effettuate con trappole nei 5 siti hanno evidenziato la presenza di quattro specie di Roditori (*Apodemus sylvaticus*, *Mus domesticus*, *Rattus rattus* e *Microtus savii*) e tre di Insettivori (*Crocidura leucodon*, *Crocidura suaveolens*, *Erinaceus europaeus*).

La ripartizione delle catture e ricatture in relazione al sito è rappresentata in tabella V.

Alla tabella vanno, inoltre, aggiunti tre individui di *Suncus etruscus*, ritrovati casualmente morti in località Peretto.

Dai dati emerge che il sito "Fosso del Bufalo" è quello in cui si è avuta la cattura del maggior numero di individui (231), mentre nel sito "Pantani dell'Inferno" è stato raccolto il maggior numero di specie (6). Nella

**Tab. IV.** Parametri e indici analitici relativi alla dieta di *Tyto alba*.

|                              |      |
|------------------------------|------|
| Numero di borre intere       | 440  |
| Numero di prede totali       | 994  |
| Numero medio prede per borra | 2,26 |
| Numero specie predate        | 7    |
| Indice di livello trofico    | 0,18 |

riserva Piscina delle Bagnature, invece, sono stati catturati solo tre individui, mai più ricatturati, appartenenti alla specie *A. sylvaticus*.

Il numero di Insettivori si presenta, nel totale, abbastanza elevato, con quasi 40 individui nell'arco di un anno, sebbene alcune specie (*C. leucodon* ed *E. europaeus*) siano state catturate con frequenza decisamente inferiore (Tab. VI).

La tabella VII mostra i risultati ottenuti dal calcolo dell'indice di successo di trappolamento (PUCEK, 1969)

$$(Tr = (N \times 100)/(t \times n))$$

dove, N indica il numero di individui catturati, t il

**Tab. VI.** Frequenza relativa per ciascuna specie, quale risultata dal trappolamento.

| Specie                      | Percentuale |
|-----------------------------|-------------|
| <i>Erinaceus europaeus</i>  | 1,3         |
| <i>Crocidura leucodon</i>   | 0,3         |
| <i>Crocidura suaveolens</i> | 8,6         |
| <i>Microtus savii</i>       | 2,4         |
| <i>Apodemus sylvaticus</i>  | 57,8        |
| <i>Rattus rattus</i>        | 25,0        |
| <i>Mus domesticus</i>       | 4,5         |

**Tab. V.** Ripartizione delle catture e ricatture con trappole delle specie in relazione ai vari siti studiati.

| Sito                    | Specie                      | Catture e Ricatture | Animali ricatturati |
|-------------------------|-----------------------------|---------------------|---------------------|
| Rovine di Circe         | <i>Apodemus sylvaticus</i>  | 73                  | 17                  |
|                         | <i>Rattus rattus</i>        | 15                  | 0                   |
| Monte Circeo (Peretto)  | <i>Apodemus sylvaticus</i>  | 141                 | 32                  |
|                         | <i>Rattus rattus</i>        | 15                  | 0                   |
| Pantani dell'Inferno    | <i>Crocidura leucodon</i>   | 1                   | 0                   |
|                         | <i>Crocidura suaveolens</i> | 33                  | 1                   |
|                         | <i>Microtus savii</i>       | 16                  | 5                   |
|                         | <i>Apodemus sylvaticus</i>  | 98                  | 21                  |
|                         | <i>Rattus rattus</i>        | 10                  | 0                   |
|                         | <i>Mus domesticus</i>       | 34                  | 7                   |
| Piscina delle Bagnature | <i>Apodemus sylvaticus</i>  | 3                   | 0                   |
| Fosso del Bufalo        | <i>Crocidura suaveolens</i> | 3                   | 0                   |
|                         | <i>Apodemus sylvaticus</i>  | 175                 | 36                  |
|                         | <i>Rattus rattus</i>        | 53                  | 0                   |
| TOTALE                  |                             | 670                 | 119                 |

**Tab. VII.** Valori dell'indice di successo di trappolamento (Tr) nelle 5 aree di studio

| Sito              | Tr  |
|-------------------|-----|
| Villa Domiziano   | 3,6 |
| Peretto           | 6,5 |
| Pantani d'Inferno | 8,0 |
| Bagnature         | 0,1 |
| Fosso del Bufalo  | 9,6 |
| TOTALE            | 5,6 |

numero di trappole utilizzate e n il numero delle notti di trappolamento.

## DISCUSSIONE E CONCLUSIONI

Dai risultati ottenuti dalla presente analisi faunistica emerge che la forte eterogeneità che caratterizza il Parco del Circeo determina una particolare distribuzione delle specie rinvenute, le quali si presentano relativamente abbondanti in alcuni siti e assenti in altri. Inoltre nel complesso si osserva una situazione piuttosto alterata, con l'assenza di specie caratteristiche di ambienti boschivi quali *Apodemus flavicollis*, *Myodes glareolus* o ripariali come *Arvicola amphibius*, che si riteneva potessero essere presenti. La presenza del moscardino (*Muscardinus avellanarius*) è stata confermata mediante l'utilizzo delle cassette nido; tuttavia non sembra che la specie sia distribuita omogeneamente all'interno del Parco.

L'analisi delle borre mostra una percentuale relativamente alta di individui di specie quali *Mus domesticus* e *Microtus savii*, in accordo sia con la tipologia che caratterizza il sito di raccolta, e cioè un'area ricca di pascoli e terreni coltivati, sia con le abitudini alimentari del rapace stesso. Il numero di Insettivori, nel complesso, non si presenta basso. Si evidenzia inoltre una preferenza verso la classe degli Uccelli, la cui percentuale non si discosta di molto da quella degli Insettivori ed è molto simile a quella dei Roditori del genere *Apodemus* (Tab. II).

I risultati dei trappolamenti forniscono alcune interessanti informazioni sulla percentuale di micromammiferi catturati, con una netta predominanza di *Apodemus sylvaticus* e *Rattus rattus* rispetto alle altre specie. *Mus domesticus* e *Microtus savii* sono stati catturati solamente nel sito "Pantani d'Inferno" (Tab. V), fatto probabilmente dovuto alle particolari caratteristiche ambientali dell'area che non trovano corrispondenza negli altri siti. Le due specie sono infatti più legate ad ambienti aperti (coltivati o meno) che non ad ambienti boschivi (MITCHELL-JONES *et al.*, 1999). Risulta interessante, in questo stesso sito, la convivenza in simpa-

tria delle specie *Mus domesticus* e *Apodemus sylvaticus*, con una frequenza relativa del 26% per la prima e del 74% per la seconda, evidenziando un'analogia con l'area litoranea del lago di Burano (BOITANI *et al.*, 1985), ecologicamente simile a questa e nella quale la frequenza percentuale relativa si è rivelata essere del 17,9% per la prima specie e dell'82,1% per la seconda.

Sempre in questo sito si è anche conseguito un alto numero di catture di Insettivori, i quali rappresentano più del 17% delle catture totali (percentuale peraltro paragonabile a quella di *M. domesticus*), mentre negli altri siti (ad eccezione delle "Rovine di Circe"), non ne sono mai stati catturati.

Nel sito "Piscina delle Bagnature" sono stati rilevati soltanto tre individui di *Apodemus sylvaticus* e nessuna specie di Insettivori. A tale proposito va considerata la presenza di cinghiali all'interno del Parco, che, abbondanti in special modo nell'area forestale, potrebbero aver contribuito alla riduzione delle popolazioni di micromammiferi (RAGNI, 2005). Infatti, secondo SINGER *et al.* (1984) la frenetica attività di scavo operata dal cinghiale per la ricerca del cibo porterebbe ad un deleterio rimescolamento degli strati più superficiali della lettiera, distruggendo in tal modo non solo le gallerie, ma soprattutto le tane di Insettivori e di Roditori, con una conseguente riduzione del loro numero. Altre volte il cinghiale influirebbe indirettamente su questi, sia riducendo le popolazioni di invertebrati, predati in particolar modo dagli Insettivori (HOWE *et al.*, 1981) ed arrivando così secondo SINGER (1981) ad una possibile competizione alimentare con questi ultimi, sia, secondo BRIEDERMANN (1968), predando direttamente le piccole specie di Roditori. In effetti, sul Promontorio del Circeo, dove la presenza del cinghiale risulterebbe circa 50 volte inferiore rispetto a quella della Foresta (RAGNI, 2005), la popolazione di *Apodemus* appare nettamente più consistente.

Nonostante la minor presenza di cinghiali, non si spiega tuttavia la totale assenza di catture di Insettivori nel Promontorio, invece rinvenuti da CONTOLI e SAMMURI (1981), mediante l'analisi delle borre di rigetto dei rapaci. L'impatto dei cinghiali potrebbe costituire solamente una causa secondaria della situazione che, attualmente, si riscontra nella foresta del Circeo. Peraltro, nel sito "Pantani d'Inferno", ove i segni della presenza del suide sono stati più volte accertati (sia attraverso la rimozione delle trappole stesse, conseguente al tentativo di mangiarne l'esca, che mediante incontri diretti), le catture sono invece risultate abbondanti.

L'assenza di *Apodemus flavicollis*, in particolare, potrebbe essere legata alla particolare situazione in cui il Parco è venuto a trovarsi nel tempo, come il forte

incremento della rete stradale (che oramai circonda completamente la Foresta) e la massiccia presenza di agroecosistemi (coltivi, serre e costruzioni che lo circondano), ma anche ad una ulteriore frammentazione interna e ad una drastica mancanza di connessione fra i singoli ambienti (Promontorio, Foresta, Duna) con conseguente ed inevitabile riduzione di un vitale interscambio di individui, e, quindi, di flusso genico fra gli stessi.

Fonti storiche (LEPRI, 1935) riportano la presenza dello scoiattolo rosso (*Sciurus vulgaris*) all'interno della foresta demaniale; specie che ora risulta, invece, localmente assente. La scomparsa di questa specie sarebbe indicativa di una serie di modificazioni che avrebbero, quindi, interessato il suo habitat: in primo luogo una riduzione dovuta ad una notevole frammentazione spaziale, a cui lo stesso risulta particolarmente sensibile (CELADA *et al.*, 1993). Nella medesima situazione potrebbe essersi trovato lo stesso *Apodemus flavicollis*, da considerarsi attualmente anch'esso assente dall'area di studio.

In aggiunta, più volte nel corso della storia l'uomo è intervenuto attivamente all'interno di questo Parco modificandone in più punti l'assetto vegetazionale me-

dante l'introduzione di specie aliene (quali, ad esempio, gli eucalipti), con la conseguente ulteriore riduzione dello spazio vitale per numerose specie animali, fra cui anche Roditori ed Insettivori.

Le prime conseguenze di una così scarsa presenza di piccoli vertebrati, non indipendente dalle condizioni dell'ecosistema, si manifestano direttamente sulle popolazioni di predatori, al punto che, al momento attuale, la foresta non sembra costituire l'ambiente ideale per l'esistenza di stabili popolazioni di piccoli e medi carnivori (RAGNI, 2005).

Pertanto, al fine di migliorare le attuali condizioni, sarebbe auspicabile istituire corridoi ecologici secondo quanto ricordato da BATTISTI e ROMANO (2007), sia fra i diversi ambienti del Parco, sia con aree naturali esterne, favorendo in tal modo lo spontaneo ritorno di quelle specie che, nel passato, sono state costrette a rifugiarsi in aree marginali.

#### RINGRAZIAMENTI

Per la preziosa collaborazione nel lavoro sul campo desideriamo ringraziare Massimo Cecchetti (CFS), Giuseppe Forcina (CFS), Giovanni Mastrobuoni, Germana Szpunar e Alessandra Noal (CFS).

#### BIBLIOGRAFIA

- ALOISE G., CONTOLI L., 1984. Su alcune valutazioni ambientali attraverso la dieta dei rapaci. *Acqua e aria*, (2):135-143.
- AMORI G., CRISTALDI M., REICHEGGER D., SZPUNAR G., MASTROBUONI G., ZERUNIAN S., 2005. Dati preliminari su Insettivori e Roditori del Parco Nazionale del Circeo. In: Zerunian S. (ed.), *Habitat, Flora e Fauna del Parco Nazionale del Circeo*. Corpo Forestale dello Stato – Ufficio gestione Beni ex ASFD di Sabaudia: 133-140.
- BATTISTI C., ROMANO B., 2007. *Frammentazione e connettività. Dall'analisi ecologica alla pianificazione ambientale*. Città Studi edizioni, Torino, 441 pp.
- BOITANI L., LOY A., MOLINARI P., 1985. Temporal and spatial displacement of two sympatric rodents (*Apodemus sylvaticus* and *Mus musculus*) in Mediterranean coastal habitat. *Oikos*, **45**: 246-252.
- BRIEDERMANN L., 1968. Die biologische und forstliche Bedeutungen des Wildschweines im Wirtschafts. *Wald Acht. Forstweiss.*, **17**: 943-967.
- CELADA C., BOGLIANI G., GARIBOLDI A., MARACCI A., 1993. Occupancy of isolated woodlots by the red squirrel *Sciurus vulgaris* L. in Italy. *Biological Conservation*, **69**: 177-183.
- CONTOLI L., 1980. Borre di Strigiformi e ricerca Teriologica in Italia. *Natura e Montagna*, **3**: 73-94.
- CONTOLI L., 1986. Sulla diversità dei sistemi trofici "Strigiformi-Mammiferi" nel Parco del Circeo e le relative valutazioni ambientali. In: Atti Conv. *Asp. Faun. Probl. Zool. P. N. Circeo*. Sabaudia, (1984): 169-181.
- CONTOLI L., SAMMURI G., 1981. Sui popolamenti di micromammiferi terragnoli della costa medio-tirrenica italiana in rapporto alla predazione operata dal Barbagianni. *Quad. Acc. Naz. Lincei*, **254**: 237-262.
- FLOWERDEW J. R., 1976. Ecological methods. *Mammal review*, **6**: 123-159.
- HOWE T., SINGER F.J., ACKERMAN B.B., 1981. Forage relationships of european wild boar invading northern hardwood forest. *J. Wildl. Manage.* **45**(3): 748-754.
- IERADI L.A., FIACCO S., ANNESI F., ZERUNIAN S., CRISTALDI M., 2008. I micromammiferi del Parco Nazionale del Circeo. II. Studio di fattibilità per il monitoraggio genotossico. *Biologia Ambientale*, **22** (2): 27-34 (in questo numero).
- LEPRI G., 1935. La fauna pontina prima e dopo la bonifica. In AA.VV. *"La bonifica delle Paludi Pontine"*. Istituto Studi Romani, Ed. L. Da Vinci, Roma, 330: 93-102.
- MITCHELL-JONES A.J., AMORI G., BOGDANOWICZ W., KRYSZTOFEK B., REIJNDERS P.J.H., SPITZENBERGER F., STUBBE M., THISSEN J.B.M., VOHRALIK V., ZIMA J., 1999. *The Atlas of European mammals*. The Academic Press, London, 496 pp.
- ODUM E. P., 1975. Diversity as function of Energy flow. In: Van Dobban W.H., Lowe-McConnel R.H. (eds). *Unifying*

- concepts in Ecology*. Junk, Le Hague.
- PUCEK Z., 1969. Trap response and estimation of numbers of shrews in removal catches. *Acta Theriologica*, **XIV**: 403-426.
- RAGNI B., 2005. Presenza e ipotesi di reintroduzione di Mammiferi “significativi” nel Parco Nazionale del Circeo. In: Zerunian S. (ed.), *Habitat, Flora e Fauna del Parco Nazionale del Circeo*. Corpo Forestale dello Stato – Ufficio gestione Beni ex ASFD di Sabaudia: 99-110.
- SINGER F.J., 1981. Wild pig population in the National Parks. *Environmental Manag.*, **5**(3): 263-270.
- SINGER F.J., SWANK W.T., CLEBSH E.E.C. 1984. Effects of wild pig rooting in a deciduous forest. *J. Wildl. Manag.*, **48**(2): 464-473.
- TOSCHI A., 1965. *Mammalia. Lagomorpha, Rodentia, Carnivora, Ungulata, Cetacea*. Fauna d'Italia, vol. VII. Calderini Bologna
- TOSCHI A., LANZA B., 1959. *Mammalia. Generalità, Insectivora, Chiroptera*. Fauna d'Italia, vol. IV. Calderini, Bologna
- ZERUNIAN S. (ed.), 2005. Emergenze Faunistiche del PNC (Vertebrati): gestione finalizzata alla conservazione. In: Zerunian S. (ed.), *Habitat, Flora e Fauna del Parco Nazionale del Circeo*. Corpo Forestale dello Stato – Ufficio gestione Beni ex ASFD di Sabaudia: 71-80.



# I micromammiferi del Parco Nazionale del Circeo.

## II. Studio di fattibilità per il monitoraggio genotossico

Luisa Anna Ieradi<sup>1\*</sup>, Simona Fiacco<sup>2</sup>, Flavia Annesi<sup>2</sup>, Sergio Zerunian<sup>3</sup>, Mauro Cristaldi<sup>2</sup>

<sup>1</sup> Università Sapienza, Istituto per lo studio degli Ecosistemi (CNR), via A. Borelli, 50 - 00161 Roma

<sup>2</sup> Università Sapienza, Dipartimento di Biologia Animale e dell'Uomo, via A. Borelli 50 - 00161 Roma

<sup>3</sup> Corpo Forestale dello Stato, Ufficio territoriale per la biodiversità di Fogliano; Borgo Fogliano - 04100 Fogliano (Latina)

Referente per la corrispondenza: luisanna.ieradi@uniroma1.it

Pervenuto il 15.6.2008; accettato il 27.7.2008

### Riassunto

L'obiettivo del lavoro è quello di valutare la possibilità di effettuare un monitoraggio genotossico nel Parco Nazionale del Circeo (PNC) utilizzando micromammiferi selvatici come bioindicatori. Lo studio è stato condotto in 4 località utilizzando per la cattura di animali vivi la tecnica CMR (cattura-marcatura-ricattura). Il test dei micronuclei è stato applicato al sangue periferico di due specie di Roditori Murini (*Apodemus sylvaticus*, *Rattus rattus*). I risultati ottenuti, sia nel sangue periferico di *A. sylvaticus* che nel midollo osseo di *R. rattus*, mostrano che le frequenze medie di micronuclei, pur mantenendosi intorno a valori non elevati (valori medi pari rispettivamente a  $1,71 \pm 1,64$  e  $1,41 \pm 1,52$ ), sono maggiori di quelle rilevate in individui delle medesime specie raccolti in altre aree protette del Lazio e dell'Abruzzo. I risultati ottenuti in *A. sylvaticus*, e in misura minore in *R. rattus*, mostrano un maggiore impatto genotossico, come si evidenzia dalle frequenze medie di micronuclei più elevate, nei siti Villa Domiziano (valore medio di  $2,00 \pm 2,24$ ), Fosso del Bufalo (valore medio di  $1,97 \pm 1,51$ ) e Pantani (valore medio di  $1,70 \pm 1,24$ ), mentre il sito Peretto, più isolato e meno soggetto ad impatto antropico, presenta una frequenza di micronuclei più bassa (valore medio di  $1,23 \pm 1,10$ ), un range di valori più ristretto (0-3,5) e il maggiore numero di individui privi di micronuclei (23%). Una causa probabile di induzione del danno genotossico può essere imputata alla presenza di pesticidi nelle acque o nel terreno. In conclusione, dallo studio emergono le necessità di considerare all'interno del PNC il problema del rischio di contaminazione ambientale di origine soprattutto agricola e di effettuare il monitoraggio genotossico con regolarità sia nelle aree critiche che in quelle di controllo.

PAROLE CHIAVE: Parco Nazionale Circeo / micronuclei / *Apodemus sylvaticus* / *Rattus rattus*

### Small mammals in the Circeo National Park. II. Feasibility study of genotoxic monitoring

The aim of this work is to carry out a genotoxic biomonitoring in Circeo National Park using free living small mammals as bioindicators. Four localities were chosen and live animals were collected using the Capture-Marking-Recapture method. Micronucleus test was applied to the peripheral blood of two rodent species (*Apodemus sylvaticus*, *Rattus rattus*) and in bone marrow only in *R. rattus*. Results obtained in the blood of *A. sylvaticus* and in the bone marrow of *R. rattus* show that the values of the mean micronuclei frequencies, even though relatively low (mean value of  $1,71 \pm 1,64$  and  $1,41 \pm 1,52$ , respectively), are higher than those observed in the same species collected in other protected areas in Lazio and Abruzzo. Results obtained in *A. sylvaticus*, but also in *R. rattus*, show high genotoxic impact, as indicated by the higher values present in Villa Domiziano (mean value  $2,00 \pm 2,3$ ), Fosso del Bufalo (mean value  $1,97 \pm 1,50$ ) e Pantani (mean value  $1,70 \pm 1,24$ ), whereas in Peretto site, being more isolated and less exposed to anthropic impact, micronuclei frequency (mean value  $1,23 \pm 1,20$ ), range of values (0-3,5) and number of animals without micronuclei (23%) show values lower than those observed in the other sites. This genotoxic damage may be due to the presence of pesticides in water and soil. In conclusion this investigation shows the need for studying the environmental pollution impact from agricultural areas, and in order to evaluate the risk, genotoxic biomonitoring should be carried out both in risk and control areas.

KEY WORDS: Circeo National Park / micronuclei / *Apodemus sylvaticus* / *Rattus rattus*

## INTRODUZIONE

La presenza di micromammiferi in un determinato territorio è di particolare importanza non solo per il ruolo trofico che essi rivestono (sono la base alimentare per numerosi predatori quali Ofidi, Falconiformi, Strigiformi, Canidi, Felidi, Mustelidi, ecc.), ma anche per la loro azione di disseminazione sotterranea di semi e ghiande (WOLFF, 1996) e di rimescolamento del terreno, efficace mezzo per il rinnovamento della vegetazione. Inoltre, la loro capacità di dispersione nell'ambiente, quale componente mobile degli ecosistemi, e di concentrazione nei tessuti di sostanze inquinanti, quali metalli pesanti, pesticidi ecc., li rende efficaci bioindicatori, capaci di fornire, quindi, importanti informazioni sullo stato di salute dell'ambiente stesso (IERADI, 1993; CRISTALDI e IERADI, 2002).

Il presente lavoro si propone di effettuare uno studio di fattibilità di un monitoraggio genotossico nel Parco Nazionale del Circeo (PNC) utilizzando come bioindicatori, tra le specie di Roditori ivi presenti (AMORI *et al.*, 2005), quelle provviste delle caratteristiche più idonee per numerosità e distribuzione: il topo selvatico (*Apodemus sylvaticus*) e il ratto nero (*Rattus rattus*). Questa scelta è stata motivata dall'interesse di ricavare dati di riferimento per la ricerca di effetti genetici indotti da agenti genotossici eventualmente presenti o che potrebbero venire introdotti in futuro, in un contesto generale in cui il rischio di contaminazione ambientale, soprattutto di origine antropica, sembra destinato ad aumentare. Per questo scopo il test dei micronuclei, rapido ed efficace test di mutagenesi *in vivo*, è stato applicato a popolazioni di Roditori viventi in alcune aree situate all'interno del Parco, caratterizzate da differente impatto antropico. Le frequenze di micronuclei rilevate nelle specie raccolte nel PNC potranno essere confrontate con quelle rilevate nelle stesse specie provenienti da analoghi studi effettuati in altre aree protette che presentano comprovate somiglianze con il Parco stesso. Ciò consentirà di verificare, mediante il metodo comparativo, l'esistenza o meno di presupposti per effettuare il monitoraggio genotossico periodico all'interno del comprensorio. Inoltre i risultati ottenuti contribuiranno alla comprensione delle problematiche generali relative alle popolazioni di piccoli mammiferi al fine di un'adeguata gestione del territorio e forniranno indicazioni di carattere ecologico su eventuali effetti mutagenetici dell'impatto antropico in questa area protetta. I micromammiferi (in particolare i Roditori) sono stati utilizzati in passato con successo come indicatori di impatto ambientale per la loro ampia diffusione e facile reperibilità (FRENCH, 1965; TEMME e JACKSON, 1978; CRISTALDI *et al.*, 1985, 1991, IERADI *et al.*, 1996, 1998). In particolare sono ritenuti bioindicatori adatti poiché hanno in generale un *home range* limitato,

elevata densità di popolazione, piccole dimensioni corporee, sono facilmente catturabili senza alterare il preesistente equilibrio ecologico ed, infine, esiste su di essi una buona letteratura di riferimento (CRISTALDI *et al.*, 1985; TICE *et al.*, 1987; TALMAGE e WALTON, 1991). I Roditori concentrano nei loro tessuti sostanze inquinanti, quali metalli pesanti, pesticidi ecc., e pertanto sono utili per evidenziare gli effetti biologici della contaminazione ambientale *in situ* (IERADI, 1993; DEGRASSI *et al.*, 2001; IERADI *et al.*, 2003).

Il test dei micronuclei, messo a punto da SCHMID (1975) sul midollo osseo di topi di laboratorio, permette di rilevare eventuali danni genetici indotti da sostanze contaminanti presenti nell'ambiente. Il test, applicato successivamente anche al sangue periferico (SCHLEGEL e MACGREGOR, 1982), è stato validato con la Direttiva 2000/32/CE della Commissione del 19 maggio 2000. Questo test è stato utilizzato in diverse popolazioni naturali di roditori per controllare gli effetti dell'inquinamento ambientale (MATERIJ e MASLOVA, 1978; CRISTALDI *et al.*, 1985; ECKL e RIEGLER, 1997). La frequenza di micronuclei e di aberrazioni cromosomiche si è rilevata significativamente correlata con la concentrazione di pesticidi (KHALIKOV, 1990), di radionuclidi (CRISTALDI *et al.*, 1991) e di metalli pesanti nel terreno (IERADI *et al.*, 1996; TULL-SINGLETON *et al.*, 1994).

## MATERIALI E METODI

### Aree di studio

L'indagine è stata condotta in 4 siti scelti sulla base di criteri di eterogeneità del Parco e localizzati come segue: Pantani dell'Inferno, utilizzato essenzialmente come pascolo per un numero limitato di bovini (in questo caso le trappole sono state disposte sui due argini di un canale di scolo, che taglia trasversalmente i pantani); Villa di Domiziano (Rovine di Circe), sulla sponda orientale del Lago di Paola (Lago di Sabaudia); Peretto (sul Promontorio del Circeo) e Fosso del Bufalo nella parte sud della Foresta Demaniale. Quest'ultimo è stato scelto per la sua vicinanza ad un'area pesantemente coltivata a monoculture orticole, sia sotto serra che all'aperto. La scelta è stata motivata dalla necessità di trovare un sito a notevole impatto antropico da contrapporre agli altri 4, nei quali la presenza umana è più limitata. Per una descrizione dettagliata di questi siti si rimanda ad AMORI *et al.* (2008), in questo stesso volume.

### Raccolta campioni

Nei 4 siti descritti sono state effettuate 12 sessioni di trappolamento, da gennaio a dicembre 2005. Durante ogni sessione sono rimaste attive 200 trappole (*live*

traps) del modello L.O.T. (Locasciulli Osvaldo Trap) per 5 notti consecutive al mese. I ratti neri (*Rattus rattus*) venivano sacrificati entro 24 ore, mentre i topi selvatici (*Apodemus*) sono stati raccolti utilizzando la tecnica Cattura-Marcatura-Ricattura (FLOWERDEW, 1976); a ciascun individuo sono stati prelevati il sangue e un frammento del padiglione auricolare; inoltre sono stati misurati, pesati, marcati mediante piccole targhette applicate all'orecchio e rilasciati senza provocare loro alcun danno. Le due specie di *Apodemus* sono state discriminate facendo ricorso all'analisi genetica (PCR con primer specie-specifici). L'analisi, effettuata su 31 individui del genere *Apodemus*, la cui identificazione in campo era risultata dubbia, ha mostrato con certezza la loro appartenenza alla specie *Apodemus sylvaticus*.

### Identificazione molecolare di due specie simpatriche di *Apodemus*

Un frammento (3-5 mg) del padiglione auricolare è stato asportato ad ogni animale sul campo ed è stato conservato in etanolo all'80% fino al momento di procedere all'estrazione del DNA genomico.

Per l'estrazione, effettuata previo lavaggio del tessuto in acqua distillata, si è utilizzato il protocollo Qiagen (DNeasy Tissue Kit) che consiste in lisi del tessuto, legame del DNA contenuto nel lisato ad una resina di affinità, successivo lavaggio per la rimozione delle impurità ed eluizione finale in acqua distillata. Un'aliquota del DNA così purificato è stata poi sottoposta a reazione di PCR (Polymerase Chain Reaction) allo scopo di isolare e amplificare una regione del gene mitocondriale per il citocromo *b* che è peculiare (specie-specifica) in ogni specie di *Apodemus*. Per discriminare le due specie campionate sono state utilizzate le seguenti coppie di primer: SylUP 5'-AGGAGGATTCTCAGTAGAC-3' e SylDN 5'-TTAATATGGGGTGGGGTGTTA-3' per *A. sylvaticus* e FlaUP 5'-AGCTACACTAACACGTTTC-3' Fla-DN e 5'-GCGTATGCAAATAGGAAGTAC-3' per *A. flavicollis*.

Ogni campione è stato quindi testato con le 2 coppie di primer specie-specifici al fine di stabilire l'appartenenza a una delle 2 specie. La miscela di reazione è stata preparata con 0,1 mg di DNA stampo, 5  $\mu$ L di tampone 10x, 3,5  $\mu$ L di Mg (25 mM), 0,2 mg di ciascun primer, 0,2 mM di ciascun dNTP e 2U di Taq polimerasi (Bioline) portando con acqua sterile a un volume finale di 50  $\mu$ L. L'amplificazione è stata eseguita utilizzando un programma con denaturazione a 94 °C per 20 secondi, appaiamento a 58 °C per 30 secondi e estensione a 68 °C per 90 secondi, per la durata di 33 cicli, seguiti da un ciclo di 10 minuti di estensione finale a 68 °C.

### Test dei micronuclei

Tra le specie raccolte nel PNC, il test dei micronuclei sul sangue periferico (metodo non invasivo) è stato applicato solo a due specie di Roditori: *Apodemus sylvaticus* (50% dei micromammiferi raccolti) e *Rattus rattus* (28%). In *R. rattus*, specie non sottoposta a tutela e considerata infestante, il test è stato effettuato anche nel midollo rosso delle ossa (metodo invasivo). L'estrazione del midollo è stata eseguita utilizzando la procedura proposta da SCHMID (1975). Il sangue viene prelevato dalla vena caudale, gli strisci vengono asciugati all'aria, fissati in metanolo assoluto per 10 minuti e colorati con May-Grünwald-Giemsa modificato. Il conteggio dei micronuclei è stato effettuato a 1000 ingrandimenti e per ogni individuo è stata valutata la frequenza di eritrociti micronucleati (MNE), policromatici (MPCE) e normocromatici (MNCE) su 2000 eritrociti, sia nel sangue che nel midollo.

### Analisi statistiche

Le frequenze di eritrociti micronucleati, analizzate con il test di Shapiro-Wilk's, hanno mostrato una distribuzione non normale; pertanto per calcolare i livelli di significatività nelle comparazioni tra siti diversi è stato utilizzato il test di Mann-Whitney. Per valutare le differenze tra le percentuali è stato applicato il test del chi quadro. Il livello di significatività accettabile è stato stabilito per un valore di *p* inferiore a 0,05. Tutte le analisi sono state effettuate utilizzando il programma STATISTICA 6.0 package (StatSoft, Tulsa, OK, USA).

## RISULTATI

### *Apodemus sylvaticus*

La figura 1 mostra i risultati ottenuti applicando il test dei micronuclei al sangue periferico di 128 individui. L'analisi della distribuzione indica il valore massimo (12) e minimo (0) di queste frequenze e mette in evidenza che il 14 % degli individui ha un valore pari a 0, il 43% ha valori maggiori o uguali a 2 e il 43% valori inferiori a 2.

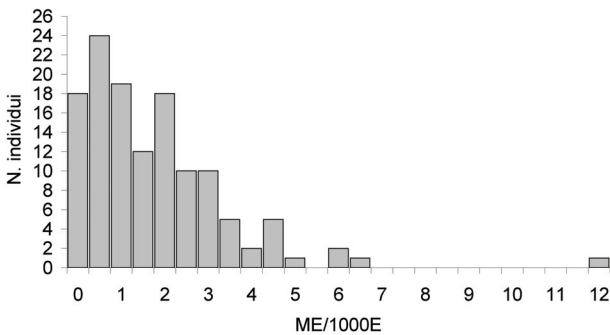
In particolare, le figure 2a, 2b, 2c e 2d mostrano la distribuzione delle frequenze di eritrociti micronucleati nei gruppi di *A. sylvaticus* provenienti dai 4 siti studiati del Parco, mentre non sono riportati i risultati relativi al sito Piscina delle Bagnature, in quanto il numero estremamente scarso di catture non ha permesso una raccolta significativa di campioni. Nel sito Peretto (Fig. 2c) si osserva il range di valori più ristretto (0-3,5), mentre nel sito Fosso del Bufalo (Fig. 2b) si è riscontrato il range più ampio (0-12).

In sintesi, la figura 3 mostra che il 23% degli individui raccolti a Peretto ha una frequenza di micronuclei (MN) pari a 0, il 46% una frequenza minore di 2

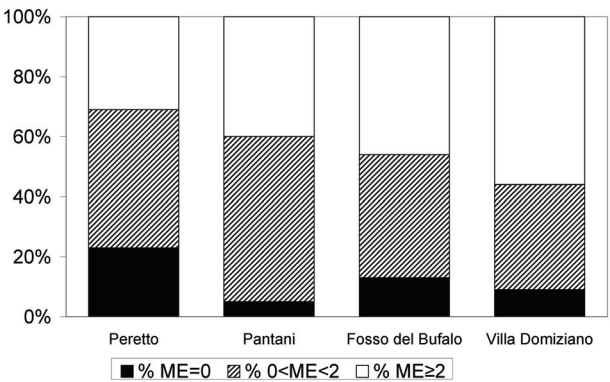
e il 31% una frequenza maggiore o uguale a 2. Nel sito Pantani si osserva il minore numero di individui (5%) con frequenze pari a 0, il 40% di individui mostra valori maggiori o uguali a 2. Nel sito Fosso del Bufalo il 14 % degli individui mostra frequenze di MN pari a 0, il 40% minori di 2 e il 46% maggiori o uguali a 2. Nel sito Villa Domiziano si osserva che solo il 9% di individui ha una frequenza di MN pari a 0, il 56%

maggiore o uguale a 2 e il 35% minore di 2. In particolare si osserva che nel sito Peretto la percentuale di individui con frequenze di MN pari a 0 è la più elevata (46%), mentre la percentuale di individui con MN maggiore o uguale a 2 è significativamente meno elevata di quella rilevata nel sito Villa Domiziano (chi-quadro= 4,68, p=0,03).

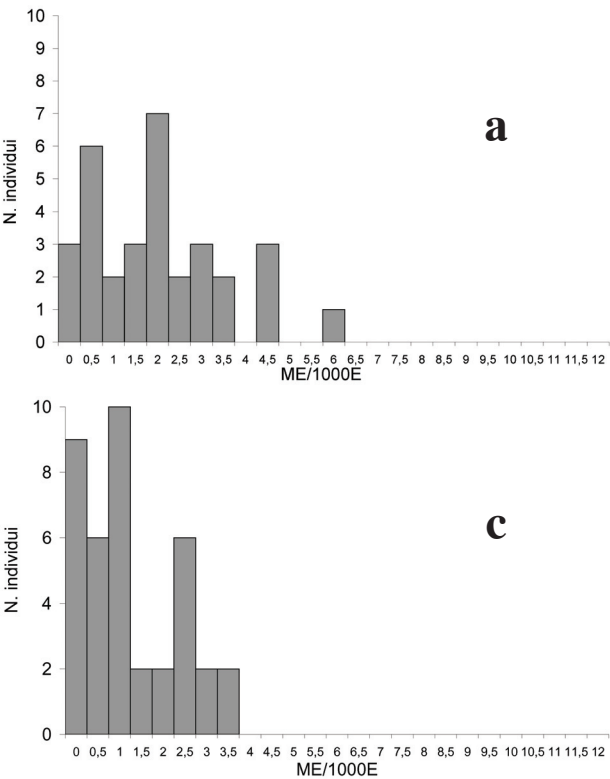
Inoltre, nel sito Peretto la frequenza media di eri-



**Fig. 1.** Test dei micronuclei nel sangue periferico di 128 individui di *A. sylvaticus*: distribuzione delle frequenze di eritrociti micronucleati (ME/1000E) in 128 individui di *A. sylvaticus*; ME= Eritrociti micronucleati, E= Eritrociti.



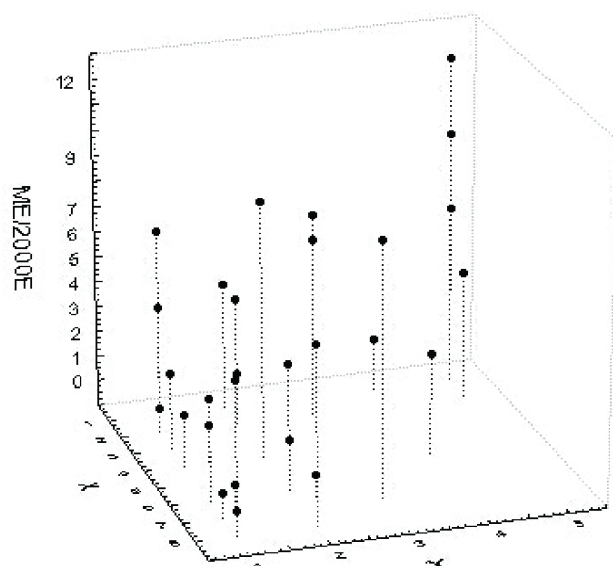
**Fig. 3.** Test dei micronuclei: percentuali di MN rilevate in 128 individui di *A. sylvaticus* nei 4 siti.



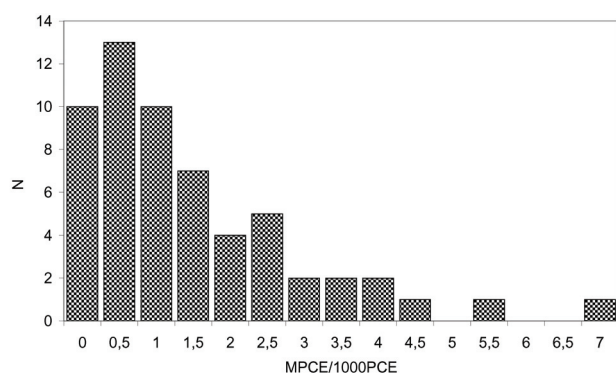
**Fig. 2.** Test dei micronuclei nel sangue periferico di individui di *A. sylvaticus*: distribuzione delle frequenze di ME/1000E rilevate nei 4 siti del Parco: Villa Domiziano (a), Fosso del Bufalo (b), Peretto (c), Pantani (d).



trociti micronucleati è meno elevata ( $x = 1,23 \pm 1,1$ ) rispetto a quella rilevata nei siti Villa Domiziano e Fosso del Bufalo ( $x = 2,00 \pm 0,24$  e  $x = 1,97 \pm 1,51$ , rispettivamente); tuttavia questa differenza è significativa solo per il sito Peretto rispetto al sito Villa Domiziano (Mann-Whitney:  $U=2,074$ ,  $p=0,038$ ). In particolare, a Villa Domiziano, dove è stata rilevata la frequenza media più elevata e la percentuale più alta di frequenze di MN maggiori o uguali a 2 (56%), analizzando le frequenze di MN in rapporto ai punti di raccolta ( $x$  e  $y$  coordinate del *grid*), si può osservare una tendenza all'incremento nel numero di MN in



**Fig. 4.** Test dei micronuclei nel sangue periferico di esemplari di *A. sylvaticus* raccolti nel sito Villa Domiziano.  $x$  e  $y$ : coordinate del *grid*. ME = eritrociti micronucleati, E= eritrociti.



**Fig. 5.** Test dei micronuclei nel midollo osseo di individui di *R. rattus* (N=58) raccolti nel Parco: distribuzione delle frequenze di eritrociti policromatici micronucleati (MPCE/1000PCE); MPCE = eritrociti policromatici micronucleati, PCE= eritrociti policromatici; N= numero individui.

esemplari di *A. sylvaticus* raccolti sempre più in prossimità del lago (Fig. 4).

La frequenza media di eritrociti micronucleati ( $1,71 \pm 1,64$ ) e il range delle frequenze di MN (0-12) rilevati in *A. sylvaticus* viventi nel Parco (Tab. I) mostrano valori più elevati di quelli osservati in individui della stessa specie (CRISTALDI *et al.*, 2005), raccolti in altre aree naturali protette del Centro Italia, come il Parco Naturale Regionale dei Monti Lucretili (RM), l'Oasi Regionale Naturale del WWF "Lago di Penne" (PE) e il Parco Suburbano Marturanum (VT).

Le frequenze medie di eritrociti micronucleati non mostrano differenze significative tra individui di sesso maschile ( $1,86 \pm 1,89$ ) e femminile ( $1,49 \pm 1,35$ ), né tra giovani ( $1,69 \pm 1,74$ ) e adulti ( $1,71 \pm 1,62$ ) e tra individui catturati in diverse stagioni.

**Tab. I.** Test dei micronuclei nel sangue periferico di 128 esemplari di *A. sylvaticus* raccolti in 4 aree protette del Lazio e dell'Abruzzo:  $x$  = frequenza media di ME/1000 E, MIN = valore minimo e MAX= valore massimo, SE= errore standard, SD= deviazione standard.

| SITI          | $x$  | SE   | SD   | MIN  | MAX   |
|---------------|------|------|------|------|-------|
| Lucretili     | 1,19 | 0,36 | 1,95 | 0,00 | 7,00  |
| Oasi di Penne | 1,31 | 0,22 | 1,58 | 0,00 | 8,00  |
| Circeo        | 1,71 | 0,14 | 1,64 | 0,00 | 12,00 |
| Marturanum    | 0,41 | 0,30 | 0,80 | 0,00 | 4,00  |

### *Rattus rattus*

La figura 5 mostra l'analisi della distribuzione delle frequenze di eritrociti policromatici micronucleati (MPCE/1000PCE) nel midollo osseo di *R. rattus* (N=58). I risultati mostrano che i valori sono inclusi nell'intervallo 0-7 e che il 34,5% degli individui ha frequenze pari a zero, il 62,1% frequenze minori o uguali a 2 e solamente il 3,4% frequenze maggiori di 2. I dati inoltre indicano che la frequenza media ( $x=1,41 \pm 1,52$ ) di eritrociti policromatici micronucleati (MPCE/1000 PCE) è inferiore al valore soglia di 2,

**Tab. II.** Test dei micronuclei nel midollo osseo di individui di *R. rattus* raccolti nei 4 siti del Parco:  $x$  = frequenze medie di eritrociti policromatici micronucleati (MPCE/1000 PCE), N= numero di animali; SD= deviazione standard; MIN = valori minimo e MAX= massimo

| SITI            | N  | $x$  | SD   | MIN  | MAX  |
|-----------------|----|------|------|------|------|
| F. Bufalo       | 28 | 1,50 | 1,23 | 0,00 | 7,00 |
| V. Domiziano    | 16 | 1,10 | 1,57 | 0,00 | 5,00 |
| Peretto         | 10 | 1,30 | 0,92 | 0,00 | 3,00 |
| Pantani Inferno | 4  | 2,00 | 1,82 | 0,00 | 4,00 |

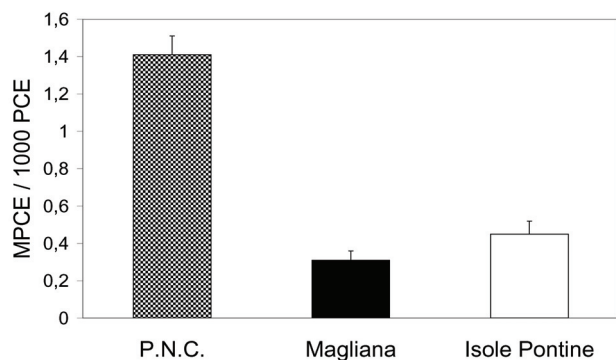
determinato nel midollo osseo di topi di laboratorio (MACKEY e MACGREGOR, 1979).

Analizzando separatamente le frequenze medie di micronuclei nei 4 gruppi di ratti raccolti nei diversi siti (Tab. II), non si osservano differenze statisticamente significative, tuttavia nel sito Fosso del Bufalo il range di valori della frequenza di MPCE/1000 PCE è più ampio (0-7) e la frequenza massima di MPCE è più elevata rispetto agli altri siti, mentre a Peretto il range è il più ristretto (0-3) ed il valore della frequenza massima di MPCE è il meno elevato. Non sono state osservate differenze significative tra individui giovani ( $x=1,48\pm1,43$ ) e adulti ( $x=1,38\pm1,59$ ), né tra individui di sesso maschile ( $1,48\pm 1,5$ ) e femminile ( $1,38\pm1,58$ ).

Il valore medio ( $x=1,04\pm0,26$ ) del rapporto (PCE/NCE) tra il numero di eritrociti policromatici (PCE) e normocromatici (NCE), parametro che evidenzia alterazioni di tipo citotossico e/o danni del midollo osseo, è risultato nella norma.

Dal confronto (Fig. 6) tra questi dati e quelli ottenuti in *R. rattus* provenienti da altre aree (IERADI *et al.*, 1992) emerge che la frequenza media di eritrociti policromatici micronucleati ( $x=1,41\pm1,52$ ) rilevata nel midollo osseo dei ratti del Parco, pur essendo inferiore al valore soglia di 2, è significativamente più elevata ( $p<0,05$ ) di quella osservata nei ratti raccolti nelle isole Pontine ( $x = 0,45\pm0,69$ ) e nell'area della Magliana-Roma ( $x=0,31\pm0,53$ ).

I risultati ottenuti nel sangue periferico di *R. rattus* mostrano che il range di valori è compreso tra 0 e 0,75 e che la frequenza media di eritrociti micronucleati ( $0,22\pm0,41$ ) è significativamente meno elevata rispetto a quella osservata nel midollo osseo ( $t=4,512$ ;  $p=0,000016$ ).



**Fig. 6.** Frequenze medie di eritrociti policromatici micronucleati (MPCE/1000E) nel midollo osseo di individui di *R. rattus* raccolti nel Parco, nelle Isole Pontine e alla Magliana (Roma). MPCE = eritrociti policromatici micronucleati, PCE = eritrociti policromatici.

## DISCUSSIONE E CONCLUSIONI

I risultati ottenuti applicando il test dei micronuclei sia nel sangue periferico di *A. sylvaticus* che nel midollo osseo di *R. rattus*, raccolti nel Parco, mostrano che le frequenze medie di micronuclei, pur mantenendosi intorno a valori non elevati ( $x = 1,71\pm1,64$  e  $x=1,41\pm1,52$ , rispettivamente), sono maggiori di quelle rilevate in individui delle medesime specie raccolti in alcune aree protette del Lazio e dell'Abruzzo (IERADI *et al.*, 1992; CRISTALDI *et al.*, 2005).

Va sottolineato che il test condotto sul sangue periferico permette di indagare sul danno provocato da esposizione cronica a sostanze mutagene, in quanto gli eritrociti micronucleati tendono ad accumularsi nel sangue periferico; ciò tuttavia non accade nelle specie in cui la milza rimuove i micronuclei dagli eritrociti circolanti (SCHLEGEL e MACGREGOR, 1982, 1984). Il test applicato agli eritrociti policromatici del midollo osseo fornisce invece informazioni sui danni genotossici recenti.

In questo lavoro il test dei micronuclei è stato applicato anche al sangue periferico in *R. rattus*, non essendo noto dalla letteratura se in questa specie, come avviene in *R. norvegicus*, la milza abbia la proprietà di eliminare i micronuclei. I risultati ottenuti hanno messo in evidenza che i valori delle frequenze di eritrociti micronucleati rilevati nel sangue sono significativamente meno elevati ( $x = 0,22\pm0,41$ ) rispetto a quelli riscontrati nel midollo osseo ( $x = 1,41\pm1,52$ ). Pertanto, questi dati indicano che *R. rattus* deve possedere, come *R. norvegicus*, una milza di tipo sinusale che elimina i micronuclei dagli eritrociti, impedendo il loro accumulo nel sangue periferico (UDROIU, 2006). Da questo risultato si deduce che in *R. rattus* la milza svolge la funzione di eliminazione dei micronuclei dagli eritrociti e quindi i dati relativi al sangue periferico non possono essere utilizzati nella determinazione del danno genotossico. Tuttavia, in ambedue le specie è possibile applicare il test al sangue periferico eseguendo il conteggio dei micronuclei non negli eritrociti normocromatici, ma unicamente negli eritrociti policromatici (PCE), in quanto trattasi di cellule ematopoietiche che non hanno raggiunto la milza.

Dall'analisi statistica dei dati è emerso che sia in *A. sylvaticus* sia in *R. rattus*, la stagione di raccolta dei campioni, il sesso e l'età dell'animale non influenzano significativamente la frequenza di micronuclei, la quale invece può essere influenzata dal sito dove gli animali vivono. Infatti, in alcuni siti del Parco i valori di queste frequenze sono risultati più elevati che in altri. In ambedue le specie, in *A. sylvaticus* nel sangue periferico e in *R. rattus* nel midollo, l'intervallo più ampio delle frequenze di MN si osserva a Villa Domiziano (0-6 e 0-5, rispettivamente) e a Fosso del Bufalo (0-12 e 0-7,

rispettivamente), mentre nel sito Peretto il range è più ristretto (0-3,5 per *A. sylvaticus* e 0-3 per *R. rattus*). I risultati ottenuti in ambedue le specie sembrano quindi avvalorare l'ipotesi che i siti di Fosso del Bufalo, Villa Domiziano e Pantani siano in una situazione più compromessa rispetto al sito Peretto e ad altre zone protette del Centro Italia.

Il sito Fosso del Bufalo è infatti in stretto contatto con un'area coltivata con prodotti industriali e risulta quindi esposto agli effetti dell'impiego di pesticidi e concimi chimici. Questi risultati concordano con quelli ottenuti in un precedente lavoro (IERADI *et al.*, 1984), effettuato applicando il test dei micronuclei al midollo osseo di esemplari di *A. sylvaticus* raccolti in alcune aree di Roma e provincia (Palombara Sabina, Colleferro e Tevere Due Ponti). Da questo studio è emerso che le frequenze medie di eritrociti policromatici micronucleati (MPCE/1000PCE) sono incluse nel range 0,1-1,6, e che la frequenza più alta è stata rilevata negli individui provenienti da Palombara Sabina, sito soggetto a contaminazione da pesticidi per la sua vicinanza ad un'area agricola.

In particolare, si sottolinea che il sito di Villa Domiziano è inserito in un'area di riserva integrale, non distante da zone urbanizzate ed agricole, situata sulla sponda orientale del Lago di Sabaudia (o Lago di Paola), anch'esso circondato da aree antropizzate, nonché sede di attività turistico-sportive, compresa la visitabilità della riserva, e di un allevamento di mitili. Tutti i siti studiati sono comunque inseriti nel contesto generale della Pianura Pontina, in cui l'impatto antropico, sia diretto che indiretto, diviene sempre più considerevole, a causa principalmente del diffondersi delle monoculture e di siti antropizzati. Studi pregressi sulle acque superficiali del Circeo (MORGANA *et al.*, 2003), hanno dimostrato inoltre la presenza di un inquinamento chimico e microbiologico che sta compromettendo la qualità delle acque del comprensorio.

In conclusione, i risultati ottenuti in particolare con la specie *A. sylvaticus* mostrano un maggiore impatto genotossico, come si evidenzia dalle frequenze medie di micronuclei più elevate nei siti più prossimi sia alle colture che alle acque del lago: Villa Domiziano, Fosso del Bufalo e Pantani, mentre il sito Peretto, più isolato e meno soggetto ad impatto antropico, presenta una frequenza di MN più bassa ( $x=1,23\pm1,1$ ), un range di valori più ristretto (0-3,5) e il maggiore numero di individui con zero micronuclei (23%). Una causa pro-

babile di induzione del danno genotossico può essere imputata alla presenza di pesticidi nelle acque o nel terreno (POLLINI, 1999; MUCCINELLI, 2006). Questi pesticidi sono in prevalenza: ethoprophos ( $C_8H_{19}O_2PS_2$ ), methomyl ( $C_5H_{10}N_2O_2S$ ), diazinon ( $C_{12}H_{21}N_2O_3PS$ ) e tefluthrin ( $C_{17}H_{14}ClF_7O_2$ ), noti per i loro effetti dannosi sull'ambiente (FRANK *et al.*, 1991; KENDALL *et al.*, 1992).

Tuttavia si potrebbe ipotizzare una situazione di rischio ambientale più generalizzata: anche aree, come il sito Peretto, poste sul Promontorio e meno soggette ad impatto antropico, mostrano frequenze di micronuclei meno elevate rispetto agli altri siti analizzati, ma comunque maggiori di quelle ottenute in altre aree, più o meno protette, dell'Italia centrale.

In conclusione, questo studio evidenzia la necessità di considerare il problema del rischio di contaminazione ambientale di origine esogena, soprattutto agricola, all'interno del Parco: il monitoraggio genotossico, quindi, dovrebbe essere eseguito con regolarità, sia nelle aree critiche che in quelle di controllo. Si auspica inoltre di poter effettuare una indagine più approfondita delle sostanze inquinanti per avere un quadro chimico certo e dettagliato delle aree a rischio. Le informazioni così ottenute potranno rivelarsi di fondamentale importanza per comprendere le problematiche relative al territorio del Parco Nazionale del Circeo e per poter attuare di conseguenza un adeguato programma di gestione e controllo territoriale.

I dati ottenuti nel presente studio costituiscono inoltre una base per un auspicabile monitoraggio genotossico delle aree protette, allo scopo di creare una banca dati per studi di impatto ambientale, mediante l'applicazione del test dei micronuclei. A tal proposito è emerso che *Apodemus sylvaticus* è specie più adatta, rispetto a *Rattus rattus*, per gli studi di rilevazione di un eventuale danno genotossico, rappresentando una "specie sentinella", sia per la positiva risposta fornita, sia per il maggior numero di catture di esemplari potenzialmente effettuabili. Infatti *A. sylvaticus* è stato utilizzato come bioindicatore in altri studi di biomonitoraggio (IERADI *et al.*, 1984; CRISTALDI *et al.*, 2005) e sono pertanto disponibili dati di letteratura per opportuni confronti.

#### RINGRAZIAMENTI

Per la preziosa collaborazione nel lavoro sul campo desideriamo ringraziare Massimo Cecchetti (CFS), Giuseppe Forcina (CFS), Giovanni Mastrobuoni, Giulio Lariccia e Alessandra Noal (CFS).

#### BIBLIOGRAFIA

AMORI G., CRISTALDI M., REICHEGGER D., SZPUNAR G., MASTROBUONI G., ZERUNIAN S., 2005. Dati preliminari su Insettivori e Roditori del Parco Nazionale del Circeo. In: *Habitat*,

*Flora e Fauna del Parco Nazionale del Circeo. Corpo Forestale dello Stato – Ufficio gestione Beni ex ASFD di Sabaudia*: 133-139.

- AMORI G., REICHEGGER D., IERADI L.A., ZERUNIAN S., CRISTALDI M., 2008. I micromammiferi del Parco Nazionale del Circeo: 1. analisi faunistica. *Biologia Ambientale*, **22** (2): 19-26 (in questo numero).
- CRISTALDI M., CARELLA I., SZPUNAR M., IERADI L.A., 2005. Popolazioni di Roditori in natura quali bioindicatori di rischio genotossico. In: *Montagna e Salute* (a cura di Santucci D., Francia N. Alleva E.). Ist. Naz. Montagna: 55-66.
- CRISTALDI M., IERADI L.A., 2002. L'ambiente Antropico e il controllo di topi e ratti nelle città. In: Atti Convegno Acc. Naz. Lincei "Ecosistemi Urbani". Roma, 22-24 Ottobre 2001. Vol. **182**: 167-180.
- CRISTALDI M., IERADI L.A., LICASTRO E., LOMBARDI BOCCIA G., SIMEONE G., 1985. Wild rodents as biological indicators of environmental impact in nuclear sites. *Acta Zool. Fennica*, **173**: 205-207.
- CRISTALDI M., IERADI L.A., MASCANZONI D., MATTEI T., 1991. Environmental impact of the Chernobyl accident: mutagenesis in bank voles from Sweden. *Int. J. Radiat. Biol.*, **59**(1): 31-40.
- DEGRASSI F., TANZARELLA C., IERADI L.A., ZIMA J., CAPPAL A., LASCIALFARI A., ALLEGRA F., CRISTALDI M., 2001. CREST staining of micronuclei from free-living rodents to detect environmental contamination *in situ*. *Mutagen.*, **14** (4): 391-396.
- ECKL P.M., RIEGLER D., 1997. Levels of chromosomal damage in hepatocytes of wild rats living within the area of a waste disposal plant. *Sci. Total Environ.*, **196**: 141-149.
- FLOWERDEW J.R., 1976. Ecological methods. *Mammal review*, **6**: 123-159.
- FRANK R., MINEAU P., BRAUN H.E., BARKER I.K., KENNEDY S.W., TRUDEAU S., 1991. Deaths of Canada geese following spraying of turf with diazinon. *Boll. Env. Cont. Toxicol.*, **46**: 852-858.
- FRENCH N.R., 1965. Radiations and animal populations: problems, progress and projections. *Health Physics*, **11**: 1557-1568.
- IERADI L.A., 1993. Roditori infestanti: fattori di rischio e indicatori ambientali. *Biologia Oggi*, **VII** (1): 33-40.
- IERADI L.A., CRISTALDI M., AMADDEO D., LILLINI E., NUTI M., 1992. Wild rodents of Pontine Islands as bioindicators of environmental quality. *Hystrix*, **4** (1): 41-49.
- IERADI L.A., CRISTALDI M., MASCANZONI D., CARDARELLI E., GROSSI R., CAMPANELLA L., 1996. Genetic damage in urban mice exposed to traffic pollution. *Environ. Pollut.*, **92**: 323-328.
- IERADI L.A., MORENO S., BOLIVAR J.P., CAPPAL A., DI BENEDETTO A., CRISTALDI M., 1998. Free-living rodents as bioindicators of genetic risk in natural protected areas. *Environ. Pollut.*, **102**: 265-268.
- IERADI L.A., PARADISI S., TOMMASI M., CRISTALDI M., DE LILLIS M., TESTI A., CAVEDON G., MALORNI W., 1984. Saggi biologici per valutazione di impatto ambientale. *Acqua & Aria*, **9**: 935-952.
- IERADI L.A., ZIMA T., ALLEGRA F., KOTLANOVA E., CAMPANELLA L., GROSSI R., CRISTALDI M., 2003. Evaluation of genotoxic damage in wild rodents from a polluted area in the Czech Republic. *Folia Zoologica*, **52**: 57-66.
- KENDALL R.J., BREWER L.W., HITCHCOCK R.R., MAYER J.R., 1992. American pigeon mortality associated with turf application of diazinon AG500. *Journal of Wildlife Diseases*, **28**: 263-267.
- KHALIKOV P.K., 1990. The level of chromosome mutations in the bone marrow cells of wild mice trapped in an area of intensive pesticide use. *Tsitol. Genet.*, **24**: 10-13.
- MACKEY B., MACGREGOR T., 1979. The micronucleus test: statistical design and analysis. *Mut Res.*, **64**: 195-204.
- MATERIJ L.D., MASLOVA K.I., 1978. Micronuclei in peripheral blood cells of *Microtus oeconomus* living in areas of enhanced natural radio activity. *Radiobiologiya*, **18**: 919-922.
- MORGANA G. J., ROSA S., PRATO S., MINCIARDI M.R., BETTA G., GRIMALDI P., 2003. *Qualità delle acque superficiali nel Parco Nazionale del Circeo*. Progetto "Parchi in qualità" ENEA, 28 marzo 2003.
- MUCCINELLI M., 2006. *Prontuario degli agrofarmaci*. Edagricole. Bologna, 992 pp.
- POLLINI A., 1999. *La difesa delle piante da orto*. Edagricole. Bologna, 442 pp.
- SCHLEGEL R., MACGREGOR J.T., 1982. The persistence of micronuclei in peripheral blood erythrocytes: detection of chronic chromosome breakage in mice. *Mut. Res.*, **104**: 367-369.
- SCHLEGEL R., MACGREGOR J.T., 1984. The persistence of micronucleated erythrocytes in the peripheral circulation of normal and splenectomized Fischer 344 rats: Implication for cytogenetic screening. *Mut. Res.*, **127**: 169-174.
- SCHMID W., 1975. The micronucleus test. *Mut. Res.*, **31**: 9-15.
- TALMAGE R.H., WALTON B.T., 1991. Small Mammals as monitors of environmental contaminants. *Rev. Environ. Contam. Toxicol.*, **199**: 47-145.
- TEMME M., JACKSON W.B., 1978. Palatal ridges as an epigenetic marker in *Rattus rattus* and *Rattus exulans* population. *Z. Säugetierkund*, **43**: 193-203.
- TICE R., ORMISTON B.G., BOUCHER R., LUKE C.A., PAQUETTE D.E., 1987. Environmental biomonitoring with feral rodent species. *Env. Sci. Res.*, **36**: 175-179.
- TULL-SINGLETON S., KIMBALL S., MCBEE K., 1994. Correlative analysis of heavy metal bioconcentration and genetic damage in white-footed mice (*Peromyscus leucopus*) from hazardous waste site. *Bull Environ. Contam. Toxicol.*, **52**: 667-672.
- UDROIU I., 2006. Feasibility of conducting the micronucleus test in circulating erythrocytes from different mammalian species: an anatomical perspective. *Environ. Molec. Mutagen.*, **47**: 643-646.
- WOLFF J.O., 1996. Population fluctuations of mast-eating rodents are correlated with production of acorns. *Journal of Mammalogy*, **77**: 850-856.



# Confronto tra i metodi di determinazione dello stato delle comunità ittiche proposti in Italia (bacino del Serchio, Provincia di Lucca)

Gilberto Forneris<sup>1</sup>, Fabrizio Merati<sup>2</sup>, Massimo Pascale<sup>3</sup>, Gian Carlo Perosino<sup>3\*</sup>

<sup>1</sup> Dipartimento di Produzioni Animali, Epidemiologia ed Ecologia dell'Università di Torino

<sup>2</sup> SIL - Studio Idrobiologico Lombardo (Gaggiano - Milano)

<sup>3</sup> C.R.E.S.T. - Centro Ricerche in Ecologia e Scienze del Territorio (Torino)

\* Referente per la corrispondenza: g.c.perosino@crestsnc.it

Pervenuto 7.7.2008; accettato 1.9.2008

## Riassunto

Il bacino del Serchio (Regione Toscana) è stato oggetto di monitoraggio dell'ittiofauna su 45 stazioni (Carta Ittica della Provincia di Lucca, anni 2006/2007). L'insieme dei dati resosi così disponibile (comprendente i principali parametri ambientali delle stazioni e le abbondanze e strutture delle popolazioni delle specie ittiche) è idoneo all'applicazione dei tre metodi di valutazione dello stato delle comunità ittiche recentemente proposti in Italia: l'*Indice dello Stato Ecologico delle Comunità Ittiche* (ISECI), l'*Indice Ittico* (I.I.) e la *Valutazione dello stato delle comunità ittiche basato sui metodi dell'Intelligenza Artificiale* (I.A.). Su parte del reticolo idrografico oggetto di studio sono inoltre disponibili informazioni sullo *Stato Ambientale dei Corsi d'Acqua* (SACA) nell'ambito del Piano di Tutela delle Acque della Regione Toscana. È stato effettuato il confronto tra i tre metodi in funzione della capacità di rappresentare sinteticamente gli stati delle comunità ittiche, a fini sia di tutela naturalistica, sia di valutazione della qualità dell'acqua in senso lato. L'ISECI e l'I.I. hanno fornito buoni risultati, seppure con tendenza del primo ad una certa sottovalutazione nei giudizi di stato delle comunità ittiche; entrambi sembrano eccessivamente "severi" nelle valutazioni inerenti i torrenti montani, solitamente caratterizzati da scarsa ricchezza specifica. Trattandosi di indici naturalistici non sempre forniscono risultati coerenti con lo stato delle acque, soprattutto nelle aree montane. L'I.A. ha fornito risultati maggiormente allineati con lo stato ambientale dei corsi d'acqua e forse è più adatto ai fini dei monitoraggi legati alla predisposizione di azioni per la tutela delle risorse idriche destinate agli usi antropici. I tre metodi sono indirizzi di ricerca assai interessanti e meritevoli di approfondimento. È necessaria una ulteriore ed ampia sperimentazione e non è da escludere l'ipotesi di considerare due distinti sistemi di valutazione, rivolti rispettivamente agli aspetti naturalistici legati alla conservazione della fauna e a quelli connessi alla tutela e gestione delle risorse idriche.

PAROLE CHIAVE: Indice dello Stato Ecologico delle Comunità Ittiche (ISECI) / Indice Ittico (I.I.) / Intelligenza Artificiale (I.A.)

## Comparison among the methods of determination of the state of the fish communities proposed in Italy (basin of the Serchio, Province of Lucca)

The fish community of the Serchio basin (Lucca, Tuscany) was investigated over 45 sampling sites (Carta Ittica della Provincia di Lucca, 2006/2007); the distribution and abundance of the communities, together with main environmental parameters were reported and the information from the "*Stato Ambientale dei Corsi d'Acqua* (SACA)", in the frame of the "Piano di Tutela delle Acque della Regione Toscana", were used. The obtained dataset enables to evaluate the recently proposed indexes on the status of the fish communities: the "*Indice dello Stato Ecologico delle Comunità Ittiche* (ISECI, index of the ecological status of the fish communities)", the "*Indice Ittico* (I.I., fish community index)" and the "*Valutazione dello stato delle comunità ittiche basato sui metodi dell'Intelligenza Artificiale* (I.A., assessment of the status of the fish communities exploiting artificial intelligence methods)". The capability to represent the fish community status with the aim of environmental protection and water quality assessment was compared. The ISECI and I.I. gave a reasonable representation of the fish community, although the former slightly underestimates the actual status and both are possibly too severe with respect to mountainside communities, generally characterized by the presence of few taxa; moreover the results are not always coherent with the water quality, mostly in mountainside. The I.A. gave better agreement with the actual environmental stream status and is possibly more suitable to water resource management. The combined use of two different indexes, one for environmental analysis purpose and the other for the assessment and management of the water resources, will be further studied and is likely to give the optimum results.

KEY WORDS: Index of the Ecological Status of the Fish Communities (ISECI) / Fish Community Index (I.I.) / assessment of the status of the fish communities exploiting Artificial Intelligence methods (I.A.)

## PREMESSA

La Direttiva Comunitaria 2000/60/CE, all'art. 1, pone, come scopo, la protezione ed il miglioramento degli ecosistemi acquatici e prevede, nell'allegato V, l'analisi dei corsi d'acqua con rilievi di diversi “*elementi qualitativi per la classificazione dello stato ecologico*”, tra i quali gli “*elementi biologici*” ed in particolare, (punto 1.1.1): composizione e abbondanza della flora acquatica, composizione e abbondanza dei macroinvertebrati, composizione e abbondanza e struttura di età della fauna ittica. Viene riconosciuto che i fiumi devono essere studiati in tutte le loro componenti e che la fauna ittica è un elemento fondamentale (D. Lgs. n. 152/2006). La Direttiva riporta per l'ittiofauna le “*definizioni dello stato ecologico elevato, buono e sufficiente per i fiumi*” descrivendo, per ciascun elemento biologico, le condizioni coerenti con lo stato ecologico:

- *Stato elevato.* Composizione e abbondanza delle specie che corrispondono totalmente o quasi alle condizioni inalterate. Presenza di tutte le specie sensibili alle alterazioni tipiche specifiche. Strutture di età delle comunità ittiche che presentano segni minimi di alterazione antropiche e non indicano l'incapacità a riprodursi o a svilupparsi di specie particolari.
- *Stato buono.* Lievi variazioni della composizione e abbondanza delle specie rispetto alle comunità tipiche specifiche, attribuibili agli impatti antropici sugli elementi di qualità fisico-chimica e idromorfologica. Strutture di età delle comunità ittiche che presentano segni di alterazioni attribuibili a impatti antropici sugli elementi di qualità fisico-chimica o idromorfologica e, in taluni casi, indicano l'incapacità a riprodursi o a svilupparsi di una specie particolare che può condurre alla scomparsa di talune classi d'età.
- *Stato sufficiente.* Composizione e abbondanza delle specie che si discostano moderatamente dalle comunità tipiche specifiche a causa di impatti antropici sugli elementi di qualità fisico-chimica o idromorfologica. Struttura di età delle comunità ittiche che presenta segni rilevanti di alterazione antropiche che provocano l'assenza o la presenza molto limitata di una percentuale moderata delle specie tipiche specifiche.

Il D. Lgs. n. 152/2006, che recepisce la Direttiva 2000/60/CE nell'Allegato 1 descrive i criteri per il “*monitoraggio e classificazione delle acque in funzione degli obiettivi di qualità ambientale*”, citando gli stessi “*elementi biologici*”: flora acquatica, macroinvertebrati bentonici e fauna ittica (A.1.1). Risulta quindi evidente la necessità di una procedura che preveda:

1. individuazione e descrizione delle comunità di riferimento, in funzione degli ambiti territoriali ambientali

omogenei (idroecoregioni) e delle tipologie ambientali;

2. messa a punto di metodi standardizzati di campionamento, ai fini della caratterizzazione della comunità presente in un determinato tratto fluviale;
3. descrizione del metodo utile al corretto confronto tra la comunità di riferimento e quella campionata capace di fornire direttamente un indice dello stato della componente biotica in esame.

In Italia furono proposte alcune ipotesi di lavoro con l'obiettivo di un sistema di valutazione dello stato delle comunità ittiche (BIANCO, 1990; BADINO *et al.*, 1992), ma è da pochi anni che gli ittiologi lavorano con più impegno sull'individuazione di una metodologia coerente con quanto previsto dalla Direttiva 2000/60/CE e dal D. Lgs 152/06. Allo stato attuale si sta discutendo su tre proposte che vengono sintetizzate nel seguito.

*Indice dello Stato Ecologico delle Comunità Ittiche* - ISECI (ZERUNIAN, 2004a, 2005, 2007). La valutazione si effettua considerando 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 pesci alieni; 2) la buona condizione delle popolazioni indigene, intesa come capacità di autoriprodursi ed avere normali dinamiche ecologico-evolutive. La situazione ottimale, rappresentata dal valore massimo dell'ISECI (16), è quella naturale di riferimento nella stima/misura della qualità ambientale. Il metodo è applicabile su tutto il territorio italiano, a condizione che gli ittiologi sappiano correttamente ipotizzare, sulla base delle conoscenze pregresse e delle esperienze acquisite, la composizione della “*comunità ittica di riferimento*” (quella attesa in assenza di alterazioni ambientali) caratteristica della tipologia ambientale in esame e rispetto all'ambito zoogeografico di pertinenza.

*Valutazione dello stato delle comunità ittiche basato sui metodi dell'Intelligenza Artificiale* - I.A. (SCARDI *et al.* 2004, 2005, 2006; TANCIONI *et al.*, 2005, 2006; AUTORI VARI, 2006; SCARDI e TANCIONI, 2007). È un metodo che, diversamente dall'ISECI, non valuta negativamente la presenza di specie esotiche rispetto a quelle indigene. Lo stato ecologico viene definito come “*...espressione della qualità della struttura e del funzionamento degli ecosistemi acquatici...*”: un ambiente acquatico può funzionare bene anche con strutture trofiche che presentano specie esotiche, se queste si inseriscono coerentemente nelle diverse nicchie disponibili. Il problema rimane quello della valutazione dello stato ambientale. In ecologia raramente si possono applicare formule inequivocabili ed inevitabilmente emerge il problema della “*soggettività*” dei cosiddetti

“esperti”, cioè dei singoli tecnici ricercatori o di gruppi ristretti. Tale soggettività è condizionata dalla formazione culturale, dalle esperienze maturate, dalle condizioni socio-politiche del momento e dai punti di vista e dalle sensibilità degli esperti. Un modo per superare tali problemi ed altri connessi ad un metodo che riassume sistemi complessi con un semplice indice sintetico, è quello di considerare i risultati del maggior numero di campionamenti riportando, per ciascuno, le specie rinvenute (e lo stato delle loro popolazioni) e diversi parametri descrittivi stazionali. I risultati dei campionamenti sono sottoposti al giudizio dei tecnici che forniscono i cosiddetti “pareri esperti”. Il sistema è tanto più efficace quanto più esso si arricchisce di prove sperimentali e dei relativi pareri esperti. È un sistema che si evolve, fornendo risultati sempre più plausibili e convincenti con l’arricchimento dei contributi esperti, fino ad un risultato finale (suscettibile di ulteriore evoluzione) che, per come si è affermato attraverso una “rete neurale” ha, fra i caratteri principali, quella di essere meno influenzato dalle soggettività singole (perché mutuato da una “intelligenza artificiale”) e più rappresentativo delle esigenze storiche del momento. Tale metodo è stato ampiamente sperimentato nel bacino del Tevere (SCARDI e TANCIONI, 2007).

*Indice Ittico* - I.I. (FORNERIS *et al.*, 2005a, 2005b, 2006a, 2006b, 2007). Analogamente all’ISECI, si propone una valutazione dello stato della comunità ittica basata sul confronto tra quella di riferimento e quella campionata, in funzione delle tipologie ambientali e del distretto zoogeografico di pertinenza e considerando la presenza di specie aliene come grave forma di alterazione. Vengono assegnati “pesi” diversi alle varie specie in funzione delle abbondanze e delle strutture di popolazione. La presenza di ciascuna specie incide sul giudizio complessivo sull’intera comunità anche in funzione di un valore intrinseco assegnato che, a sua volta, dipende dalle dimensioni dell’areale di distribuzione originario e dallo stato della specie stessa. Gli Autori sostengono che l’I.I. “...esprime una valutazione della qualità naturalistica relativa alla comunità ittica che popola un corso d’acqua, senza la pretesa di fornire espressamente indicazioni sulla qualità dell’ecosistema fluviale, anche se risultano più o meno evidenti connessioni tra lo stato dell’ambiente acquatico e quello delle comunità ittiche...”, ma in molti casi (porzioni di valle delle zone salmonicole e ciprinicole) “...fornisce anche indicazioni sullo stato ambientale” (FORNERIS *et al.*, 2007). L’I.I. è applicabile nei distretti padano-veneto e tosco-laziale individuati da BIANCO (1987, 1996), cioè per quella porzione della penisola italiana rispetto alla quale gli Autori hanno potuto descrivere le comunità di riferimento in funzione delle tipologie ambientali e degli ambiti geografici

omogenei individuati sulla base degli areali originari delle specie autoctone.

Recentemente, soprattutto a partire dalla promulgazione della Direttiva 2000/60 CE, si è sviluppato un ampio dibattito sui metodi per la valutazione dello stato delle comunità ittiche e, rispetto alle ipotesi di ricerca succitate, si ritiene importante effettuare sperimentazioni che permettano il confronto tra le metodologie, non tanto per stabilire quella migliore, ma allo scopo di fornire indicazioni utili al loro perfezionamento e/o stimolando nuove idee anche su nuove linee di ricerca. Una occasione interessante è stata offerta dalla realizzazione della Carta Ittica della Provincia di Lucca (PASCALE e CHINES, in prep.) che ha previsto campionamenti per un elevato numero di stazioni (di cui 45 nel bacino principale del Serchio) sulle tipologie ambientali tipiche del distretto tosco-laziale e individuate da FORNERIS *et al.* (2007): salmonicola (S), mista (M) e ciprinicola (C). Tutti i campionamenti, effettuati prevalentemente con elettrostorditore, hanno fornito dati riguardanti i principali parametri stazionali e le specie ittiche presenti, con indicazioni sulle abbondanze e sulle strutture delle popolazioni, cioè quanto necessario per l’applicazione dei tre metodi sopra descritti.

## MATERIALI E METODI

Il Serchio (Fig. 1) nasce nella zona appenninica a Nord della Provincia di Lucca, scorre nella Piana di Lucca fino a Ripafratta, dove entra nel territorio provinciale pisano per sfociare nel Mar Tirreno. Il bacino (1.560 km<sup>2</sup>, altitudini massima e mediana rispettivamente pari a 2.053 e 717 m s.l.m.) è compreso, per la maggior parte, nella Provincia di Lucca (81,5 %) e marginalmente nel pistoiese (10,5 %) per la parte più alta del bacino del Torrente Lima. La Provincia di Pisa (8 %) è interessata per il tratto terminale del fiume e per una parte della pianura costiera.

Per tale bacino sono disponibili i dati relativi alla rete di monitoraggio della REGIONE TOSCANA (2005) nell’ambito del “Piano di Tutela delle Acque” (PTA) ai sensi del D. Lgs n. 152/99. Sono disponibili 7 stazioni sul Serchio e 3 sul Lima, principale tributario (Tab. I). In sintesi è risultato un SACA (Stato Ambientale del Corso d’Acqua) pari a buono per l’alto Serchio e per tutto il Lima ed una alternanza buono/sufficiente nel medio e basso bacino, con buona concordanza tra i parametri LIM (Livello Inquinanti Macrodescrittori) e IBE (Indice Biotico Esteso).

Non sono disponibili dati pregressi esaustivi sulla qualità delle acque del reticolo idrografico minore, cioè dei tributari del Serchio e del Lima, sui quali sono state esaminate 23 stazioni rispetto al totale di 45 sull’intero bacino. Tuttavia è possibile, con buona approssimazione, ipotizzare, per tali ambienti, una condizione di

stato buono/elevato. Si tratta di piccoli bacini, su versanti relativamente acclivi, riccamente boscati e generalmente poco o molto poco antropizzati. Non risultano evidenti segni di disturbo, a parte alcuni casi di alterazione dei regimi idrologici determinati da captazioni/ritenzioni idriche e/o di presenza di opere di sistemazione idraulica (briglie), comunque non tali da determinare, ad una valutazione approssimativa, un evidente deterioramento della qualità fisico-chimica della matrice acquosa.

La Tab. II riporta l'elenco delle stazioni di campionamento ( $N = 01 \div 45$ ). Per ogni stazione e per ciascuna specie sono state stimate le abbondanze e le strutture delle popolazioni. A questo proposito ZERUNIAN (2004a) propone, a titolo di esempio, l'applicazione dell'indice di Moyle<sup>(1)</sup> (in TURIN *et al.*, 1999). Tuttavia tale sistema pone problemi; infatti pescare 8 individui significa "specie presente", ma 8 lucci significa in realtà una popolazione abbondante per essere ai vertici della catena alimentare, mentre 8 vaironi significa una popolazione evidentemente "scarsa". Si è preferito applicare il metodo suggerito da FORNERIS *et al.* (2007) basato sulla determinazione di un indice di abbondanza (Ia) valutato a stima e puramente indicativo e quindi da un indice di rappresentatività (Ir) determinato secondo criteri numerici variabili a seconda delle specie (Tab. III e IV). L'indice Ir è stato quindi utilizzato per la descrizione dello stato delle popolazioni nel presente lavoro.

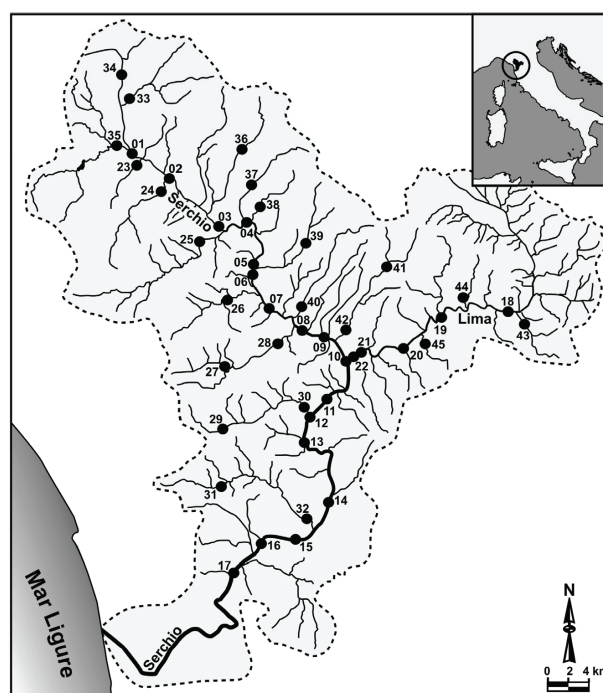
Vale la pena anticipare alcune considerazioni circa l'applicabilità dei tre metodi considerati, ma prima si ritiene opportuno tenere conto che qualunque sistema di valutazione dello stato delle comunità ittiche deve possedere le seguenti caratteristiche.

- *Essere facilmente comprensibile.* La facile comprensione rende il metodo più "convincente" e "condivisibile", quindi più adatto alla sperimentazione ed alla convinta applicazione da parte degli ittiologi.
- *Essere ben divulgato.* I tecnici che effettuano i campionamenti non sono tutti accademici o ricercatori di alto livello, ma semplici operatori impegnati in numerosi campionamenti; sono i principali utilizzatori, i veri sperimentatori che valutano, sul campo, l'efficacia del metodo stesso. Tanto più semplice è la divulgazione, tanto più è probabile la chiarezza di idee di chi propone un metodo.
- *Permettere un'applicazione rapida, semplice ed economica.* Con la predisposizione delle reti di monitoraggio regionali e prevedendo campionamenti con

frequenza almeno triennale (come previsto dal D. Lgs n. 152/06), si prospetta un notevole sforzo di campionamento nel territorio italiano; a ciò si aggiun-

**Tab. I.** Parametri LIM (Livello Inquinamento dei Macrodescrittori), IBE (Indice Biotico esteso), SECA (Stato Ecologico dei Corsi d'Acqua) e SACA (Stato Ambientale dei Corsi d'Acqua) risultati dal biennio di osservazioni 2001 ÷ 2003 sulla rete di monitoraggio della REGIONE TOSCANA (2005) nel bacino del Serchio, ai sensi del D. Lgs 152/1999.

| Fiume   | Stazioni di monitoraggio |      | LIM | IBE | SECA | SACA  |
|---------|--------------------------|------|-----|-----|------|-------|
|         | località                 | cod. |     |     |      |       |
| Serchio | Petrognano               | 001  | 2   | II  | 2    | buono |
|         | Ponte di Campia          | 002  | 2   | II  | 2    | buono |
|         | Ghivizzano               | 003  | 3   | III | 3    | suff. |
|         | Piaggione                | 004  | 2   | II  | 2    | buono |
|         | Ponte S. Pietro          | 005  | 2   | III | 3    | suff. |
|         | Ripafratta               | 006  | 2   | II  | 2    | buono |
|         | Migliarino               | 007  | 3   | III | 3    | suff. |
| Lima    | Ponte Rivoletta          | 009  | 2   | I   | 2    | buono |
|         | Tana Termini             | 010  | 2   | I   | 2    | buono |
|         | Fornoli                  | 011  | 2   | II  | 2    | buono |



**Fig. 1.** Bacino del Serchio (1.560 km<sup>2</sup>) in Provincia di Lucca. Sono indicate le stazioni di campionamento (01 ÷ 45) individuate nell'ambito della Carta Ittica della PROVINCIA di LUCCA (2006-2008).

(1) Moyle considera le 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 in 50 m lineari).



**Tab. II.** Elenco stazioni di campionamento nel bacino del Serchio nell'ambito della Carta Ittica della Provincia di Lucca (2006/2007). Per ogni stazione sono indicati la tipologia ambientale "Tp" (salmonicola "S", mista "M" e ciprinicola "C"), numero delle specie autoctone (AUt) e di quelle autoctone utili per la determinazione delle comunità di riferimento (AUrt), numero di quelle esotiche (ALt) e quello totale (AT = AUt + ALt), valori "V" (e i relativi giudizi di stato CQ = I ÷ V) derivanti dall'applicazione dei metodi di valutazione dello stato delle comunità ittiche secondo l'I.I. (FORNERIS *et al.*, 2007), l'ISECI (ZERUNIAN, 2007) e l'I.A. (SCARDI e TANCIONI, 2007).

| N  | Corso d'acqua     | Località                  | quota<br>[m] | Tp | AUt | AUrt | ALt | AT | I.I. |     | ISECI |     | I.A. |     |
|----|-------------------|---------------------------|--------------|----|-----|------|-----|----|------|-----|-------|-----|------|-----|
|    |                   |                           |              |    |     |      |     |    | V    | CQ  | V     | CQ  | V    | CQ  |
| 01 | Serchio           | Piazza al Serchio         | 444          | M  | 5   | 5    | 1   | 6  | 28,5 | II  | 10    | III | 1,6  | II  |
| 02 | Serchio           | Sambuca                   | 356          | M  | 5   | 4    | 3   | 8  | 24,5 | II  | 7     | IV  | 1,4  | I   |
| 03 | Serchio           | Castelnuovo Garfagnana    | 278          | C  | 4   | 4    | 1   | 5  | 24,5 | II  | 9     | III | 1,9  | II  |
| 04 | Serchio           | Confluenza Cesarano       | 243          | C  | 3   | 3    | 1   | 4  | 12,0 | III | 6     | IV  | 1,6  | II  |
| 05 | Serchio           | Monte Confluenza Corsonna | 177          | C  | 7   | 6    | 3   | 10 | 40,5 | I   | 13    | II  | 2,0  | II  |
| 06 | Serchio           | Valle Confluenza Corsonna | 174          | C  | 7   | 6    | 4   | 11 | 33,5 | II  | 13    | II  | 2,0  | II  |
| 07 | Serchio           | Bolognana                 | 141          | C  | 6   | 5    | 4   | 10 | 30,5 | II  | 10    | III | 2,0  | II  |
| 08 | Serchio           | Ghivizzano                | 120          | C  | 6   | 5    | 4   | 10 | 28,5 | II  | 9     | III | 2,6  | III |
| 09 | Serchio           | Boccafegana               | 107          | C  | 4   | 3    | 3   | 7  | 17,5 | III | 5     | IV  | 2,1  | II  |
| 10 | Serchio           | Confluenza lima           | 95           | C  | 5   | 5    | 3   | 8  | 17,0 | III | 7     | IV  | 2,2  | II  |
| 11 | Serchio           | La Macchia                | 68           | C  | 6   | 6    | 0   | 6  | 29,0 | II  | 13    | II  | 2,1  | II  |
| 12 | Serchio           | Confluenza Pedogna        | 61           | C  | 7   | 6    | 4   | 11 | 37,0 | I   | 9     | III | 2,0  | II  |
| 13 | Serchio           | Confluenza Celettra       | 55           | C  | 7   | 6    | 7   | 14 | 42,0 | I   | 11    | II  | 2,1  | II  |
| 14 | Serchio           | Confluenza Fraga          | 27           | C  | 7   | 6    | 4   | 11 | 41,5 | I   | 11    | II  | 2,0  | II  |
| 15 | Serchio           | S. Alessio                | 13           | C  | 4   | 4    | 4   | 8  | 10,5 | III | 4     | V   | 2,9  | III |
| 16 | Serchio           | Ponte S. Pietro           | 10           | C  | 5   | 4    | 4   | 9  | 24,0 | II  | 6     | IV  | 2,5  | III |
| 17 | Serchio           | Nozzano                   | 5            | C  | 6   | 5    | 7   | 13 | 15,5 | III | 8     | III | 2,7  | III |
| 18 | Lima              | Tana Termini              | 310          | M  | 4   | 3    | 1   | 5  | 18,0 | II  | 11    | II  | 1,4  | I   |
| 19 | Lima              | Cocciglia                 | 257          | M  | 2   | 2    | 1   | 3  | 10,5 | III | 3     | V   | 1,3  | I   |
| 20 | Lima              | Palmaia                   | 150          | M  | 4   | 4    | 1   | 5  | 16,0 | III | 7     | IV  | 1,4  | I   |
| 21 | Lima              | Ponte delle Catene        | 120          | M  | 5   | 5    | 1   | 6  | 23,0 | II  | 7     | IV  | 1,6  | II  |
| 22 | Lima              | Confluenza Serchio        | 96           | C  | 6   | 6    | 1   | 7  | 36,0 | I   | 11    | II  | 1,9  | II  |
| 23 | Rio Cavo          | Ponte ferroviario         | 421          | S  | 0   | 0    | 1   | 1  | -2,0 | V   | 3     | V   | 1,6  | II  |
| 24 | Edron             | Poggio                    | 373          | S  | 0   | 0    | 1   | 1  | -1,5 | V   | 3     | V   | 1,8  | II  |
| 25 | Turrite Secca     | Colorino                  | 350          | S  | 2   | 2    | 2   | 4  | 5,0  | IV  | 9     | III | 1,5  | I   |
| 26 | Turrite Gallicano | Boscaccio                 | 424          | S  | 1   | 1    | 2   | 3  | 1,0  | V   | 3     | V   | 1,5  | II  |
| 27 | Turrite Cava      | Gragliana                 | 440          | S  | 0   | 0    | 2   | 2  | -2,5 | V   | 3     | V   | 1,4  | I   |
| 28 | Turrite Cava      | Pontaccio                 | 164          | S  | 1   | 1    | 2   | 3  | 5,0  | IV  | 6     | IV  | 1,6  | II  |
| 29 | Pedogna           | Pescaglia                 | 350          | S  | 0   | 0    | 1   | 1  | -2,0 | V   | 3     | V   | 1,5  | I   |
| 30 | Pedogna           | Bocca di Pedogna          | 65           | M  | 2   | 2    | 1   | 3  | 9,0  | IV  | 3     | V   | 1,3  | I   |
| 31 | Freddana          | Valpromaro                | 139          | M  | 1   | 1    | 0   | 1  | 8,0  | IV  | 7     | IV  | 1,5  | I   |
| 32 | Freddana          | Monte S. Quirico          | 25           | C  | 3   | 2    | 6   | 6  | 3,5  | V   | 2     | V   | 4,0  | IV  |
| 33 | Serchio Soraggio  | Ponte Madonna             | 660          | S  | 1   | 1    | 1   | 2  | 6,0  | IV  | 3     | V   | 1,5  | I   |
| 34 | Serchio Sillano   | Molino Dalli              | 749          | S  | 1   | 1    | 1   | 2  | 6,0  | IV  | 3     | V   | 1,3  | I   |
| 35 | Acqua Bianca      | S. Michele                | 493          | S  | 1   | 1    | 1   | 2  | 6,0  | IV  | 3     | V   | 1,5  | I   |
| 36 | Castiglione       | Valbona                   | 594          | S  | 1   | 1    | 1   | 2  | 6,0  | IV  | 6     | IV  | 1,6  | II  |
| 37 | Sillico           | Molino Sillico            | 385          | S  | 1   | 1    | 1   | 2  | 6,0  | IV  | 6     | IV  | 1,6  | II  |
| 38 | Cesarano          | Campo Fosciandora         | 295          | S  | 2   | 2    | 1   | 3  | 4,0  | IV  | 9     | III | 1,8  | II  |
| 39 | Corsonna          | Alferro                   | 439          | S  | 1   | 1    | 1   | 2  | 6,5  | IV  | 6     | IV  | 1,5  | I   |
| 40 | Ania              | Piano Coreglia            | 138          | S  | 1   | 1    | 1   | 2  | 6,0  | IV  | 6     | IV  | 1,4  | I   |
| 41 | Fegana            | Orrido Botri              | 600          | S  | 1   | 1    | 1   | 2  | 7,0  | IV  | 5     | IV  | 1,3  | I   |
| 42 | Fegana            | Piano Grande              | 148          | S  | 2   | 2    | 1   | 3  | 10,0 | III | 10    | III | 1,4  | I   |
| 43 | Forra Lucchio     | Cava Lucchio              | 460          | S  | 2   | 1    | 1   | 4  | 4,0  | IV  | 4     | V   | 1,8  | II  |
| 44 | Coccia            | Ponte Coccia              | 296          | S  | 3   | 2    | 1   | 4  | 8,0  | III | 9     | III | 1,7  | II  |
| 45 | Liegora           | Molino Burica             | 170          | S  | 1   | 1    | 1   | 2  | 6,0  | IV  | 6     | IV  | 1,7  | II  |

**Tab. III.** Indici di abbondanza e di struttura di popolazione delle specie ittiche (Ia). FORNERIS *et al.*, 2007.

| Ia | Descrizione                                                                                                                                                                                                                                                                                                                       |
|----|-----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| 0  | Assente (qualora, durante un campionamento, risultassero assenti individui di una determinata specie, quando invece le condizioni ambientali presupporrebbero diversamente, occorrono verifiche a monte ed a valle, controllare la letteratura, se esistente, e procedere ad interviste presso i pescatori locali).               |
| 1  | Specie sporadica (cattura di pochissimi individui, anche di un solo esemplare; tanto da risultare poco significativa ai fini delle valutazioni sulle caratteristiche della comunità ittica e di quelle ambientali; sotto il profilo puramente numerico si evidenziano rischi circa la capacità di automantenimento della specie). |
| 2  | Specie presente (pochi individui, ma in numero probabilmente sufficiente per l'automantenimento).                                                                                                                                                                                                                                 |
| 3  | Specie abbondante (molti individui, senza risultare dominante).                                                                                                                                                                                                                                                                   |
| 4  | Specie molto abbondante (molti individui, spesso dominante).                                                                                                                                                                                                                                                                      |
| a  | Popolazione strutturata (individui di diverse classi di età; presenti giovani e individui in età riproduttiva).                                                                                                                                                                                                                   |
| b  | Popolazione non strutturata (assenza, o quasi, di adulti; prevalenti o esclusivi individui giovani).                                                                                                                                                                                                                              |
| c  | Popolazione non strutturata (assenza, o quasi, di giovani; prevalenti o esclusivi individui adulti).                                                                                                                                                                                                                              |

**Tab. IV.** Numero minimo di individui (N) affinché una specie possa considerarsi almeno presente ( $I_r \geq 1,5$ ) secondo FORNERIS *et al.*, 2007.

| Specie (denominazione volgare)                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                     | N  |
|------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|----|
| Barbo, lasca, cavedano, alborella, rovela, vairone, ghiozzo padano, rovela e alborella meridionale.                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                | 20 |
| Barbo canino, scardola, sanguinerola, triotto, gobione, savetta e ghiozzo di ruscello.                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                             | 15 |
| Agone/cheppia/alosa, temolo, panzarolo, lavarello, bondella e gambusia.                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                            | 10 |
| Anguilla, pigo, tinca, cobite, cobite barbatello, persico reale, trote (marmorata e suoi ibridi, macrostigma, del Garda, del Fibreno, iridea e fario), salmerini alpino e di fonte, persico sole, persico trota, <i>Ictalurus</i> sp. <sup>1</sup> , cagnetta, scazzone, carpa, carpa erbivora, <i>Carassius</i> sp. <sup>2</sup> , pesce rosso, moranec, pseudorasbora, aspigo, gardon, rodeo amaro, abramide e barbo d'oltralpe. | 5  |
| Cobite mascherato, spinarello, acerina e misgurno.                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                 | 3  |
| Storioni (comune, cobice e ladano), bottatrice, luccio, siluro e lucioperca.                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                       | 2  |
| Per le specie con $N < 5$ vale $I_r = 1$ per $I_a = 1$ e $I_r = 2$ per $I_a > 1$ , indipendentemente dalla struttura di popolazione (si esclude il valore $V = 1,5$ ).                                                                                                                                                                                                                                                             |    |
| $I_r = 1,0$ per $I_a = 1$ (indipendentemente dalla struttura di popolazione).                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                      |    |
| $I_r = 1,5$ per $I_a = 2 \div 3$ (con struttura di popolazione "b" o "c").                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                         |    |
| $I_r = 2,0$ per $I_a = 2 \div 3$ (con struttura di popolazione "a").                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                               |    |
| $I_r = 2,0$ per $I_a = 4$ (indipendentemente dalla struttura di popolazione).                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                      |    |

1) Comprende *Ictalurus melas* (pesce gatto), *Ictalurus punctatus* (pesce gatto punteggiato) e *Ictalurus nebulosus* (pesce gatto nebuloso).

2) Comprende *Carassius carassius* (carassio) e *Carassius auratus* (pesce rosso).

gono le carte ittiche e diverse altre attività. Pertanto qualunque metodo non può prescindere da caratteristiche fondamentali quali rapidità, semplicità ed economicità.

- *Prevedere rilievi di tipo qualitativo e/o semiquantitativo.* È un aspetto legato al punto precedente; i campionamenti di tipo quantitativo sono impegnativi, costosi e spesso poco affidabili. Possono fornire utili indicazioni solo per i piccoli corsi d'acqua; i campionamenti di tipo quantitativo negli ambienti di grandi dimensioni non sono attendibili, salvo l'impiego di nutrite squadre di operatori impegnati per tempi eccessivi su un'unica stazione, quindi con costi elevati e con risultati comunque incerti. Un buon metodo deve funzionare bene su qualunque corso d'acqua, grande o piccolo e più o meno con la stessa

procedura.

- *Deve permettere di ottenere una prima valutazione su campo.* Chi ha buona esperienza nelle pratiche di campionamento riconosce il rischio di sottovalutazione dello stato di una comunità per mancata cattura anche di una sola specie. La sua assenza potrebbe essere conseguenza di una alterazione dell'ambiente o di un difetto di campionamento. Una volta effettuato il rilievo occorre una valutazione "provvisoria", verificando il valore dell'indice che si ottiene. Se il risultato è "poco convincente" sarebbe opportuno riprendere il campionamento su altre zone immediatamente adiacenti, per accertare l'effettiva assenza della specie.

L'esperienza relativa all'applicazione dei tre metodi considerati sulle 45 stazioni del bacino del Serchio ha

permesso di verificare che per tutti l'applicazione è risultata relativamente semplice e senza particolari problemi. Ciò significa che è possibile ottenere i risultati previsti dai metodi stessi mediante l'utilizzo dei dati derivanti dalle normali procedure di campionamento, basate su valutazioni qualitative e/o semi-quantitative di tipo tradizionale, poco impegnative e quindi più che accettabili anche sotto il profilo economico.

### ANALISI DEI RISULTATI

L'elenco delle specie rinvenute nel bacino del Serchio è riportato in Tab. V. Delle 25 specie identificate:

- 11 (44 %) sono sicuramente autoctone (AU), indicate con valore intrinseco positivo ( $V = 1 \div 6$ );
- 2 (*Barbus meridionalis* e forse anche *Cottus gobio*) sono di origine incerta, con valore intrinseco nullo ( $V = 0$ );
- 12 (48 %) sono alloctone (AL), indicate con valore intrinseco negativo ( $V = -1$ ).

Quasi la metà è costituita da forme esotiche, tra le quali il moranec (*Pachychilon pictum*), ciprinide giunto recentemente ad aggravare una situazione già molto compromessa. Ciò ha condizionato in modo significativo i giudizi di stato delle comunità ittiche ottenuti con l'ISECI e l'I.I. che, come sopra illustrato, considerano la presenza delle specie aliene come gravi forme di alterazione ambientale.

Convieni distinguere due insiemi di stazioni: il gruppo di quelle ubicate sui corsi principali Serchio e Lima,

**Tab. V.** Elenco delle specie ittiche nel bacino del Serchio rilevate in occasione dei campionamenti per la Carta Ittica della Provincia di Lucca (2006/2007). Per ogni specie è indicato il valore intrinseco "V" basato, secondo Forneris *et al.* (2007), sulle dimensioni dell'areale originario di distribuzione e sullo stato ( $V = 1 \div 6$ ). Per quelle il cui areale originario non comprende il bacino del Serchio, vale  $V = -1$ . Al barbo canino ed allo scazzone è assegnato il valore  $V = 0$ , in quanto la loro autoctonia è dubbia. Sistematica secondo GANDOLFI *et al.* (1991) e ZERUNIAN (2002, 2004b).

| Ordine          | Famiglia      | Genere specie sottospecie          | Nome volgare         | V   |
|-----------------|---------------|------------------------------------|----------------------|-----|
| Anguilliformes  | Anguillidae   | <i>Anguilla anguilla</i>           | anguilla             | 2   |
| Cypriniformes   | Cyprinidae    | <i>Alburnus alburnus alborella</i> | alborella            | - 1 |
|                 |               | <i>Barbus meridionalis</i>         | barbo canino         | 0   |
|                 |               | <i>Barbus plebejus</i>             | barbo                | 2   |
|                 |               | <i>Carassius</i> sp.               | pesce rosso/carassio | - 1 |
|                 |               | <i>Chondrostoma genei</i>          | lasca                | - 1 |
|                 |               | <i>Chondrostoma soetta</i>         | savetta              | - 1 |
|                 |               | <i>Cyprinus carpio</i>             | carpa                | - 1 |
|                 |               | <i>Gobio gobio</i>                 | gobione              | - 1 |
|                 |               | <i>Leuciscus cephalus</i>          | cavedano             | 1   |
|                 |               | <i>Leuciscus souffia</i>           | vairone              | 4   |
|                 |               | <i>Pachychilon pictum</i>          | moranec              | -1  |
|                 |               | <i>Pseudorasbora parva</i>         | pseudorasbora        | - 1 |
|                 |               | <i>Rutilus erythrophthalmus</i>    | triotto              | - 1 |
|                 |               | <i>Rutilus rubilio</i>             | rovella              | 6   |
|                 |               | <i>Rutilus rutilus</i>             | gardon               | - 1 |
|                 |               | <i>Scardinius erythrophthalmus</i> | scardola             | 1   |
| Cypriniformes   | Cobitidae     | <i>Cobitis taenia bilineata</i>    | cobite               | 4   |
| Perciformes     | Centrarchidae | <i>Lepomis gibbosus</i>            | persico sole         | - 1 |
|                 | Gobiidae      | <i>Gobius nigricans</i>            | ghiozzo di ruscello  | 6   |
|                 |               | <i>Padogobius martensii</i>        | ghiozzo padano       | - 1 |
| Salmoniformes   | Salmonidae    | <i>Oncorhynchus mykiss</i>         | trota iridea         | - 1 |
|                 |               | <i>Salmo [trutta] macrostigma</i>  | trota macrostigma    | 4   |
|                 |               | <i>Salmo [trutta] trutta</i>       | trota fario          | - 1 |
| Scorpaeniformes | Cottidae      | <i>Cottus gobio</i>                | scazzone             | 0   |

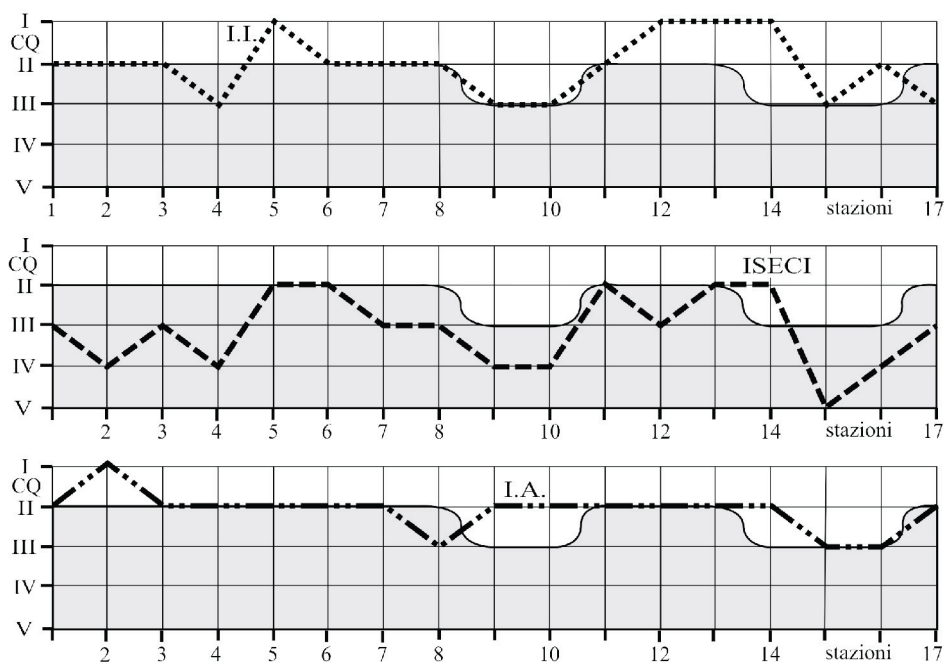
per i quali sono disponibili le valutazioni SACA ottenute con il PTA, tutte tipologie miste (M) e ciprinicole (C) ed il gruppo di quelle ubicate sul reticolo idrografico minore, quasi tutte tipologie salmonicole (S).

Sul primo gruppo si sono confrontati i giudizi SACA con quelli desunti dalle comunità ittiche con i tre metodi (Fig. 2). I giudizi espressi mediante l'I.I. e l'I.A. sembrano abbastanza ben allineati con quelli SACA, seppure con variabilità leggermente superiore per l'Indice Ittico. L'ISECI si caratterizza per giudizi più severi, ma con andamento relativamente parallelo con quello dell'I.I. Esaminando la Tab. II si possono esprimere considerazioni analoghe anche per l'insieme delle cinque stazioni sull'asta del Lima. Le medie dei valori delle classi di qualità (CQ) delle 22 stazioni (aste principali del Serchio e del Lima) sono: 2,1 per l'I.I. (II classe), 3,4 per l'ISECI (III/IV classe) e 2,0 per l'I.A. (II classe); risultati che, in prima approssimazione, sembrano confermare la tendenza dell'ISECI a fornire giudizi di qualità inferiore rispetto agli altri due metodi.

Le altre 23 stazioni ubicate sul reticolo idrografico minore sono in maggior parte tipologie ambientali salmonicole (S); soltanto due di esse (stazioni 30 e 31) sono di tipologia mista (M) e solo una (32) di tipologia ciprinicola (C). Per esse l'I.I. e l'ISECI si comportano in modo simile fornendo, come risultati prevalenti, la quarta classe, con pochi casi di quinta e terza e con

nessun caso di prima o di seconda classe. Viceversa, con l'applicazione dell'I.A., si sono ottenuti giudizi decisamente migliori, in prima o seconda classe, con un solo caso di giudizio evidentemente negativo (IV) per la stazione 32.

Nelle zone salmonicole i giudizi mediante l'I.A. risultano quasi sempre buoni o elevati, più coerenti con gli ipotetici giudizi di stato degli ecosistemi fluviali. Per tali torrenti, diversamente dalle aste principali (Serchio e Lima), non si hanno dati relativi ad altri parametri ambientali (es. LIM, IBE, ecc.) ma, per quanto espresso, si può, seppure con cautela, ipotizzare una buona/ottima qualità fisico-chimica della matrice acquosa. Le valutazioni negative dell'I.I. e dell'ISECI per le zone salmonicole sono, come anticipato, condizionate dal fatto che si tratta di metodi prevalentemente naturalistici e che considerano la presenza di specie aliene come una grave forma di alterazione. La presenza della sola trota fario (considerata alloctona) gioca negativamente sulla valutazione di stato della comunità ittica; quindi il giudizio non è conseguenza di una ipotetica bassa qualità dell'ambiente fluviale, ma delle modalità di gestione dell'ittiofauna ai fini alieutici. L'I.A. non distingue le specie alloctone da quelle autoctone; pertanto la sola trota fario, se con popolazione abbondante e strutturata, porta ad un giudizio buono o addirittura elevato.



**Fig. 2.** Asta fluviale del Serchio (Fig. 1): 17 stazioni da monte a valle oggetto di campionamenti dell'ittiofauna nell'ambito della Carta Ittica della Provincia di Lucca (PASCALE e CHINES, in prep.). Confronto tra i giudizi di stato (CQ = I ÷ V) delle comunità ittiche ottenuti secondo l'I.I. (FORNERIS *et al.*, 2007), l'ISECI (ZERUNIAN, 2007) e l'I.A. (SCARDI e TANCIONI, 2007) e il giudizio SACA (I ÷ V) espresso nell'ambito del PTA della REGIONE TOSCANA (2005) e rappresentato con area grigia nei diagrammi. Dati nelle Tab. I e II.



Sembra dunque che l'I.A. fornisca risultati più coerenti con la qualità complessiva dei corsi d'acqua, soprattutto nelle porzioni superiori dei bacini; tuttavia emergono alcuni problemi. L'alterazione dello stato ambientale dei fiumi non è conseguenza solo delle immissioni di sostanze che determinano un peggioramento della qualità fisico-chimica delle acque. Importante è anche l'alterazione dei regimi idrologici, conseguenza delle captazioni/ritenzioni idriche; in altre parole le acque devono essere pulite ma, in funzione degli usi umani, devono anche essere disponibili in termini di quantità. Da questo punto di vista merita sottolineare che alcune stazioni, classificate come tipologie salmonicole e con acque "pulite", sono caratterizzate da significative riduzioni di portata a causa di derivazioni a monte. Tali situazioni non emergono con l'I.A. Il caso più eclatante è il torrente Acqua Bianca (stazione 35) con regime idrologico fortemente alterato, così come la comunità ittica; eppure l'I.A. ha fornito un risultato pari a "elevato" (I). Invece risulta uno stato "insufficiente" (IV) secondo l'I.I. e "pessimo" (V) secondo l'ISECI, quindi giudizi apparentemente più coerenti con lo stato "reale" del corso d'acqua. Tuttavia questo caso specifico non dimostra una maggiore attendibilità dell'ISECI e dell'I.I. nel fornire giudizi validi sotto il profilo della qualità dell'ambiente fluviale; infatti tali metodi forniscono giudizi comunque di bassa qualità quando le comunità ittiche sono caratterizzate dalla presenza dominante o esclusiva della *Salmo [trutta] trutta* (trota fario di ceppo atlantico, considerata specie alloctona), indipendentemente dall'alterazione delle portate.

## CONSIDERAZIONI CONCLUSIVE

Si pone una prima questione di carattere generale: *un qualunque sistema di valutazione dello stato di una comunità ittica deve rispondere a criteri di tipo naturalistico oppure fornire indicazioni sulla qualità delle acque in funzione degli usi umani?* Una comunità ittica in stato elevato, identica o molto simile a quella di riferimento, che "...corrisponde totalmente o quasi alle condizioni inalterate..." (Allegato V della Direttiva 2000/60/CE e Allegato A del D. Lgs n. 152/06), nella maggior parte dei casi, vive in acque "pulite", adatte agli usi umani, idonee anche alla vita dei pesci e che spesso costituiscono comunità ittiche interessanti anche sotto il profilo naturalistico. La tutela della qualità e della quantità delle risorse idriche per gli usi umani e la conservazione dell'integrità naturalistica degli ecosistemi acquatici, salvo alcune eccezioni, sono due facce della stessa medaglia, per cui l'una è imprescindibile rispetto all'altra.

Una seconda questione riguarda la distinzione tra specie autoctone e alloctone in funzione del loro ruolo

nel condizionare il giudizio di stato della comunità ittica. Riteniamo, con convinzione, che la comunità di riferimento debba essere costituita solo da specie autoctone, cioè quelle i cui areali di distribuzione (naturali) comprendono l'ambito territoriale omogeneo nel quale si effettuano le attività di monitoraggio, eventualmente assegnando "pesi" diversi a seconda della coerenza tra specie e tipologie ambientali ad esse più congeniali.

Una specie autoctona ha avuto tutto il tempo, almeno gli ultimi 12.000 ÷ 15.000 anni dal termine dell'ultima glaciazione quaternaria, per occupare gli ambienti ad essa adatti nel suo areale di distribuzione originario (BIANCO, 1987, 1996). Per esempio, il ghiozzo di ruscello (*Gobius nigricans*) dovrebbe essere quasi sempre presente nei corsi d'acqua a valle delle zone a salmonidi nel distretto toso-laziale. Il cobite (*Cobitis taenia bilineata*) dovrebbe essere presente negli ambienti sabbiosi/limosi dei corsi d'acqua di pianura nel bacino del Po e nel Triveneto. Il mancato rinvenimento di tali specie negli ambienti dove invece dovrebbero formare popolazioni ricche e ben strutturate e dove probabilmente un tempo le formavano, si può considerare tra gli elementi che denunciano una trasformazione negativa dell'ambiente, una alterazione della comunità ittica rispetto a quella di riferimento che dovrebbe invece permanere in assenza dell'alterazione stessa.

Consideriamo, quale altro esempio, la pseudorasbora (*Pseudorasbora parva*), piccolo ciprinide esotico presente in molti fiumi italiani. Quale significato assegnare all'assenza di tale specie in un corso d'acqua di pianura? Potrebbe essere conseguenza dell'inquinamento delle acque. Ma l'eventuale assenza potrebbe essere dovuta alla mancata immissione (volontaria o accidentale) nelle pratiche di ripopolamento, oppure tale pesce potrebbe non essere ancora giunto da aree vicine ove invece è presente. L'esempio citato vale per quasi tutte le specie esotiche: esse sono diffuse in areali di distribuzione che sono fortemente condizionati dalle attività umane, pertanto spesso in modo disomogeneo. Per tale motivo, nell'utilizzo dell'ittiofauna, insieme agli altri indicatori ambientali, sono inaffidabili ai fini della formulazione di giudizi sullo stato dei corsi d'acqua. In ogni caso rimane sempre il principio fondamentale per cui la presenza di specie aliene costituisce una forma di alterazione rispetto alla comunità ittica di riferimento.

Consideriamo ora un torrente di alta montagna, incassato in una ripida valle e alimentato in testata da un ghiacciaio in un bacino poco o nulla antropizzato. Potrebbe, per sua natura, essere inospitale per l'ittiofauna; oppure i pesci, dal termine dell'ultima glaciazione, hanno trovato ostacoli naturali invalicabili. La comunità di riferimento potrebbe essere "assente". Non

dovrebbero esserci dubbi: lo stato ambientale è eccellente, ma non ci sono pesci. L'eventuale presenza di una popolazione di trote, non è adatta ad una corretta valutazione, in quanto tali pesci potrebbero essere stati immessi per scopi alieutici ed inoltre l'abbondanza e la struttura di popolazione risulterebbero condizionate soprattutto dalle immissioni e dal prelievo dei pescatori, quindi senza alcuna relazione con la qualità dell'ambiente fluviale. Gran parte del reticolo idrografico della Valle d'Aosta, per esempio, si trova in questa condizione. Risultano evidenti le difficoltà circa l'uso dell'ittiofauna come contributo, insieme agli altri indicatori ambientali previsti dalla Direttiva Comunitaria 2000/60/CE, alla determinazione della qualità delle acque montane, già evidenziate, tra l'altro, dal succitato lavoro di BADINO *et al.* (1992), al punto che forse il tentativo di risolvere a tutti i costi tale problema potrebbe indirizzare la ricerca verso obiettivi impossibili.

Situazioni analoghe risultano anche per vaste porzioni dell'Italia. La Liguria presenta numerosi corsi d'acqua, più o meno tutti (quelli perenni) in grado di ospitare pesci. Si rinvenivano numerose specie, la maggior parte comuni a quelle del distretto Padano-Veneto. Tuttavia sappiamo con certezza che l'anguilla (*Anguilla anguilla*) è autoctona e che il vairone (*Leuciscus souffia*) è probabilmente autoctono, mentre le altre specie presenti nel territorio ligure sono probabilmente esotiche, quindi inadatte alla definizione delle comunità di riferimento. È ben difficile ipotizzare un qualunque sistema di valutazione dello stato delle comunità sulla base di così poche specie di cui si ha certezza circa la loro autoctonia! Per la porzione meridionale della penisola italiana siamo certi dell'autoctonia dell'alborella meridionale (*Alburnus albidus*), dell'anguilla e forse della trota macrostigma (*Salmo [trutta] macrostigma*), ma risultano incertezze sull'origine delle altre specie. Comunque anche considerando la presenza di specie alloctone come utili per la formulazione di un giudizio dello stato della comunità ittica, rimane sempre il seguente quesito: l'eventuale assenza di tali specie è dovuta ad una forma di alterazione ambientale o al fatto che esse non sono state (ancora) immesse? È per tali ragioni che gli Autori dell'I.I. hanno descritto le comunità di riferimento, in funzione delle tipologie ambientali e delle idroecoregioni esclusivamente per i distretti padano-veneto e tosco-laziale.

Le questioni sopra esposte sono in buona parte derivate dai due indici fondati su criteri naturalistici ISECI e I.I., secondo i quali i giudizi di stato vanno espressi sulla base del confronto tra le comunità campionate e quelle di riferimento e considerando la presenza di specie esotiche come indubbia e grave forma di alterazione. Sulla base di quanto sperimentato nel bacino del Serchio, si è osservato che i due indici

rispondono bene a tali criteri. Con essi risultano in chiara evidenza gli ambienti meritevoli di particolare attenzione per la tutela, grazie allo stato elevato delle comunità ittiche presenti, ai sensi della lettera "d" dell'art. 10 del D.L. 152/99 e lettera "d" del comma "1" dell'art. 84 del D. Lgs 152/06<sup>(2)</sup>. Inoltre nelle zone miste e ciprinicole i giudizi forniti dai due metodi sembrano abbastanza ben allineati con gli stati ecologici riscontrati con i monitoraggi nell'ambito del PTA della Regione Toscana (2005). È da rilevare tuttavia una certa tendenza alla formulazione di giudizi piuttosto "severi" da parte dell'ISECI, aspetto questo già considerato da ZERUNIAN (2007) e che potrà essere oggetto di ulteriori verifiche.

Per quanto riguarda l'I.A. si è notato un certo appiattimento dei risultati intorno ai giudizi di I/II classe di qualità (elevato/buono), ma una maggiore coerenza rispetto alle condizioni ambientali, soprattutto nelle zone salmonicole, dove invece le valutazioni fornite dagli altri due metodi, portano a risultati prevalenti di IV (insufficiente) o addirittura di V classe (pessimo), per i motivi sopra descritti.

Tuttavia il metodo basato sull'Intelligenza Artificiale, merita, a nostro parere, ulteriori considerazioni. I dati disponibili da un campionamento vengono utilizzati nell'impiego di una interfaccia utente grafica (GUI) del sistema di supporto decisionale FIDESS (Fish-based DECision Support System). Tali dati riguardano due insiemi: una trentina di variabili ambientali e l'elenco delle specie rinvenute (insieme alla ricchezza specifica totale e degli stadi giovanili). Nel primo insieme sono compresi parametri (quali altitudine, composizione granulometrica del letto fluviale, superficie del bacino, distanza dalla sorgente,...) correttamente inserite nel sistema di determinazione del giudizio di stato. Essi concorrono a definire la tipologia ambientale, la quale a sua volta condiziona il giudizio stesso; infatti una elevata altitudine di una stazione che sottende un piccolo bacino montano, a breve distanza dalla sorgente, rappresenta un piccolo torrente, nel quale è normale attendersi una comunità ittica povera in termini di specie che la compongono. Non condividiamo invece l'utilizzo di altre componenti che sono invece condizionate dalla fase idraulica al momento del campionamento (profondità media, composizione dei microambienti, velocità del flusso,...), in quanto molto variabili nel tempo a seconda delle condizioni idrologiche e soprattutto di quelle legate alle condizioni ambientali del

(2) "Corsi d'acqua che,... presentino un rilevante interesse scientifico, naturalistico, ambientale e produttivo in quanto costituenti habitat di specie animali o vegetali rare o in via di estinzione, ovvero in quanto sede di complessi ecosistemi acquatici meritevoli di conservazione..."

corso d'acqua (copertura vegetale, disturbo antropico, presenza di sbarramenti, pH, conducibilità, saturazione di ossigeno,...) che, nella Direttiva Comunitaria 2000/60/CE (e quindi nel D. Lgs. n. 152/2006) sono già oggetto di altri sistemi di valutazione e che comportano, a nostro parere, una certa confusione tra cause ed effetti nella valutazione finale.

Inoltre nella GUI sono indicati "solo" 30 taxa; "...ciò risponde alla scelta di escludere le specie meno frequenti, presenti in meno del 5 % delle osservazioni, poiché ritenute non informative ai fini della formulazione del giudizio su una base strettamente numerica" (SCARDI e TANCIONI, 2007). Tale aspetto deriva dal collaudo del metodo su un insieme di dati relativi al bacino del Tevere ed altri minori limitrofi, con 62 campionamenti effettuati nell'estate 2005 (SCARDI e TANCIONI, 2007). In realtà quel 5 % è forse più importante di quanto riconosciuto, almeno a livello di applicazione su un territorio più vasto e comprendente anche il bacino del Serchio. Nella lista della GUI mancano specie importanti quali, per esempio, lasca (*Chondrostoma genei*), e gobione (*Gobio gobio*) rinvenute, con una certa frequenza, nel Serchio e nel Lima. Inoltre la GUI prevede, come unica forma dei salmonidi, la *Salmo trutta*, mentre in Provincia di Lucca sono presenti e ben distinguibili, *Salmo [trutta] trutta* e *Salmo [trutta] macrostigma*.

Risulta quindi evidente la necessità di sperimentare ulteriormente il metodo dell'I.A., al fine di renderlo applicabile a tutto il distretto tosco-laziale. Ciò non dovrebbe comportare particolari difficoltà, ma sarebbe altrettanto importante procedere ad una estensione della sperimentazione, forse più complessa, anche al distretto padano-veneto. Analogo discorso vale per l'ISECI e l'I.I., metodi per i quali si ritengono necessarie alcune revisioni, soprattutto per quanto riguarda le modalità di attribuzione dei punteggi limite che individuano i giudizi di stato delle comunità. Infine non si esclude la necessità di orientare la ricerca verso due differenti tipologie metodologiche, altrettanto importanti e indispensabili, una riguardante essenzialmente la qualità naturalistica della comunità ittica (es. ISECI e/o I.I.), l'altra quale strumento integrativo finalizzato alla valutazione ecologico-funzionale degli ecosistemi acquatici (es. I.A.).

#### RINGRAZIAMENTI

Si ringraziano il sig. Antonio BERTOLUCCI, del Servizio Agricoltura, Foreste, Caccia e Pesca della Provincia di Lucca, il sig. Giuseppe SISTI (†), già presidente del Comitato Regionale della F.I.P.S.A.S. - Toscana e la sezione di Lucca della stessa F.I.P.S.A.S., per aver concesso l'utilizzo dei dati non ancora pubblicati relativi alla Carta Ittica della Provincia di Lucca. Un particolare ringraziamento anche alla d.ssa Arianna CHINES, co-autrice della suddetta carta ittica.

#### BIBLIOGRAFIA

- AUTORI VARI, 2006. *Valutazione dello stato ecologico dei sistemi lotici mediante analisi dei popolamenti ittici ai sensi della Direttiva 2000/60/CE: una proposta basata sulla ricostruzione del giudizio esperto con tecniche di Intelligenza Artificiale*. Atti XI Conv. Naz. A.I.I.A.D. (Treviso), 31 marzo - 1 aprile 2006. Quaderni ETP, **34**/2006: 183-194.
- BADINO G., FORNERIS G., LODI E., OSTACOLI G., 1992. *Ichthyological Index, a new standard method for the river biological water quality assessment*. River water quality. Commission of the European Communities: 729-730.
- BIANCO P.G., 1987. *L'inquadramento zoogeografico dei pesci d'acqua dolce d'Italia e problemi determinati dalle falsificazioni faunistiche*. In: Atti II Conv. Naz. AIAD "Biologia e gestione dell'ittiofauna autoctona" di Torino (5-6 giugno 1987): 41-65. Assessorati Caccia e Pesca della Regione Piemonte e della Provincia di Torino.
- BIANCO P.G., 1990. *Proposta di impiego di indici e di coefficienti per la valutazione dello stato di degrado dell'ittiofauna autoctona delle acque dolci*. Atti III Conv. Naz. A.I.I.A.D. (Perugia, 28 - 30 settembre 1989). Riv. Idrobiol. **29** (1): 131-149. Assisi (PG).
- BIANCO P.G., 1996. *Inquadramento zoogeografico dell'ittiofauna continentale autoctona nell'ambito della sottoregione euro - mediterranea*. In: Atti IV Conv. Naz. AIAD "Distribuzione della fauna ittica italiana" di Trento (12-13 dicembre 1991): 145-170. Provincia Autonoma di Trento. Istituto Agrario di S. Michele all'Adige.
- FORNERIS G., MERATI F., PASCALE M., PEROSINO G.C., 2005a. *Proposta di indice ittico (I.I.) per il bacino occidentale del Po e prime applicazioni in Piemonte*. Riv. Piem. St. Nat., **XXVI**: 3-39. Carmagnola (To).
- FORNERIS G., MERATI F., PASCALE M., PEROSINO G.C., 2005b. *Materiali e metodi per i campionamenti e monitoraggi dell'ittiofauna (determinazione della qualità delle comunità ittiche)*. Digital Print. Torino.
- FORNERIS G., MERATI F., PASCALE M., PEROSINO G.C., 2006a. *Proposta di indice ittico (I.I.) per il bacino occidentale del Po*. Atti X Conv. Naz. A.I.I.A.D. Montesilvano (Pescara), 2-3 aprile 2004. Biologia Ambientale, **20** (1): 89-101.
- FORNERIS G., MERATI F., PASCALE M., PEROSINO G.C., 2006b. *Stato dell'ittiofauna ed applicazione dell'indice ittico (I.I.) in Piemonte*. Atti XI Conv. Naz. A.I.I.A.D. (Treviso), 31 marzo-1 aprile 2006. Quaderni ETP, **34**: 159-166.
- FORNERIS G., MERATI F., PASCALE M., PEROSINO G.C., 2007. *Indice Ittico - I.I.* Biologia Ambientale, **21** (1): 43-60.

- GANDOLFI G., ZERUNIAN S., TORRICELLI P., MARCONATO A., 1991. *I pesci delle acque interne italiane*. Istituto Poligrafico e Zecca dello Stato. Roma.
- PASCALE M., CHINES A., in prep. *Carta ittica dei corsi d'acqua della Provincia di Lucca* - FIPSAS, ENALPESCA, ARCI-PESCA (Comitati Regionali Toscani), UNPEM (Coordinamento Regionale Toscano Pescatori con la Mosca). Provincia di Lucca.
- REGIONE TOSCANA, 2005. *Piano di Tutela delle Acque*. Deliberazione del Consiglio Regionale n. 6 del 25 gennaio 2005.
- SCARDI M., CATAUDELLA S., CICCIOTTI E., DI DATO P., MAIO G., MARCONATO E., SALVIATI S., TANCIONI L., TURIN P., ZANETTI M., 2004. *Previsione della composizione della fauna ittica mediante reti neurali artificiali*. *Biologia Ambientale*, **18** (1): 1-8.
- SCARDI M., CATAUDELLA S., CICCIOTTI E., DI DATO P., MAIO G., MARCONATO E., SALVIATI S., TANCIONI L., TURIN P., ZANETTI M., 2005. *Optimisation of artificial neural networks for predicting fish assemblages in rivers*. In: LEK S., SCARDI M., VERDONSCOT P.F., DESCY J.P., PARK Y.S. (eds), *Modelling Community Structure in Freshwater Ecosystemes*. Springer-Verlag, Berlin: 114-229.
- SCARDI M., TANCIONI L., 2007. *Un metodo basato sulla fauna ittica e su tecniche di Intelligenza Artificiale per la valutazione dello stato ecologico dei fiumi ai sensi della Direttiva 2000/60/CE*. *Biologia Ambientale*, **21** (2): 31-41.
- SCARDI M., TANCIONI L., CAUDATELLA S., 2006. *Monitoring methods based on fish*. In: Ziglio G., Siligardi M., Flaim G. (eds), *Biological Monitoring of River: Applications and Prospectives*. Wiley, London: 135-153.
- TANCIONI L., SCARDI M., CAUDATELLA S., 2005. *I pesci nella valutazione dello stato ecologico dei sistemi acquatici*. *Ann. Ist. Super. Sanità*, **41** (3): 399-402.
- TANCIONI L., SCARDI M., CAUDATELLA S., 2006. *Riverine fish assemblages in temperate rivers*. In: Ziglio G., Siligardi M., Flaim G. (eds), *Biological Monitoring of River: Applications and Prospectives*. Wiley, London: 47-69.
- TURIN P., MAIO G., ZANETTI M., BILÒ M.F., ROSSI V., SALVIATI S., 1999. *Carta ittica delle acque dolci interne*. Provincia di Rovigo.
- 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., 2004a. *Proposta di un Indice dello Stato Ecologico delle Comunità Ittiche viventi nelle acque interne italiane*. *Biologia Ambientale*, **18** (2): 25-30.
- ZERUNIAN S., 2004b. *Pesci delle acque interne d'Italia*. Ministero Ambiente e Tutela Territorio. Istituto Nazionale Fauna Selvatica. Quaderni della Conservazione della Natura 20. Tipolitografia F.G. Savignano S.P. Modena.
- ZERUNIAN S., 2005. *Ruolo della fauna ittica nell'applicazione della Direttiva Quadro*. *Biologia Ambientale*, **19** (1): 61-69.
- ZERUNIAN S., 2007. *Primo aggiornamento dell'Indice dello Stato Ecologico delle Comunità Ittiche*. *Biologia Ambientale*, **21** (2): 43-55.



# Determinazione di *Escherichia coli* in acque sotterranee con un metodo rapido automatizzato

Lucia Bonadonna\*, Claudia Cataldo, Maurizio Semproni

Dipartimento di Ambiente e Connessa Prevenzione primaria, Istituto Superiore di Sanità, Viale Regina Elena, 299 00161 Roma

\* Referente per la corrispondenza: [lucybond@iss.it](mailto:lucybond@iss.it)

Pervenuto il 5.8.2008; accettato il 15.12.2008

## Riassunto

Sono stati analizzati campioni di acqua di falda contenente microflora ambientale e concentrazioni mediamente basse di *Escherichia coli* con un metodo rapido automatizzato, il sistema Colifast® Analyzer (CA), basato sul rilevamento di specifiche attività enzimatiche del microorganismo ricercato. Dai risultati ottenuti è emerso che la tecnica è in grado di fornire un'alta percentuale di conferme, alta specificità e selettività e tempi molto ridotti per il rilevamento della specie in campioni di acqua sia con bassi livelli di contaminazione ( $\leq 3$  U.F.C./100 mL) sia con livelli di contaminazione maggiori ( $4 \div 150$  U.F.C./100 mL). I vantaggi del metodo risiedono prevalentemente nella rapidità di rilevamento dei microrganismi *target*, consentendo così di ottenere risposte in tempi più rapidi rispetto ai convenzionali metodi colturali, vantaggio non trascurabile in un ambito di tutela della salute pubblica.

PAROLE CHIAVE: Acqua / Colifast / *E. coli* / indicatori batterici / metodi rapidi

## Recovery of *Escherichia coli* in groundwater with a rapid automated method

Untreated groundwater containing background flora and on average low loads of *Escherichia coli* was analyzed with a rapid automated method, the Colifast® system (CA) based on the detection of specific enzyme activity of *E. coli*. Results showed a good performance of the rapid technique both for its high confirmation rate, specificity, selectivity and time to detect the target microorganisms. CA technology showed to be suitable for analysis of both very clean water samples ( $\leq 3$  CFU/100 mL) and higher contaminated water ( $4 \div 150$  CFU/100 mL). Its main advantage consists in the recovery swiftness of the target microorganisms. That allows to obtain results more rapidly when compared with the traditional cultural methods, principal concern for the safeguard of public health.

KEY WORDS: Bacterial indicators / Colifast / *E. coli* / rapid methods / water

## INTRODUZIONE

I requisiti microbiologici perché un'acqua possa essere definita potabile sono l'assenza di microrganismi patogeni e, in un volume non inferiore a 100 mL, di indicatori di contaminazione fecale (OECD, 2003).

I metodi colturali tradizionali sono spesso caratterizzati da interferenze da parte della microflora ambientale, da scarsa specificità e da un basso livello di rilevamento dei microrganismi a crescita lenta o stressati (TALLON *et al.*, 2005). Dal punto di vista pratico, questi metodi sono laboriosi e, richiedendo lo svolgimento di prove di conferma, inadeguati anche in rela-

zione al tempo che intercorre tra l'esecuzione dell'analisi e l'ottenimento del risultato definitivo (ROMPRÉ *et al.*, 2002), anche se con un basso costo di esercizio.

*Escherichia coli* è considerato uno dei più idonei indicatori di contaminazione fecale nell'acqua e di rischio per la salute (WHO, 2006). È un bacillo gram negativo, in grado di fermentare il lattosio a 44°C e produrre indolo a partire dal triptofano, assegnato alla famiglia delle *Enterobacteriaceae* ed incluso nel gruppo dei coliformi. Si distingue, all'interno di questo gruppo, i cui appartenenti possiedono l'enzima  $\beta$ -D-

galattosidasi, anche per la presenza dell'enzima  $\beta$ -D-glucuronidasi che catalizza l'idrolisi degli acidi  $\beta$ -D-glucopiranosiduronici nei loro componenti, aglicani e acido D-glucuronico (MANAFI, 1996).

Negli ultimi anni, la tassonomia della famiglia delle *Enterobacteriaceae* ha subito una serie di revisioni (GAVINI *et al.*, 1985), basate anche sull'attività enzimatica dei diversi generi, che hanno posto le basi per lo sviluppo di nuove tecniche di analisi per l'isolamento di questo microrganismo.

Negli ultimi venti anni sono stati proposti nuovi metodi analitici per l'isolamento dei microrganismi nell'acqua e negli alimenti (SARTORY e HOWARD, 1992; FRAMPTON e RESTAINO, 1993; GEORGE *et al.*, 2000; BONADONNA, 2003) e il loro uso si sta affermando anche per l'analisi di campioni ufficiali (UNI EN ISO 9308-3, 2001; BONADONNA e OTTAVIANI, 2007). Essi consentono una migliore discriminazione e una più facile lettura dei risultati, con l'ulteriore vantaggio di fornire risultati in tempi più brevi di quelli convenzionali. Gran parte di queste procedure si basa sul rilevamento di specifiche attività enzimatiche e non richiede successive prove di conferma (EDBERG e KONTNICK, 1986; ADAMS *et al.*, 1990; RICE *et al.*, 1991; TRYLAND e FIKSDAL, 1998).

Tuttavia, in situazioni di emergenza (inquinamento accidentale nel sistema di distribuzione, lavori di manutenzione e riparazione delle condotte, guasti al sistema di approvvigionamento) possono essere necessarie tecniche ancora più rapide. In questi casi, nel corso dello stesso giorno del prelievo dovrebbero essere eseguite le analisi e ottenuti i risultati (GELDREICH, 1997).

A questo campo di ricerca appartiene il presente studio che ha valutato un metodo rapido, basato sull'espressione dell'attività enzimatica, per accertare o escludere la presenza di *E. coli* in acque di falda. Il sistema Colifast® (Colifast® Analyser, denominato in seguito CA) è stato utilizzato per l'analisi di campioni di acqua contenente microflora ambientale interferente e contemporaneamente concentrazioni medio-basse del microrganismo-bersaglio. Di esso sono state valutate le caratteristiche di prestazione ed è stato calcolato e preso in considerazione il tempo necessario per l'ottenimento dei risultati in funzione delle diverse concentrazioni del microrganismo-bersaglio.

## MATERIALI E METODI

Sono stati prelevati, in siti diversi, 208 campioni di acque sotterranee contenenti concentrazioni di *E. coli* risultate comprese tra 1 e 150 UFC/100 mL, calcolate sulla base di una serie di analisi quantitative eseguite in parallelo con un metodo culturale tradizionale (TTC Tergitol 7). Gli esami analitici sono stati effettuati entro 6 ore dal campionamento.

## Tecnologia CA

Il Colifast® Analyser (Colifast, Norvegia) rileva la crescita batterica tramite la misura della fluorescenza prodotta dall'attività enzimatica del microrganismo indagato, su uno specifico idoneo substrato. L'utilizzo di specifici substrati selettivi e di una temperatura di incubazione appropriata concorrono a garantire la specificità del rilevamento.

Il terreno Colifast® utilizzato viene inoculato e introdotto all'interno del blocco incubatore dello strumento, che può ospitare sino a 76 campioni. Successivamente, ad intervalli programmati, vengono prelevati automaticamente sub-campioni dalle provette in cui sono presenti i campioni da analizzare.

Il metodo per la ricerca di *E. coli* (CA/*E. coli*) rileva l'attività dell'enzima  $\beta$ -D-glucuronidasi e non necessita di ulteriori prove di conferma. Durante la crescita dei batteri, la  $\beta$ -D-glucuronidasi idrolizza il substrato fluorogenico, presente nel terreno di coltura, con formazione del prodotto 4-metilumbelliferone (MU) fluorescente che viene rilevato dallo strumento. L'attività enzimatica che segnala la presenza di *E. coli* è monitorata tramite la misura dell'incremento di fluorescenza dovuta alla formazione di MU. La fluorescenza, misurata tramite il fluorimetro, è rilevata dal Colifast® Analyser ed i risultati sono forniti in termini di Presenza/Assenza. Per rilevare il composto MU, il fluorimetro è equipaggiato con specifici filtri di eccitazione ed emissione (365 e 450 nm, rispettivamente) e le letture della fluorescenza sono espresse come unità di fluorescenza relativa (UFR). Un valore soglia espresso in ppb di MU è fissato al di sopra del rumore di fondo generato dallo strumento e della possibile, seppur bassa, attività prodotta dai microrganismi interferenti presenti nel campione di acqua. Il tempo richiesto per raggiungere il valore soglia programmato, definito come tempo di rilevamento (TDT), può essere considerato come indizio della presenza del microrganismo bersaglio prima che l'analisi sia completata (SAMSET *et al.*, 2000; TRYLAND *et al.*, 2001).

## Procedura di analisi

Nello studio effettuato, il Colifast® Analyser (CA) è stato programmato, secondo le indicazioni della ditta produttrice, ad una temperatura di incubazione di 37°C, con un tempo di adattamento del campione di 4 ore nelle provette, un intervallo di lettura tra due sub-campioni pari a 2 ore, un valore soglia di 100 ppb di MU, per ottenere i risultati di avviso preventivo (*early warning*), e di 1000 ppb di MU per quelli definitivi alla chiusura dell'analisi, una durata massima dell'analisi di 18 ore e con letture dei sub-campioni a partire dalla quarta ora.

Un volume di 100 mL di ogni campione è stato

filtrato attraverso una membrana costituita da esteri misti di cellulosa (25 mm di diametro e 0,45  $\mu$ m di porosità) (Millipore, Bedford, USA) che è stata quindi inserita nella provetta contenente il terreno in brodo di coltura CA/*E. coli*. I risultati ottenuti sono stati espressi in termini di Presenza/Assenza.

Sebbene il metodo non richieda conferme degli isolati, tutti i campioni, sia quelli risultati positivi (presenza dell'enzima  $\beta$ -D-glucuronidasi) sia quelli negativi, sono stati sottoposti a test di conferma: da ogni provetta, un'aliquota, prelevata mediante ansa sterile, è stata trasferita su Triptone Soia Agar (Oxoid, England) e incubata a 36 $\pm$ 1°C per 18÷24 ore.

Il test della citocromossidasi è stato svolto su tutte le colonie; tutti gli isolati citocromossidasi negativi sono stati saggiati per la produzione di indolo (IND) e la formazione di gas dal lattosio (LAC) nel brodo al Lattosio Triptone Lauryl Solfato (Oxoid, England) (incubazione a 44,5°C per 24,48 ore).

#### Identificazioni biochimiche degli isolati da CA/*E. coli*

Il 30% degli isolati, selezionati casualmente sia dalle provette positive ( $\beta$ -D-glucuronidasi<sup>+</sup>) sia da quelle negative ( $\beta$ -D-glucuronidasi<sup>-</sup>), è stato sottoposto ad identificazione biochimica con i test miniaturizzati del sistema Vitek (BioMérieux, France) ed è stata registrata anche la prova della fermentazione del lattosio.

#### Specificità e sensibilità del CA/*E. coli*

La specificità e la sensibilità del metodo CA/*E. coli* sono state calcolate in accordo con la norma UNI ENV ISO 13843 (2003) tenendo conto del numero di isolati positivi/negativi correttamente assegnati nelle conte presumtive.

#### Tempo richiesto per il raggiungimento dei risultati

Sono stati registrati sia il tempo di chiusura dell'analisi (TF), cioè il tempo richiesto per raggiungere la soglia di fluorescenza programmata (1000 ppb), valore designato per l'acquisizione dei risultati finali, sia il

tempo di rilevamento (TDT). Quest'ultimo ha una particolare rilevanza come parametro per fornire un "preavviso" in caso di positività del campione. Infatti, corrisponde al tempo richiesto per raggiungere il valore soglia di fluorescenza, fissata a 100 ppb, ed è determinato dal numero di microrganismi-bersaglio presenti all'inizio dell'analisi e dalla pendenza dell'incremento lineare durante la crescita. Il TDT è calcolato e registrato dal programma sulla base di differenti intervalli di concentrazione dei microrganismi-bersaglio.

#### Controllo di qualità

Sono stati effettuati, come previsto dai nostri sistemi di controllo di qualità, controlli positivi e negativi. A questo scopo sono stati usati come ceppi di riferimento *E. coli* WR1 (NCTC 13167) e *Enterobacter cloacae* WR3 (NCTC 13168). I risultati del controllo di qualità non hanno mostrato anomalie.

## RISULTATI E DISCUSSIONE

#### Percentuali di conferma degli isolati

Sono state sottoposte a conferma 416 colonie (Tab. I): 189, delle 195 colonie derivanti dalle provette positive al test CA/*E. coli*, sono state attribuite ad *E. coli* dai saggi di conferma; 217, delle 221 colonie derivanti dalle provette negative, non sono state confermate come appartenenti alla specie *E. coli*. Questi risultati consentono quindi di affermare che il test CA/*E. coli* ha fornito una bassa percentuale di falsi positivi/negativi (2,4%). Tutti i ceppi isolati dalle provette erano

**Tab. I.** Percentuale di conferma degli isolati rilevati con il metodo Colifast/*E. coli*® dalle provette risultate positive e negative.

| Metodo<br>Colifast/ <i>E. coli</i>    | n° di colonie<br>presuntive | n° di colonie<br>confermate (%) |
|---------------------------------------|-----------------------------|---------------------------------|
| $\beta$ -D-glucuronidasi <sup>+</sup> | 195                         | 189 (97%)                       |
| $\beta$ -D-glucuronidasi <sup>-</sup> | 221                         | 217 (98%)                       |
| Totale                                | 416                         | 406 (98%)                       |

**Tab. II.** Risultati ottenuti dal conteggio delle provette confermate positive ( $\beta$ -D-glucuronidasi<sup>+</sup>) e negative ( $\beta$ -D-glucuronidasi<sup>-</sup>), combinando in coppie le reazioni biochimiche per lattosio e indolo.

| Colifast / <i>E. coli</i>             | n° di colonie<br>confermate | LAC / IND<br>n° di isolati (%) |          |        |        |
|---------------------------------------|-----------------------------|--------------------------------|----------|--------|--------|
|                                       |                             | + / +                          | + / -    | - / +  | - / -  |
| $\beta$ -D-glucuronidasi <sup>+</sup> | 189                         | 135 (71)                       | 34 (18)  | 15 (8) | 5 (3)  |
| $\beta$ -D-glucuronidasi <sup>-</sup> | 217                         | 28 (13)                        | 158 (73) | 12 (6) | 19 (9) |
| Totale                                | 406                         | 163                            | 192      | 27     | 24     |

LAC : lattosio; IND : indolo

citocromossidasi negativi.

In tabella II è riportato il numero totale di colonie confermate suddiviso sulla base dei profili biochimici ottenuti dalle prove di fermentazione del lattosio e di produzione dell'indolo. Un'alta percentuale (71%) di isolati  $\beta$ -D-glucuronidasi<sup>+</sup> ha mostrato una reazione positiva ad entrambi i test, mentre tra gli isolati  $\beta$ -D-glucuronidasi<sup>-</sup> prevalevano i ceppi con profilo LAC<sup>+</sup> / IND<sup>-</sup> (73%). Dalle provette  $\beta$ -D-glucuronidasi<sup>-</sup> è stata isolata una percentuale maggiore di ceppi indolo/lattosio negativi rispetto alle provette  $\beta$ -D-glucuronidasi<sup>+</sup> (9% e 3%, rispettivamente).

**Tab. III.** Numero e specie dei microrganismi identificati rilevati nelle provette positive/negative; è anche riportata la reazione ai singoli test biochimici.

| Provette<br>$\beta$ -D-glucuronidasi <sup>+</sup> | Indolo/lattosio                   | n° isolati<br>identificati |
|---------------------------------------------------|-----------------------------------|----------------------------|
| <i>Escherichia coli</i>                           | Ind <sup>+</sup> Lac <sup>+</sup> | 63                         |
| <i>Escherichia coli</i>                           | Ind <sup>+</sup> Lac <sup>-</sup> | 7                          |
| <i>Escherichia coli</i>                           | Ind <sup>-</sup> Lac <sup>+</sup> | 6                          |
| <i>Citrobacter freundii</i>                       | Ind <sup>-</sup> Lac <sup>+</sup> | 3                          |
| <i>Citrobacter braakii</i>                        | Ind <sup>+</sup> Lac <sup>+</sup> | 1                          |
| <i>Kluyvera</i> spp.                              | Ind <sup>+</sup> Lac <sup>+</sup> | 1                          |
| <i>Klebsiella oxytoca</i>                         | Ind <sup>+</sup> Lac <sup>+</sup> | 1                          |
| Totale                                            |                                   | 82                         |
| Provette<br>$\beta$ -D-glucuronidasi <sup>-</sup> | Indolo/lattosio                   | n° isolati<br>identificati |
| <i>Escherichia coli</i>                           | Ind <sup>+</sup> Lac <sup>+</sup> | 3                          |
| <i>Escherichia coli</i>                           | Ind <sup>-</sup> Lac <sup>+</sup> | 1                          |
| <i>Citrobacter koseri</i>                         | Ind <sup>+</sup> Lac <sup>+</sup> | 1                          |
| <i>Citrobacter koseri/farmeri</i>                 | Ind <sup>+</sup> Lac <sup>+</sup> | 3                          |
| <i>Enterobacter intermedius/cloacae</i>           | Ind <sup>+</sup> Lac <sup>+</sup> | 1                          |
| <i>Escherichia fergusonii</i>                     | Ind <sup>+</sup> Lac <sup>+</sup> | 1                          |
| <i>Klebsiella oxytoca</i>                         | Ind <sup>+</sup> Lac <sup>+</sup> | 5                          |
| <i>Pantoea</i> spp.                               | Ind <sup>+</sup> Lac <sup>+</sup> | 1                          |
| <i>Salmonella arizonae</i>                        | Ind <sup>+</sup> Lac <sup>+</sup> | 1                          |
| <i>Morganella morganii</i>                        | Ind <sup>+</sup> Lac <sup>-</sup> | 5                          |
| <i>Citrobacter freundii</i>                       | Ind <sup>-</sup> Lac <sup>+</sup> | 9                          |
| <i>Enterobacter aerogenes</i>                     | Ind <sup>-</sup> Lac <sup>+</sup> | 1                          |
| <i>Enterobacter cloacae</i>                       | Ind <sup>-</sup> Lac <sup>+</sup> | 5                          |
| <i>Enterobacter intermedius</i>                   | Ind <sup>-</sup> Lac <sup>+</sup> | 1                          |
| <i>Klebsiella pneum. pneumoniae</i>               | Ind <sup>-</sup> Lac <sup>+</sup> | 4                          |
| <i>Salmonella</i> spp.                            | Ind <sup>-</sup> Lac <sup>-</sup> | 1                          |
| <i>Aeromonas hydrophila/caviae</i>                | Ind <sup>-</sup> Lac <sup>-</sup> | 1                          |
| Totale                                            |                                   | 44                         |

Ind<sup>+</sup>: indolo positivo; Ind<sup>-</sup>: indolo negativo  
Lac<sup>+</sup>: lattosio positivo; Lac<sup>-</sup>: lattosio negativo

### Identificazioni biochimiche degli isolati da CA/*E. coli*

Nella tabella III sono riportate le specie identificate (coi test miniaturizzati del sistema Vitek) e riferite al 30% degli isolati da CA/*E. coli*. In tabella sono anche forniti i singoli risultati delle prove biochimiche effettuate. Tutti gli isolati positivi/negativi appartenevano alla famiglia delle *Enterobacteriaceae*, fatta eccezione per un ceppo (*Aeromonas hydrophila*) isolato dalle provette  $\beta$ -D-glucuronidasi<sup>-</sup>. L'80% delle specie identificate, isolate dalle provette  $\beta$ -D-glucuronidasi<sup>+</sup>, erano positive ad entrambe le prove di conferma, indolo e fermentazione del lattosio. Tra gli isolati dalle provette  $\beta$ -D-glucuronidasi<sup>-</sup> è stata registrata una percentuale più bassa (36%) di specie positive ad entrambe le prove. In questo caso, sono stati identificati alcuni *E. coli* falsi-negativi (il 9% dei 44 ceppi identificati), uno dei quali è risultato indolo-negativo. Tra gli isolati  $\beta$ -D-glucuronidasi<sup>-</sup>, risultati positivi ad entrambe le prove di conferma, prevaleva *Klebsiella oxytoca* (11%) e tra i ceppi indolo-negativi è stata rilevata un'alta percentuale di *Citrobacter freundii* (20%).

### Specificità e sensibilità

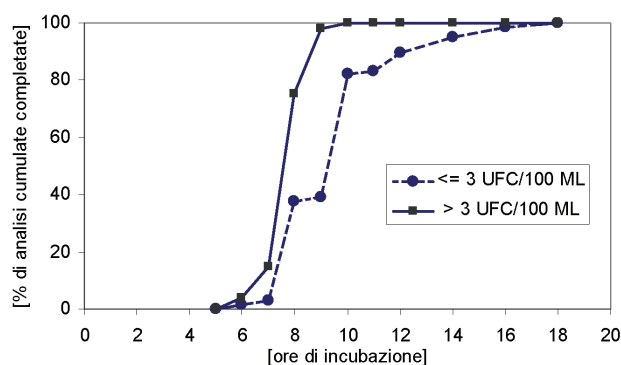
In accordo con la norma UNI ENV ISO 13843, sono state calcolate la sensibilità e la specificità del metodo che sono risultate il 98% e 97%, rispettivamente.

### TDT e risultati finali

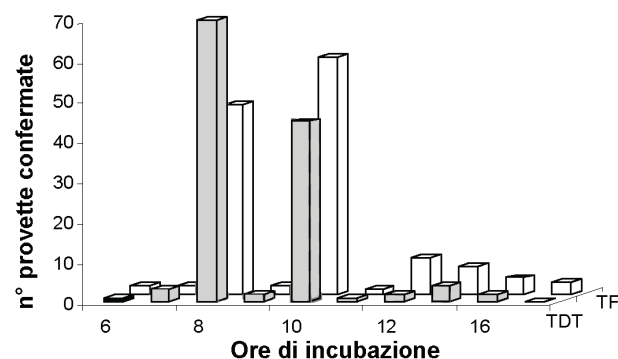
Rispetto ai campioni con cariche microbiche più basse, per i campioni che presentavano una più alta concentrazione di *E. coli* (> 3/100 mL), le analisi si sono completate più rapidamente. La figura 1 riporta i valori, espressi in percentuale, del numero di analisi cumulate, completate nel tempo, per i due diversi intervalli di concentrazione di *E. coli* ( $\leq 3/100$  mL e >3/100 mL). Dalla rappresentazione grafica risulta evidente che, per i campioni di acqua contenenti concentrazioni del microrganismo-target più elevate, la chiusura dell'analisi avviene in tempi più rapidi. Infatti, alla decima ora risulta che già il 100% dei campioni con concentrazioni di *E. coli* >3 UFC/100 mL aveva completato l'analisi, contro l'82,4% dei campioni con concentrazioni di *E. coli* pari a  $\leq 3/100$  mL. Il risultato definitivo per il 100% dei restanti campioni è stato raggiunto progressivamente, con termine alla diciottesima ora durante la quale lo strumento ha completato la lettura anche degli ultimi campioni (2%) che presentavano concentrazioni medie pari a 1,3 UFC/100 mL.

D'altra parte, come si evince dalle figure 2 e 3, nei campioni confermati e con concentrazioni maggiori di *E. coli*, il TDT, corrispondente a 7 ore e 52 min, e il tempo effettivo di chiusura delle gran parte delle analisi

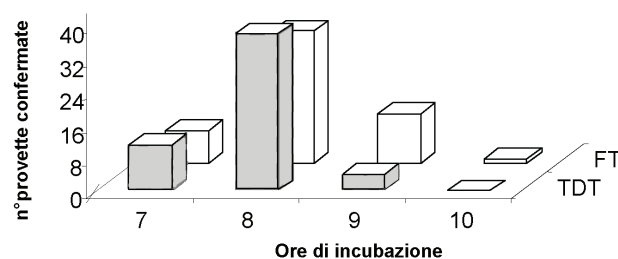




**Fig. 1.** Analisi completate cumulate, valore espresso in percentuale sul totale, nel tempo, per i due diversi intervalli di concentrazione di *E. coli*.



**Fig. 2.** Tempo di Rilevamento (TDT) e tempo finale di chiusura delle analisi (TF) per i campioni contenenti  $\leq 3$  *E. coli* confermati /100 mL.



**Fig. 3.** Tempo di Rilevamento (TDT) e tempo finale di chiusura delle analisi (TF) per campioni contenenti  $> 3$  *E. coli* confermati /100 mL.

sono risultati quasi coincidenti, mentre, nel caso di campioni con conte più basse, l'intervallo di tempo tra la fase di "preavviso" e quella della chiusura della maggior parte delle analisi era leggermente più ampio (9 ore e 6 min per il TDT e 9 ore e 53 min per la chiusura dell'analisi).

I dati riportati in questo studio sono parte dei risultati ottenuti durante un progetto europeo nel quale è stato valutato il metodo Colifast® Analyzer per il rilevamento di alcuni microrganismi indicatori di qualità dell'acqua.

Ad oggi, con l'uso dei metodi colturali convenzionali, la valutazione delle caratteristiche microbiologiche dell'acqua è disponibile dopo un minimo di 18 - 24 ore. Inoltre, come stabilito dalle procedure analitiche, per i metodi colturali standardizzati, è d'obbligo lo svolgimento di prove di conferma con conseguente ulteriore allungamento dei tempi per ottenere i risultati definitivi. Di contro, la tecnologia CA, fornisce buoni risultati e molti vantaggi. Il metodo mostra un'alta specificità e sensibilità ed è poco influenzato dalla presenza dei microrganismi interferenti presenti nei campioni (3% di isolati falsi-positivi).

Dall'analisi dei risultati, ottenuti combinando entrambe le caratteristiche biochimiche, LAC e IND, è stato evidenziato che, tra i ceppi  $\beta$ -D-glucuronidasi<sup>+</sup>, l'89% degli isolati erano lattosio-positivi e il 42% positivi per il test per la produzione di indolo. Viceversa, e come era facilmente prevedibile, solo il 9% degli isolati  $\beta$ -D-glucuronidasi<sup>-</sup> è risultato indolo-positivo ed una percentuale simile è rappresentata dai ceppi che hanno fornito reazioni negative ad entrambe le prove, mentre l'86% degli isolati sono risultati lattosio e indolo positivi. Questo potrebbe far presumere che la maggior parte dei ceppi  $\beta$ -D-glucuronidasi<sup>-</sup> possa appartenere al gruppo dei coliformi come è anche emerso dalle identificazioni biochimiche degli isolati. In questo caso, sulla base dei profili biochimici, è stata osservata una variabilità tra le specie identificate. Infatti, sono stati isolati *E. coli* indolo/lattosio e  $\beta$ -glucuronidasi negativi, come pure sono stati identificati ceppi di *C. freundii* e *Kl. oxytoca*  $\beta$ -glucuronidasi negativi e positivi.

Lo studio svolto è in accordo con risultati ottenuti da altri autori (LECLERC *et al.*, 2001) che riportano che diverse tra le specie ambientali di coliformi possono dare risposte atipiche ai test biochimici.

Oltre agli alti livelli di specificità e sensibilità calcolati, la tecnologia CA si caratterizza per la possibilità di analizzare, contemporaneamente, 76 campioni diversi. Inoltre, dimostra una rapidità maggiore nel fornire la risposta alle analisi, rispetto a metodi colturali standardizzati (ad esempio, UNI EN ISO 9308-3) che, anche per la necessità di eseguire reazioni di conferma degli isolati (ad esempio UNI EN ISO 9308-1), impiegano tempi più lunghi. Questo parametro significativo, risul-

tato inversamente proporzionale al livello di contaminazione del campione, consente di ottenere in un numero inferiore di ore, rispetto ad altre tecniche, non solo i risultati di campioni con un grado elevato di contaminazione, ma anche gli esiti degli esami di campioni in cui sono presenti più basse concentrazioni del microorganismo-target. Nella nostra indagine i campioni con concentrazioni di *E. coli* maggiori ( $4 \div 150$  UFC/100 mL) raggiungevano, per la gran parte (76%), il risultato finale entro 8 ore che, di qualche minuto, era preceduto dal raggiungimento della soglia di fluorescenza impostata (100 ppb) per il TDT. Nel caso dei campioni che presentavano conte più basse, l'intervallo di tempo tra la fase di "preavviso" e quella della chiusura della maggior parte delle analisi (superiore al 50%) era invece più ampio (circa un'ora).

Un sistema analitico rapido dovrebbe essere abbastanza sensibile da mettere in evidenza il più basso livello rilevabile di microrganismi (1 unità microbica in

un dato volume) nel 50% del tempo richiesto da un metodo di riferimento, e con una specificità non inferiore al 90% (NIEMELÄ, 2000; GEORGE *et al.*, 2000).

Il metodo utilizzato in questo studio presenta queste caratteristiche. Infatti, con valori di specificità del 97%, alla diciottesima ora, erano stati ottenuti, senza necessità di conferme, risultati finali anche per il 100% dei campioni con un basso carico microbico (concentrazioni medie pari a 1,6 UFC/100 mL) e la "notifica" della presenza di contaminazione, utile per effettuare controlli integrativi e adottare misure idonee per ripristinare la buona qualità dell'acqua, è stata registrata, per il 72% dei campioni, entro le 10 ore di incubazione.

### Ringraziamenti

Questo studio è stato parzialmente eseguito con i fondi del Progetto europeo DEMOWATERCOLI<sup>®</sup> QLK1-2000-01209.

### BIBLIOGRAFIA

- ADAMS M.R., GRUBB S.M., HAMER A., CLIFFORD M.N., 1990. Colorimetric enumeration of *Escherichia coli* based on  $\beta$ -glucuronidase activity. *Applied Environmental Microbiology*, **56**: 2021-2124.
- ALLAERT VANDEVENNE C., MURRIN K., BULLOCK S., JONAS A., WARDEN P., FRICKER C., 2005. False positive results with ISO method for *E. coli* in water. In: 2<sup>nd</sup> WeKnow Conference. Bratislava, 3-15 June 2005.
- BARONE E., DI PARDO L., MELLONI A., CHIARETTI G., BONADONNA L., MANUPPELLA A., 2007. Attendibilità di metodi utilizzati per la determinazione di coliformi ed *Escherichia coli* in acque da destinare al consumo umano. *Biologia Ambientale*, **21**: 37-42.
- BERNASCONI C., VOLPONI G., BONADONNA L., 2006. Comparison of three different media for the detection of *E. coli* and coliforms in water. *Water Science & Technology*, **54**: 141-145.
- BONADONNA L., 2003. Rapid analysis of microbial contamination of water. In: Tothill I.E. (ed.), *Rapid and on-line instrumentation for food quality assurance*. Woodhead Publishing Limited, Cambridge: 161-182.
- BONADONNA L., CATALDO C., COCCIA A.M., CHIARETTI G., SEMPRONI M., 2006. Evaluation of the phenotypic characteristics of coliform bacteria recovered with two methods: the European Drinking Water Directive reference method and the Colilert 18/Quanti-Tray<sup>™</sup> system. *World Journal of Microbiology & Biotechnology*, **22**: 629-634.
- BONADONNA L., OTTAVIANI M., 2007. *Metodi analitici di riferimento per le acque destinate al consumo umano ai sensi del D.L.vo 31/2001. Metodi microbiologici*. Roma: Istituto Superiore di Sanità; 2007. (Rapporti ISTISAN 07/5).
- EDBERG S.C., KONTRICK C.M., 1986. Comparison of  $\beta$ -glucuronidase-based substrate systems for identification of *Escherichia coli*. *Journal of Clinical Microbiology*, **24**: 368-371.
- FRAMPTON E.W., RESTAINO L., 1993. Methods for *Escherichia coli* in food, water and clinical samples based on beta-glucuronidase detection. *Journal of Applied Bacteriology*, **74**: 223-233.
- GAVINI F., LECLERC H., MOSSEL D.A.A., 1985. Enterobacteriaceae of the «coliform group» in drinking water: identification and worldwide distribution. *Systematic in Applied Microbiology*, **6**: 312-318.
- GELBREICH E.E., 1997. Coliforms: a new beginning to an old problem. In: Kay D. and Fricker C.R. (eds.), *Coliforms and E. coli: problem or solution?* The Royal Society of Chemistry, Cambridge: 3-11.
- GEORGE I., PETIT M., SERVAIS P., 2000. Use of enzymatic methods for rapid enumeration of coliforms in freshwaters. *Journal of Applied Microbiology*, **88**: 404-413.
- LECLERC H., MOSSEL D.A., EDBERG S.C., STRUIK C.B., 2001. Advances in the bacteriology of the coliform group: their suitability as markers of microbial water safety. *Annual Review of Microbiology*, **55**: 201-234.
- MANAFI M., 1996. Fluorogenic and chromogenic substrates in culture media and identification tests. *Journal of Food Microbiology*, **31**: 45-58.
- NIEMELÄ S.I., 2000. Performance characteristics of microbiological water analysis methods. In: Heinonen P., Ziglio G., Van Der Beken A. (eds.), *Water Quality Measurements Series*. John Wiley & Sons, New York: 277-284.
- OECD, ORGANIZATION FOR ECONOMIC CO-OPERATION AND DEVELOPMENT, 2003. *Assessing Microbial Safety of Drinking Water: Improving Approaches and Methods*. OECD/WHO

- Drinking Water Quality Series. London: IWA Publishing.
- RICE E.W., ALLEN M.J., BRENNER K.P., EDBERG S.C., 1991. Assay for  $\beta$ -D-glucuronidase in species of the genus *E. coli* and its applications for drinking-water analysis. *Applied Environmental Microbiology*, **57**: 592-593.
- ROMPRÉ A., SERVAIS P., BAUDART J., RENÉE DE ROUBIN M., LAURENT P., 2002. Detection and enumeration of coliforms in drinking water: current methods and emerging approaches. *Journal of Microbiological Methods*, **49**: 31-54.
- SAMSET I.D., HERMANSEN L.F., BERG J.D., 2000. Development of a surveillance system for water treatment processes and hygienic quality of drinking water. In: Proceeding *Drikkevannsforskning mot År*, Trondheim, 5-7 January 2000, Norway.
- SARTORY D.P., HOWARD L., 1992. A medium detecting  $\beta$ -glucuronidase for the simultaneous membrane filtration enumeration of *Escherichia coli* and coliforms from drinking water. *Letter in Applied Microbiology*, **15**: 273-276.
- SCHETS F.M., NOBEL P.J., STRATING S., MOOIJMAN K.A., ENGELS G.B., BROUWNER A., 2002. EU Drinking Water directive reference methods for enumeration of total coliforms and methods. *Letter in Applied Microbiology*, **34**: 227-231.
- TALLON P., MAGAJNA B., LOFRANCO C., TIN LEUNG K., 2005. Microbial indicators of faecal contamination in water: a current perspective. *Water Air and Soil Pollution*, **166**:139-166.
- TRYLAND I., FIKSDAL L., 1998. Enzyme characteristics of  $\beta$ -D-galactosidase and  $\beta$ -D-glucuronidase positive bacteria and their interference in rapid methods for detection of water-borne coliforms and *Escherichia coli*. *Applied Environmental Microbiology*, **64**: 1018-1023.
- TRYLAND I., SAMSET I.D., HERMANSEN L., BERG J.D., RYDBERG H., 2001. Early warning of faecal contamination of water: a dual mode, automated system for high-(< 1 hour) and low-levels (6-11 hours). *Water Science & Technology*, **43**: 217-220.
- UNI EN ISO 9308-3, 2001. Qualità dell'acqua - Ricerca ed enumerazione di *Escherichia coli* e batteri coliformi - Metodo miniaturizzato (Numero Più Probabile) per la ricerca ed enumerazione di *E. coli* in acque superficiali e reflue. Milano: Ente Nazionale Italiano di Unificazione.
- UNI EN ISO 9308-1, 2002. Qualità dell'acqua - Ricerca ed enumerazione di *Escherichia coli* e batteri coliformi - Metodo di filtrazione su membrana. Milano: Ente Nazionale Italiano di Unificazione.
- UNI ENV ISO 13843, 2003. Qualità dell'acqua - Guida per la valutazione di metodi microbiologici. Milano: Ente Nazionale Italiano di Unificazione.
- WHO, WORLD HEALTH ORGANIZATION, 2006. *Guidelines for drinking-water quality, third edition, incorporating first addendum*. Volume 1 - Recommendations. Geneva: World Health Organization.

# La paleolimnologia: una scienza al confine tra geologia e paleontologia

Piero Guilizzoni\*, Stefano Gerli

CNR Istituto per lo Studio degli Ecosistemi, Verbania Pallanza

\* [p.guilizzoni@ise.cnr.it](mailto:p.guilizzoni@ise.cnr.it)

## LE RICERCHE PALEOLIMNOLOGICHE

I sedimenti di un lago sono, tra i depositi continentali, uno dei più completi e dettagliati archivi storici nei quali è documentata l'evoluzione temporale delle caratteristiche trofiche della conca lacustre e del clima della regione nella quale il lago si colloca.

La paleolimnologia è quella branca della limnologia che si occupa dello studio delle caratteristiche fisiche, chimiche e biologiche degli ambienti lacustri nel passato. Essa è una disciplina al confine tra ecologia, geologia e paleontologia e la ricostruzione delle modificazioni nel tempo delle biocenosi acquatiche viene utilizzata per l'individuazione dei fattori ambientali che tali variazioni sottendono. Il presupposto della paleoecologia è che le leggi ecologiche che regolano i processi siano rimaste immutate nel tempo. In altre parole, uno dei fondamenti di questa disciplina, così come della geologia, è l'idea che il presente possa costituire la chiave per interpretare il passato (e, viceversa, "il presente sia figlio del passato") e che le caratteristiche geologiche della terra siano il risultato di processi tuttora in atto, teoria questa nota con il termine di *attualismo*.

Lo scopo di questo articolo è presentare sinteticamente alcuni esempi dell'attività svolta o in cor-

so presso il CNR-ISE, in settori chiave della ricerca paleolimnologica e paleoclimatica. Obiettivo principale di questi studi è analizzare in dettaglio l'evoluzione temporale delle condizioni fisiche, chimiche e biologiche dei laghi e la variabilità climatica naturale a medio e a lungo termine attraverso lo studio di carote di sedimento. Al fine di realizzare questo obiettivo si utilizzano degli indicatori indiretti, denominati *proxy-records* nella letteratura specializzata, rappresentati da elementi o composti chimici e da resti di organismi viventi, la presenza dei quali sia relazionabile a precise condizioni ambientali. Come vedremo, essi vengono utilizzati come dei veri e propri traccianti, in grado di fornire indicazioni sulle condizioni passate di un lago.

## OBIETTIVI PRINCIPALI DELLA RICERCA

Tra i principali obiettivi di queste ricerche vi è la ricostruzione nel tempo dei cambiamenti paleoambientali, quali per esempio le variazioni del livello trofico, attraverso lo studio delle comunità algali e animali (es. diatomee, crisoficee, organismi zooplanctonici, insetti chironomidi) del passato. In alcuni casi gli studi effettuati hanno permesso di mettere in evidenza l'esistenza di un legame ben preciso tra queste modificazioni ambientali e le due principali variazioni

climatiche globali dell'ultimo millennio, vale a dire il "Caldo medioevale (900-1200 AD)" e la "Piccola Età Glaciale (1600-1850 AD)" (LAMI *et al.*, 2000a).

In sintesi, due sono principalmente le domande che ci si pone:

1. è il recente riscaldamento un evento eccezionale oppure si colloca entro la variabilità naturale del sistema climatico?
2. È la recente eutrofizzazione del lago un fenomeno dovuto all'uomo e alle sue attività, oppure ci sono stati episodi analoghi anche in epoca storica e preistorica?

Gli esempi sotto riportati hanno lo scopo di mettere in luce alcuni di questi aspetti.

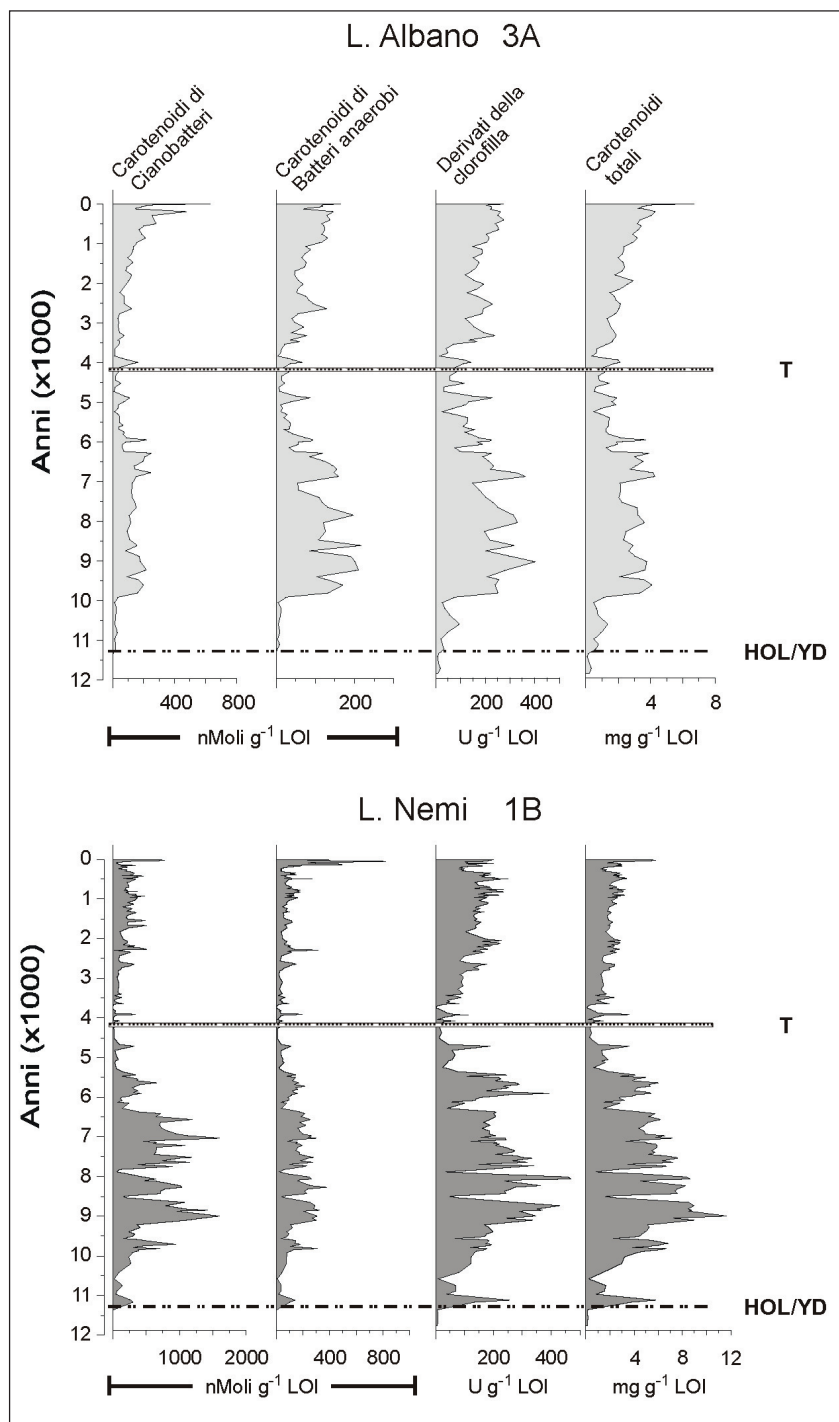
Nel corso dell'ultimo secolo predominano nettamente gli effetti sugli ecosistemi acquatici delle attività umane (impatto antropico, dovuto principalmente ad attività industriali e agricole) che hanno determinato un'accelerazione del processo naturale di eutrofizzazione, la comparsa del fenomeno dell'acidificazione delle acque lacustri e, in alcuni casi, una vera e propria contaminazione da elementi e composti tossici (es. pesticidi quali il DDT, metalli pesanti quali mercurio e cromo, e molti altri ancora). Gli effetti di queste alterazioni antropiche sono stati valutati attraverso indagini paleolimnologiche a partire dalle modificazioni ambientali osservate (GUILIZZONI e CALDERO-



NI, 2007).

Un altro aspetto molto importante emerso negli ultimi anni riguarda la Direttiva Quadro sulle Acque (Dir. 2000/60/CE) la quale prevede, per i corpi idrici da recuperare e da salvaguardare, la raccolta di informazioni di dettaglio sulle loro condizioni di riferimento, vale a dire prima della Rivoluzione Industriale del XIX secolo o, comunque, prima del pesante impatto antropico del XX secolo. Uno dei metodi impiegati a tale scopo è quello paleolimnologico. Sulla base delle conoscenze relative ai tempi più remoti, quando l'influenza antropica era minima, sarà poi possibile identificare meglio un livello trofico di base al quale si potrà fare riferimento per una corretta gestione del lago stesso.

A questo riguardo, risultati sorprendenti sull'impatto dell'uomo già in epoca neolitica sono stati ottenuti da una ricerca paleoclimatica e paleoambientale condotta nei laghi laziali di Albano e di Nemi (Progetto europeo PALICLAS, *Paleoenvironmental Analysis of Italian Crater Lake and Adriatic Sediments*; GUILIZZONI e OLDFIELD, 1996). Il gruppo di paleolimnologia del CNR-ISE si è occupato della parte relativa ai sedimenti lacustri e dei resti fossili in essi conservati. I depositi più antichi prelevati dal Lago di Albano risalivano a circa 30.000 anni fa e la carota di sedimento nel suo insieme copriva l'intero arco di vita del lago. Inoltre, lo studio da noi condotto ha rivelato aspetti interessanti delle variazioni ambientali e climatiche dell'Olocene (GUILIZZONI *et al.*, 2002; Fig. 1) e del tardo Pleistocene (GUILIZZONI *et al.*, 2000; Fig. 2) e, soprattutto, del periodo di freddo più intenso della glaciazione Würmiana, registrato tra 30.000 (quando il lago ebbe origine) e 16.000 anni fa (CHONDROGIANNI *et al.*, 2004). L'analisi di numerosi *pro-*



**Fig. 1.** Distribuzione temporale di pigmenti algali e batterici in due carote di sedimento dei laghi di Albano e Nemi: Il passaggio dal Pleistocene all'Olocene è rappresentato dalla linea tratteggiata HOL/YD. LOI= Loss On Ignition= sostanza organica totale; U= unità di pigmento clorofilliano, circa uguale a 1 mg (GUILIZZONI *et al.* 1983). Dai grafici è evidente come la produttività primaria dei due laghi fosse più elevata nella prima parte dell'Olocene, pur con molte oscillazioni, rispetto al periodo recente, con l'eccezione dei primissimi strati delle carote. Carote prelevate nel 1994. T= tefra di Avellino (GUILIZZONI e OLDFIELD, 1996).

xy records di temperatura e di precipitazione, quali per esempio l'isotopo stabile dell'ossigeno ( $^{18}\text{O}$ ) in matrici calcaree e silicee, costituite dai gusci di organismi animali (ostracodi, foraminiferi), e vegetali (pigmenti e diatomee), le proprietà magnetiche del sedimento, la granulometria e la litologia dello stesso, pigmenti specifici di alghe e solfobatteri e granuli pollinici, hanno messo in chiara evidenza la teleconnessione tra la cosiddetta Oscillazione Nord Atlantica (NAO) e le variazioni climatiche dell'Italia centrale (CHONDROGLIANI *et al.*, 2004).

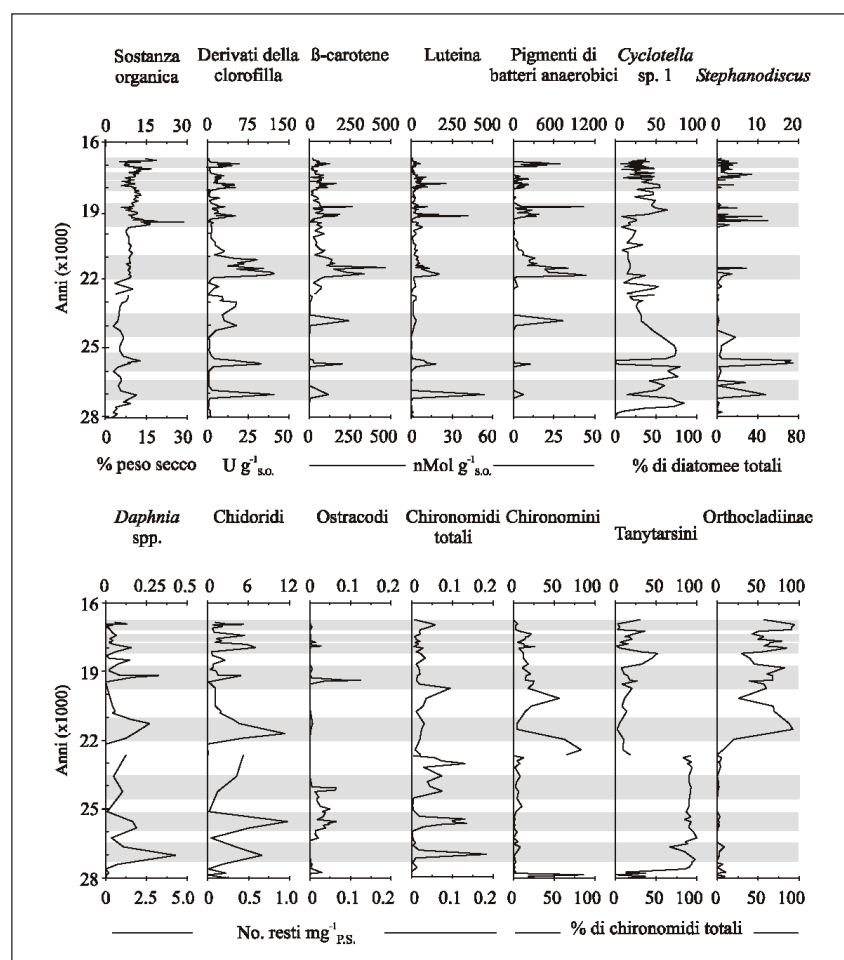
# ALCUNI STUDI RECENTI

Le ricerche paleoambientali condotte presso il CNR-ISE ebbero inizio alla fine degli anni '70, quando la necessità di effettuare un'indagine limnologica comparata su 20 laghi lombardi offrì l'opportunità di ricostruire in modo quantitativo, per ambienti tra loro differenti, l'evoluzione del grado di trofia e della produzione primaria attraverso l'analisi di fossili biochimici quali i pigmenti clorofilliani e i carotenoidi conservati in carote di sedimento. Vari ambienti furono studiati, arrivando a ricostruirne, con

un dettaglio ragguardevole, le condizioni trofiche e la produttività primaria originarie, o quanto meno, pre-industriali o pre-antropiche (quelle che oggi rappresentano, anche nella Direttiva europea sulle acque, le *pristine conditions*, ossia le condizioni di riferimento per eventuali interventi di risanamento dei corpi idrici). Per molti laghi si riuscì a ricostruire non solamente una sorta di "livello di base", ma anche una vera e propria "scheda identificativa" delle caratteristiche biologiche dei popolamenti animali e vegetali, ivi inclusa l'eventuale presenza di batteri anaerobi fotosintetici (GUILIZZONI *et al.*, 1982; 1983). Questo vecchio studio è stato da poco ripreso e riformulato su altre basi scientifiche (Fig. 3) proprio allo scopo di assolvere a quanto la direttiva europea chiede ai Paesi membri in termini di *reference conditions* (GUILIZZONI *et al.* e MARCHETTO *et al.*, inviati per la pubblicazione a *J. Paleolimnology*).

Un importante progetto Europeo, il Progetto EMERGE (*European Mountain lake Ecosystem: Regionalization, diaGnostics & socio-economic Evaluation*), ha riguardato principalmente la ricostruzione quantitativa in laghi di montagna di variazioni ambientali (temperatura, fosforo, pH) relazionabili all'inquinamento atmosferico e alle variazioni climatiche dell'ultimo secolo. Questa ricerca, iniziata nel 2000, è la continuazione di precedenti progetti sempre in parte finanziati dall'Unione Europea, che hanno permesso di ricostruire in dettaglio e su base quantitativa (principalmente utilizzando i resti fossili di diatomee ed i pigmenti algali), l'acidificazione dei corpi d'acqua d'alta quota delle Alpi a partire dal secolo scorso e fino ai giorni nostri (GUILIZZONI *et al.*, 2006a).

Sono state effettuate analisi



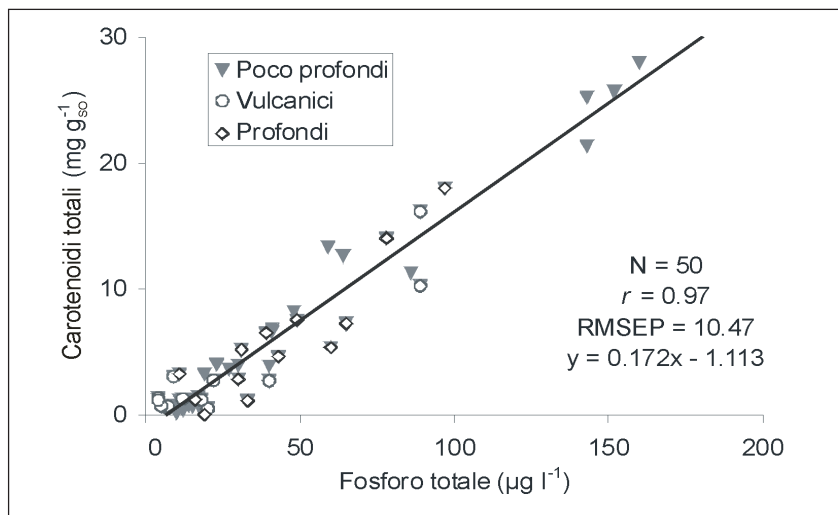
**Fig. 2.** Sono rappresentate otto fasi relativamente calde, di maggior produttività e di elevato livello lacustre (indicate in figura dalle aree ombreggiate) e inferite dalle oscillazioni di numerosi resti biologici misurati in una carota di sedimento del Lago di Albano che copre circa 12.000 anni di storia durante il periodo di massima glaciazione (GUILIZZONI *et al.*, 2000).

geochimiche e di pigmenti vegetali in sedimenti lacustri di ambienti lungo un transetto Nord-Sud che copre tutta l'Europa. Il progetto prevedeva, tra l'altro, la misura e la modellizzazione delle risposte dei laghi d'alta quota alle variazioni climatiche, su base stagionale, inter-annuale e decennale. Numerose pubblicazioni sono state prodotte nell'ambito di questa attività, la più recente delle quali è apparsa su un volume speciale interamente dedicato ai laghi alpini dell'Europa (LAMI *et al.*, 2000b).

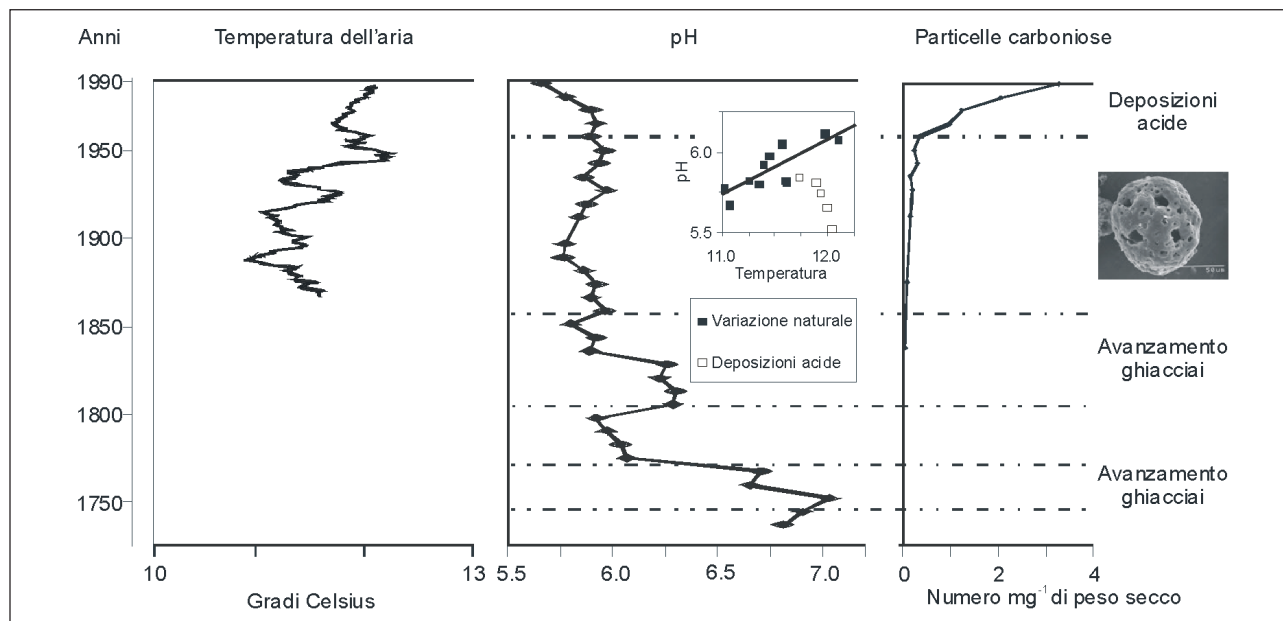
Per un numero elevato di laghi si è accertata l'esistenza di un processo di acidificazione che ha avuto inizio negli anni '50 (MARCHETTO *et al.*, 1997). È apparso subito chiaro che c'era una relazione stretta tra la diminuzione di pH delle acque e l'inizio delle immissioni in atmosfera di composti inquinanti di origine prevalentemente industriale. Infatti, vari indicato-

ri sedimentari quali ad esempio la concentrazione di zolfo e soprattutto il numero di particelle car-

boniose –piccole sfere nere visibili al microscopio, originatesi dalla combustione di idrocarburi– han-



**Fig. 3.** Correlazione tra i carotenoidi totali nei sedimenti superficiali di un certo numero di laghi italiani distinti in poco profondi, profondi e di origine vulcanica e la concentrazione di fosforo totale nell'acqua alla circolazione. L'equazione viene utilizzata per calcolare la concentrazione di fosforo nei periodi pre-industriale a partire dal dato di carotenoidi analizzati in una sezione profonda della carota di sedimento (GUILIZZONI *et al.*, 2008, submitted).



**Fig. 4.** Ricostruzione del pH di un lago alpino a partire dall'analisi di resti fossili di diatomee. Indicata è anche la distribuzione nella carota di sedimenti di particelle di carbonio di origine industriale dalla quale si evince come il pH abbia raggiunto valori decisamente acidi dagli anni '50 in poi in coincidenza con il "boom" economico del Nord Italia del decennio successivo. È evidente la correlazione tra pH e temperatura dell'aria misurata a Lugano per i periodi antichi quando l'influenza dell'uomo sull'ambiente era molto minore di oggi e il disaccoppiamento della relazione nei tempi recenti a causa dell'inquinamento atmosferico (MARCHETTO *et al.*, 1993).

no confermato senza ombra di dubbio questo tipo di impatto antropico su questi ecosistemi (Fig. 4). Nel corso di questa ricerca, tuttavia, si è anche scoperta l'esistenza di una relazione tra acidità delle acque e condizioni climatiche, in particolare la temperatura.

La ricostruzione dei valori passati del pH di un lago si basa sulla tecnica, abbastanza affidabile, della ricostruzione dell'abbondanza relativa di specie di diatomee a diversa tolleranza nei confronti del pH. All'interno di questo gruppo di alghe unicellulari, che lasciano resti ben riconoscibili nel sedimento, vi sono infatti specie che colonizzano gli ambienti più acidi, specie di ambienti neutri e di quelli via via più alcalini a diversa tolleranza nei confronti del pH. Dalla presenza e dalla proporzione delle diverse specie di diatomee nei diversi strati di una carota di sedimento, è quindi possibile ricostruire quantitativamente con buona affidabilità il pH lacustre nel passato. A questa consolidata tecnica si è aggiunta quella che utilizza i pigmenti vegetali ed il loro grado di conservazione nei sedimenti (GUILLIZZONI *et al.*, 1992).

Nella maggior parte dei laghi, il pH delle acque è regolato dalla presenza di bicarbonati, derivanti dal dilavamento delle rocce che compongono il bacino imbrifero. Tuttavia, un numero limitato di laghi, per lo più alpini e artici, ha bacini imbriferi di piccole dimensioni e costituiti interamente da rocce poco solubili di natura silicica, come gneiss e graniti. In questi ambienti il pH è regolato principalmente (1) dalla solubilità delle rocce silicee, che aumenta con la temperatura, e (2) dai processi di riduzione che possono, a causa della mancanza di ossigeno durante il periodo di copertura da ghiacci, determinare un aumento di pH.

Per buona parte degli ultimi due secoli il pH dei laghi alpini suscettibili di acidificazione ha avuto oscillazioni comprese entro 5,8 e 6,1 unità; valori più bassi sono stati riscontrati solo nei campioni più superficiali delle carote, mentre acque con pH elevati caratterizzano alcuni periodi antichi. La coincidenza temporale con l'aumento delle particelle carboniose dimostra che, come notato per numerosi altri laghi delle Alpi, il recente abbassamento del pH è dovuto alla deposizione di inquinanti di origine atmosferica. Per contro, per via della loro localizzazione remota, le oscillazioni di pH evidenziate in periodi pre-industriali devono essere ascritte a cause naturali. Si è notato infatti che le zone della carota a pH relativamente elevato coincidono con i periodi di avanzamento dei ghiacciai. Durante tali periodi i laghi rimanevano probabilmente coperti da ghiaccio per buona parte dell'anno, e questo determinava il perdurare di condizioni di anossia, che davano luogo alla formazione di composti ridotti, con il conseguente consumo di acidità e l'aumento del pH delle acque. Per gli ultimi 130 anni circa, invece, le variazioni di pH sono significativamente correlate ( $r=0,77$ ;  $P<0,001$ ) con la temperatura media dell'aria (PSENNER e SCHMIDT, 1992).

In conclusione, gli studi sui laghi remoti d'alta quota, così come molti altri effettuati nell'ultimo decennio indicano chiaramente come questi piccoli ambienti siano idonei, non solamente per lo studio del trasporto a lunga distanza di inquinanti, ma anche per la valutazione delle variazioni climatiche. La citata relazione tra pH e temperatura può essere in ultima analisi utilizzata per inferire le variazioni climatiche naturali in aree remote utilizzando le tecniche di ricostruzione del pH sopra descritte (GUI-

LIZZONI *et al.*, 1996; GUILLIZZONI *et al.*, 2006a).

Strettamente legati alle problematiche dei progetti sui laghi alpini sono gli studi in corso su altre aree remote, siti ideali per gli scopi sopra delineati. In questo contesto si collocano il Progetto Strategico Ev-K2-CNR in Nepal (Himalaya; LAMI e GIUSSANI, 1998) ed il Progetto POLARNET in Artico (Svalbard; GUILLIZZONI *et al.*, 2006b), entrambi del CNR. Dalle analisi chimiche e biologiche di strati sedimentari depositi negli ultimi 2500 anni circa in piccoli laghi di queste regioni si è ricostruito l'impatto delle modificazioni climatiche sull'ecosistema. Il confronto tra i risultati degli studi su questi laghi con quelli ottenuti da studi su ambienti alle nostre latitudini, ove la pressione esercitata dalle attività umane è molto elevata, consente di approfondire le conoscenze sulle relazioni che intercorrono tra fattori naturali e fattori antropici nel determinare l'evoluzione degli ecosistemi lacustri.

Dal 1996 il gruppo di paleolimnologia di Pallanza è parte attiva in uno studio multidisciplinare sui sedimenti del Lago Maggiore che ha come scopo quello di ricostruire l'inizio, la portata e gli effetti dell'inquinamento da DDT e, nel contempo, di analizzare l'evoluzione chimica e biologica di questo importante ecosistema (GUILLIZZONI e CALDERONI, 2007). Il Lago Maggiore è uno dei laghi più studiati al mondo, poiché sono disponibili su di esso informazioni limnologiche di dettaglio fin dagli ultimi 40-50 anni. Questo studio consentirà di compiere interessanti analisi di tipo comparativo tra i risultati paleolimnologici e quelli limnologici. A tal fine è nata, all'interno dell'IGBP-PAGES (*International Geosphere Biosphere Programme - Past Global change*), una iniziativa internazio-



nale denominata LIMPACS (*Human Impact on Lake Ecosystems*), cui ha fatto seguito un nuovo Progetto Europeo denominato EUROLIMPACS (*Evaluating the Impacts of global change on European Freshwater Ecosystems*), con lo scopo di promuovere studi volti a verificare e calibrare i dati paleolimnologici con quelli derivanti dagli studi a lungo termine, misurati in tempo reale, allo scopo di ottenere ricostruzioni ambientali sempre più precise e vicine alla realtà.

Il dato paleolimnologico infatti necessita sempre di essere calibrato e verificato e a questo proposito sono sempre più numerosi gli studi di raffronto delle serie storiche di dati meteorologici con i risultati delle ricostruzioni a partire dai dati sui sedimenti. Le serie storiche vengono inoltre studiate e verificate in quanto risultano molto utili anche ai fini della messa a

punto di modelli previsionali. A sua volta, il dato paleolimnologico/paleoclimatico diventa indispensabile quando il dato strumentale o quello ricavato da prove documentarie sia mancante poiché esso va a compensare la mancanza di informazioni pregresse. Risulta quindi evidente come le due discipline, quella che si occupa dello studio di sedimenti lacustri depositi in periodi di tempo più o meno lontani, e quella, sviluppatasi ormai da diversi anni, che si occupa della trasposizione quantitativa di informazioni derivanti da documenti storici in dati meteorologici, siano per molti aspetti complementari e vicarianti.

Sempre in ambito meteo-climatico, dalla fine del 2006 è in corso una ricerca che mira a ricostruire le vicende alluvionali del Lago Maggiore attraverso un'indagine di tipo sedimentologico su un

certo numero di carote di sedimenti (KÄMPF e BRAUER, 2008, in preparazione). Nelle carote rappresentate nelle figure 5 e 6, ad esempio, sono visibili alcuni strati sedimentari, costituiti prevalentemente da sabbie e altro materiale detritico, che sono relazionabili ad eventi di piena del lago. Una volta datati tali strati, di spessore variabile da zona a zona, sarà possibile ricostruire con grande dettaglio la storia delle principali alluvioni dell'area del Lago Maggiore.

L'attività di ricerca sui sedimenti lacustri è ora anche indirizzata allo studio dell'evoluzione della biodiversità in relazione a differenti tipi di alterazioni ambientali, naturali e conseguenti all'impatto antropico (Ricerche su: Evoluzione della biodiversità e valutazione della banca degli stadi duraturi di organismi acquatici di laghi remoti-RSTL 552 finanziata dal CNR; e su: Evoluzione della biodiversità di ambienti acquatici di zone temperate, tropicali e subtropicali-cooperazione bilaterale CNR e CNPq, Brasile; MANCA, 2008).

Secondo quanto previsto dal *Millennium Ecosystem Assessment*, 2005, "tra tutti gli ecosistemi, quelli d'acqua dolce avranno la più elevata percentuale di specie danneggiate dal rischio di estinzione in conseguenza del cambiamento climatico". Tale previsione è basata sul fatto che alla variabilità spazio-temporale naturale, elevata ma prevedibile, che è caratteristica degli ambienti acquatici, si va sovrapponendo, per effetto delle modificazioni climatiche dovute all'impatto dell'uomo sull'ambiente, una variabilità non prevedibile, che è causa d'instabilità.

Fra le strategie di adattamento degli organismi planctonici a condizioni variabili dell'ambiente acquatico vi è quella di produrre stadi di dormienza che consentono

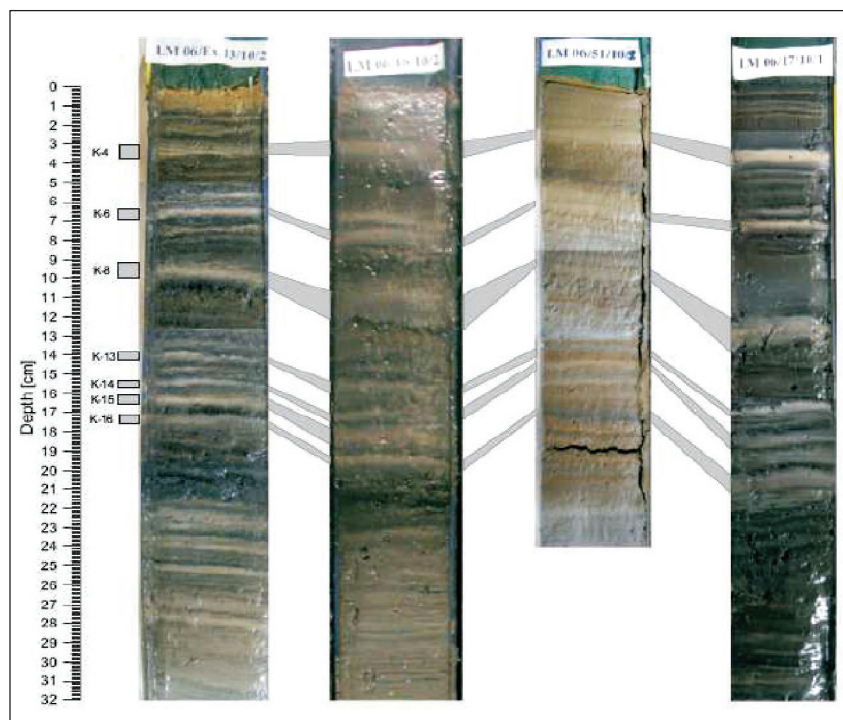
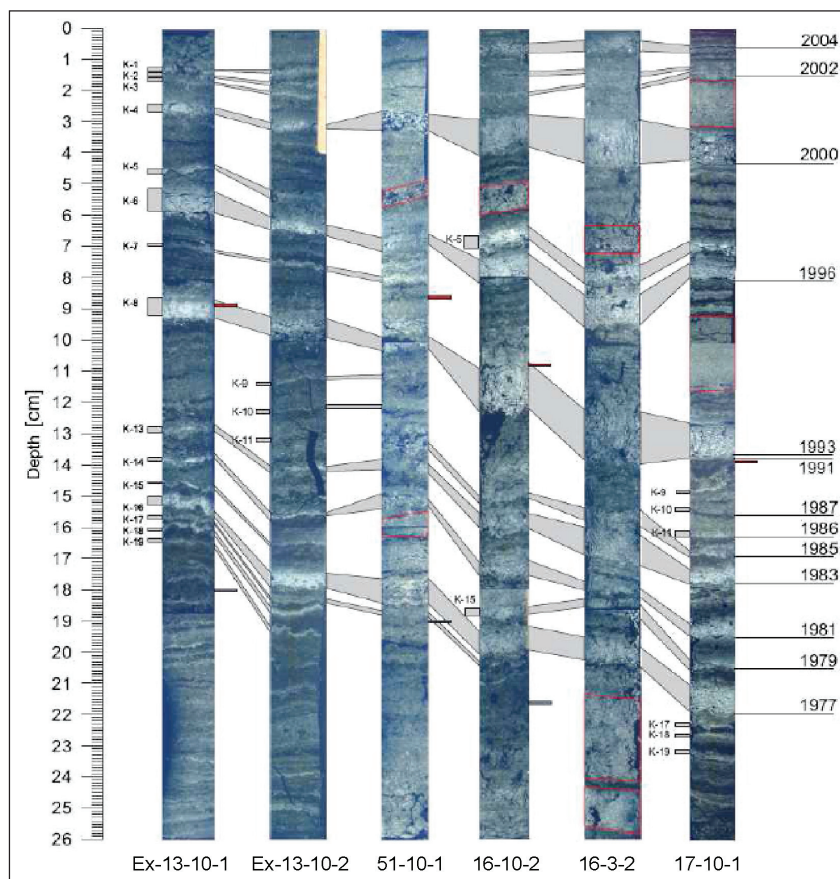


Fig. 5. Quattro carote di sedimento del bacino di Pallanza del Lago Maggiore. Sono visibili alcuni dei principali eventi alluvionali degli ultimi 30 anni (v. Fig. 6; KÄMPF e BRAUER, 2008, in preparazione).

di superare condizioni sfavorevoli allo sviluppo attivo degli organismi e alla crescita delle loro popolazioni (BRENDONCK e DE MEESTER, 2003). In alcuni zooplanctonti, quali ad esempio *Daphnia* (Crustacea, Cladocera), gli stadi di resistenza sono uova inglobate in una porzione modificata del carapace, rivestita da membrane e da un rivestimento chitinoso rinforzato, denominata efippio. L'efippio viene rilasciato dalla femmina che lo produce con la muta e può, alla pari di un seme, essere trasportato da vettori biotici ed abiotici.

Gli efippi preservati nel sedimento possono costituire una riserva biotica dalla quale la popolazione può attingere per il reclutamento della popolazione nella colonna d'acqua. DE STASIO (1989) ha proposto il termine "banca delle uova" per designare la riserva di uova in dormienza persistente per un tempo superiore a un anno nel sedimento. La stima del potenziale costituito dalla banca delle uova permette di meglio comprendere le variazioni stagionali delle popolazioni, la struttura delle comunità e l'evoluzione della biodiversità.

L'esistenza della banca delle uova comporta la necessità di considerare, accanto alla biodiversità attuale del plancton, misurata nella colonna d'acqua in un dato tempo e luogo, una biodiversità potenziale, costituita dalla riserva biotica delle specie. La stima del grado di vulnerabilità di un dato ambiente alle modificazioni nella biodiversità, sia in senso positivo (affermazione di specie invasive), che in senso negativo (perdita di specie autoctone) non può prescindere dalla valutazione della consistenza di tale riserva. Tale valutazione comporta la necessità di verificare, oltre all'effettiva produzione di stadi duraturi, espressione di strategie vitali delle diverse specie, an-



**Fig. 6.** Carote di sedimento del Bacino di Pallanza del Lago Maggiore correlate tra loro mediante i diversi strati detritici (indicati con K) a loro volta relazionati agli eventi di piena del lago (KÄMPF e BRAUER, 2008, in preparazione). I rettangoli sulle carote indicano eventi locali.

che la loro consistenza nello spazio e nel tempo, e la loro capacità di schiusa.

## CONCLUSIONI

Quanto sopra brevemente descritto, alla pari di molti altri studi effettuati nell'ultimo decennio, dimostra come i sedimenti lacustri costituiscano un archivio naturale tra i più preziosi, che consente di tracciare la storia paleoclimatica, paleoambientale e geomorfologica di regioni geografiche di grande interesse con un dettaglio temporale paragonabile solamente a quello ottenibile da analisi su carote di ghiaccio. Alcune aree geografiche sono infatti reputate di particolare

interesse, in quanto zone di confluenza di regimi climatici differenti; tale è ad esempio l'area Mediterranea, sottoposta all'influenza della circolazione continentale Nord Atlantica da una parte, e di quella Nord Africana, subtropicale dall'altra. Sul Mediterraneo, e relativamente all'arco temporale dell'Olocene recente, lo sforzo di ricerca è concentrato sulla separazione tra effetto naturale (climatico) ed effetto antropogenico. A questo riguardo molto deve essere ancora fatto.

Le ricerche paleolimnologiche avranno in futuro tra gli obiettivi principali, quello dello studio delle modalità di adattamento degli ecosistemi lacustri alle accelerate va-

riazioni climatiche. Comprendere il passato e la variabilità climatica naturale potrà aiutarci a capire come si evolverà l'ambiente nell'immediato futuro, quando esso sarà ancor più fortemente condizionato dalla presenza dell'uomo. Le informazioni raccolte saranno inoltre utilizzate direttamente dai modellisti che si occupano di formulare previsioni sul clima del futuro, e ciò al fine di calibrare con maggior precisione i modelli attuali, confrontando quindi le ricostruzioni paleoclimatiche con i risultati prodotti dai modelli per i tempi passati.

Particolarmente attento a questo riguardo è il gruppo IGBP-PAGES che attribuisce, tra l'altro, una grande importanza alle implicazioni socio-economiche degli scenari climatici ottenuti a partire da diversi modelli previsionali. A que-

sto proposito l'IGBP-PAGES ha prodotto una lista di interventi prioritari da realizzarsi al fine di ottimizzare i risultati ottenuti dai diversi gruppi di ricercatori impegnati in programmi in campo paleo-ambientale. Tra questi, l'iniziativa denominata PHAROS (*Past Human-Climate-Ecosystem Interactions*) ha lo scopo di esaminare come il clima, gli ecosistemi naturali e l'attività dell'uomo hanno interagito nel tempo sia a livello regionale che globale e, soprattutto, come le informazioni che si ottengono a tale riguardo possono essere utilizzate per i futuri scenari legati ai cambiamenti globali (DEARING e BATTARBEE, 2007).

Particolarmente importanti per la comprensione di come i sistemi naturali possano rispondere ai prevedibili cambiamenti futuri sono gli studi sulle relazioni tra gli orga-

nismi ed il loro ambiente fisico durante l'intero periodo glaciale e nell'interglaciale (l'ultimo, denominato Eemiano, di circa 120.000 anni fa, esplorato dai sedimenti del Lago di Monticchio, e l'attuale, Olocene, ultimi 11.000 anni). Le ricerche sulla variabilità paleoclimatica rappresentano pertanto un pre-requisito essenziale per la comprensione dell'evoluzione futura del sistema climatico del nostro pianeta e delle potenziali conseguenze dei futuri cambiamenti globali. In recenti congressi internazionali si è molto discusso della necessità di colmare le lacune sulle complesse interazioni del sistema Terra, proprio attraverso una maggiore integrazione tra le numerose informazioni di alto livello qualitativo ottenute dagli studi di paleoecologia e gli studi di dinamica energetica di atmosfera e oceani.

## BIBLIOGRAFIA

- BRENDONCK e DE MEESTER, 2003. Egg banks in freshwater zooplankton: evolutionary and ecological archives in the sediment. *Hydrobiologia*, **491**: 65-84.
- CHONDROGIANNI C., ARZTEGUI D., ROLPH T., JUGGINS S., SHEMAH A., RIETTI-SHATI M., NIESSEN F., GUILIZZONI P., LAMI A., MCKENZIE J.A., OLDFIELD F., 2004. Millennial-to interannual climate variability in the Mediterranean during the Last Glacial Maximum. *Quaternary International*, **122**: 31-41.
- DEARING J., BATTARBEE R., 2007. Past Human-Climate-Ecosystem Interactions (PHAROS). *PAGES news*, **15**: 8-10.
- DE STASIO 1989. The seed bank of a freshwater crustacean: copepodology for the plant ecologist. *Ecology*, **70**: 1377-1389.
- GUILIZZONI P., OLDFIELD F. (Eds), 1996. Palaeoenvironmental Analysis of Italian Crater Lake and Adriatic Sediments (PALICLAS). *Mem. Ist. ital. Idrobiol.*, **55**: 357 pp.
- GUILIZZONI P., CALDERONI A., 2007. *Monitoraggio della presenza del DDT e di altri contaminanti nell'ecosistema Lago Maggiore. Rapporto finale 2001-2007*. Commissione internazionale per la protezione delle acque italo-svizzere: 108 pp.
- GUILIZZONI P., BONOMI G., GALANTI G., RUGGIU D., 1982. Basic trophic status and recent development of some Italian lakes as revealed by plant pigments and other chemical components in sediments cores. *Mem. Ist. ital. Idrobiol.*, **40**: 79-98.
- GUILIZZONI P., BONOMI G., GALANTI G., RUGGIU D., 1983. Relationship between sedimentary pigments and primary production evidence from core analyses of twelve Italian lakes. *Hydrobiologia*, **103**: 103-106.
- GUILIZZONI P., LAMI A., MARCHETTO A., 1992. Plant pigment ratios from lake sediments as indicators of recent acidification in alpine lakes. *Limnol Oceanogr.*, **37**: 1565-1569.
- GUILIZZONI P., MARCHETTO A., LAMI A., CAMERON N.G., APPLEBY P.G., ROSE N.L., SCHNELL O.A., BELIS C.A., GUZZI L., 1996. The environmental history of a mountain lake (Lago Paione Superiore, Central Alps, Italy) for the last c. 100 years: a multidisciplinary, palaeolimnological study. *J. Paleolimnol.*, **15**: 245-264.
- GUILIZZONI P., MARCHETTO A., LAMI A., OLDFIELD F., MANCA M., BELIS C.A., NOCENTINI A.M., COMOLI P., JONES V.J., JUGGINS C., CHONDROGIANNI S., ARZTEGUI D., LOWE J.J., RYVES D.B., DEVOY E., BATTARBEE R.W., ROLPH T.C., MASSAFERRO J., 2000. Evidence for short-lived oscillations in the biological records from the sediments of Lago Albano (central Italy) spanning the period ca. 28 to 17 kyr BP. *J. Paleolimnol.*, **23**: 117-127.
- GUILIZZONI P., LAMI A., MARCHETTO A., JONES V., MANCA M., BETTINETTI R., 2002. Palaeoproductivity and en-

- vironmental changes during the Holocene in central Italy as recorded in two crater lakes (Albano and Nemi). *Quaternary International*, **88**: 57-68.
- GUILIZZONI P., LAMI A., MANCA M., MUSAZZI S., MARCHETTO A., 2006a. Palaeo-environmental changes inferred from biological remains in short Lake sediment cores from the Central Alps and Dolomites. *Hydrobiologia*, **562**: 167-191.
- GUILIZZONI P., MARCHETTO A., LAMI A., MUSAZZI S., VIGLIOTTI L., BRAUER A., LANGONE L., MANCA M., LUCCHINI F., CALANCHI N., DINELLI E., MORDENTI A., 2006b. Record of environmental and climatic changes during the late Holocene from Svalbard: palaeolimnology of Kongressvatnet. *J. Paleolimn.*, **36**: 325-351.
- LAMI A., GIUSSANI G. (Eds), 1998. Limnology of high altitude lakes in the Mt. Everest Region (Nepal). *Mem. Ist. Ital. Idrobiol.*, **57**: 235 pp.
- LAMI A., MARCHETTO A., LO BIANCO R., APPLEBY P.G., GUILIZZONI P., 2000a. The last ca. 2000 years palaeolimnology of Lake Candia (N. Italy): inorganic geochemistry, fossil pigments and temperature time-series analyses. *J. Limnol.*, **59**: 31-46.
- LAMI A., CAMERON N., KORHOLA A. (Eds), 2000b. Paleolimnology and ecosystem dynamics at remote European alpine lakes. (MOUNTAIN LAKES Research programme, MOLAR). *J. Limnol.*, **59** suppl.: 119 pp.
- MANCA M., 2008. *Biodiversità e riserva biotica locale delle comunità planctoniche*. Atti dell'Accademia dei Lincei, Roma: 28 Marzo 2008: in stampa.
- MARCHETTO A., GUILIZZONI P., LAMI A., GIORGIS A., 1993. Diatom based pH reconstruction in an alpine lake: the importance of temperature changes. In: Giussani, G. & C. Callieri (eds), *Strategies for lake ecosystems beyond 2000*. Proceedings of the 5th International Conference on the Conservation and Management of Lakes, 17-21 May, 1993, Stresa, Italy. Edizioni Istituto Italiano di Idrobiologia, Verbania Pallanza: 423-426.
- MARCHETTO A., LAMI A., GUILIZZONI P., 1997. Relazione tra acidificazione e variazioni di temperatura: evidenze emerse dall'analisi diatomologica del sedimento di un lago alpino. *S.It.E. Atti*, **18**: 417-420.
- PSENNER R., SCHMIDT R., 1992. Climate-driven pH control of remote mountain lakes and effects on acid deposition. *Nature*, **356**: 781-783.



# Lo zooplancton del Lago Maggiore nel quinquennio 2003-2007: tendenze evolutive ed eccezioni alla luce dei cambiamenti globali\*

Marina Manca, Anna Visconti, Riccardo de Bernardi

CNR ISE Largo Tonolli 50 Verbania

\* Lavoro realizzato con il contributo della Commissione Internazionale per la Protezione delle Acque Italo-Svizzere nell'ambito delle ricerche sugli aspetti limnologici del Lago Maggiore svolte a partire dal 1978. I risultati di tali ricerche sono stati pubblicati nei rapporti annuali e quinquennali editi dalla Commissione.

L'analisi del complesso di dati sullo zooplancton pelagico ottenuti nell'ambito dell'attività di monitoraggio del Lago Maggiore condotta nel quinquennio 2003-2007 dal CNR-ISE ha messo in luce come, accanto ad alcuni tratti che tendono a confermare il trend pluriennale, soprattutto relativamente alle importanti modificazioni osservate nella fenologia delle popolazioni zooplanctoniche (MANCA *et al.*, 2007d; MANCA *et al.*, 2008; VISCONTI *et al.*, 2008 a, b), vi sia stata un'accresciuta variabilità interannuale, peraltro già evidenziata nella relazione relativa al quinquennio precedente (MANCA, 2004). Tale variabilità può essere interpretata come l'espressione di una minore stabilità dovuta a una maggiore, o quanto meno ad una più evidente, influenza delle variabili meteo-climatiche sulla dinamica stagionale dello zooplancton lacustre (MANCA *et al.*, 2003).

In tale contesto, assume un significato importante il fatto che, fin dall'avvio delle attività di monitoraggio del lago finanziate dalla Commissione Internazionale per la Protezione delle Acque Italo-Svizzere, sia stata prevista, accanto alla raccolta dei campioni zooplanctonici, la misura del profilo termico verticale entro lo strato campionato e della trasparenza delle acque. Pur essendo di facile rilevamento, queste due variabili ambientali sono di grande utilità. Dalla temperatu-

ra ambientale dipendono i ritmi di sviluppo e di crescita delle popolazioni che compongono lo zooplancton, e dunque la loro produzione nel corso dell'anno. Differenze nella dinamica spazio-temporale della stratificazione termica possono servire a spiegare la dominanza di alcuni taxa rispetto ad altri (MANCA *et al.*, 1996). In aggiunta a ciò, dalla temperatura dipende il passaggio dalla fase di dormienza a quella di vita attiva, e dunque l'avvio del ciclo stagionale, nel pelago, di popolazioni di organismi zooplanctonici a partenogenesi ciclica, presenti nel Lago Maggiore. La trasparenza delle acque rappresenta un indicatore rapido ed efficace dell'efficienza del controllo della crescita algale da parte dello zooplancton (DE BERNARDI, 1974). Se significativamente correlata con le dimensioni medie delle covate di *Daphnia* e accompagnata da una stima del numero di uova/covata standardizzato sulla taglia corporea (SEN: MANCA *et al.*, 2000), essa può essere anche ritenuta una buona misura delle disponibilità alimentari, altrimenti piuttosto difficili da stimare sulla base dei dati del popolamento fitoplanctonico. Analogamente, l'occorrenza di fasi di disaccoppiamento tra queste due variabili può essere ritenuta un indice di deterioramento della qualità dell'alimento, o dell'importanza di fonti non fitoplanctoniche a sostegno della pro-

duzione zooplanctonica (MANCA e RONDO, 2001).

L'insieme dei dati raccolti per il monitoraggio dello zooplancton pelagico rappresenta un patrimonio di grande valore per la comprensione degli effetti dei cambiamenti climatici sugli ecosistemi acquatici e delle vie attraverso le quali essi operano. Essi consentono di identificare anni fuori dalla norma, classificabili come eccezionali dal punto di vista meteo-climatico, e di farne oggetto di studio a posteriori, mediante l'utilizzo di un approccio quasi-sperimentale, nel quale il lago diviene una sorta di grande laboratorio naturale (EDMONDSON, 1993).

Tale approccio è stato utilizzato in uno studio di dettaglio sull'anno d'inizio del quinquennio 2003-2007. Risultato l'anno più caldo degli ultimi due secoli (MANCA e MARCHITELLI, 2004), esso è stato oggetto di una ricerca sull'impatto del riscaldamento climatico sullo zooplancton e la rete trofica pelagica lacustre.

La risposta delle comunità planctoniche all'impatto del riscaldamento globale è uno degli aspetti più interessanti nel panorama delle ricerche relative ai cambiamenti climatici. Di particolare interesse è l'ipotesi secondo la quale il riscaldamento determinerebbe effetti nel complesso simili a quelli dell'eutrofizzazione (SCHINDLER, 2001).



L'idea espressa da questa teoria non è poi così nuova: la letteratura scientifica ha evidenziato come le grandi modificazioni a carico delle comunità planctoniche nel corso della transizione dall'Ultimo Glaciale all'Olocene siano sostanzialmente sovrapponibili a quelle che si osservano oggi con l'aumento di trofia (RYVES *et al.*, 1996; MANCA *et al.*, 1996). Tale apparente sovrapposizione, comunemente accettata, è ancora poco supportata da dati sperimentali e offre un'occasione importante per l'avvio di studi miranti a mettere a fuoco, non solamente il quadro generale delle modificazioni osservabili in rapporto ai due processi, ma anche le vie attraverso le quali essi operano a livello di comunità e di ecosistema. Un aspetto interessante legato a tale ipotesi è che essa sposta l'attenzione delle ricerche sull'impatto del riscaldamento climatico dagli ecosistemi acquatici di siti remoti, verso i quali essa si era inizialmente indirizzata, a quelli di siti per i quali sia possibile operare un raffronto tra eutrofizzazione e riscaldamento globale. Tra le motivazioni che portarono a focalizzare inizialmente l'attenzione degli studiosi dei cambiamenti climatici sui siti remoti, e sugli ambienti d'alta quota in particolare, vi fu quella del loro essere "naturalmente oligotrofi o ultraoligotrofi", e dunque idonei ad evidenziare l'impatto di un riscaldamento non mascherato dagli effetti dominanti dell'eutro-

fizzazione. Tuttavia, tale presupposto fu basato più su una sorta di comune buon senso, che non sul risultato di evidenze sperimentali: ed è dalla sostanziale mancanza di dati in materia che è nata l'esigenza di avviare progetti aventi per obiettivo primario lo studio dell'impatto del riscaldamento in rapporto allo stato di trofia (progetto integrato EURO-LIMPACS, 2004-2009).

Ambienti sensibili alle modificazioni climatiche nei quali l'eutrofizzazione e l'oligotrofizzazione siano state documentate attraverso indagini pluriennali (DE BERNARDI *et al.*, 1990; MANCA e RUGGIU 1998; MANCA *et al.*, 2000) sono divenuti l'oggetto di ricerche volte a comprendere l'impatto del riscaldamento sullo zooplancton e sull'efficienza della rete trofica pelagica (MANCA *et al.*, 2007 a, b). Ambiente elettivo per studi di questo tipo è il Lago Maggiore: in questo lago l'impatto di eventi meteo-climatici può essere analizzato in situazioni di diversa trofia: per sua natura oligotrofo, il lago è andato incontro, negli anni settanta, ad una rapida accelerazione dell'eutrofizzazione, seguita da una più lenta ri-oligotrofizzazione, determinata dalla sostanziale riduzione del carico di nutrienti algali al lago, principalmente del fosforo. Oggetto di ricerche di limnologia fisica in un areale a monitoraggio meteo-climatico da oltre 50 anni (AMBROSETTI *et al.*, 2006), il Lago Maggiore è l'ambiente nel quale, per primo, l'impatto del ri-

scaldamento globale è stato documentato e discusso anche relativamente agli aspetti idrodinamici, di primaria importanza per le comunità planctoniche e la loro dinamica stagionale (AMBROSETTI e BARBANTI, 1999).

Sulla base delle informazioni ottenute anche attraverso il monitoraggio finanziato dalla Commissione, è stato possibile confrontare gli effetti del riscaldamento climatico durante la fase di mesotrofia e quella della recente oligotrofia del lago. In particolare, è stato possibile raffrontare l'anno 1982, relativamente caldo, con il 1983, temperato, del periodo mesotrofo e il 2001, anno temperato rispetto al 2003, caldo, del periodo oligotrofo (Tab. I).

A parte le differenze di temperatura, infatti, i due anni (caldo/temperato) sono in tutto simili, sia relativamente al pescato professionale, e dunque, paragonabili per l'impatto della predazione ittica, sia per la concentrazione del fosforo, elemento limitante per la crescita del fitoplancton. Il quadro delle variabili ambientali all'interno di ciascun periodo è tale da far ritenere trascurabile il ruolo dei due più importanti fattori biotici di controllo della dinamica stagionale dello zooplancton pelagico, e predominante quello puro e semplice della differenza nel riscaldamento. In figura 1 sono mostrati i grafici relativi al raffronto delle temperature medie e massime misurate nei 4 diversi anni. In particolare, in en-

**Tab. I.** Caratteristiche di base relative al confronto di due anni (caldo/temperato) durante due diversi fasi di trofia del lago (meso-eutrofia/oligotrofia). Da: VISCONTI *et al.*, 2008b, modificata.

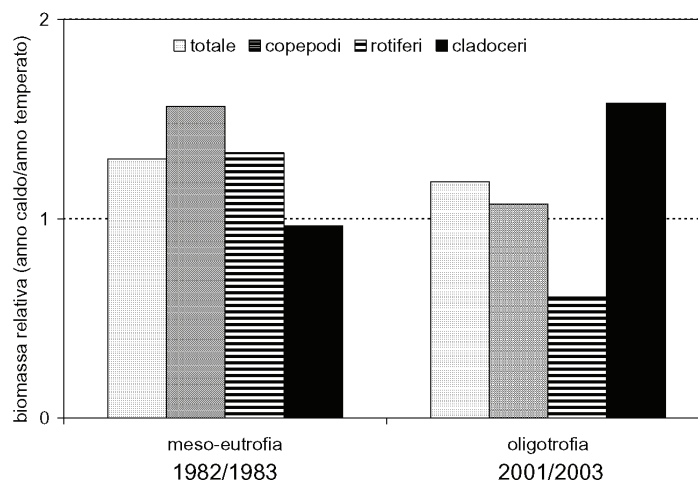
| caratteristica<br>anno                                          | Durante la mesotrofia |                   | Durante l'oligotrofia |                   |
|-----------------------------------------------------------------|-----------------------|-------------------|-----------------------|-------------------|
|                                                                 | caldo<br>1982         | temperato<br>1983 | caldo<br>2003         | temperato<br>2001 |
| Concentrazione di fosforo totale<br>al mescolamento primaverile | 22-23 µg/L            |                   | 10-11 µg/L            |                   |
| Totale del pescato pelagico<br>(dati di pesca professionale)    | 650-680 ton/anno      |                   | 200-220 ton/anno      |                   |

trambi i casi si è osservato negli anni relativamente "caldi" (1983 e 2003) un più precoce e pronunciato riscaldamento dello strato d'acqua importante per la vita dello zooplancton, quello compreso nei primi 50 metri di profondità. Nel 2003, la massima di giugno è risultata 5 °C più elevata di quella solitamente registrata in questo periodo dell'anno (VISCONTI *et al.*, 2007).

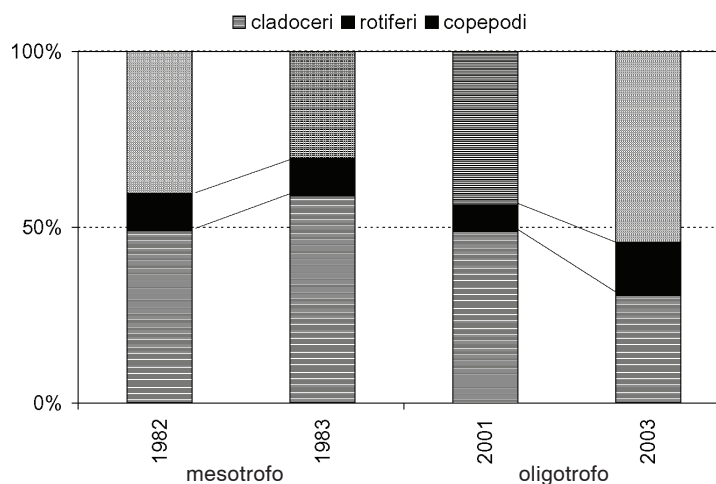
La conoscenza delle modificazioni nel popolamento zooplanctonico del Lago Maggiore durante l'eutrofizzazione e nella successiva fase di oligotrofizzazione ha permesso di registrare un quadro realistico dell'impatto del riscaldamento, in accordo con l'ipotesi che esso produca effetti simili a quelli di un aumento della produttività (VISCONTI *et al.*, 2008b). Tali modificazioni includevano, sostanzialmente:

- un incremento nella biomassa totale dello zooplancton (DE BERNARDI *et al.*, 1988 e 1990);
- un incremento nella presenza di cladoceri, e di *Daphnia* in particolare (MANCA e RUGGIU 1998);
- una diminuzione della presenza numerica dei rotiferi coloniali rispetto agli altri taxa a rotiferi (MANCA e SONVICO, 1996; MANCA *et al.*, 2000).

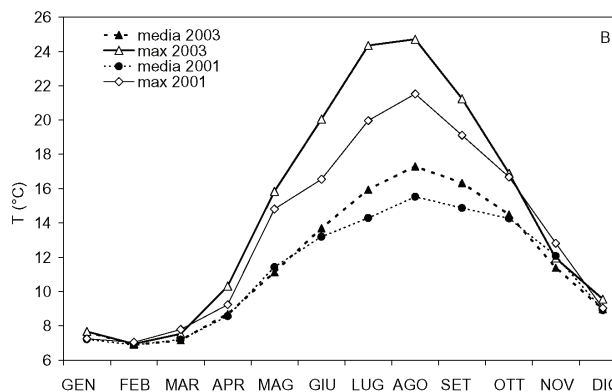
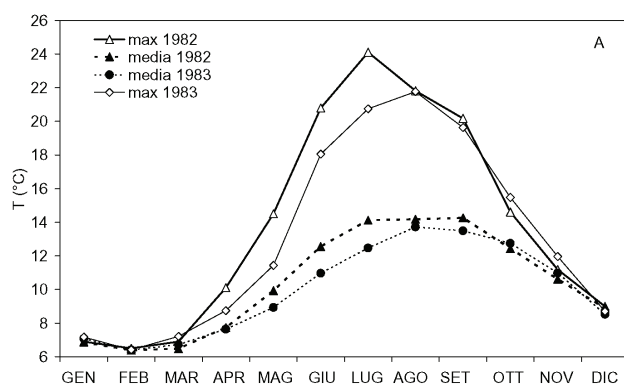
La biomassa zooplanctonica totale è risultata nettamente più elevata nel 2003 rispetto agli anni



**Fig. 2.** Analisi comparata delle modificazioni nella biomassa zooplanctonica in rapporto al riscaldamento climatico durante due diverse fasi dell'evoluzione trofica del lago (per i dettagli si veda la tabella I). Da: VISCONTI *et al.*, 2008b, modificata.



**Fig. 3.** Contributo dei diversi taxa alla densità di popolazione totale dello zooplancton in un anno caldo/temperato della fase di meso-eutrofia e di oligotrofia del lago. Da MANCA e MARCHITELLI, 2004, modificata.



**Fig. 1.** Temperature medie nello strato 0-50 m: confronto tra anno caldo/temperato: A) del periodo meso-eutrofo e B) del periodo oligotrofo recente (da VISCONTI *et al.*, 2008b, modificata).

pregressi (Fig. 2). Alla base di tale incremento è stata la maggiore importanza della componente a cladoceri, il cui contributo relativo è stato nel 2003 significativamente maggiore di quello misurato nell'anno 2001 (Fig. 3).

Alla base di tale incremento è stato l'aumento numerico di *Daphnia*, il più efficiente e il più grosso tra i cladoceri filtratori, la cui base alimentare nel pelago del Lago Maggiore è principalmente costituita dal fitoplancton. La sua presenza media è risultata più che doppia rispetto a quella degli anni precedenti e del tutto paragonabile a quella che venne registrata nel 1982, anno del periodo di piena mesotrofia del lago, nel quale *Daphnia* raggiunse il massimo storico del picco in densità numerica (DE BERNARDI *et al.*, 1986; DE BERNARDI *et al.*, 1990) (Fig. 4). A determinare il valore di picco, rilevato nel Maggio 2003, è stata sostanzialmente la componente giovane della popolazione, favorita da accresciute disponibilità alimentari (MANCA e MARCHITELLI, 2004).

L'incremento nei valori di densità e biomassa dello zooplancton è risultato in accordo con quanto previsto dalla letteratura sugli effetti dell'aumento di temperatura sul tasso di crescita delle popolazioni (HALL e BURNS, 2002): ciclo vitale, tempi di sviluppo, velocità di crescita ed efficienza di utilizzo del cibo degli organismi componenti le popolazioni zooplanctoniche dipendono, infatti, dalla temperatura. È in virtù di tale influenza che si spiega il verificarsi, con il riscaldamento, di densità di popolazione tipicamente registrate in situazioni di aumentata trofia, in accordo con quanto ipotizzato da SCHINDLER (2001).

In contrapposizione con l'eccezionale sviluppo numerico di *Daphnia* si è osservato un ridimen-

sionamento notevole della componente a rotiferi, che nel 2003 ha mostrato valori di densità numerica dimezzati rispetto al 2001 (Fig. 5). Tale dimezzamento è stato quasi esclusivamente determinato dalla specie coloniale *Conochilus* gr. *unicornis-hippocrepis* (RUTTNER KOLISKO, 1974), competitore di *Daphnia* per le risorse alimentari. La densità numerica di questo rotifero era aumentata durante l'oligotro-

fizzazione, in concomitanza con il declino di *Daphnia* (MANCA e DE BERNARDI 1992 e 1993; MANCA *et al.*, 1996).

Gli effetti dello sviluppo numerico di *Daphnia* nel corso del 2003 risultano evidenti quando si analizzano i valori della trasparenza delle acque, riportati in figura 6, nei quali si osserva un aumento di 3,5 metri nell'arco di una settimana.

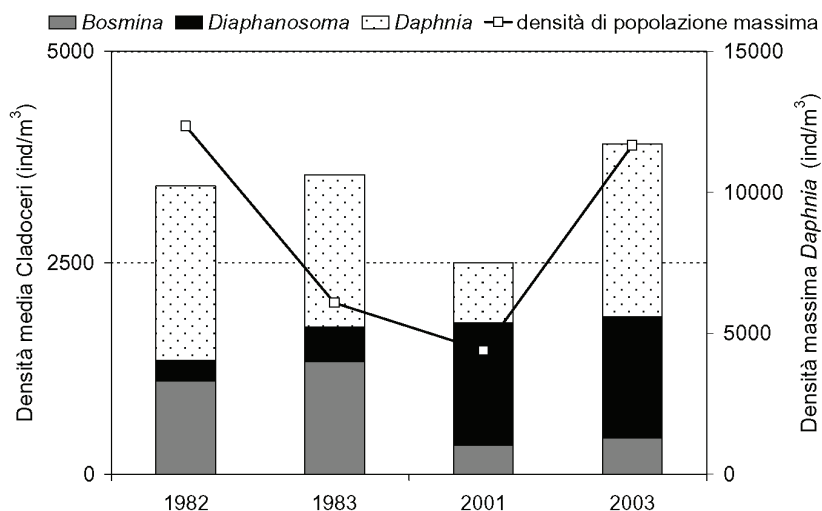


Fig. 4. Densità di popolazione media annuale dei principali taxa di Cladoceri erbivori e livello massimo raggiunto da *Daphnia* nei quattro anni presi in esame per lo studio dell'impatto del riscaldamento climatico durante la fase meso-eutrofa e oligotrofa del lago. Da: VISCONTI *et al.*, 2008b, modificata.

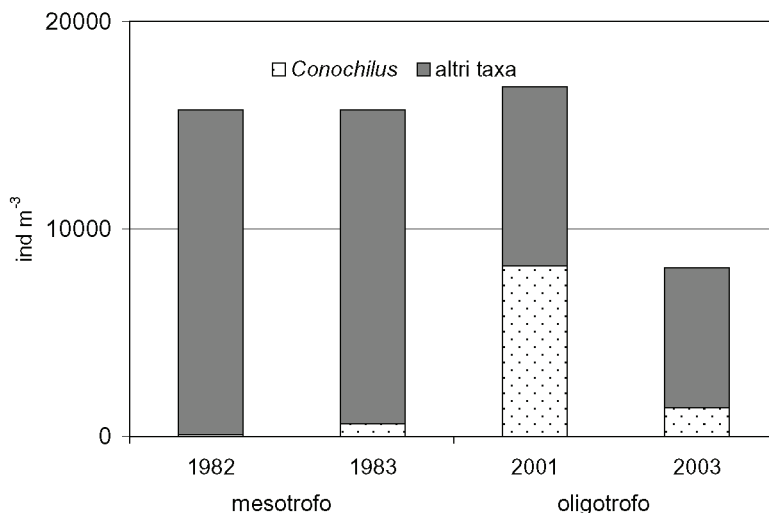


Fig. 5. Presenza numerica (media annuale) di colonie di *Conochilus* e degli altri taxa a rotiferi nei diversi anni considerati. Da: VISCONTI *et al.*, 2006, modificata.

I dati di densità di popolazione dei cladoceri erbivori nel quinquennio 2003-2007 confermano come l'eccezionalità del 2003 emerga anche dai dati ottenuti su base mensile: lo sviluppo numerico di *Daphnia* e di *Eubosmina* a maggio appare superiore al doppio di quello rilevato nei successivi quattro anni (Fig. 7). Dal grafico si evidenzia anche un'aumentata presenza di *Diaphanosoma brachyurum* in agosto, con tutta probabilità legata a una più spiccata stratificazione termica rispetto agli altri anni (MANCA *et al.*, 2006).

La peculiarità dell'anno 2003 risulta evidente anche ad un'analisi della densità di popolazione e della dinamica stagionale del popolamento a rotiferi (Fig. 8). La presenza numerica di questi organismi è risultata infatti piuttosto modesta nel suo complesso. Tra i diversi taxa presenti nel quinquennio, un significato importante rivestono *Notholca acuminata-labis*, specie cui è in larga misura legato l'eccezionale sviluppo numerico della primavera del 2006 (MANCA *et al.*, 2007b), e *Conochilus* gr. *unicornis-hippocrepis*, quest'ultimo caratterizzato da una più prolungata fase di sviluppo entro il ciclo stagionale. I livelli di densità di popolazione raggiunti in quest'anno sono dell'ordine di quelli osservati nel 1993-1995 (MANCA *et al.*, 1996). Tuttavia, diversa è la stagionalità: in quegli anni la dominanza di *Notholca* caratterizzava il periodo estivo, mentre il popolamento primaverile era rappresentato dalle due specie di *Keratella* (*K. quadrata* e *K. cochlearis*). Queste ultime sono ormai divenute numericamente poco rilevanti nel popolamento a Rotiferi del lago.

Nell'arco dei trent'anni di monitoraggio dello zooplancton del lago, la componente a Copepodi è stata caratterizzata dalla medesi-

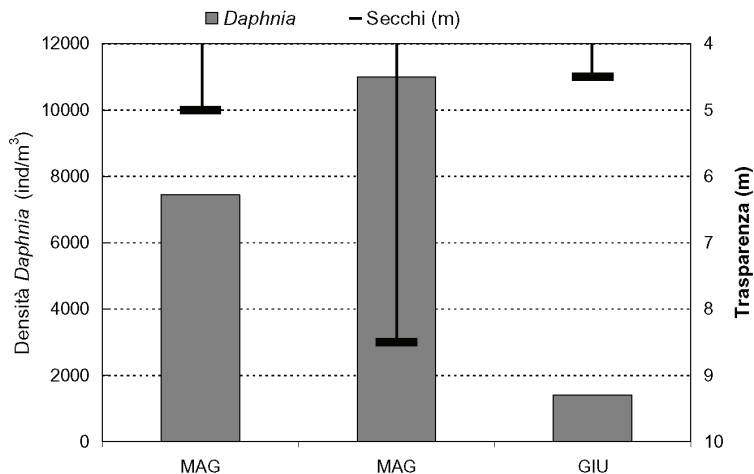


Fig. 6. Aumento della trasparenza osservato durante il picco numerico di *Daphnia* nell'anno 2003. Da: VISCONTI *et al.*, 2006, modificata.

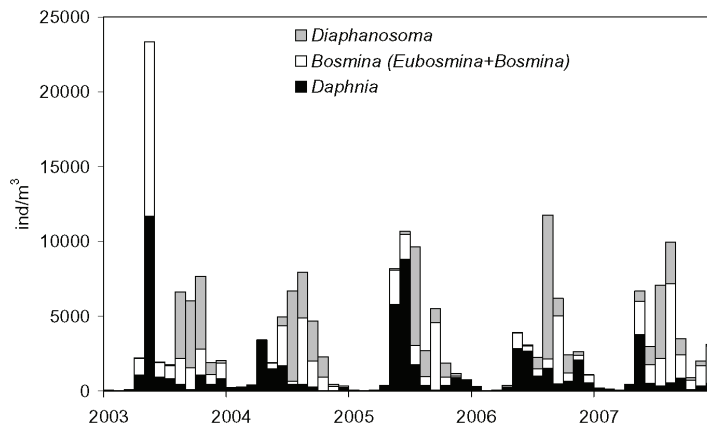


Fig. 7. Dinamica stagionale dei cladoceri zooplanctonici erbivori nel quinquennio 2003-2007.

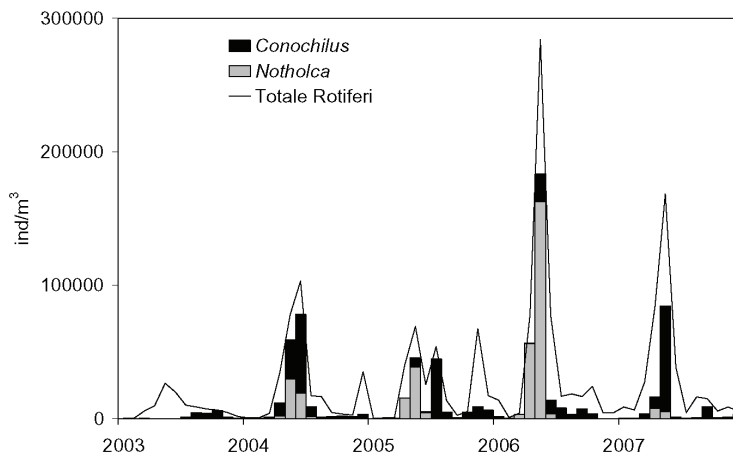


Fig. 8. Dinamica stagionale dei rotiferi zooplanctonici nel quinquennio 2003-2007.



ma associazione di specie, due Diaptomidi –*Mixodiaptomus laciniatus*, a taglia maggiore e *Eudiaptomus padanus*, a taglia minore– e due Ciclopidi, *Cyclops abyssorum*, più grosso e *Mesocyclops leuckarti* più piccolo. La specie di taglia massima, *Megacyclops viridis*, ha avuto un ruolo nettamente marginale nello strato 0-50 m usualmente campionato. È quindi evidente come in un ambiente di questo tipo, la comparsa di *Eudiaptomus gracilis* (G.O. Sars, 1863) nei campioni pelagici dell'ottobre 2006 sia stata oggetto di particolare attenzione (MANCA *et al.*, 2007c) (fig. 9). A differenza di quanto descritto in altri laghi, la taglia degli adulti di questa specie nel Lago Maggiore è quella tipica di ambienti oligotrofici (KIEFER, 1968), dunque pienamente sovrapponibile a quella caratteristica di *Mixodiaptomus laciniatus*. *Eudiaptomus padanus*, la specie ad essa filogeneticamente più affine, presenta allo stadio adulto una taglia nettamente inferiore (Fig. 10A; MANCA *et al.*, 2007). Essendo le dimensioni delle covate anche legate alla taglia corporea delle femmine, non stupisce che esse siano risultate minori in quest'ultima (Fig. 10B). La conside-

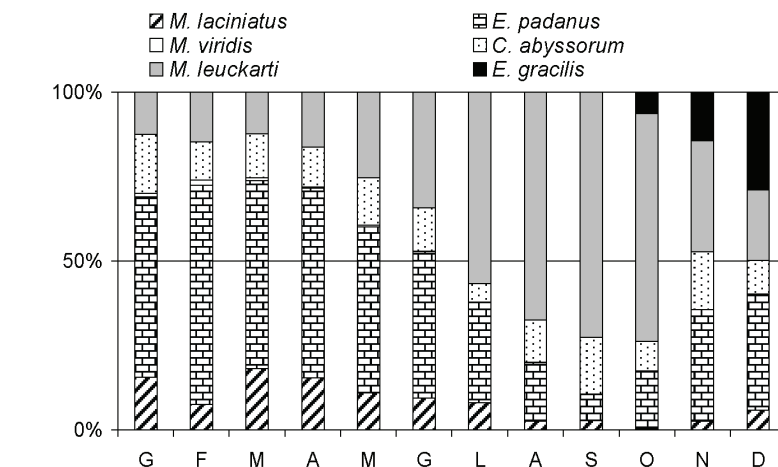


Fig. 9. Comparsa e affermazione numerica di *Eudiaptomus gracilis* nel pelago del Lago Maggiore nel corso dell'anno 2006. Da: MANCA *et al.*, 2007b, modificata.

razione dell'importanza delle dimensioni quale fattore importante di regolazione dei rapporti biotici può essere di utilità anche per comprendere l'impatto della comparsa di *E. gracilis* sulla comunità a copepodi del pelago. A questo riguardo, il Lago Maggiore offre un'occasione per saggiare le ipotesi sul ruolo dei rapporti dimensionali rispetto a quelli filogenetici nella competizione tra specie affini (RICCIARDI e MOTTIAR, 2006).

Ancorché non prevista dal programma di monitoraggio, la pre-

senza di epibionti e parassiti è stata oggetto di attenzione anche per il quinquennio 2003-2007, in considerazione del fatto che livello, intensità e prevalenza sono aumentate rispetto al passato (MANCA *et al.*, 1995). La loro incidenza è tale da permettere di spiegare il declino di alcune specie di copepodi nell'arco dell'anno (MANCA *et al.*, 2004a; MANCA *et al.*, 2004b).

In sintesi, i dati relativi al quinquennio consentono di mettere in luce l'importanza degli studi sullo zooplankton anche in rela-

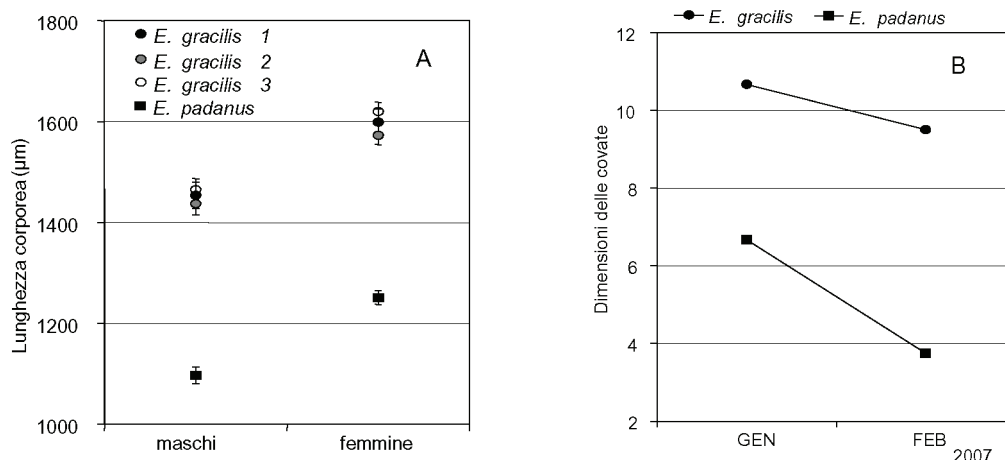


Fig. 10. Comparazione tra *E. padanus*, *E. gracilis* e *M. laciniatus* del Lago Maggiore; A: lunghezza corporea media ( $\pm 1,96$  SE) degli adulti nel periodo ottobre-dicembre 2006 (i numeri si riferiscono a tre stazioni, dal litorale al pelago). B: dimensioni medie delle covate in femmine provenienti da acque pelagiche (non rinvenute in *M. laciniatus* nel periodo campionato). Da: MANCA *et al.*, 2007c, modificata.

zione all'impatto dei mutamenti climatici e delle vie attraverso le quali essi operano negli ambienti acquatici. Lo zooplancton rappresenta un fondamentale anello di congiunzione tra i produttori primari e i pesci. Comprendendo erbivori e predatori, consente di ottenere una visione degli effetti diretti e indiretti su due diversi livelli trofici, quello dei consumatori primari e quello dei secondari. A costituirlo contribuiscono organismi con dimensioni corporee piuttosto diverse, comprese tra circa il ventesimo di millimetro dei rotiferi più piccoli e il centimetro dei cladoceri predatori. Tale spettro dimensionale consente di analizzare gli effetti dei mutamenti ambientali su scale temporali diverse, poiché i tempi di sviluppo e quelli di reazione e di resistenza alle modificazioni ambientali sono inversamente proporzionali alla taglia corporea. Per queste e altre ragioni, lo studio della dinamica stagionale dello zooplancton rappresenta un elemento essenziale per l'analisi degli effetti dei mutamenti in corso e per la comprensione dei meccanismi attraverso i quali essi operano a livello ecosistemico.

I dati di base dimostrano che nell'epoca attuale le temperature sono in aumento. Indicazioni in tal senso sono emerse da studi a lungo termine relativi alla termica lacustre. Non solamente la temperatura media annuale è andata progressivamente aumentando, ma anche profondità e durata della stratificazione termica si sono modificate, con un'anticipata e una più estesa fase di riscaldamento delle acque. Entrambi questi mutamenti sono molto importanti per lo zooplancton. Essi possono agire sia direttamente, promuovendo un più veloce metabolismo a livello d'individui, popolazioni e comunità, sia indirettamente, attraverso i fattori

legati alla dinamica spazio-temporale della stratificazione termica. L'instaurarsi di quest'ultima si traduce, per lo zooplancton di laghi profondi di zone temperate, dei quali il Lago Maggiore è un esempio, nella transizione da un ambiente nel quale il cibo è diluito, a uno nel quale esso diviene più concentrato e ricco, tale da favorire l'iniziale incremento nella fecondità che sottende al successivo sviluppo numerico delle sue popolazioni.

Sia gli effetti indiretti che quelli diretti del riscaldamento climatico sono per certi aspetti paragonabili a quelli conseguenti all'eutrofizzazione; fra gli altri, s'ipotizzano un aumento della biomassa, una diminuzione della biodiversità e della taglia media. Tuttavia, sebbene su base annuale le risposte possano a prima vista sembrare sovrapponibili a quelle viste con l'eutrofizzazione, e dunque in qualche misura prevedibili sulla base dei risultati ottenuti dalle ricerche relative a tale fenomeno, esse se ne discostano in termini di dinamica stagionale: specie che in passato risultavano presenti per periodi molto brevi possono infatti divenire parte integrante del popolamento zooplanctonico per un periodo anche lungo dell'anno, anche in seguito a modificazioni importanti nelle strategie riproduttive. Organismi che erano soliti andare in dormienza durante il periodo freddo possono perdurare in lago per tutto l'arco dell'anno. Al contrario, specie che non avevano mai prodotto stadi duraturi possono iniziare a farlo, in conseguenza del deteriorarsi della qualità dell'alimento e/o di una incrementata pressione di predazione. Tali risposte al mutamento nelle condizioni dell'ambiente sono in larga misura ancora inesplorate, nonostante le conoscenze maturate in anni e anni di sperimentazione

di laboratorio sugli effetti della temperatura sullo sviluppo e la crescita di organismi zooplanctonici. In laghi per i quali si disponga di dati sulle modificazioni nella temperatura e nel regime di stratificazione termica è quanto mai importante riuscire a tradurre tali informazioni in un dato che sia utilizzabile dal punto di vista biologico: tale operazione consente di chiarire i meccanismi attraverso i quali i cambiamenti climatici, ed in particolare il riscaldamento, agiscono a livello di comunità e di ecosistema.

In mancanza di queste informazioni non è di fatto possibile prevedere i nuovi scenari derivanti dalle modificazioni climatiche. Sulla base delle conoscenze attuali sul funzionamento degli ecosistemi è legittimo ipotizzare che l'importanza degli effetti diretti del riscaldamento sulle biocenosi sia di gran lunga inferiore a quello degli effetti indiretti, mediati dai rapporti trofici, ad esso conseguenti. Tuttavia, mancano dati a supporto di tale ipotesi, anche in quanto sono pochi i casi nei quali siano disponibili dati a lungo termine sulle caratteristiche fisiche e biologiche dei laghi.

L'attività di monitoraggio dello zooplancton portata avanti per trent'anni in virtù del finanziamento da parte della Commissione Internazionale per la protezione delle acque italo-svizzere fa sì che il Lago Maggiore possa rappresentare un caso di studio importante nel panorama delle ricerche internazionali.

Nel quinquennio 2003-2007, accanto ad elementi che confermano il trend pluriennale dell'evoluzione recente del lago, quali il più precoce sviluppo di alcune specie di cladoceri, ve ne sono altri a sostegno dell'esistenza di una forte intervariabilità interannuale, che rende abbastanza difficile allo sta-

to attuale prevedere la dinamica stagionale e l'entità dello sviluppo numerico delle popolazioni componenti il popolamento zooplan-

ctonico del lago. Questo largo margine d'incertezza potrebbe essere interpretato come il segnale di un'accresciuta vulnerabilità, o

quanto meno di un'accresciuta visibilità degli effetti, dello zooplancton lacustre alle variabili meteorologiche.

## Bibliografia

- AMBROSETTI W., BARBANTI L., 1999. Deep water warming in lakes: An indicator of climatic change. *Journal of Limnology*, **58**(1): 1-9.
- AMBROSETTI W., BARBANTI L., ROLLA A., 2006. The climate of Lago Maggiore area during the last fifty years. *Journal of limnology*, **65**, Suppl. 1: 1-62.
- DE BERNARDI R., 1974. The dynamics of a population of *Daphnia hyalina* Leydig in Lago Maggiore, Northern Italy. *Mem. Ist. Ital. Idrobiol.*, **31**: 221-243.
- DE BERNARDI R., GIUSSANI G., IMRO M.A., MANCA M., 1986. Dinamica di popolazione dei principali crostacei planctonici del Lago Maggiore dal 1978 al 1985. *Atti del VII Congresso dell'Associazione Italiana di Oceanologia e Limnologia*: 47-59.
- DE BERNARDI R., GIUSSANI G., MANCA M., RUGGIU D., 1988. Long-term dynamics of plankton communities in Lago Maggiore (Northern Italy). *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, **23**: 729-733.
- DE BERNARDI R., GIUSSANI G., MANCA M., RUGGIU D., 1990. Trophic status and the pelagic system in Lago Maggiore. *Hydrobiologia*, **191**: 1-8.
- EDMONDSON W.T., 1993. Experiments and quasi-experiments in limnology. *Bulletin of Marine Science*, **53**(1): 65-83.
- EURO-LIMPACS, 2004-2009. *Integrated project to evaluate the impacts of global change on European freshwater ecosystems*. Project no. GOCE-CT-2003-505540: 80PP.
- HALL C.J., BURNS C.W., 2002. Mortality and growth responses of *Daphnia carinata* to increases in temperature and salinity. *Freshwater Biology*, **47**: 451-458.
- KIEFER F., 1968. Versuch einer revision der gattung *Eudiaptomus* Kiefer (Copepoda Calanoida). *Mem. Ist. Ital. Idrobiol.*, **24**: 160 pp.
- MANCA M., DE BERNARDI R., 1992. Indagini sull'ambiente pelagico. Plancton. Indagini sullo zooplancton. In: C.N.R. Istituto Italiano di Idrobiologia. *Ricerche sull'evoluzione del Lago Maggiore. Aspetti limnologici. Programma quinquennale 1988-1992. (Campagna 1991)*. Ed. Commissione Internazionale per la protezione delle acque italo-svizzere: 49.
- MANCA M., DE BERNARDI R., 1993. Indagini sull'ambiente pelagico. Plancton. Indagini sullo zooplancton. In: C.N.R. Istituto Italiano di Idrobiologia. *Ricerche sull'evoluzione del Lago Maggiore. Aspetti limnologici. Campagna 1992 e Rapporto quinquennale 1988-1992*. Ed. Commissione Internazionale per la protezione delle acque italo-svizzere: 68-78.
- MANCA M., BELTRAMI M., SONVICO D., 1995. On the appearance of epibionts on the crustacean zooplankton of a large subalpine lake undergoing oligotrophication (L. Maggiore, N. Italy). *Mem. Ist. ital. idrobiol.*, **54**: 161-172.
- MANCA M., SONVICO D., 1996. Seasonal variations in population density and size structure of *Conochilus* in Lago Maggiore: a biannual study. *Mem. Ist. Ital. Idrobiol.*, **54**: 97-108.
- MANCA M., CANALE M.C., BELTRAMI M., DE BERNARDI R., 1996. Indagini sullo zooplancton. In: Commissione Internazionale per la protezione delle acque italo-svizzere (ed.), *Ist. ital. Idrobiol. C.N.R. Ricerche sull'evoluzione del lago Maggiore. Aspetti limnologici. Programma quinquennale 1993-1997 (Campagna 1995 con sintesi degli anni 1993 e 1994)*: 59-68.
- MANCA M., RUGGIU D., 1998. Consequences of pelagic food web changes during a long-term lake oligotrophication process. *Limnol. Oceanogr.*, **43**: 1368-1373.
- MANCA M., RAMONI C., COMOLI P., 2000. The decline of *Daphnia hyalina* galeata in Lago Maggiore: a comparison of the population dynamics before and after oligotrophication. *Aquat. Sci.* **62**: 142-153.
- MANCA M., RONDO R., 2001. Indagini sullo zooplancton. In: *Ist. Ital. Idrobiol. - C.N.R. 2001. Ricerche sull'evoluzione del Lago Maggiore. Aspetti limnologici. Programma quinquennale 1998-2002. Campagna 2000*. Commissione Internazionale per la protezione delle acque italo-svizzere (Ed.): 57-59.
- MANCA M., COMOLI P., MORABITO G., 2003. The Response Of Pelagic Zooplankton To Oligotrophication and Climate-driven Events in Lago Maggiore (Italy). *3rd Symposium for European Freshwater Sciences (SEFS3)*, 13 - 18 July 2003, University of Edinburgh, Scotland, UK.
- MANCA M., COMOLI P., CARNOVALE A., 2004a. Indagini sullo zooplancton. C.N.R.-I.S.E. Sezione di Idrobiologia ed Ecologia delle Acque Interne. *Ricerche sull'evoluzione del Lago Maggiore. Aspetti limnologici. Programma quinquennale 1998-2002. Campagna 2002*. Commissione Internazionale per la protezione delle acque italo-svizzere (Ed.): 98-102.
- Manca M., Carnovale A., Alemani P., 2004b. Exotopic protrusions and ellobiopsid infection in zooplanktonic copepods of a large, deep subalpine lake, Lago Maggiore, in Northern Italy. *Journal and Plankton Research*, **26**: 1-8.

- MANCA M., MARCHITELLI A., 2004. Indagini sullo zooplancton. Dinamica stagionale. In: *Ist. Ital. Idrobiol. - C.N.R. 2003. Ricerche sull'evoluzione del Lago Maggiore. Aspetti limnologici. Campagna 2003. Commissione internazionale per la protezione delle acque italo - svizzere* (Ed.): 61-67.
- MANCA M., 2004. Considerazioni generali sull'evoluzione a lungo termine dei popolamenti planctonici. Zooplancton. In: C.N.R.-I.S.E. Sezione di Idrobiologia ed Ecologia delle Acque Interne. Ricerche sull'evoluzione del Lago Maggiore. Aspetti limnologici. Programma quinquennale 1998-2002. Commissione Internazionale per la protezione delle acque italo-svizzere (Ed.): 134-136.
- MANCA M., VISCONTI A., PISCIA R., DE BERNARDI R., 2006. Dinamica stagionale del popolamento zooplanctonico. In: C.N.R.-I.S.E. Sede di Verbania. Ricerche sull'evoluzione del Lago Maggiore. Aspetti limnologici. Programma quinquennale 2003-2007. Campagna 2005. Commissione Internazionale per la protezione delle acque italo-svizzere (Ed.): 60-63.
- MANCA M., VISCONTI A., DE BERNARDI R., 2007a. Impatto del riscaldamento globale sullo zooplancton e sull'efficienza della catena trofica pelagica. In: "Clima e cambiamenti climatici: le attività di ricerca del CNR". 621-624.
- MANCA M., VISCONTI A., DE BERNARDI R., 2007b. Dinamica stagionale del popolamento zooplanctonico. In: C.N.R.-I.S.E. Sede di Verbania. Ricerche sull'evoluzione del Lago Maggiore. Aspetti limnologici. Programma quinquennale 2003-2007. Campagna 2006. Commissione Internazionale per la protezione delle acque italo-svizzere (Ed.): 45-50.
- MANCA M., VISCONTI A., DE BERNARDI R., 2007c. On the appearance of *Eudiaptomus gracilis* (G. O. Sars, 1863), allochthonous copepod species, in Lake Maggiore zooplankton. Poster presentato al 30<sup>mo</sup> Congresso SIL, Montreal, Quebec, Canada, 12-18 Agosto 2007.
- MANCA M., PORTOGALLO M., BROWN M.E., 2007d. Shifts in phenology of *Bythotrephes longimanus* and its modern success in Lake Maggiore as a result of changes in climate and trophy. *Journal of Plankton Research*, 29 (6): 515-525.
- MANCA M., VISCONTI A., DE BERNARDI R., 2008. Riscaldamento globale: exergia, trofodinamica e zooplancton. *Biologia Ambientale*, 22 (1): 37-40.
- RICCIARDI A., MOTTIAR M., 2006. Does Darwin's naturalization hypothesis explain fish invasions? *Biological Invasions* 8: 1403-1407.
- RUTTNER KOLISKO A., 1974. *Plankton Rotifers. Biology and taxonomy*. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, 146 pp.
- RYVES D.B., JONES V.J., GUILIZZONI P., LAMI A., MARCHETTO A., BATTARBEE R.W., BETTINETTI R., DEVOY E.C., 1996. Late Pleistocene and Holocene environmental changes at Lake Albano and Lake Nemi (central Italy) as indicated by algal remains. In: Guilizzoni P., Oldfield F. (Eds), 1996. *Paleoenvironmental Analysis of Italian Crater Lake and Adriatic Sediments (PALICLAS)*. *Mem. Ist. Ital. Idrobiol.*, 55: 119-148.
- SCHINDLER D.W., 2001. The cumulative effects of climate warming and other human stresses on Canadian freshwaters in the new millennium. *Canadian Journal Fisheries and Aquatic Sciences*, 58: 18-29.
- VISCONTI A., MARCHITELLI A., MANCA M., 2006. Implicazioni dell'aumento della temperatura sullo zooplancton del Lago Maggiore: l'aumento della temperatura mima l'eutrofizzazione? *Atti del XVI Congresso SitE*: 1-6.
- VISCONTI A., MANCA M., DE BERNARDI R., 2007. Eutrophication-like effects of climate warming: an analysis of Lake Maggiore zooplankton during an exceptionally warm year. 30mo Congresso SIL, Montreal, Quebec, Canada, 12-18 Agosto 2007.
- VISCONTI A., MANCA M., DE BERNARDI R., 2008a. Dinamica stagionale del popolamento zooplanctonico. In: C.N.R.-I.S.E. Sede di Verbania. Ricerche sull'evoluzione del Lago Maggiore. Aspetti limnologici. Programma quinquennale 2003-2007. Campagna 2007. Commissione Internazionale per la protezione delle acque italo-svizzere (Ed.): in stampa.
- VISCONTI A., MANCA M., DE BERNARDI R., 2008b. Eutrophication-like response to climate warming: an analysis of Lake Maggiore zooplankton during contrasting years. *J. Limnol.*, 67 (2): 87-92.



# Biologia e gestione delle specie problematiche: il cinghiale

**Riccardo Carradori**

Biologo Faunista, Pistoia; [riccardo.carradori@libero.it](mailto:riccardo.carradori@libero.it)

Il cinghiale (*Sus scrofa*), mammifero artiodattilo appartenente alla famiglia dei suidi, è il progenitore dei maiali domestici; entrambi hanno corpo robusto, collo corto e zampe sottili.

Il cinghiale ha corpo massiccio e di grandi dimensioni, il treno anteriore più sviluppato del posteriore; ha lunghezza totale di circa 100-150 cm, di cui 12-20 cm rappresentati dalla coda; l'altezza al garrese è dai 60 ai 90 cm. Le dimensioni variano secondo la sottospecie, l'età e le disponibilità alimentari: il peso va dai 45 ai 190 kg nel maschio e dai 30 ai 150 kg nelle femmine. Alcune sottospecie possono raggiungere anche i 350 kg di peso.

La pelliccia è folta e setolosa di colore bruno nerastro; la testa è grande, a forma di cuneo culminante con il caratteristico grifo lungo e conico, mai compresso come nella razze domestiche di maiali, che hanno muso più corto. La pelle è spessa e poco vascolarizzata; in tale modo è relativamente protetto da ferite e infezioni che potrebbe provocarsi nelle macchie più folte.

I maschi adulti hanno zanne prominenti a sezione angolare: quelle della mandibola superiore sono ripiegate verso l'esterno e verso l'alto e si inseriscono internamente a contatto con quelle inferiori, più lunghe e massicce, anch'esse incurvate verso l'alto. Le femmine hanno canini più ridotti. Le zanne lo aiutano, oltre che nel-

lo scavo, anche nei combattimenti. I piccoli hanno una livrea percorsa da evidenti strisce longitudinali marroni e crema.

Il cinghiale ha un regime alimentare vario, ma preferisce alimenti ad elevato valore nutritivo. La dieta, sebbene onnivora, è sbilanciata verso i vegetali. Studi compiuti sulle abitudini alimentari hanno dimostrato che semi, tuberi e radici rappresentano il 90% della dieta, mentre la parte proteica rappresenta solo il 5% (prevalentemente anellidi e molluschi). È interessante notare come la dieta vari in relazione all'ambiente frequentato e alle disponibilità alimentari: in zona alpina il 61% della dieta è rappresentato da ghiande e castagne; in ambienti più mediterranei

preferisce ghiande e olive. In tutti i casi, una parte rilevante della dieta è rappresentata dalle colture agrarie come mais e uva (32%).

L'unità fondamentale è costituita dalla scrofa e dai piccoli dell'anno e il gruppo così costituito ha una solida gerarchia di pascolo. Il maschio (olengo) conduce vita prevalentemente solitaria. All'epoca dei calori i maschi si avvicinano ai branchi formati dalle femmine e dai giovani maschi e creano un'area di influenza spartendosi le femmine. Dopo l'accoppiamento segue la gestazione che dura 16-18 settimane. In vicinanza del parto la femmina scava una tana nel terreno che mimetizza con arbusti e vegetali. I piccoli nascono in febbraio-marzo, da 2 a 4, per arrivare fino



Fig. 1. Femmina adulta di cinghiale (foto A. Grazzini).



ad 8 negli anni migliori. Per circa due settimane femmina e cuccioli rimangono nel covo. L'allattamento dura fino ai 3 mesi; superato tale periodo i cinghialetti perdono il caratteristico pelo striato per raggiungere l'emancipazione completa alla primavera successiva. La maturità sessuale è raggiunta dopo circa 10 mesi. Dopo 1-2 anni i maschi si allontanano dalle madri e raggiungono l'età adulta; arrivano alla riproduzione verso i 4 anni. La vita in natura può durare dai 15 ai 20 anni.

Il cinghiale è presente nella regione mediterranea precedentemente alla comparsa dell'uomo. È stato grazie a un lungo processo di domesticazione che sono derivate le varie razze di maiale domestico. Allo stato selvatico vive nei boschi dell'Europa centrale, delle regioni mediterranee e dell'Asia meridionale fino all'Indonesia. È stato importato dagli spagnoli nell'America settentrionale alla metà del Cinquecento e si è naturalizzato in vaste aree degli Stati Uniti.

La sistematica a livello delle sottospecie è ancora incerta, complicata dalle ibridazioni delle popolazioni selvatiche con specie domestiche e dall'incrocio con forme evolutesi in zone geografiche diverse. Si indicano 16 sottospecie, riunite in quattro raggruppamenti su base geografica (occidentale, indiana, orientale, indonesiana).

In Italia la forma autoctona si è estinta prima che potesse essere tipizzata. I ricercatori ritengono che la popolazione di *Sus scrofa meridionalis*, presente in maremma, sia identica a quelle presenti nella restante parte della penisola. In Sardegna *Sus scrofa majori* presenta caratteristiche morfologiche e genetiche peculiari, facendo supporre un'origine derivata da popolazioni domestiche anticamente inselvatichite. Le popolazioni italia-

ne mostrano dimensioni e peso inferiori rispetto a quelle centro europee e balcaniche.

Il cinghiale frequenta aree intensamente coltivate ed antropizzate, pianure, colline; si spinge stagionalmente a quote elevate fino a raggiungere le praterie. Stagioni particolarmente fredde con inverni caratterizzati da numerosi giorni di forte innevamento e la totale scomparsa di zone boscate da utilizzare come zone di rifugio, sono state individuate come fattori limitanti. L'habitat preferito è rappresentato da boschi di querce alternati a cespuglieti e prati pascoli caratterizzati da sufficiente presenza d'acqua.

È attivo all'alba e al tardo pomeriggio; in aree caratterizzate da elevato disturbo può avere abitudini notturne. Le femmine sono molto fedeli ad alcune aree compiendo spostamenti ridotti con raggio di circa 1 km. I maschi adulti e sub adulti sono più mobili, riuscendo a percorrere fino a 15 km in una sola notte. Tuttavia si ritiene che la stragrande maggioranza degli spostamenti di una popolazione sia compresa all'interno di un territorio che non eccede i 70.000 ha. Gli *home range* degli animali variano sulla base del sesso e dell'età: 220 ha per le femmine adulte, 10.000 ha per i maschi adulti. I sub adulti in fase dispersiva dimostrano di frequentare territori di maggior estensione. La pratica della caccia può influire su questi comportamenti spingendo gli animali ad ampliare il territorio frequentato. Contrazioni dell'*home range* si riscontrano nel caso di assenza di predatori naturali e di pressione venatoria. In tali, rari, casi le dimensioni medie sono risultate dipendere dalla disponibilità alimentare e dalla densità della popolazione.

In Europa si stima una densi-

tà media massima di 5 capi per 100 ha. Nell'area mediterranea si può arrivare fino a 39 capi per 100 ha (tenuta di Castelporziano).

La dinamica delle popolazioni è influenzata dai fattori climatici e, con essi, dalle disponibilità alimentari; l'incremento utile annuo può variare dal 50% fino al 200% della popolazione invernale.

In Italia il cinghiale ha subito alcune estinzioni locali tra il XVII e il XIX a causa della caccia. All'inizio del '900 ci fu una ricolonizzazione di individui provenienti dalla Francia in Liguria e Piemonte. Nel corso della seconda guerra mondiale le popolazioni adriatiche si estinsero. Dal secondo dopoguerra si è verificata una forte espansione della popolazione che si è stabilizzata su un numero di capi stimato tra 300.000 e 500.000. I motivi di tale affermazione demografica possono essere ricondotti al forte tasso di riproduzione, alle condizioni climatiche divenute progressivamente più miti e, principalmente, all'attività dell'uomo. Complice l'abbandono di vaste aree di montagna e la riduzione dell'agricoltura, la specie ha potuto rioccupare vaste porzioni di territorio dalle quali risultava assente. Un'ulteriore spinta è stata rappresentata dalla massiccia liberazione di animali iniziata dalla seconda metà del '900. Questo ha creato e crea numerosi problemi di incrocio e ibridazione fra sottospecie diverse e, addirittura, forme domestiche.

Nella metà degli anni settanta si fece largo l'idea di sfruttare le aree agricole e boscate marginali per la produzione di selvaggina per carne. Fra le specie più idonee furono individuati gli ungulati. Il cinghiale surclassò immediatamente tutte le altre specie grazie alla facilità e economicità di allevamento. Rapidamente si è creata una complessa rete di interessi con aziende

faunistiche, cacce specializzate, turismo venatorio, lavorazione e commercializzazione di prodotti tipici. Tuttavia quella stessa pubblicità che ha spinto molti agricoltori a trasformarsi in allevatori ha raramente insistito sui costi delle attività di prevenzione e rifusione dei danni causati dal cinghiale.

Alla data attuale il cinghiale è assente solo in alcune zone di pianura e di media montagna.

L'Istituto Nazionale per la Fauna Selvatica (INFS, oggi ISPRA) lo indica presente in 90 delle 103 province italiane; in 7 di esse la presenza è sporadica e in 18 è discontinua, ma in 65 la popolazione è diffusa e costante. Ancora molto resta da sapere circa l'ammontare dei prelievi annuali, la struttura per sesso e classi di età. Nel 2000 l'Istituto cercò di organizzare uno studio coinvolgendo tutte le province italiane. I dati ottenuti (purtroppo si riferiscono solo al 40% delle amministrazioni interpellate) indicano che, per le 30 province che hanno fornito i dati di abbattimento, si è arrivati a 30.000 capi, 6.000 dei quali nel corso di operazioni di controllo numerico eseguite in 21 province. La pratica più utilizzata è risultata la braccata, in 7 è stata utilizzata la girata; l'abbattimento da altane con carabina è praticato in 18 province mentre l'utilizzo di chiusini è limitato a 8. L'entità degli abbattimenti è stata superiore ai cento capi solo in sette province.

Dall'analisi delle cifre erogate per il risarcimento dei danni sembra che l'esborso complessivo si aggiri intorno ai 2.500.000 euro. Le attività di prevenzione del danno sono esigue e limitate a poche regioni per un importo complessivo di 360.000 euro. In sei province sono state eseguite immissioni di cinghiali senza attività di prevenzione e/o controllo. Il costo medio di ogni cinghiale abbattuto, quan-

tificato in somme spese per risarcimento e prevenzione, è di 99 euro.

Il cinghiale fa parte della fauna selvatica oggetto di tutela, ma ne è permesso l'abbattimento ai fini dell'esercizio venatorio nel periodo compreso tra il 1° ottobre e il 31 gennaio (art. 2 e 18 L. 11/02/92 N. 157). Qualora si renda responsabile di danni alle coltivazioni o determini problemi di carattere sanitario, può essere sottoposto a piani di controllo numerico autorizzati dalle regioni o dalle province (art. 19); i piani di controllo differiscono dall'esercizio venatorio, variando secondo tempi e modalità di prelievo e devono essere attuati da personale autorizzato. I piani faunistici venatori indicano i criteri da utilizzare per la determinazione dei danni e attribuiscono agli Ambiti territoriali di caccia (ATC) le spese per la prevenzione e la rifusione degli stessi. Alcune regioni hanno provveduto a vietare l'allevamento del cinghiale a scopo di ripopolamento e la sua immissione sul territorio.

Alla presenza di cinghiali è associato un rapporto fortemente conflittuale con l'agricoltura, dovuto al fatto che gli animali utilizzano il muso come un aratro per estrarre tuberi e radici dal suolo e in tale modo possono creare gravi danni alle colture agrarie e forestali. Attualmente è una delle specie maggiormente problematiche dal punto di vista sanitario. Questo è dovuto in primo luogo alla sua ampia diffusione e, inoltre, perché cinghiale e maiale domestico sono esposti alle stesse malattie. I problemi sanitari gravano non sulle popolazioni selvatiche, ma sugli effetti economici del maiale allevato. Le infezioni alle quali è esposto il cinghiale sono: la peste suina classica, la peste suina africana, il morbo di Aujeszky. Secondo il WTO, l'organizzazione mondiale per il commercio, le prime due infezioni

rientrano fra quelle ricomprese nella lista A, la terza è soggetta a piani di controllo ed eradicazione progettati in vari paesi dell'Unione Europea. Secondo tali regolamenti possono essere stabiliti il blocco, l'abbattimento e la distruzione degli animali infetti ed è fatto divieto di far circolare quelli sani al di fuori del territorio regionale. In tale modo si potrebbe evitare un ingente danno agli allevamenti suini presenti in molte regioni dell'alto Adriatico.

Per prevenire la diffusione della peste suina classica il D.M. 427/81 obbliga gli allevatori di cinghiale a munire i capi di contrassegno individuale e a dotarsi di un registro di carico e scarico degli animali. Nel 2001 un'ordinanza ministeriale indica nell'INFS, nelle regioni e nel centro di riferimento della peste suina i responsabili del monitoraggio sui cinghiali selvatici e definisce le modalità di attuazione del piano di eradicazione e sorveglianza della malattia vescicolare e della peste suina classica.

Le condizioni ambientali e socio-economiche che caratterizzano oggi il nostro paese fanno ritenere del tutto irrealistica l'ipotesi che si possa ricreare una condizione faunistica che veda gli Ungulati, ed in particolare il cinghiale, assenti o limitati a poche popolazioni di piccole dimensioni. Occorre, allora, puntare ad una riduzione della popolazione ad un livello socialmente accettabile.

## LO STUDIO DELLA POPOLAZIONE

La conoscenza della popolazione è indispensabile quando occorre programmarne la gestione. Allo studio e alla conoscenza del territorio e delle esigenze biologiche di una specie occorre affiancare altre informazioni relative alla distribuzione, consistenza, struttura, dinamica, stato sanitario. Le

modalità per ottenere tali dati sono molteplici; per esempio l'analisi dei dati provenienti dalle attività di cattura, oppure i censimenti. È importante dedicare grande attenzione alla qualità del dato. Troppo spesso si utilizzano dati raccolti secondo modalità e tecniche non adeguate, non omogenei per periodi o aree di raccolta, con differenze notevoli fra gli operatori per capacità di riconoscimento delle classi di età o delle condizioni sanitarie dell'animale. Per tali motivi è necessario partire dalla formazione degli operatori facendo in modo che tutti acquisiscano capacità di individuazione e riconoscimento secondo un grado di accuratezza e precisione il più possibile omogeneo. Sono richiesti dati comparabili sia spazialmente che temporalmente e, di questi, si deve essere in grado di valutare l'errore medio. Per tale motivo è opportuno ripetere, periodicamente, incontri di formazione durante i quali eseguire test circolari applicando un modello di validazione dei dati usato regolarmente nei laboratori.

Si è soliti partire dalla stima della consistenza della popolazione. Le notizie fornite dall'attività venatoria tal quale non sono molto utili perché dovrebbero essere collegate al territorio, all'impegno profuso, alle capacità dei cacciatori. Il sapere, infatti, che in un dato ambito sono stati abbattuti 1000 capi senza poterlo riferire ad aree territoriali precise, collegarlo alla tipologia vegetazionale o all'uso del suolo, al numero di giornate di caccia e di operatori coinvolti, non fornisce informazioni molto utili per la gestione. L'ideale sarebbe realizzare, prima dell'apertura della stagione venatoria, una serie di censimenti su aree di estensione sufficiente e con un uso del suolo rappresentativo del territorio. I dati raccolti nelle aree campione multipli-

cati per il territorio totale fornirebbero una buona stima delle consistenze numeriche della popolazione. L'ATC Bologna 3 propone un interessante metodo di stima che si basa sull'analisi dei dati provenienti dalla prima braccata effettuata da ciascuna delle squadre di caccia. In tale modo si riduce la possibilità dei doppi conteggi (generalmente tutte le squadre effettuano la prima caccia all'apertura), le consistenze sono messe in parallelo con l'uso del suolo e i dati ottenuti sono estesi a tutto l'ambito territoriale. Le informazioni registrate devono comprendere, oltre agli animali abbattuti, quelli feriti e quelli avvistati. Questi dati, giova ripeterlo, forniscono una stima a posteriori delle consistenze; per questo è necessario farli seguire da una serie di calcoli che tengano conto della fertilità della popolazione per ottenere una stima degli esemplari previsti per la successiva stagione.

La conoscenza della suddivisione fra i sessi e per classi di età è di fondamentale importanza. Nel caso di una popolazione ben equilibrata e non cacciata, il rapporto fra i sessi è paritario (1:1); prima dei parti gli individui nel primo anno di vita rappresentano circa il 50% della popolazione, gli animali fra 1 e 14 anni costituiscono la restante parte. L'attività venatoria influenza pesantemente la struttura stravolgendo il naturale rapporto fra le età. In relazione al sesso e all'età alcuni animali possono essere più facilmente contattabili di altri; l'operatore può scegliere di non eseguire tiri su femmine gravide o sui piccoli, preferendo individui adulti maschi. In tale modo le popolazioni cacciate assumono una struttura con individui la cui età media non supera i due anni e con pochi animali che superano i cinque.

L'ideale sarebbe ottenere una

struttura della popolazione più matura. A parità di consistenza, infatti, questa dimostra una maggiore produttività di una giovane e arreca un minore impatto alle colture agrarie.

Lo stato della tavola dentaria può essere utilizzato per stimare l'età degli esemplari. Poiché la dentatura completa si sviluppa a 36 mesi è relativamente facile stimare l'età di un individuo. A dentatura completa si può ancora tentare una stima valutandone il grado di usura. Tuttavia, poiché tale dato è fortemente influenzato dalla dieta e dalla resistenza dello smalto di quell'individuo, si possono ottenere risultati poco attendibili. Alcuni studi si sono indirizzati sulla valutazione del peso del cristallino. Sapendo che il cristallino aumenta di peso durante tutta la vita dell'individuo, dovrebbe essere facile calcolarne l'età. Tuttavia osservazioni accurate hanno rilevato che, trascorsi i due anni dalla nascita, l'aumento di peso cala sensibilmente rendendo difficile la stima. Si consiglia quindi di ricorrere, quando possibile, all'analisi delle mandibole. Quest'ultimo metodo non è scevro da difficoltà: da individuo a individuo, infatti, può esserci una variazione di tempo nel cambio della dentatura da latte a quella definitiva. La differenza può andare da un minimo di tre mesi (per il I molare) fino a nove mesi (III molare); per tale motivo si preferisce suddividere gli esemplari in classi di età che comprendano più mesi.

Per quanto riguarda la naturale tendenza degli animali al nomadismo è prassi comune uguagliare il numero degli individui emigrati con quelli immigrati. Occorre valutare le immigrazioni solo se il territorio è adiacente ad aree con divieto di caccia. L'attività venatoria è la maggior causa di mortalità nella popolazione di cinghia-

le; i predatori naturali ed eventuali inverni rigidi agiscono solo in misura limitata nel contenimento della specie.

Dall'esame delle ovaie e dell'utero è possibile conoscere il tasso di fertilità; mettendo in relazione l'età, il peso e le condizioni fisiche della scrofa si può calcolare la fecondità (numero di feti per femmina) in relazione all'età. In tale modo si arriva a stimare l'accrescimento potenziale della popolazione. Poiché il periodo riproduttivo del cinghiale si estende praticamente a tutto l'anno, con una stasi fra ottobre e novembre, sarebbe un errore grave affidarsi ai dati provenienti esclusivamente dall'attività venatoria; occorre quindi proseguire la campagna di campionamento anche su esemplari abbattuti al di fuori della stagione di caccia.

Acquisire conoscenze sullo stato di salute e fisico della popolazione riveste grande importanza. Per tale motivo è opportuno registrare una serie di parametri fisici e annotare eventuali patologie. Di solito si raccomanda di misurare il peso pieno o il peso eviscerato (senza organi interni), la lunghezza totale (dalla punta del grifo alla base della coda), la lunghezza del garretto (dallo zoccolo al calcagno).

I piani di prelievo devono servire a condizionare la dinamica della popolazione verso un equilibrio che soddisfi le esigenze di conservazione della specie e quelle venatorie e minimizzi, nel frattempo, i danni arrecati all'agricoltura e alle altre componenti dell'ecosistema. La già citata esperienza emiliana ha previsto la suddivisione del territorio in unità territoriali più piccole affidate a un gruppo di persone che divengono gli attori della gestione della popolazione. Non tutte le aree oggetto di gestione sono risultate vocate. Si passa da zone

dove la densità ottimale è 0 capi (non vocate) a aree vocate, nelle quali si ipotizzano 5 capi per ettaro. Perciò le aree affidate alle squadre non saranno tutte della medesima estensione né le squadre saranno tutte uguali. Per tentare di uniformare i potenziali carnieri delle squadre, le aree di maggior estensione saranno individuate nelle zone dove la densità attesa è minore, mentre le aree di minor dimensione saranno individuate dove la popolazione di cinghiale è maggiore. Dove occorra l'eliminazione della specie opereranno controllori appositamente scelti e coordinati.

Quando si pianificano le densità ottimali della popolazione di cinghiale non si deve dimenticare l'effetto che tale programmazione può avere su una specie degna di particolare tutela quale il lupo; gli studi, infatti, hanno individuato nel cinghiale la preda che compare con maggior frequenza nella dieta del lupo. La relazione esistente tra densità dell'ungulato e idoneità territoriale alla presenza del lupo obbliga perciò a far entrare nei calcoli gestionali del cinghiale anche il lupo.

## LA GESTIONE

Il piano di gestione di una popolazione di cinghiale deve comprendere un'area (unità gestionale) tale da interessare individui che hanno tra loro rapporti demografici e sociali e vivono in una stessa area, di ampiezza sufficiente a soddisfare le necessità di spostamento, fisiologiche e comportamentali. Ciascuna unità gestionale deve coincidere con l'ambito geografico occupato da un'unità di popolazione. Di ogni unità occorre acquisire un'ottima conoscenza delle caratteristiche morfologiche e ambientali, della distribuzione reale e potenziale e della vocazionalità del territorio. È interessante notare come

può essere valutata l'area di occupazione di una popolazione: nel 1999 all'ATC Bologna<sup>3</sup> furono catturati e marcati 100 esemplari di cinghiale. I successivi abbattimenti fecero registrare 51 individui marcati. Di questi fu possibile determinare le distanze e le direzioni di rinvenimento. La distanza massima delle ricatture fu di 11 km. Tuttavia il 60% degli individui fu abbattuto entro un raggio di 3 km. Considerando un'area di raggio di 11 km si ottiene una superficie dell'area occupata dalla popolazione di circa 38.000 ha. Confrontando questi dati con quelli di altri lavori ottenuti mediante l'utilizzo di radiocollari si ottiene che per soddisfare le esigenze di una popolazione di cinghiale è sufficiente un'area con un'ampiezza fra i 30.000 e i 70.000 ha.

Individuata l'unità gestionale, è indispensabile acquisire le informazioni del territorio: è importante valutare la carta delle esposizioni, delle pendenze, del reticolo idrografico, dell'uso del suolo; occorre confrontare viabilità e insediamenti umani con i confini amministrativi e gli istituti di gestione territoriali. Interfaciando tutte le informazioni è possibile valutare le potenzialità del territorio e ottenere un modello di valutazione ambientale. Così come nel caso di altri ungulati, occorre valutare le potenzialità ecologiche di un ambiente insieme al grado di accettazione della società per quella specie: non è detto, infatti, che gli abitanti siano entusiasti di sostenere una popolazione di cinghiale sul proprio territorio. Nel caso di un elevato numero di coltivazioni agricole suscettibili di danneggiamento, specialmente se ad alto reddito, la comunità sarà poco disposta a tollerare numeri elevati di animali. È in seguito ad un'azione politica di mediazione e valutazione delle ri-

sorse ambientali, delle esigenze delle specie selvatiche e delle necessità della popolazione umana che si individuano le aree non vocate e quelle vocate.

La fase successiva prevede la divisione in sotto aree operative: i distretti e le zone di caccia. Si cerca di legare il cacciatore al territorio per responsabilizzare le squadre alla gestione, ricomprendendovi non solo l'attività venatoria ma anche il controllo della popolazione, la prevenzione e il pagamento dei danni.

Un lavoro considerevole deve essere svolto nell'abituare i cacciatori a svolgere la loro attività secondo tempi e modi idonei alla gestione ambientale. I metodi utilizzati per eseguire i controlli diretti sono molteplici: alcuni prevedono il tiro su animali messi in movimento, altri su animali quasi fermi.

La spinta degli animali con battitori senza cani si chiama "battuta" o "cacciarella"; quella con i cani si dice "braccata". Se si riesce a smuovere gli ungulati senza disturbarli troppo questi arrivano con poco impeto alle poste, facilitando i tiri. L'utilizzo dei cani si rende indispensabile quando le caratteristiche del territorio sono tali che il solo uso dei battitori non permetterebbe di spingere un numero sufficiente di esemplari.

Si raccomanda l'utilizzo di cani appositamente addestrati e impiegati esclusivamente per questo tipo di caccia. I cani devono essere di un'unica razza affinché siano omogenei per tipo di lavoro, velocità e resistenza. Quando si utilizzano cani di scarso valore, talvolta poco addestrati, mirando più al frastuono provocato che al lavoro svolto, si ottiene la fuga di specie non bersaglio, i cani lanciati all'inseguimento possono perdersi o, se rimangono isolati dal resto della muta, possono essere più facilmen-

te attaccati dal cinghiale. Il numero degli ausiliari da utilizzare può variare dai 3 ai 12. Prima di liberarli è preferibile localizzare la presenza dei selvatici tramite l'utilizzo di un unico cane detto "limiere" per evitare sciolte nei luoghi dove non ci sono animali. In Toscana è consuetudine che il capocaccia "ormi", cioè percorra il perimetro della zona per individuare le tracce fresche che entrano e escono dalla zona di battuta.

La "girata" è un antico sistema di caccia non molto diffuso in Italia; ha un impatto meno forte sul territorio e sulla fauna e fornisce ottimi risultati se valutata in termini di rapporto tra sforzo praticato e risultati ottenuti. Il conduttore di un unico cane traccia le recenti vie di entrata dei cinghiali nella zona di rimessa. In tale modo si stabiliscono le poste utili ponendole nei punti di passaggio degli animali. In seguito, se il terreno lo consente, il cane tenuto a corda lunga segue la traccia per spingere i selvatici verso le poste. Di solito i cinghiali escono vicino alle poste al passo o al piccolo trotto seguendo i sentieri abituali.

Nel caso della "cerca" il cacciatore singolo cerca gli animali per eseguire il tiro o è fermo all'"aspetto" eseguendo tiri da postazioni elevate situate in prossimità dei luoghi di alimentazione.

Nelle aree protette si preferisce utilizzare trappole mobili o recinti di cattura. I sistemi sono fortemente selettivi catturando in numero maggiore giovani, piccoli e femmine (le classi sociali che i piani di gestione vogliono controllare). L'efficacia è solitamente alta, anche se il numero di animali catturati dipende dalle disponibilità alimentari. Le risorse trofiche variano da una stagione all'altra con picchi di maggiore abbondanza in tarda estate per gli ambienti medi-

terranei e a metà inverno nelle regioni a clima continentale; in tali periodi è naturale aspettarsi rese basse.

All'interno di un piano di gestione deve essere indicata, fra le altre informazioni, la densità ottimale; per avere una misura della densità della popolazione è possibile utilizzare il numero di capi abbattuti per km<sup>2</sup>. Tali dati sono relativamente attendibili se si ha l'accortezza di paragonare sforzi di caccia simili, ovvero svolti da operatori con esperienza e capacità confrontabili utilizzati per lo stesso numero di azioni di caccia.

La densità può essere stabilita anche sulla base dei danni che il cinghiale causa alle colture agrarie, calcolando anche la messa in opera degli interventi di prevenzione. È opportuno creare mappe del rischio di danneggiamento correlando i danni con i parametri ambientali, lo sforzo di caccia e le attività di prevenzione.

Fra i metodi di prevenzione rientrano i foraggiamenti dissuasivi, eseguiti con lo scopo di distogliere l'attenzione degli animali dalle colture inducendoli a frequentare un ambiente che offre anche protezione e rifugio. Col foraggiamento il bosco diventa un habitat frequentato anche nelle stagioni in cui la sua offerta alimentare naturale sarebbe scarsa. È importante scegliere accuratamente sia il periodo, in modo da sincronizzarsi con i tempi di maturazione delle colture da proteggere, sia le modalità di distribuzione dell'alimento, cercando di evitare concentrazioni di animali tali da causare problematiche di altra natura (bracconaggio, danni al bosco, trasmissione di patologie ecc.). Un'altra possibilità è quella della destinazione di piccoli appezzamenti di terreno agricolo alla coltivazione di colture a perdere. In questo tipo di interventi è essenzia-



le individuare correttamente le aree da coltivare, che devono essere localizzate ai margini del bosco, o addirittura al suo interno, ed in prossimità delle aree in cui gli animali si nascondono o trascorrono la notte (zone di rimessa). È necessario lavorare e fertilizzare adeguatamente i terreni e, secondo le normali pratiche agricole, attuare una rotazione delle colture, avendo cura di utilizzare le varietà precoci per le parcelle poste in mezzo al bosco, dove la scarsa qualità del suolo e la ridotta insolazione tendono a ritardare lo sviluppo della vegetazione.

Per prevenire i danni da cinghiale alle coltivazioni agricole e forestali sono stati sperimentati metodi di diversa natura (olfattiva, acustica, meccanica, elettrica); i più efficienti sono le recinzioni meccaniche o elettriche di porzioni di territorio. I dissuasori di tipo chimico sono sostanze repellenti che agiscono sul sistema olfattivo o gustativo del cinghiale; sono applicati estensivamente sulle colture annuali e individualmente nel caso delle piante da frutto o dei vigneti. Sono caratterizzati da una buona efficacia limitatamente ai giorni successivi all'applicazione, trascorsi i quali l'effetto repulsivo diminuisce sensibilmente, sia per l'insorgere di una certa assuefazione da parte degli animali, sia per il dilavamento del prodotto operato dagli agenti atmosferici. La prevenzione di tipo acustico ha lo scopo di creare una situazione di insicurezza per gli animali e viene realizzata secondo differenti modalità: cannoncini ad aria compressa, detonatori a salve, apparecchi radio a frequenza programmabile o registratori che diffondono il segnale d'allarme che emettono i cinghiali quando si trovano in situazioni di pericolo. Anche in questo caso, l'efficacia del metodo si dimostra limitata nel tempo: dopo pochi giorni si osservano i



**Fig. 2.** Branco di cinghiali in terreni a vocazione agro-silvo-pastorale in area appenninica. Sullo sfondo si osservano i danni arrecati al cotico erboso dall'attività di grufolamento (foto A. Grazzini).

primi fenomeni di assuefazione e, in breve tempo, gli animali finiscono per ignorare del tutto il rumore.

Motivazioni di carattere tecnico, economico ed ecologico rendono svantaggiosa la protezione di vaste superfici mediante recinzioni che, a causa del notevole sviluppo, diverrebbero economicamente troppo onerose e praticamente difficili da gestire. Solitamente, quando si decide di mettere in opera un recinto si preservano le colture di maggiore pregio, quasi sempre distribuite su appezzamenti poco estesi, anziché proteggere grosse estensioni di colture a bassa redditività. I recinti permanenti costruiti con pali e rete metallica comportano costi di impianto molto elevati e possono risultare di ostacolo alle lavorazioni agricole. Sebbene risultino idonei per la protezione di ridotti appezzamenti di particolare pregio (vivai, orti), gli elementi che ne rendono sconsigliabile l'uso diffuso e su ampie superfici, oltre al costo, sono l'impatto paesaggistico e, soprattutto, quello ecologico poiché rappresentano una limitazione ar-

tificiale agli spostamenti degli animali selvatici. I recinti elettrici sono costituiti da due o tre fili elettrificati posti ad un'altezza fra i 10 e i 60 cm da terra, fissati ad una serie di paletti di sostegno con isolatori. Le apparecchiature emettono impulsi brevi e ad alto voltaggio, che consentono di conservare l'efficacia dei recinti anche nel caso di corto circuiti. Il sistema di elettrificazione è costituito da batterie a 12 V oppure da pannelli solari o può essere collegato direttamente con una linea elettrica. L'efficienza dei recinti elettrificati, potenzialmente elevata, è legata ad una scrupolosa e regolare opera di ispezione e manutenzione. I costi di acquisto ed installazione delle strutture sono piuttosto elevati, ma in compenso la loro durata nel tempo è considerevole.

Troppo spesso si applicano metodi senza prevederne la verifica e la convalida dell'efficacia. In materia di caccia, sovente ci si affida più alle sensazioni di soddisfazione di chi pratica l'attività venatoria, piuttosto che ricercare un cri-

terio oggettivo. In tale modo le opere possono essere fortemente influenzate dalle stagioni e dai cicli biologici degli animali. Per le attività di gestione del cinghiale si raccomanda l'utilizzo di indicatori quali la variazione dei danni e l'analisi dei carnieri. È fondamentale che i dati raccolti siano con-

sultabili mediante un Sistema Informatico Territoriale che permetta di poter scorporare i dati riferendo- li alle aree. L'efficacia delle opere di gestione faunistica dipende strettamente dalla collaborazione della popolazione. Più di una volta operazioni di liberazione di lepre o recinti di ambientamento non han-

no dato i risultati sperati perché qualcuno ha liberato i cani o sparato quando e dove non era opportuno. Il "segreto" di molte attività gestionali, infatti, risiede proprio nella capacità di instaurare rapporti interpersonali stabili e di reciproca fiducia fra i gestori faunistici i conduttori dei fondi e i cittadini.

## Bibliografia

- CAVALLINI P., BANTI P., 1999. *I danni causati dal cinghiale e dagli altri ungulati alle colture agricole. Stima e prevenzione*. Arsia, Firenze, 37 pp.
- DALL'ANTONIA L., GORRERI L., GRAZZINI A., 1998. *Un'operazione di riequilibrio faunistico nel parco: la cattura dei cinghiali*. Ente parco regionale Migliarino San Rossore Massaciuccoli. Pisa, 36 pp.
- FERRI M. (Ed.), 1998. *Il cinghiale calamità o risorsa? Quaderni di gestione faunistica n. 2*. Provincia di Modena, 48 pp.
- GORRERI L., MOSCARDINI G., 1997. *I danni alle colture agrarie dalla fauna selvatica nei parchi naturali*. Ente parco regionale Migliarino San Rossore Massaciuccoli. Pisa, 68 pp.
- MONACO A., FRANZETTI B., PEDROTTI L., TOSO S., 2003. *Linee guida per la gestione del Cinghiale*. Min. Pol. Agr. e For. - INFS. Modena, 116 pp.
- MASSETTI M., 2004. *Fauna toscana. Galiformi non migratori, Lagomorfi e Artiodattili*. ARSIA, Firenze, 312 pp.
- SANTILLI F., MORI L., GALARDI L. (Eds.), 2002. *La prevenzione dei danni alle colture da fauna selvatica. Gli ungulati: metodi ed esperienze*. Arsia, Firenze, 78 pp.
- TOSO S., PEDROTTI L., 2001. *Linee guida per la gestione del Cinghiale (Sus scrofa) nelle aree protette. Quad. Cons. Natura, 2*, Min. Ambiente - INFS. Modena, 61 pp.

# BIOLOGIA AMBIENTALE

**Manoscritti.** I lavori proposti per la pubblicazione nella sezione *Lavori originali* vengono sottoposti a referee. Compatibilmente con il loro contenuto, devono essere suddivisi nei seguenti capitoli: Introduzione, Materiali e metodi, Risultati, Discussione, Conclusioni, Ringraziamenti (opzionale), Bibliografia. Le rassegne (*review*) possono essere strutturate diversamente, a discrezione dell'autore. 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*. Quest'ultima, essendo finalizzata allo scambio di informazioni, idee ed esperienze, accoglie anche lavori che non soddisfano interamente i requisiti dei *Lavori originali* e che, perciò, non sono sottoposti a referee.

**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.** Sono richiesti solo per i *Lavori originali*. Il riassunto (lunghezza massima 250 parole) deve sintetizzare lo scopo dello studio, descrivere la sperimentazione, 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, possono essere inserite direttamente nel testo. Le tabelle 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 8 cm (una colonna) o 17 cm (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., SAENDER 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.

# NUOVE NORME PER GLI AUTORI

**Proposte di pubblicazione.** Gli articoli devono essere inviati in formato digitale a [biologia.ambientale@cisba.it](mailto:biologia.ambientale@cisba.it). Qualora le eccessive dimensioni dei file non ne consentano l'invio per posta elettronica, inviare i singoli file in messaggi separati, oppure inviare per posta ordinaria il supporto magnetico a: Redazione di Biologia Ambientale, c/o Giuseppe Sansoni, viale XX Settembre 148 - 54033 Carrara (MS).

Dopo una preliminare valutazione redazionale, i manoscritti saranno sottoposti alla lettura di revisori scientifici; 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 in corsivo e, alla loro prima occorrenza, scritti per esteso e seguiti dal nome dell'autore, anche abbreviato (es. *Arvicola terrestris* Linnaeus, 1758, oppure *Arvicola terrestris* L.). Nelle occorrenze successive, il genere può essere sostituito dalla sola iniziale e il nome dell'autore può essere omissso (es. *A. terrestris*). Per i **nomi volgari** dei generi e delle specie usare l'iniziale minuscola (es. l'arvicola, l'arvicola terrestre); per le categorie tassonomiche superiori al genere usare l'iniziale maiuscola quando sono intese in senso sistematico (es. sottofamiglia Arvicolinae, fam. Muridae o Muridi), mentre quando sono intese nel senso comune è preferibile usare l'iniziale minuscola (es. i mammiferi, i cladoceri, le graminacee).

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 lavorativi; 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'articolo in formato PDF, utilizzabile per riprodurre il numero desiderato di estratti.

**Formato dei file.** Per assicurare la compatibilità con i programmi di videoscrittura e di impaginazione, il file va inviato in formato Microsoft® Word (\*.DOC, preferibilmente salvato nel formato della sua penultima versione commerciale) o Rich Text Format (\*.RTF). I grafici saranno stampati in bianco e nero; 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 Microsoft® 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 (con risoluzione minima 300 dpi e base 8 o 17 cm). Per formati di file diversi da quelli sopra indicati, precisare il software utilizzato. **Importante:** i grafici e le illustrazioni inseriti in un file DOC 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](mailto:biologia.ambientale@cisba.it)).

**Foto di copertina.** Oltre alle illustrazioni a corredo del proprio articolo, gli autori possono inviare una o più foto (complete di una breve didascalia, dell'anno e del nome dell'autore della foto stessa e preferibilmente attinenti al lavoro presentato) candidate alla copertina della rivista. La redazione si riserva di scegliere, tra le foto pervenute, quella che ritiene più adatta al numero in uscita.

# BIOLOGIA AMBIENTALE

Poste Italiane s.p.a. - Spedizione in abbonamento postale - D.L. 353/2003  
(conv. in L. 27/02/2004 n. 46) art. 1, comma 2, DCB - Reggio Emilia

**Volume 22**  
**Numero 2**  
**Dicembre 2008**

## SOMMARIO

### Lavori originali

- 3 NARDINI A., SANSONI G., SCHIPANI I., CONTE G., GOLTARA G., BOZ B., BIZZI S., POLAZZO A., MONACI M. - **Problemi e limiti della Direttiva Quadro sulle Acque. Una proposta integrativa: FLEA (FLuvial Ecosystem Assessment)**
- 19 AMORI G., REICHEGGER D., IERADI L.A., ZERUNIAN S., CRISTALDI M. - **I micromammiferi del Parco Nazionale del Circeo. I. Analisi faunistica**
- 27 IERADI L.A., FIACCO S., ANNESI F., ZERUNIAN S., CRISTALDI M. - **I micromammiferi del Parco Nazionale del Circeo. II. Studio di fattibilità per il monitoraggio genotossico**
- 35 FORNERIS G., MERATI F., PASCALE M., PEROSINO G.C. - **Confronto tra i metodi di determinazione dello stato delle comunità ittiche proposti in Italia (bacino del Serchio, Provincia di Lucca)**
- 47 BONADONNA L., CATALDO C., SEMPRONI M. - **Determinazione di *Escherichia coli* in acque sotterranee con un metodo rapido automatizzato**

### Informazione & documentazione

- 55 GUILIZZONI P., GERLI S. - **La paleolimnologia: una scienza al confine tra geologia e paleontologia**
- 64 MANCA M., VISCONTI A., DE BERNARDI R. - **Lo zooplankton del Lago Maggiore nel quinquennio 2003-2007: tendenze evolutive ed eccezioni alla luce dei cambiamenti globali**
- 73 CARRADORI R. - **Biologia e gestione delle specie problematiche: il cinghiale**