



Centro  
Italiano  
Studi di  
Biologia  
Ambientale

# BIOLOGIA AMBIENTALE

ISSN 1129-504X

Volume 19

Numero 1

Ottobre 2005

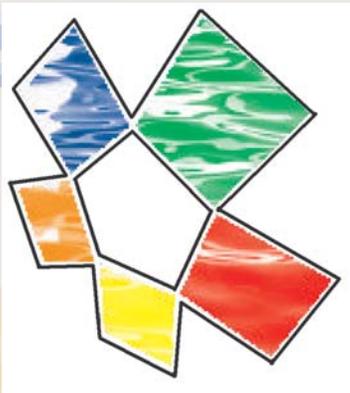


**APAT**  
Agenzia per la Protezione  
dell'Ambiente e per i  
Servizi Tecnici



**APPA TRENTO**

Atti del Seminario



## Classificazione ecologica delle acque interne

Applicabilità della Direttiva  
2000/60/CE

Trento, 12-13 febbraio 2004



**CISBA**  
Centro Italiano Studi di  
Biologia Ambientale

a cura di G.N. Baldaccini e G. Sansoni



# BIOLOGIA AMBIENTALE

Pubblicazione del C.I.S.B.A., vol. 19, n. 1/2005

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

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

DIRETTORE RESPONSABILE: **Rossella Azzoni**

REDAZIONE:

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

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

**Gilberto N. Baldaccini** GBaldaccini@libero.it redattore

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

## Comitato Scientifico

**Roberto ANTONIETTI**

Dip. Scienze Ambientali, Univ. di Parma

**Natale Emilio BALDACCINI**

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

**Roberto BARGAGLI**

Dip. Scienze Ambientali, Univ. di Siena

**Antonio DELL'UOMO**

Dip. di Botanica ed Ecologia, Univ. di Camerino

**Silvana GALASSI**

Dip. di Biologia, Università di Milano

**Pier Francesco GHETTI**

Dip. Scienze Ambientali, Univ. Cà Foscari, Venezia

**Stefano LOPPI**

Dip. Scienze Ambientali, Univ. di Siena

**Sergio MALCEVSCI**

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

**Maurizio G. PAOLETTI**

Dip. di Biologia, Univ. di Padova

**Luciano SANTINI**

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

**Paolo Emilio TOMEI**

Dip. Agronomia e gestione agroecosistema, Univ. di Pisa

**Mariagrazia VALCUVIA PASSADORE**

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

**Pierluigi VIAROLI**

Dip. Scienze Ambientali, Univ. di Parma

**Luigi VIGANÓ**

IRSA - CNR, Brugherio MI

**Sergio ZERUNIAN**

Parco Nazionale del Circeo, Sabaudia (LT)

**Aldo ZULLINI**

Dip. di Biotecnologie e Bioscienze, Univ. Milano Bicocca

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

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

*Biologia Ambientale* è articolata in due sezioni:

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

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

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

Per iscriversi o per informazioni: Centro Italiano Studi di Biologia Ambientale, via Amendola 2, 42100 Reggio Emilia

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

[www.cisba.it](http://www.cisba.it)

[info@cisba.it](mailto:info@cisba.it)

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



**APAT**  
Agenzia per la Protezione  
dell'Ambiente e per i  
Servizi Tecnici



**APPA TRENTO**



**CISBA**  
Centro Italiano Studi di  
Biologia Ambientale

Atti del Seminario

# Classificazione ecologica delle acque interne

Applicabilità della Direttiva  
2000/60/CE

Trento, 12-13 febbraio 2004

Con il patrocinio di



**ARPA TOSCANA**



agenzia  
regionale  
prevenzione e  
ambiente dell'emilia-romagna

a cura di G.N. Baldaccini e G. Sansoni



## PRESENTAZIONE

Il Trentino è sempre stato all'avanguardia nell'applicazione degli indici biologici per la valutazione della qualità dei fiumi. Le prime applicazioni risalgono al 1979, quando furono monitorati tutti i corsi d'acqua principali della provincia con il metodo Verneaux & Tuffery, in occasione della stesura della Carta Ittica provinciale. Successivamente fu adottato il metodo EBI.

Con l'avvio, in collaborazione con il CISBA, dei corsi di formazione sul metodo EBI a Trento, e sulla base dell'esperienza maturata e del confronto tra esperti, si è potuta verificare l'efficacia del metodo e apportare significative e mirate modifiche per rendere il metodo più efficace.

Nel 1990, vista la difficoltà di assicurare un giudizio unico di qualità congruente, considerando le risposte degli indicatori chimico, microbiologico e biologico, i tecnici dell'Agenzia provinciale per la protezione dell'ambiente di Trento hanno perfezionato un metodo nuovo di valutazione delle acque che tenesse in considerazione i tre aspetti della qualità. Nacque così l'Indice Sintetico. Tale metodologia era di concezione avanzata e si basava sulla risoluzione di un nomogramma a tre variabili, fornendo come risultato un giudizio unico di qualità.

Verso la fine degli anni '90, quando il Ministero per l'Ambiente, con l'allora ministro Ronchi, avviò un processo di revisione delle norme di monitoraggio delle acque superficiali, la base concettuale dell'Indice Sintetico è stata presa ad esempio per la costruzione dell'indice basato sui macrodescrittori e la definizione del LIM, come poi previsto nel D.Lgs. n. 152/99. In sostanza, le indicazioni del decreto sono figlie dell'esperienza dell'APPA di Trento con l'Indice Sintetico.

Nel frattempo, ci si è mossi anticipando i tempi con la formulazione dell'indice IFF (Indice di Funzionalità Fluviale). Indice diverso dagli altri, perché non misura nulla, ma stima la funzionalità di un fiume sulla base di assunti e costrutti semeiotici. In tal modo è stato superato il vincolo deterministico del valore numerico ed è stata rivalutata la "semeiotica ambientale": percorso culturale avviato contemporaneamente e separatamente anche da altri enti (EPA americana, Agenzia ambientale inglese).

IFF e IBE sono stati inseriti dall'Unione Europea nell'elenco europeo dei metodi della direttiva 2000/60/CE, indicati "*best practice*", come riferimenti per la valutazione delle acque correnti. Attualmente, si è orientati verso lo studio di metodologie di indagine e valutazione dei fiumi basati su macrofite e periphyton, come richiesto dalla direttiva 2000/60/CE.

Il Trentino ha il merito di essersi distinto come precursore nel campo della bioindicazione sia in Italia che all'estero, ed è inserito, come rappresentante per l'Italia, nel circuito europeo del processo di intercalibrazione dei metodi biologici per le Ecoregioni Alpina e Centrale.

E' per tali ragioni che l'Agenzia, con l'appoggio fondamentale del CISBA con il quale collabora da oltre vent'anni, si è dimostrata disponibile nell'organizzare questo evento, che ha riscosso parecchio interesse negli oltre 400 uditori giornalieri e che ha visto una folta partecipazione alla sessione poster. Le tematiche trattate sono spesso risultate di grande spessore scientifico e di forte attualità, come del resto anticipato dagli obiettivi del convegno. Siamo certi che la pubblicazione degli atti assicurerà ad ogni partecipante uno strumento di lettura e consultazione, soprattutto in questo momento di passaggio da una regolamentazione del controllo tipizzata dalle singole normative nazionali ad uno comune per tutta l'Europa, assicurando, anche in questo campo, un linguaggio comune.

Il Direttore  
Agenzia provinciale per la protezione dell'ambiente di Trento  
Dott. Fabio Scalet



# Sommario

## *Sessione introduttiva*

<b>La Direttiva Quadro: linee generali ed impegni</b>	1
Claudio Fabiani	

## *Sessione ecoregioni ed ecotipi*

<b>Condizioni di riferimento per il recupero della qualità dei corsi d'acqua: il caso del torrente Enza</b>	9
Paoli Federica, Silvia Franceschini, Franco Sartore, Roberto Spaggiari, Pierluigi Viaroli	
<b>Prime esperienze di applicazione della WFD 60/2000: limiti e prospettive</b>	17
Maria Giovanna Braioni, Anna Braioni, Pier Francesco Ghetti, Gianpaolo Salmoiraghi, Maurizio Siligardi	
<b>Proposta di Linee Guida per il Biomonitoraggio di corsi d'acqua in ambiente alpino</b>	25
Maria Rita Minciardi, Gian Luigi Rossi, Rossana Azzollini, Gianna Betta, Elena Porro	
<b>L'applicazione dell'Indice di Funzionalità Fluviale nella pianificazione territoriale</b>	31
Marco Zanetti, Manuel Bellio, Diana Piccolo, Guglielmo Russino, Roberto Venzo	

## *Sessione Fauna*

<b>Ruolo dei macroinvertebrati bentonici nell'applicazione della Direttiva 2000/60/CE</b>	39
Roberto Spaggiari, Pietro Genoni	
<b>Qualità biologica e chimica di alcuni corsi d'acqua della provincia di Torino: effetti di condizioni estreme di portata</b>	47
Arianna Nicola, Francesca Bona, Stefano Fenoglio, Albino Defilippi	
<b>La classificazione biologica dei corsi d'acqua basata sui macroinvertebrati bentonici: sono necessari nuovi indici? Uno studio a livello locale</b>	53
Pietro Genoni	
<b>Ruolo della fauna ittica nell'applicazione della Direttiva Quadro</b>	61
Sergio Zerunian	

## *Sessione Vegetazione*

<b>Prospettive e problemi nello sviluppo di indici di qualità ecologica basati sul fitoplancton in relazione all'applicabilità della Direttiva 2000/60/CE</b>	71
Giuseppe Morabito	
<b>La comunità fitoplanctonica del lago Sirio di Ivrea</b>	81
Pannocchia Mario, Bona Francesca, Defilippi Albino	

<b>Ruolo delle Diatomee nell'applicazione della Direttiva Europea Quadro sulle acque</b>	87
Frédéric Rimet, Francesca Ciutti, Cristina Cappelletti, Luc Ector	
<b>Applicazione dell'Indice Diatomico EPI-D nella valutazione della qualità di corpi idrici piemontesi</b>	95
Bona Griselli, PierLuigi Fogliati, Maura Ghione, Francesca Pastoris, Carla Stivaletti, Francesca Bona, Guido Badino	
<b>Diatomee come indicatori della qualità biologica dei corsi d'acqua. EPI-D ed altri metodi europei a confronto: il caso studio del fiume Tevere</b>	103
Cristina Cappelletti, Francesca Ciutti, Alessandra Crippa, Laura Mancini, Maria Elena Beltrami, Elio Pierdominici, Antonio Dell'Uomo	
<b>Esperienze di studio della qualità biologica di corsi d'acqua italiani mediante l'uso delle diatomee</b>	109
Maurizio Battezzatore, Stefano Fenoglio, Luana Gallo, Lucio Lucadamo, Angelo Morisi	
<i>Sessione ecotossicologia e rischio ambientale</i>	
<b>Dal Decreto Legislativo 152/99 alla Direttiva Quadro: ruolo dell'Ecotossicologia</b>	117
Eros Bacci, Davide Baroni, Samantha Caneschi	
<b>Effetti di un impianto di depurazione sul fiume Tevere: tossicità su <i>Daphnia</i> e qualità biologica delle acque</b>	123
Daniela Mattei, Laura Mancini, Luciana Migliore, Lorenzo Tancioni, Stefano Cataudella	
<b>Valutazione biologica ed ecotossicologica di sedimenti fluviali. Un esempio di approccio integrato</b>	131
Silvia Marchini, Daniela Mattei, Alberto Sorace, Elio Pierdominici, Paolo Formichetti, Laura Mancini	
<i>Sessione Poster</i>	
<b>Il bacino idrografico del fiume Marta: caratterizzazione ecologica mediante l'utilizzo di indici biotici</b>	141
Domenico Venanzi, Ernesto Dello Vicario, Paolo Andreani	
<b>Applicazione dell'Indice di Funzionalità Fluviale (IFF) ad un fiume minore della pianura trevigiana: il Meolo</b>	147
Ornella De Ros, Mara Zanette, Maurizio Siligardi, Pier Francesco Ghetti, Paolo Negri, Paola Camuccio	
<b>Valutazione della qualità del fiume Pescara mediante l'applicazione dell'Indice di Funzionalità Fluviale (I.F.F.)</b>	153
Elona Xhebraj, Maria Silvia Bucci, Giovanna Martella	
<b>Prima caratterizzazione ecologica del fiume Trigno mediante l'applicazione dell'Indice Biotico Esteso (IBE) e dell'Indice di Funzionalità Fluviale (IFF)</b>	157
Maria Silvia Bucci, Concetta Tamburro, Annamaria Manuppella, Laurita Martone	

<b>L'utilizzo di subindici derivati dall'IFF per la caratterizzazione ed il monitoraggio degli ambienti fluviali</b>	161
Gian Luigi Rossi, Maria Rita Minciardi, Rossana Azzollini, Stefania Poma	
<b>Analisi multivariata dei dati di monitoraggio annuale del lago di transizione Miseno</b>	165
Fabrizia Giovinazzi, Claudia D' Avino, Giovanni La Magna, Pietro Mainolfi	
<b>Il Progetto Europeo STAR</b>	171
Renate Alber, Anna Mutschlechner, Stefania Covi, Alberta Stenico, Elisa Romanin	
<b>Il torrente Avisio a Soraga (Val di Fassa, Trentino): variazioni della qualità delle acque correlabili con l'attivazione di un impianto di depurazione biologica</b>	177
Raffaella Canepel	
<b>Studio sulla ricolonizzazione di un tratto di fiume Piave soggetto ad asciutte stagionali</b>	181
Marco Zanetti, Diana Piccolo, Paolo Turin, Manuel Bellio, Roberto Venzo	
<b>Qualità delle acque del torrente Boesio in relazione all'entrata in funzione del depuratore di Casalzuigno (VA)</b>	191
Valeria Roella, Cristina Borlandelli, Cortelezzi Stefano	
<b>Qualità delle acque idonee alla vita dei pesci: otto anni di applicazione del D. Lgs. 130/92 in Trentino</b>	197
Flavio Corradini, Cristina Cappelletti, Giovanna Flaim	
<b>Le carcasse di pesci come risorsa di energia nei sistemi fluviali</b>	201
Tiziano Bo, Stefano Fenoglio, Paolo Agosta, Marco Cucco	
<b>Presenza e distribuzione delle specie ittiche indigene ed esotiche nel territorio lombardo</b>	205
Michele Arcadipane, Antonio Dalmiglio, Andrea Fazzone	
<b>Utilizzo dell'approccio trofico-funzionale ad integrazione dell'I.B.E. nella valutazione delle comunità macrobentoniche fluviali: il caso del fiume Neto (KR)</b>	209
Lucio Lucadamo, Maurizio Battezzore, Angelo Morisi, Melania Castelli, Luana Gallo	
<b>Il bacino del fiume Agri: qualità biologica delle acque e funzionalità fluviale</b>	215
Teresa Trabace, Achille Palma, Nicola Vignola, Giovanna Martella, Annunziata Marraudino, Alessandro Merendino	
<b>Il popolamento fitoplanctonico dell'alto Lago di Garda: evoluzione nell'arco dell'ultimo decennio</b>	219
Giovanna Pellegrini, Catia Monauni, Sabrina Pozzi, Chiara Defrancesco	
<b>Contributo del biovolume algale alla valutazione dello stato trofico dei laghi: alcuni esempi di applicazione</b>	223
Sabrina Pozzi, Catia Monauni, Giovanna Pellegrini, Chiara Defrancesco	
<b>Indagine sperimentale sulla funzione filtro della fascia riparia</b>	227
Paolo Negri, Maurizio Siligardi, Pier Francesco Ghetti	
<b>Prima applicazione degli indici diatomici EPI-D ed IBD nel monitoraggio del Rio Picocca in provincia di Cagliari e confronto con l'IBE</b>	233
Maria Luisa Nughes, Maurizio Alvau, Cristina Cappelletti, Francesca Ciutti, Bruno Floris, Giovanna Madeddu, Viorica Monni, Mario Sau	

<b>Valutazione del carico genotossico presente nelle acque del lago Trasimeno mediante l'utilizzo di test in vivo e in vitro</b>	237
Claudia Pellacani, Elisa Branchi, Annamaria Buschini, Mariangela Furlini, Paola Poli, Carlo Rossi	
<b>Messa a punto di saggi semistatici di bioconcentrazione per il rilevamento di contaminanti in tracce (Cd) con specie ittiche (Cyprinus carpio, L.)</b>	241
Fernando Gelli, Bruno Floris, Federica Savorelli, Luciano Pregnolato, Donatella Palazzi, Francesco Venturini	
<b>Influenza del drift istantaneo sul campionamento nell'applicazione dell'I.B.E.</b>	245
Bruno Floris, Maurizio Alvau, Patrizia Dessì, Giovanna Madeddu, Viorica Monni, Maria Luisa Nughes, Mario Sau	

*Biologia Ambientale*, **19** (1): 1-8.

Atti del Seminario *Classificazione ecologica delle acque interne. Applicabilità della Direttiva 2000/60/CE*. Trento, 12-13 febbraio 2004. G.N. Baldaccini e G. Sansoni (eds.). Ed. APAT, APPA Trento, CISBA. Trento, 2005.

## La Direttiva Quadro: linee generali ed impegni

**Claudio Fabiani**

APAT Dipartimento Tutela Acque Interne e Marine, Via Vitaliano Brancati, 48 00144 Roma. Fax 06/5007 2221, [fabiani@apat.it](mailto:fabiani@apat.it)

### Riassunto

La direttiva 2000/60/CE, nota come Direttiva Quadro per le Acque (WFD: *Water Framework Directive*), definisce i principi generali e gli obiettivi per l'azione comunitaria in materia d'acque, le cui impostazioni sono in gran parte anticipate nella legislazione italiana dal D. Lgs. 152/99. Il quadro concettuale che sta alla base della WFD considera l'acqua non solo come risorsa indispensabile, ma anche come un patrimonio da tutelare e trasmettere alle generazioni future nelle migliori condizioni qualitative e di disponibilità possibili e, in ogni caso, in condizioni almeno non peggiori di quelle attuali.

L'obiettivo generale specifico ambientale di tale politica è il raggiungimento per tutti i corpi idrici di un Buono Stato Ecologico che rifletta buone condizioni di biodiversità e naturalità dei corpi idrici, di stato chimico-fisico e quantitativo. L'attuazione in Italia della direttiva quadro richiede la soluzione di alcuni problemi che riguardano l'organizzazione territoriale dei soggetti competenti per l'attuazione della norma all'interno dei Distretti dei bacini idrografici, l'adeguamento dei piani di bacino che dovranno essere dei piani di gestione delle risorse all'interno del territorio interessato, lo sviluppo e la standardizzazione di strumenti e metodi, soprattutto biologici, per la valutazione dello stato dei corpi idrici e la loro classificazione in termini di stato ecologico.

PAROLE CHIAVE: direttiva quadro sulle acque / politica comune sulle acque / distretti di bacini idrografici / piani di bacino / stato ecologico dei corpi idrici

### The Water Framework Directive: general objectives and national commitment

The directive 2000/60/EC, called Water Framework Directive, establishes a framework for Community action in the field of water policy. The basic principles and the objectives of the directive were largely anticipated into the Italian legislation with the legislative decree 152/99. Water is assumed to be not a simple commercial resource but an heritage to protect and transfer to future generation at the best qualitative and quantitative conditions.

The general objective of such a policy is the achievement of a good ecological status for all water bodies, corresponding to good conditions to support biodiversity and natural status and a good chemical, physical and quantitative status. The enforcement of the WFD in Italy need to overcome some basic issues related to the definition of River Basin Districts incorporating all authorities involved in the implementation of the legal act, the adoption of River Basin Management Plans for water resources and the development of methods and standardized best practices to assess the water bodies quality and classify them according to their ecological status.

KEY WORD: framework directive for water policy / Community water policy / river basin districts / river basin management plan / ecological status of water bodies

### PREMESSA

Gli Stati membri dell'Unione Europea, dopo una lunga elaborazione, iniziata negli ultimi anni ottanta, hanno adottato la direttiva 2000/60/CE nota come Direttiva Quadro per le Acque (WFD: *Water Framework Directive*) che definisce i principi generali e gli obiettivi per l'azione comunitaria in materia d'acque.

Anticipando l'emanazione della Direttiva Quadro, con il D. Lgs. 152/99, l'Italia si è dotata di uno

strumento normativo che condivide in larga misura impostazioni ed obiettivi della direttiva stessa, pur non integrandone tutte le innovazioni nelle norme nazionali.

Il recepimento della normativa sarebbe dovuto avvenire entro il 31 dicembre 2003, ma la complessità d'alcuni adempimenti formali, quali l'individuazione dei Distretti di bacini come unità territoriali dove sviluppare il Piano di gestione delle risorse e la necessità

**Tab. I.** Tempi previsti dalla Direttiva Quadro per la sua attuazione.

Anno	Adempimento
2000	Emanazione Direttiva WFD
2003	Recepimento nella normativa nazionale. Identificazione Distretti di Bacino Idrografico e Autorità Competenti
2004	Caratterizzazione corpi idrici. Identificazione corpi idrici fortemente modificati. Analisi Pressioni e Impatti e identificazioni dei siti a rischio per il raggiungimento degli obiettivi. Registro Aree Protette. Avvio analisi economica. Registro dei siti d'intercalibrazione
2006	Programmi di monitoraggio operativi per i siti a rischio per il raggiungimento degli obiettivi
2007	Cessazione di Direttive pregresse: 75/440/CE (acque potabili), decisione 77/795 CE (scambio informazioni), 79/869/CEE (metodi di misura)
2008	Pubblicazione Bozze Piani di Bacino e Prima classificazione corpi idrici (bozza)
2009	Piani di Bacino e classificazione dello stato ecologico dei corpi idrici. Programmi di Misure per ogni Distretto di bacino idrografico
2013	Cessazione di Direttive: 78/659/CEE (pesci), 79/923/CEE (molluschicoltura), 80/68/CEE (sotterranee), 76/464/CEE (sostanze pericolose)
2015	Raggiungimento degli Obiettivi: BUONO Stato Ecologico
2016	Invio Piani di Bacino a Commissione UE
2020	Cessazione d'ogni scarico, emissione e rilascio di sostanze pericolose prioritarie

di integrare la nuova direttiva sia con il citato decreto legislativo ma anche con alcune fondamentali leggi nazionali (la legge 18 maggio 1989 "Norme per il riassetto organizzativo e funzionale della difesa del suolo" che istituisce i bacini idrografici e la legge 36 del 5 gennaio 1994 "Disposizioni in materia di risorse idriche" che definisce gli Ambiti Territoriali Ottimali), lo hanno impedito. Il recepimento, comunque, è atteso nell'anno 2005.

## OBIETTIVI

Il quadro concettuale che sta alla base della WFD considera l'acqua non solo come risorsa indispensabile, ma anche come un patrimonio da tutelare e trasmettere alle generazioni future nelle migliori condizioni qualitative e di disponibilità possibili e, in ogni caso, in condizioni almeno non peggiori di quelle attuali.

La fornitura idrica è inoltre un servizio d'interesse generale e ne devono essere garantiti gli usi prioritari per il consumo umano, tenendo conto che –sebbene l'acqua sia una risorsa rinnovabile– solo un'aliquota della disponibilità teorica, derivante dai processi natu-

rali, è effettivamente utilizzabile.

L'acqua inoltre è il sostegno di un insieme complesso d'ecosistemi acquatici e terrestri particolarmente fragili lungo le coste, alle foci dei fiumi e nei golfi e mari relativamente chiusi come il Mediterraneo. Il buono stato di salute di questi ecosistemi è un indice evidente di buona qualità delle acque.

Quest'insieme di considerazioni è alla base dei principi e degli obiettivi delle norme quadro che la Comunità si è data per sviluppare una coerente politica di tutela, risanamento e uso delle risorse. Gli obiettivi fondamentali di questa politica sono quindi:

- impedire l'ulteriore deterioramento delle risorse, proteggendo e migliorando lo stato di tutti i corpi idrici superficiali e sotterranei perché conservino le loro capacità d'autodepurazione e di sostegno a comunità animali e vegetali ampie e ben diversificate;
- garantire l'uso sostenibile delle risorse, per gli obiettivi del consumo umano e delle attività produttive, fondato sulla protezione a lungo termine;
- sviluppare la protezione delle risorse attraverso specifiche misure che integrino le limitazioni agli scarichi, emissioni e rilasci, in particolare delle sostanze pericolose prioritarie, con altre misure per la protezione dei corpi idrici recettori, in particolare per le acque sotterranee;
- contribuire, infine, a mitigare gli effetti delle inondazioni e delle siccità.

L'obiettivo generale specifico ambientale di tale politica è il raggiungimento per tutti i corpi idrici di un Buono Stato Ecologico che rifletta buone condizioni di biodiversità e naturalità dei corpi idrici, di stato chimico-fisico e quantitativo. Tale obiettivo deve essere raggiunto nel 2016 secondo una scala temporale molto precisa di fasi intermedie (Tab. I).

## DISTRETTI DI BACINI IDROGRAFICI

Sono le unità in cui si suddivide il territorio nazionale per attuare la Direttiva attraverso lo strumento operativo costituito dai Piani di bacino per la gestione e tutela delle risorse.

Molti Stati Membri della UE hanno già identificato i Distretti (Tab. II).

In Italia è in corso una prima valutazione al fine di integrare nella composizione dell'autorità di distretto le molte istituzioni che hanno attualmente competenze in materia d'acque: le regioni, le autorità di bacino nazionali, interregionali e regionali, gli enti gestori degli Ambiti Territoriali Ottimali.

Dovranno inoltre essere definite in tempi brevi le caratteristiche dei distretti (estensione, risorse), lo stato giuridico e le competenze giuridiche e amministrative.

Inoltre l'Italia è interessata anche al problema dei

**Tab. II.** I Distretti di bacini già individuati nella UE.

Stato	N° Distretti di Bacini	N° Distretti Internazionali
Austria	3	3
Belgio: Fiandre	2	2
Rep. Ceca	3	3
Germania	10	6
Danimarca	13	0
Estonia	1	1
Spagna	15	4
Finlandia	8	5
Francia	12	4
Ungheria	1	1
Irlanda	7	3
Lituania	4	4
Lettonia	4	4
Olanda	4	4
Norvegia	14	2
Polonia	2	2
Portogallo	8	4
Romania	1	1
Svezia	5	2
Slovenia	2	2
Rep. Slovacca	2	2



**Fig. 1.** Bacini idrici nazionali.

bacini internazionali condivisi con Stati Membri della UE come l’Austria (Danubio), la Francia (Roia, Po) la Slovenia (Isonzo, Rosandra e d’Ospo), ma anche con la Svizzera (Danubio, Reno, Adige e Po) con cui si dovranno concordare i rapporti per l’attuazione della direttiva.

Difatti sono operativi due schemi “nazionali” di suddivisione dei corsi d’acqua in bacini di interesse nazionale di cui si dovrà tener conto nella individuazione dei distretti: i bacini idrici nazionali (Fig. 1), che interessano solo una parte del territorio, e i compartimenti idrografici (Fig. 2) che coprono tutto il territorio.

Lo strumento operativo previsto è il Piano di Bacino in cui s’integrano tutti gli obiettivi, gli strumenti e le misure necessarie per raggiungere gli obiettivi ambientali.

**I PIANI DI BACINO**

I bacini idrografici sono le unità territoriali più significative per l’analisi del ciclo idrico e la valutazione delle dinamiche d’interazione tra le diverse tipologie di corpi idrici superficiali, sotterranei e costieri e delle relazioni tra le cause generatrici dei fenomeni di alterazione, le pressioni, lo stato e gli impatti sulla risorsa nonché l’analisi sull’efficacia o insufficienza delle risposte.

La direttiva quadro individua specifiche fasi operati-



**Fig. 2.** Compartimenti idrografici.

ve per l'elaborazione dei Piani di Bacino. A partire dalla caratterizzazione dei bacini idrografici e dal censimento e la valutazione dello stato di qualità dei corpi idrici appartenenti alle tipologie dei fiumi, laghi, acque marino costiere e di transizione, corpi idrici artificiali e acque sotterranee, il Piano di Bacino dovrà prevedere una analisi delle pressioni e degli impatti, gli usi potabili, i programmi di tutela delle acque e di monitoraggio, gli obiettivi di qualità, l'identificazione delle aree protette e l'analisi economica mirata al recupero integrale dei costi.

Le acque sotterranee sono trattate dalla direttiva in termini di qualità chimica e di quantità per gli aspetti d'interazione con i corpi idrici artificiali che possono compromettere la qualità ecologica di questi ultimi. I programmi di monitoraggio e le misure operative per queste acque devono tendere soprattutto all'inversione dei trend di sviluppo dell'inquinamento da sostanze pericolose.

È in atto l'elaborazione di una direttiva figlia dedicata alla qualità delle acque sotterranee.

Dovranno essere sviluppati programmi addizionali per i corpi idrici a rischio per il raggiungimento degli obiettivi di qualità, in particolare in presenza di inquinanti prioritari.

Infine si evidenzia la necessità di sviluppare adeguati sistemi informativi all'interno dei Piani di bacino al fine di garantire relazioni periodiche sui risultati e la partecipazione di tutti i soggetti pubblici e privati per favorire la condivisione degli obiettivi e garantire la trasparenza delle azioni intraprese.

Anche per questi aspetti è in atto l'elaborazione di una direttiva per il *reporting*.

Molto rilievo è dedicato alla necessità di integrare questa strategia per la tutela delle acque con gli obiettivi delle principali direttive volte alla tutela degli ecosistemi e quindi alle direttive sulle Acque Potabili e per il Consumo umano, Balneazione, Pesci e Molluschi, Nitrati, Trattamento Acque reflue urbane, Sostanze pericolose, Habitat, Uccelli, Trasmissione delle Informazioni.

Questa impostazione è già prevista, nel suo complesso, dal decreto legislativo 152/99 che, oltre a recepire due importanti direttive come quelle per i nitrati e le acque reflue urbane e includere i requisiti previsti dalle direttive sulle acque idonee alla vita dei pesci e dei molluschi, le acque potabili e di balneazione, definisce le metodologie per la caratterizzazione di bacini idrografici e l'istituzione di uno specifico strumento operativo –il Centro di Documentazione– in cui si realizzi uno stretto coordinamento tra le varie autorità competenti in tema di acque.

Ci si rende conto che la massa di lavoro richiesta è consistente ma che, senza una base di conoscenze

significative, appare difficile pensare ad una pianificazione sostenibile delle risorse.

## LA QUALITÀ ECOLOGICA DELLE RISORSE IDRICHE

Tra gli elementi più innovativi delle norme quadro citate vi sono gli obiettivi di qualità per le diverse tipologie di corpi idrici e una nuova concezione del monitoraggio e dei controlli.

Gli obiettivi di qualità, assunti come riferimento per la pianificazione delle misure di prevenzione, tutela e risanamento, evidenziano l'attenzione rivolta ai corpi recettori (approccio combinato) e riguardano lo stato di tutte le componenti costituenti il corpo idrico e quindi gli elementi caratteristici dell'ecosistema connesso: acqua, sedimenti, biota ma anche morfologia, funzionalità e quantità.

Conseguentemente gli indirizzi del monitoraggio sono profondamente mutati e il monitoraggio in sé diventa uno strumento di pianificazione e di verifica dell'efficacia delle misure di tutela e risanamento.

La protezione integrale dell'ambiente richiede un sistema di controllo ambientale che, pur non rinunciando alla verifica delle conformità a limiti e prescrizioni (*modello prescrizione/controllo*), sia prevalentemente orientato all'acquisizione di dati e informazioni validate per aggiornare continuamente la conoscenza dello stato e della dinamica evolutiva dell'ambiente e verificare la validità dei modelli interpretativi e degli obiettivi di pianificazione degli interventi di prevenzione, tutela e risanamento (*modello controllo/conoscenza*) in un quadro di gestione razionale e sostenibile della risorsa.

Pertanto i monitoraggi sono anch'essi orientati sul corpo recettore e si basano sull'analisi di indicatori e indici che forniscono informazioni integrate nello spazio e nel tempo relative a tutte le componenti che interagiscono nel corpo idrico (acqua, sedimenti e biota).

La valutazione dello stato delle acque superficiali è basata sulla determinazione di parametri e indici biologici specifici per le diverse tipologie di acque che definiscono lo stato ecologico del corpo idrico. La classificazione è inoltre sostenuta dalla determinazione di un significativo numero di parametri biologici, idromorfologici, chimici e fisici (Tab. III).

Per le acque sotterranee, oltre ai parametri chimici, dovranno essere definiti i dati di equilibrio quantitativo e il trend evolutivo a lungo termine.

I programmi di monitoraggio sono funzionali agli obiettivi ambientali e alla verifica delle misure intraprese. Pertanto andranno previsti sia un monitoraggio di sorveglianza su tutti i parametri da effettuarsi tra due successivi piani di bacino, sia programmi operativi mirati a verificare l'evoluzione positiva dei corpi idrici

che risultino a rischio per il conseguimento degli obiettivi ambientali. Questi programmi operativi saranno quindi mirati solo a quegli elementi di qualità che compromettono lo stato ecologico e saranno più frequenti e svolti all'interno di un piano di bacino. Sono previsti anche eventuali programmi di monitoraggio e di studio per chiarire fenomeni inquinanti non sufficientemente conosciuti.

I programmi dovranno essere specifici per le tipologie di corpi idrici caratteristiche di una determinata ecoregione, così come sono definite nella direttiva quadro. L'Italia è interessata da due ecoregioni: Alpina e Mediterranea.

Uno schema logico del processo previsto per definire i programmi di monitoraggio è rappresentato in figura 3. La necessità di definire le tipologie specifiche di un'ecoregione deriva dal particolare schema di classificazione previsto dalla direttiva quadro.

Gli Stati Membri della UE partecipano congiuntamente ad un programma comune per definire le tipologie al fine di realizzare una rete europea per l'intercomparazione dei diversi metodi nazionali in uso per la determinazione degli elementi di qualità che definiscono lo stato ecologico. A titolo di esempio nelle Tabelle IV e V sono indicate le tipologie individuate in prima ipotesi per l'ecoregione mediterranea.

Tab. III. Elementi di qualità per la determinazione dello stato ecologico

Elementi di Qualità		Frequenza min. di analisi
Biologici	Fitoplancton	6 mesi
	Macroalghe e angiosperme	3 anni
	Macroinvertebrati	3 anni
	Pesci	3 anni
Idromorfologici	Parametri morfologici	6 anni
	Parametri funzionali	6 anni
Chimici e Fisici	Condizioni Termiche	3 mesi
	Ossigenazione	3 mesi
	Nutrienti	3 mesi
	Altri inquinanti	3 mesi
	Sostanze Pericolose Prioritarie	1 mese

Una tipizzazione simile è stata proposta per le acque marine costiere, mentre per le acque di transizione –che possono essere annoverate come acque interne– non si hanno ancora identificazioni concrete di tipologie specifiche.

Le singole classi di Elementi di Qualità (EQ) devono essere analizzate sulla base delle loro specifiche peculiarità nel rispondere alle pressioni e impatti inquinanti, come indicativamente rappresentato nella tabella VI.

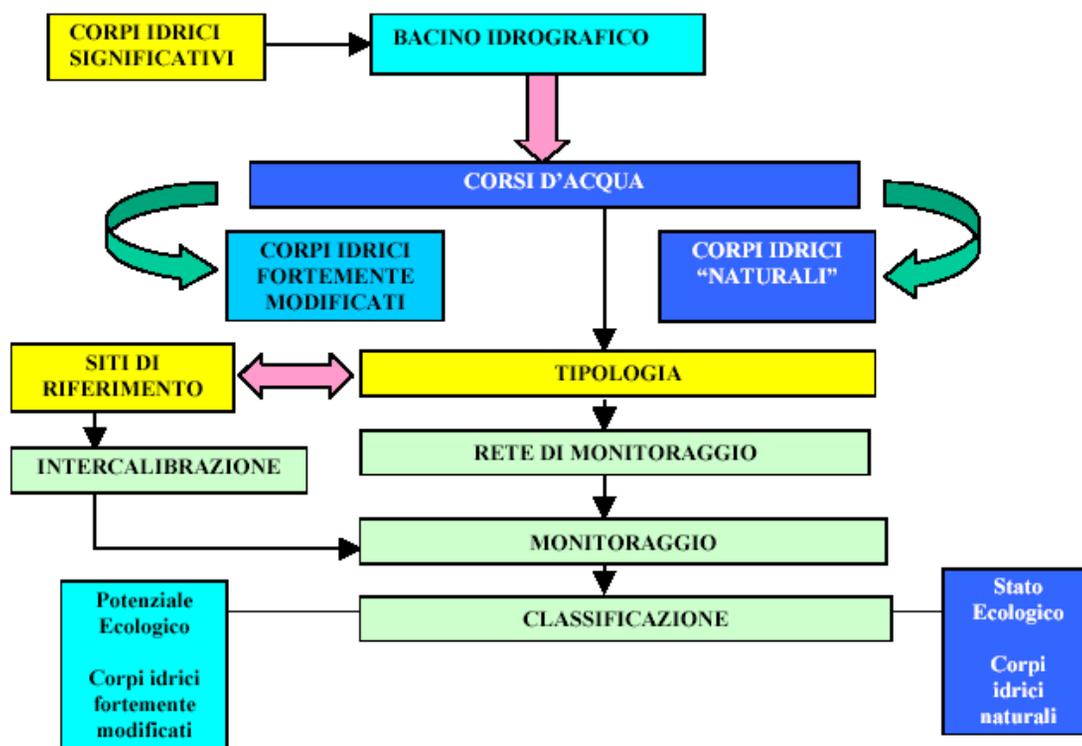


Fig. 3. Schema di sviluppo del monitoraggio secondo la direttiva 2000/60/CE.

Lo schema di classificazione prevista dalla direttiva quadro è basato sulla identificazione di siti di riferimento specifici per ogni categoria di corpo idrico, cui corrisponda uno stato ecologico elevato. Definiti tali siti, la direttiva quadro indica come criterio per l'attribuzione delle classi di stato ecologico buono, sufficiente, scarso e cattivo (Tab. VII), una stima dello scostamento percentuale del valore degli elementi di qualità biologici e dei parametri a supporto, dai valori che tali elementi di qualità assumono nel sito di riferimento, in un elevato stato ecologico, in assenza di livelli significativi di concentrazione degli inquinanti pericolosi. Si definisce un Rapporto di Qualità Ambientale o Environmental Quality Ratio (EQR) ed in base ad esso s'individua la classe di qualità. Lo Stato Ecologico è determinato dall'elemento di qualità classi-

ficato nello stato peggiore.

Nel caso in cui sono presenti determinati livelli di concentrazione di inquinanti pericolosi (tossici e/o ecotossici) essi non devono essere superiori a standard (in concentrazione) prefissati. Solo per lo stato ecologico elevato, le concentrazioni degli inquinanti di origine antropica devono essere prossime allo zero o non superiori al limite di rilevabilità delle metodologie analitiche più avanzate, e quelli di origine naturale coerenti con il livelli di fondo naturale.

#### CONCLUSIONI: LA SITUAZIONE ITALIANA

Nell' attesa del recepimento della direttiva quadro, che si prevede dovrà essere attuato non oltre la metà del 2006, si sono avviate in Italia una serie di iniziative che tendono ad adeguare la situazione nazionale ai

Tab. IV. Tipologie di laghi in ecoregione Alpina (L-AL) e Mediterranea (L-M)

Tipologia	Caratterizzazione	Altitudine (m)	Profondità media (m)	Geologia Alcalinità (meq/L)	Dimensione (km <sup>2</sup> )
L-AL3	Valle o media altitudine, profondo, alcalinità da moderata ad alta (influenza alpina), grande	50-800	>15	(>1) da moderata ad alta alcalinità	>0,5
L-AL4	Media altitudine, basso, alcalinità da moderata ad alta (influenza alpina), grande	200-800	3-15	(>1) alcalinità da moderata a alta	>0,5
L-M1	Pianura, basso, calcareo, grande	<200	3-15	(>1) Calcareo Alta alcalinità	>0,5
L-M5	Invaso, profondo, grande siliceo, pianura	<200	>15	Siliceo	>0,5
L-M7	Invaso, profondo, grande, siliceo, altitudine media,	200-800	>15	Siliceo	>0,5
L-M8	Invaso, profondo, grande, calcareo, altitudine intermedia	0-800	>15	(>1) Calcareo Alta alcalinità	>0,5

Tab. V. Tipologie dei fiumi in ecoregione Alpina (R-A) e Mediterranea (R-M).

Tipologia	Caratteristiche	Bacino (km <sup>2</sup> )	Altitudine (m) e geomorfologia	Geologia bacino	Flusso
R-A1	Da piccolo a medio, altitudine elevata, calcareo	10-1000	800-2500 massi/ciottoli	Alcalinità alta (non estremamente alta)	nivale
R-A2	Da piccolo a medio, altitudine elevata, siliceo	10-1000	500-1000 (max. altitudine > 3000; media > 1500), massi	Non-calcareo (graniti, metamorfiche). Alcalinità da media a bassa	nivale-glaciale
R-M1	Piccolo, altitudine media	10-100	200-800	Mista stagionale	Fortemente
R-M2	Medio, pianura	100-1000	< 6000	Mista stagionale	Fortemente
R-M3	Grande, pianura	1000-10000	< 600	Mista stagionale	Fortemente
R-M4	Piccolo/Medio Montagne mediterranee	10-1000	400-1500	Non siliceo(mista)	Stagionale, elevato trasporto sedimenti
R-M5	Piccolo, Mediterraneo, Temporaneo	10-100	< 300	Mista	Temporaneo

nuovi requisiti stabiliti dalla direttiva comunitaria.

L'attuazione del decreto legislativo 152/99 sulla tutela delle acque ha già permesso di definire una rete nazionale di monitoraggio sulla quale è in corso una prima classificazione dello stato ecologico dei corpi idrici. La rete di monitoraggio comprende tutte le classi di corpo idrico previste dalla direttiva e l'inquadramento della stima della qualità ecologica all'interno dei bacini idrografici.

Anche rispetto alla norma nazionale si punta a raggiungere un Buono stato ambientale entro il 2016 attraverso i Piani di gestione delle risorse nei bacini idrici e utilizzando il monitoraggio come strumento di verifica del conseguimento degli obiettivi e dell'efficacia delle misure di tutela e miglioramento attuate.

In particolare si stanno redigendo i Piani stralcio di tutela delle acque che dovranno essere disponibili entro

**Tab. VI.** Esempi di elementi di qualità in relazione alle pressioni ed impatti per laghi (L) e fiumi (R) in ecoregione alpina (AL) e mediterranea (M) (Italia).

Tipologie di fiumi e laghi mediterranei	Eutrofizzazione (Laghi)	Organici & Nutrienti (Fiumi)	Modificazioni di flusso
L- AL3	Fitoplancton Macrofite		
L- AL4	Fitoplancton Macrofite		
L-M1	Fitoplancton Macrofite		
L-M5	Fitoplancton Macrofite		
L-M7	Fitoplancton Macrofite		
L-M8	Fitoplancton Macrofite		
R-M1		Macroinvertebrati Diatomee	
R-M2		Macroinvertebrati Diatomee	Pesci
R-M3		Macroinvertebrati DiatomeePesci	Macroinvertebrati Diatomee Pesci
R-M4		Macroinvertebrati DiatomeePesci	Macroinvertebrati Diatomee Pesci
R-M5		Macroinvertebrati Diatomee	

**Tab. VII.** Definizioni degli stati di qualità ecologica (direttiva 2000/60/CE, allegato 5).

Stato ecologico	Definizione generale
Elevato	<i>Nessuna alterazione antropica, o alterazioni poco rilevanti</i> , degli Elementi di Qualità idromorfologici, fisico-chimici e biologici, tipo specifici per quella categoria di corpo idrico <u>Inquinanti</u> : concentrazione zero se d'origine antropica, o concentrazioni del fondo naturale
Buono	<u>EQ biologici</u> : <i>alterazioni poco elevate</i> <u>EQ idromorfologici</u> : coerenti per il conseguimento dei valori prefissati di qualità biologica <u>EQ fisico-chimici</u> : parametri di base (temperatura, pH, ossigeno, nutrienti) che assicurano il funzionamento degli ecosistemi <u>Inquinanti naturali e d'origine antropica</u> : non superiori agli standard di qualità ambientale fissati
Sufficiente	<u>EQ biologici</u> : <i>alterazioni moderate</i> <u>EQ idromorfologici</u> : coerenti per il conseguimento dei valori prefissati di qualità biologica <u>EQ fisico-chimici</u> : parametri di base (temperatura, pH, ossigeno, nutrienti) che assicurano il funzionamento degli ecosistemi <u>Inquinanti naturali e d'origine antropica</u> : non superiori agli standard di qualità ambientale fissati
Scarso	<u>EQ biologici</u> : <i>alterazioni considerevoli</i>
Cattivo	<u>EQ biologici</u> : <i>alterazioni gravi</i>

la fine del 2004.

Tuttavia le metodologie previste dalla direttiva quadro non sono tutte attuabili al momento perché diverse da quelle in uso in Italia.

Tre appaiono sostanzialmente i passaggi critici per adeguare le norme nazionali alla direttiva comunitaria.

Un primo punto riguarda la definizione dei Distretti idrografici, e quindi delle autorità di distretto competenti per l'attuazione della direttiva, perché con questa individuazione si definirà la catena di competenze a livello nazionale e quali saranno i principali soggetti coinvolti nel processo.

Un secondo punto riguarda l'approfondimento delle conoscenze e il miglioramento delle informazioni relative alle pressioni e agli impatti, specie quelli connessi con la presenza e il livello di emissione degli inquinanti pericolosi. Il livello di monitoraggio di queste sostanze è attualmente insufficiente ed inoltre non sono adeguati i dati e le informazioni circa gli scarichi di queste sostanze sia in termini quantitativi sia per la conoscenza dei corpi recettori.

Infine è poco diffuso il ricorso ad indicatori biologici che sono alla base della determinazione dello stato di

qualità ecologico delle acque e delle procedure di classificazione previste dalla direttiva.

Molto deve essere fatto a livello di sviluppo delle metodologie e di formazione dei tecnici competenti specie nell'ambito delle agenzie regionali per la protezione dell'ambiente. Tuttavia alcune iniziative in corso indicano che il processo di trasposizione della direttiva è in atto almeno a livello tecnico:

- partecipazione di due bacini italiani, il Tevere e il Cecina, al programma sperimentale comunitario di sperimentazione delle linee guida tecniche predisposte per l'attuazione della direttiva, in un gruppo di 15 bacini sperimentali comunitari;
- la partecipazione di esperti nazionali agli esercizi d'intercalibrazione e di identificazione delle tipologie specifiche dei corpi idrici nelle ecoregioni alpina e mediterranea, di cui si sono segnalati alcuni risultati;
- le linee guida predisposte dal Centro Tematico Nazionale sulle acque (diatomee) ed altre in corso di sviluppo.

Queste iniziative fanno sperare in un rapido superamento dei ritardi che attualmente si riscontrano in Italia, anche se molto si dovrà fare.

*Biologia Ambientale*, **19** (1): 9-16.

Atti del Seminario: *Classificazione ecologica delle acque interne. Applicabilità della Direttiva 2000/60/CE*. Trento, 12-13 febbraio 2004. G.N. Baldaccini e G. Sansoni (eds.). Ed. APAT, APPA Trento, CISBA. Trento, 2005.

## Condizioni di riferimento per il recupero della qualità dei corsi d'acqua: il caso del torrente Enza

**Paoli Federica<sup>2</sup>, Silvia Franceschini<sup>2\*</sup>, Franco Sartore<sup>1</sup>, Roberto Spaggiari<sup>2</sup>, Pierluigi Viaroli<sup>1</sup>.**

<sup>1</sup> Dipartimento di Scienze Ambientali, Università degli Studi di Parma, dipartimento di Scienze Ambientali, viale delle Scienze, 43100 Parma (PR).

<sup>2</sup> ARPA Emilia-Romagna, Sezione Provinciale di Reggio Emilia, via Amendola 2 42100 (RE).

\* Referente per la corrispondenza (Fax: 0522/330546; [sfranceschini@re.arpa.emr.it](mailto:sfranceschini@re.arpa.emr.it))

### Riassunto

Questo lavoro ha avuto come obiettivo principale lo studio di strumenti metodologici per la determinazione delle condizioni di riferimento fluviali, punto di partenza per la classificazione dello stato ecologico dei corpi idrici secondo quanto definito dalla direttiva acque 2000/60/CE (Water Framework Directive). Come ambiente di studio è stato scelto il torrente Enza, affluente di destra del fiume Po, nel quale sono state analizzate le variazioni delle caratteristiche idrogeomorfologiche, fisiche, chimiche e biologiche su base sia temporale che spaziale. Per l'analisi della qualità chimica delle acque ci si è avvalsi dei dati del monitoraggio dell'ARPA di Reggio Emilia, evidenziando differenze e similarità all'interno delle stazioni, valutando eventuali variazioni temporali e individuando, per i parametri influenzati dalle attività antropiche, il livello di riferimento ipotetico in condizioni naturali. Per una prima valutazione degli aspetti idrogeomorfologici è stato applicato l'Indice di Funzionalità Fluviale (IFF), che ha evidenziato una progressiva perdita di funzionalità da monte a valle, legata alle attività antropiche nel bacino e alla banalizzazione dell'ambiente fluviale. Per gli aspetti biologici, sono stati effettuati confronti tra le comunità di macroinvertebrati presenti nelle stazioni esaminate e comunità di riferimento specifiche per ogni tipologia fluviale e per ogni tipo di substrato presente. Il lavoro ha messo in evidenza la difficoltà di rinvenire siti immuni da impatti antropici e in grado di rispecchiare un elevato livello di integrità, condizioni individuabili soltanto nell'alto tratto montano del corso d'acqua.

PAROLE CHIAVE: Water Framework Directive / integrità ecologica / pressioni antropiche / Scaling Multidimensionale / modello di regressione / Indice di Funzionalità Fluviale / comunità macrobentoniche

### Identification and assessment of reference condition for river restoration planning: the case of Enza river (Italy)

The main purpose of this work is to identify and assess methodological tools aimed at determining the pristine river conditions. These conditions are the reference term for the classification of the ecological status of surface water bodies, according to the Water Framework Directive of the European Commission (2000/60/CE).

The study was carried out in the Enza river, a tributary of the Po river for which long term data series are available. Hydrogeomorphic, chemical and biological features were analysed in five stations, based on data of two monitoring series: 1994-95 and 2000-03. Differences and similarities among stations, were assessed on both temporal and spatial scales considering water quality data. Pristine hydrochemical conditions were estimated with regression techniques. The hydrogeomorphic conditions were assessed with the Fluvial Functionality Index (IFF). The IFF demonstrated a progressive loss of functionality down-stream, which correlated to the human activities in the catchment and direct modification of the riverine ecosystem. The integrity of benthic invertebrate communities was assessed through a statistical comparison with potential reference communities, which were assumed from the literature and were expected to represent specific hydrogeomorphic typologies. This study demonstrates that an appreciable level of integrity, which can represent to a some extent the pristine conditions, can be found only in the mountain part of the river, where human impacts are lower. Altered conditions occur progressively down-stream, with deep transformation in the low-land.

KEY WORDS: Water Framework Directive / ecological integrity / human activities / Multi Dimensional Scaling / regression techniques / Fluvial Functionality Index / benthic invertebrate communities

## INTRODUZIONE

Il presente lavoro, svolto nell'ambito della collaborazione tra l'Università degli Studi di Parma e la Sezione provinciale ARPA di Reggio Emilia, ha avuto come obiettivo lo studio di strumenti metodologici per la determinazione delle condizioni di riferimento fluviali, che rappresentano il punto di partenza per la classificazione dello stato ecologico dei corpi idrici in attuazione della Water Framework Directive (WFD). La WFD prevede infatti l'individuazione di "condizioni di riferimento tipiche specifiche", rappresentate da un corpo idrico, o parte di esso, in condizioni inalterate o minimamente modificate (Stato Ecologico Elevato) che, trasposte nella nostra legislazione (punto 2.1.3.1. All. 1 D. Lgs. 152/99) vanno ad individuare "i corpi idrici di riferimento", vale a dire "corpi d'acqua o parti di essi con caratteristiche biologiche, idrogeomorfologiche e fisico-chimiche tipiche di un corpo idrico relativamente immune da impatti antropici" (REGIONE EMILIA ROMAGNA, 2003).

Nei paesi economicamente sviluppati, un grosso limite alla determinazione delle condizioni di riferimento è dato dal fatto che, a causa delle trasformazioni antropiche del territorio, è praticamente impossibile rinvenire corpi idrici nel loro stato naturale. Sopravvivono invece ambienti in cui la presenza dell'uomo è ancora marginale o, comunque, mitigata dalle capacità autoregolative dell'ecosistema. Pertanto, un possibile approccio nell'identificazione delle condizioni di riferimento, è quello di valutare l'integrità ecologica dell'ecosistema attraverso la stima dello scostamento delle caratteristiche idrogeomorfologiche, chimiche e biologiche dell'ecosistema fluviale dalle condizioni naturali. In questo lavoro le variazioni spaziali e temporali della qualità chimica delle acque, delle comunità dei macroinvertebrati bentonici e delle caratteristiche idrogeomorfologiche sono state analizzate in cinque stazioni distribuite lungo l'asta fluviale del torrente Enza.

## AREA DI STUDIO

Il torrente Enza (Fig. 1), affluente di destra del fiume Po, rientra fra i bacini naturali significativi della regione Emilia Romagna. Per il torrente Enza è disponibile una lunga serie storica di dati dell'ARPA regionale, svolti sia mediante monitoraggio istituzionale che in specifiche campagne sperimentali sulla qualità delle acque. Sono state scelte cinque stazioni di campionamento distribuite lungo l'asta fluviale. Quattro stazioni appartengono alla rete di monitoraggio regionale; la quinta stazione, posta nella sezione montana del torrente, pur essendo stata eliminata dalla rete a partire dall'anno 2000, è stata ritenuta utile per valutare la condizione dell'alto tratto di bacino, sottoposto a pressioni antropiche di modesta entità.

## MATERIALI E METODI

### Qualità chimica delle acque

I dati delle campagne di monitoraggio dell'ARPA relativi al triennio 2000-2002 e al biennio 1994-95 sono stati analizzati con diverse tecniche statistiche. Il grado di similarità e le variazioni temporali delle caratteristiche delle cinque stazioni e i gradienti monte-valle che ne conseguono sono stati analizzati con tecniche statistiche non parametriche e con il multidimensional scaling (MDS) (SPSS for Windows step by step, G. DARREN e MALLEY, 2001). Differenze e similarità esistenti tra le tendenze centrali dei dati rilevati nelle diverse stazioni sono state analizzate con il test di Kruskal-Wallis, equivalente non parametrico dell'analisi della varianza ad un criterio di classificazione (distanza della stazione dalla sorgente). Il confronto nei valori delle tendenze centrali è stato svolto con il test U di Mann-Whitney tra coppie delle stazioni considerate. Le eventuali variazioni temporali sono state analizzate mediante il test di Friedman, equivalente non parametrico dell'ANOVA a due criteri di classificazione (tempo e distanza della stazione dalla sorgente).

Le caratteristiche chimiche di riferimento sono state

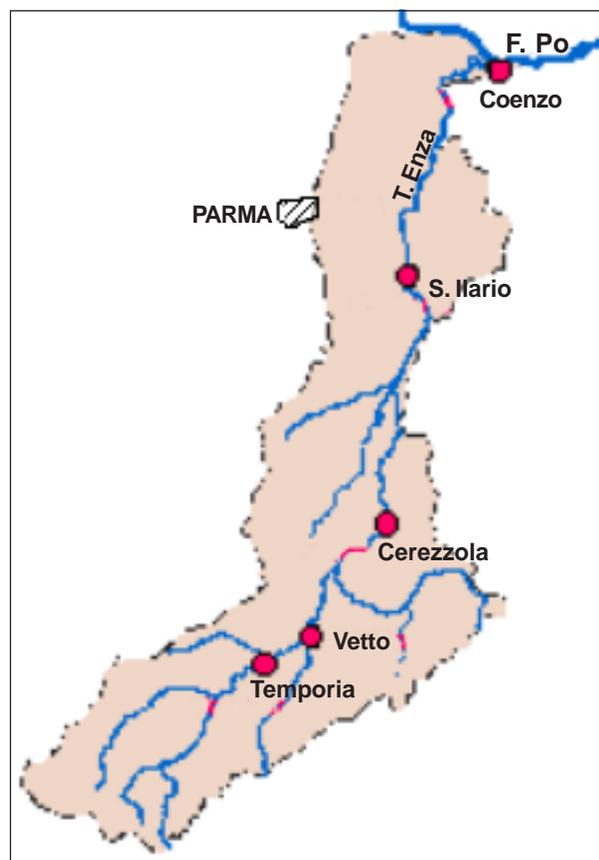


Fig. 1. Bacino del torrente Enza

individuate mediante un modello di regressione lineare tra la concentrazione (Y) e la distanza della stazione dalla sorgente (X). Il modello si basa sull'ipotesi che il disturbo aumenti al crescere della distanza dalla sorgente. A questo scopo sono stati considerati i valori del 75° percentile delle misure annuali di nitrati, fosforo totale, COD, BOD<sub>5</sub>, rappresentandone le variazioni in funzione della distanza dalla sorgente. Per ogni variabile è stata quindi calcolata la curva di regressione che presenta il massimo coefficiente di determinazione (R<sup>2</sup>) e ne è stata valutata la significatività tramite il test F di Fisher. L'intercetta sull'asse delle ordinate rappresenta il livello di fondo naturale in assenza di perturbazioni che viene raggiunto in prossimità della sorgente, vale a dire in assenza di pressioni antropiche (baseline variability). Pur rappresentando un caso limite teorico, dunque difficilmente raggiungibile, rispecchia quel concetto di condizione di riferimento con cui la norma richiede di raffrontare la qualità dei corsi d'acqua.

### Qualità biologica dell'ecosistema

L'individuazione di condizioni di riferimento (comunità attese) presenta problemi di difficile soluzione, in quanto manca un censimento delle comunità di macroinvertebrati bentonici in ecosistemi non alterati. A questo si aggiunge una marcata stagionalità delle comunità dei corsi d'acqua, come conseguenza sia del regime idrologico che dei cicli vitali di alcuni taxa. In prima approssimazione, sono state considerate come riferimento le comunità tipiche di diverse tipologie fluviali (GHETTI, 1997) in relazione al tipo di substrato: roccia-massi (Epirhithron), massi-ciottoli (Metarhithron), ciottoli-ghiaia (Hyporhithron), sabbia-limo-argilla (Metapotamon). Le comunità di questi ambienti costituiscono una rappresentazione semplificata delle tipologie di comunità più comuni che dovrebbero essere rinvenute in ambienti non inquinati o non alterati in modo sensibile. Possono dunque avere valenza di "comunità di riferimento" da utilizzare, in combinazione con i dati di qualità chimica delle acque, per individuare le "condizioni ecologiche di riferimento". Ciascuna comunità rinvenuta durante i campionamenti stagionali è stata confrontata quantitativamente e qualitativamente con la corrispondente comunità attesa in base al tipo di substrato presente nella stazione. La comunità osservata è stata analizzata valutando la presenza/assenza dei taxa previsti nella comunità di riferimento: in caso di assenza è stato assegnato valore 0, in caso di presenza valore 1. Un primo confronto relativo al numero di taxa presenti nella comunità attesa e in quella osservata è stato svolto attraverso il test esatto di Fisher, corrispettivo del test  $\chi^2$  per piccoli campioni, valutando, in prima approssimazione, la variazione del livello di diversità biologica come misura dell'impatto

antropico sulla qualità del torrente. Successivamente la composizione della comunità osservata è stata confrontata con quella della comunità di riferimento tramite il test di McNemar per dati appaiati.

I test statistici sono stati svolti utilizzando il pacchetto statistico SPSS 11.0 per Windows.

### Caratteristiche idrogeomorfologiche

Per valutare il livello di funzionalità del corpo idrico, intesa come interazione di fattori biotici e abiotici presenti nell'ecosistema acquatico ed in quello terrestre ad esso collegato è stato applicato l'Indice di Funzionalità Fluviale (IFF, SILIGARDI *et al.*, 2000).

## RISULTATI E DISCUSSIONE

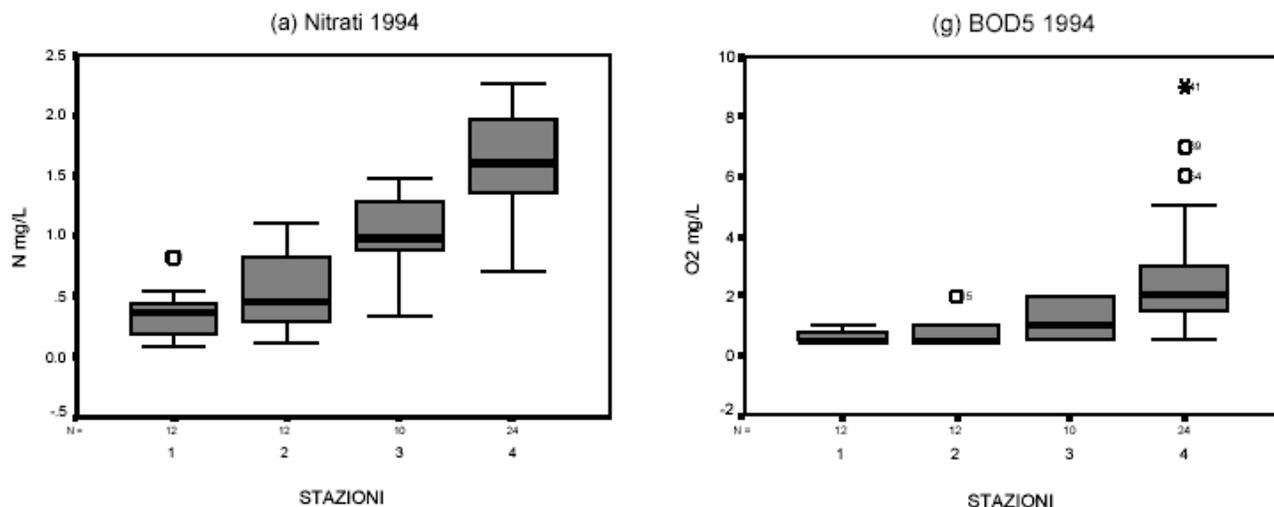
### Qualità chimica delle acque

La qualità chimica delle acque è stata analizzata fornendo una prima distinzione tra i parametri che, dipendendo essenzialmente dalle attività antropiche (nitrati, fosforo totale, COD, BOD<sub>5</sub>), possono fornire indicazioni sugli scostamenti rispetto alle condizioni naturali e quelli che possono dare indicazioni sulle caratteristiche geochimiche di base (calcio, magnesio, sodio, potassio, bicarbonato, cloruri, solfati e conducibilità elettrica specifica). Sono stati evidenziati incrementi da monte verso valle sia delle variabili geochimiche naturali che di quelle derivanti dall'impatto delle attività antropiche, in particolare dei nitrati (Fig. 2). Per la valutazione delle condizioni di riferimento è stato utilizzato lo scostamento dei parametri di origine antropica dal livello di fondo naturale. Ad essi è stata applicata la procedura di Scaling multidimensionale che costituisce una rappresentazione bidimensionale in cui le distanze tra i punti sono proporzionali alle dissimilarità esistenti tra le stazioni considerate (nel nostro caso quelle sottoposte al monitoraggio anche dopo il 2000): si può osservare come la stazione di Vetto d'Enza e quella di chiusura del bacino idrografico (Coenzo) costituiscano due "entità" chiaramente distinguibili e individuabili mentre le due stazioni intermedie presentino distanze più eterogenee, indice di una maggiore variabilità dei parametri chimici esaminati (Fig. 3). Le differenze monte-valle sono state valutate con il test di Kruskal-Wallis (Tab. I) e Mann-Whitney (tab. II) dai quali risulta una differenza significativa tra stazioni sia nel biennio 1994-95 che nel triennio 2000-2002. Dall'analisi dei valori delle tendenze centrali si è osservato che le stazioni di Vetto d'Enza e di Cerezzola presentano una differenza significativa solamente per la composizione chimica naturale mentre le altre coppie di stazioni presentano quasi sempre una differenza significativa sia per i parametri naturali che per quelli

antropici (Tab. II). Nel caso dei confronti temporali è stata riscontrata una differenza significativa per le variabili di origine geochimica naturale e per il fosforo totale. La stazione di Vetto d'Enza presenta una differenza significativa anche per le variabili di origine antropica (dati non riportati). In definitiva, la qualità chimica delle acque presenta un netto gradiente monte-valle che è caratterizzato da una significativa alterazione del chimismo naturale delle acque nel tratto pianiziale. La qualità chimica delle acque si è mantenu-

ta sostanzialmente costante nell'ultimo decennio, nel quale non sono intercorse variazioni significative.

Dal punto di vista chimico, le condizioni di riferimento possono essere rappresentate da una situazione ideale in cui le pressioni antropiche siano ridotte ai minimi termini. Per i parametri indicatori di inquinamento le concentrazioni aumentano passando dalle scaturigini del corpo idrico fino alla sua foce, in risposta all'aumento delle pressioni che gravano sulle corrispondenti porzioni di bacino. Secondo questo principio



**Fig. 2.** Analisi della variazione delle concentrazioni di nitrati e BOD<sub>5</sub> lungo l'asta del torrente Enza nel 1994. I box-plot rappresentano misure parametriche di dispersione sia della media (barra nera) che delle singole osservazioni: i baffi esterni comprendono circa i 2/3 della distribuzione dei dati, mentre la scatola fornisce gli estremi che comprendono i 2/3 delle medie che hanno la stessa variabilità e numerosità del campione raccolto.

**Tab. I.** Risultati del confronto tra stazioni svolto mediante il test di Kruskal-Wallis.

	Cloruri	Carbonati	Solfati	Conducibilità	Nitrati	BOD <sub>5</sub>	COD	Fosforo
Numerosità	144,380	109,844	102,133	125,107	138,420	88,331	76,332	101,809
df	3	3	3	3	3	3	3	3
Significatività Asintotica	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000

**Tab. II.** Risultati del confronto tra stazioni svolto mediante il test di Mann-Whitney.

	Cloruri	Carbonati	Solfati	Conducibilità	Nitrati	BOD <sub>5</sub>	COD	Fosforo
Vetto vs. Cerezzola	0,005 <sup>a</sup>	0,000 <sup>a</sup>	0,000 <sup>a</sup>	0,000 <sup>a</sup>	0,079 <sup>a</sup>	0,150 <sup>a</sup>	0,177 <sup>a</sup>	0,745 <sup>a</sup>
Vetto vs. S. Ilario	0,000 <sup>b</sup>							
Vetto vs. Coenzo	0,000 <sup>c</sup>							
Cerezzola vs. S. Ilario	0,000 <sup>d</sup>	0,000 <sup>d</sup>	0,099 <sup>d</sup>	0,000 <sup>d</sup>				
Cerezzola vs. Coenzo	0,000 <sup>e</sup>							
S. Ilario vs. Coenzo	0,164 <sup>e</sup>	0,000 <sup>e</sup>	0,003 <sup>e</sup>	0,009 <sup>e</sup>	0,000 <sup>e</sup>	0,016 <sup>e</sup>	0,002 <sup>e</sup>	0,040 <sup>e</sup>

(a) ottenuto su 10000 tabelle di campioni con seme iniziale 957002199

(b) ottenuto su 10000 tabelle di campioni con seme iniziale 475497203

(c) ottenuto su 10000 tabelle di campioni con seme iniziale 126474071

(d) ottenuto su 10000 tabelle di campioni con seme iniziale 1507486128

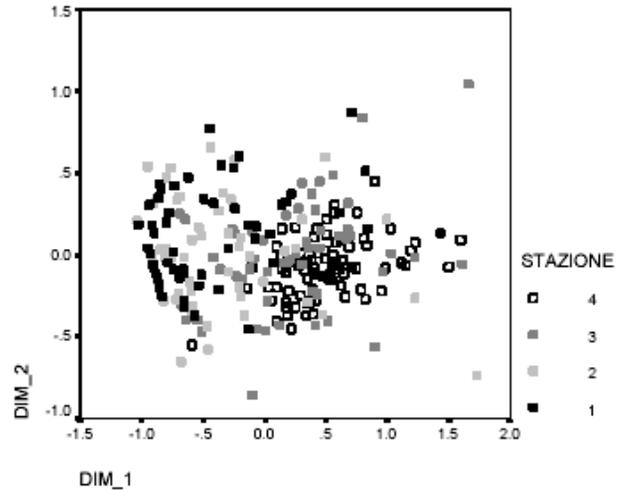
(e) ottenuto su 10000 tabelle di campioni con seme iniziale 605580418

si è cercato di calcolare un “livello di riferimento” teorico per i principali macrodescrittori, corrispondente ad un “valore di fondo” intrinseco che dovrebbe caratterizzare le acque alla sorgente (Figg. 4a-d). Dal confronto dei valori teorici ottenuti con i valori soglia del I livello di qualità definito dal D. Lgs. 152/99 per i macrodescrittori (Tab. 7 All. 1), requisito necessario per la definizione dello stato ambientale “elevato”, emergono alcuni risultati che sono sintetizzati nei punti che seguono.

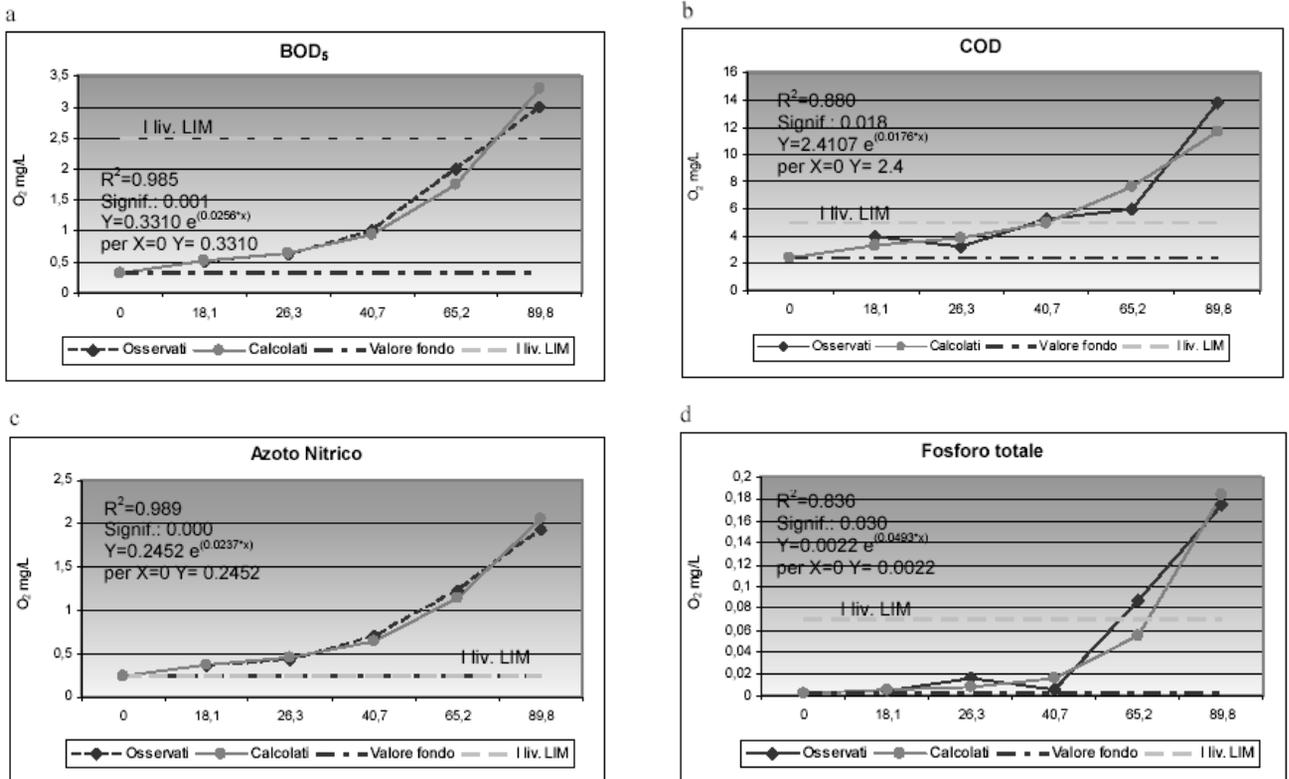
- I valori di fondo stimati per BOD<sub>5</sub> e COD risultano nettamente inferiori al primo valore soglia normativo che, peraltro, viene superato soltanto nelle stazioni del tratto pianiziale. Le acque del torrente Enza presentano complessivamente una contaminazione organica contenuta, in ragione delle moderate pressioni di origine puntuale incidenti sul bacino, in particolare scarichi civili, in quanto i maggiori centri abitati della Val d’Enza sono recapitati nel bacino confinante del Torrente Crostolo.
- Il valore teorico di riferimento per i nitrati e il limite normativo (LIM 1) risultano quasi coincidenti; lo scostamento dal fondo naturale avviene già nel tratto montano con uno scostamento progressivo e di tipo

esponenziale procedendo verso valle.

- Il fondo naturale individuato per il fosforo totale risulta di un ordine di grandezza inferiore rispetto al valore soglia LIM 1, come risultano molto bassi i valori osservati nel tratto montano e pedemontano,



**Fig. 3.** Multidimensional Scaling applicato alle variabili influenzate dall’attività antropica (COD, BOD<sub>5</sub>, nitrati e fosforo totale).



**Fig. 4.** Individuazione del livello di riferimento (valore del fondo naturale) di BOD<sub>5</sub>, COD, azoto nitrico e fosforo totale. La stima è stata svolta utilizzando la regressione esponenziale che massimizza il coefficiente di determinazione. Il valore di riferimento è dato dall’intercetta della curva (Y<sub>0</sub>) che corrisponde alla distanza zero dalla sorgente (X=0).

mentre le concentrazioni subiscono un brusco e sensibile aumento procedendo verso le stazioni di pianura.

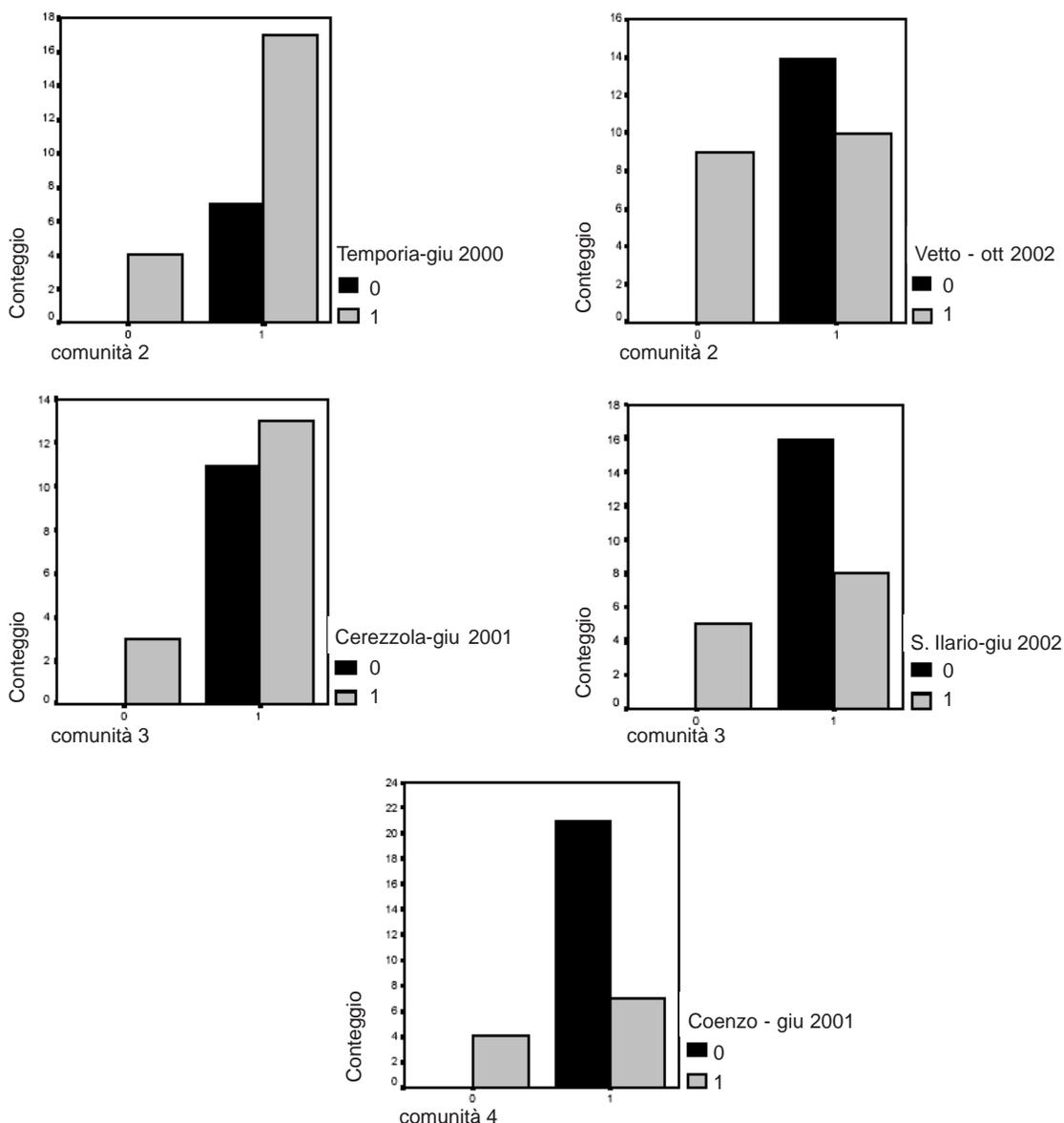
Il livello qualitativo definito dai macrodescrittori (LIM) diminuisce gradualmente passando dalle stazioni di montagna a quelle di pianura (dati non riportati).

**Qualità biologica dell'ecosistema**

Per lo studio delle caratteristiche biologiche, che nel contesto della WFD assumono un'importanza prioritaria in funzione del raggiungimento degli obiettivi di

**Tab. III.** Confronto tra la composizione della comunità macrobentonica osservata e quella della comunità di riferimento, attesa sulla base delle condizioni idrologiche e del substrato.

	Numerosità del campione	Test di Fisher	Test di McNemar
Temporia	28	0,292	0,274
Vetto	30	0,002	0,202
Cerezzola	27	0,191	0,029
S. Ilario	29	0,011	0,013
Coenzo	29	0,009	0,000



**Fig. 5.** Confronto tra comunità macrobentonica osservata e attesa. Sull'asse delle ascisse lo zero indica il numero di taxa assenti e l'uno quelli presenti nella comunità attesa; nella legenda a destra lo zero indica il numero di taxa assenti e l'uno quelli presenti nella comunità osservata. Il primo istogramma a sinistra rappresenta il numero di taxa presenti nella comunità osservata ma assenti in quella attesa, il secondo il numero di taxa presenti nella comunità attesa ma assenti in quella osservata ed il terzo quelli presenti in entrambe le comunità.

qualità ecologica, sono stati utilizzati i dati relativi alla composizione delle comunità dei macroinvertebrati bentonici, ottenuti secondo il protocollo di applicazione dell'Indice Biotico Esteso (IBE). La composizione "attesa" o ottimale della comunità dei macroinvertebrati corrisponde a quella che, in buone condizioni ecologiche, dovrebbe colonizzare una determinata tipologia fluviale: quello che si è voluto valutare in questo lavoro è proprio lo scostamento della composizione delle comunità rilevate nel tempo e nelle diverse stazioni da quella attesa per la corrispondente tipologia di corso d'acqua. Per ciascuna stazione si riporta, a scopo esemplificativo, il risultato dei due test applicati ad una campagna di campionamento (Tab. III) ed il corrispondente grafico rappresentante il numero di taxa presenti/assenti nelle due comunità in esame (Fig. 5). Il numero di taxa presenti nella comunità di riferimento e assenti nel campione rappresenta la distanza dalla condizione teorica di riferimento.

Dai risultati ottenuti si può osservare come il numero di taxa presenti in una determinata comunità, pur essendo espressione del livello di biodiversità, non possa essere considerato un criterio sufficiente per la valutazione dello stato di riferimento. Talvolta è infatti possibile constatare come due comunità non risultino significativamente differenti per il numero di taxa presenti (livello di probabilità del test di Fisher superiore al 5%) ma significativamente diversi per la loro composizione, cioè per il tipo di taxa presenti (livello di probabilità del test di McNemar inferiore al 5%). Quindi non è sufficiente il rinvenimento di un'elevata abbondanza di taxa ma si rende necessaria la verifica della presenza/assenza di taxa caratteristici per quella determinata tipologia fluviale.

La stazione di Temporia, confrontata con comunità tipiche di substrati a massi-ciottoli, verifica entrambe le condizioni sopra citate, costituendo perciò un buon riferimento per la parte montana del bacino. La stazione di Vetto d'Enza, anch'essa confrontata con la tipologia a massi-ciottoli, comincia a manifestare i primi segni di alterazione soprattutto a livello della numerosità dei taxa nel periodo autunnale, probabilmente correlabile con variazioni idrologiche stagionali.

La stazione di Cerezzola, confrontata con comunità tipiche di substrati a ciottoli-ghiaia, presenta un buon livello di biodiversità ma elevate discrepanze per quanto riguarda i tipi di taxa presenti, probabilmente a causa di una scarsa diversità a livello di substrato che costituisce un primo segnale di alterazione geomorfologica.

Nelle stazioni di S. Ilario e di Coenzo, confrontate rispettivamente con tipologie a ciottoli-ghiaia e con tipologie potamali a substrati a sabbia-limo-argilla, è possibile osservare la perdita sia di biodiversità che di taxa sensibili.

#### Caratteristiche idrogeomorfologiche

Il punteggio relativo all'IFF diminuisce gradualmente passando dalle stazioni di montagna, caratterizzate da un minore livello di antropizzazione dell'ambiente circostante e da una maggiore naturalità dell'ecosistema fluviale, a quelle di pianura in cui è possibile osservare una minore diversità ambientale e un maggior livello di alterazione rispetto a un'ideale condizione naturale (Fig. 6). Gli aspetti di maggiore criticità, che determinano una progressiva riduzione dell'indice ad un livello III, corrispondente a giudizio mediocre, nelle stazioni di S. Ilario e di Coenzo, sono legati soprattutto alle attività antropiche esercitate sul territorio circo-

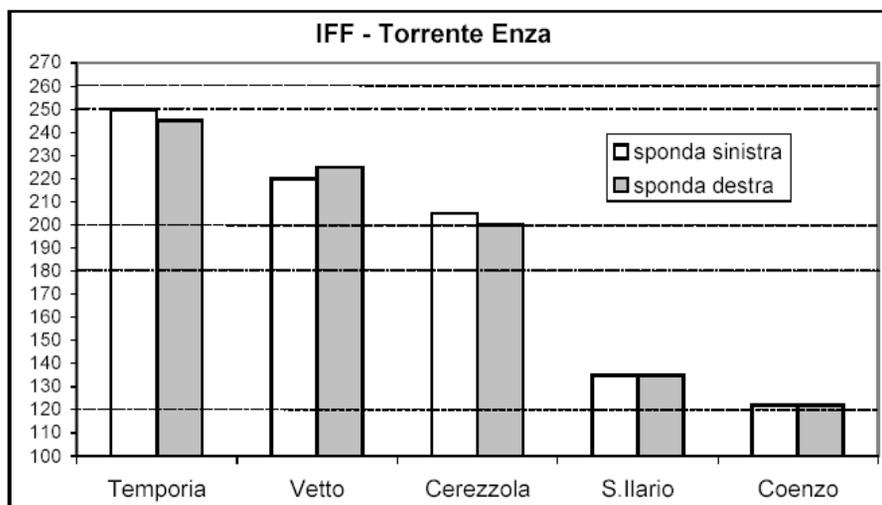


Fig. 6. Livelli di funzionalità ottenuti dall'applicazione dell'IFF nelle cinque stazioni di campionamento.

stante, alla diminuzione dell'estensione della fascia di vegetazione riparia e alla banalizzazione dell'ambiente fluviale in seguito a interventi di escavazione di materiale litoide e di rettifica delle sponde.

## CONCLUSIONI

Questo lavoro ha messo in evidenza la difficoltà di rinvenire nel nostro territorio, anche in bacini caratterizzati da moderate pressioni antropiche, siti inalterati ed in grado di rispecchiare un elevato livello di naturalità definito dall'integrazione di elementi biologici, chimici e idrogeomorfologici. L'unico tratto fluviale rappresentativo di condizioni di riferimento per i corsi d'acqua appenninici è applicabile all'ecotipo montano, corrispondente alla stazione di Temporia, in cui il territorio appare ancora pressoché incontaminato e non presenta particolari aspetti di criticità se non relativamente alla bassa portata nei periodi estivi, legata anche a captazioni per usi idroelettrici. Come conseguenza del basso livello di antropizzazione, le concentrazioni di sostanza organica e nutrienti si avvicinano ad un livello minimo che può essere considerato come una sorta di variabilità di base alla quale corrisponde uno stato qualitativo elevato. Qui, le comunità dei macroinvertebrati bentonici presentano una buona struttura sia per quanto riguarda la numerosità dei taxa sia per la loro composizione, mentre la fauna ittica (la stazione si colloca al limite tra la zona C e la zona D), valutata tramite le carte ittiche regionali, presenta solitamente una buona struttura con specie tipiche per

questa tipologia fluviale. Procedendo verso valle gli scostamenti dalle condizioni di naturalità si fanno sempre più evidenti, sebbene –almeno fino all'altezza della via Emilia– il sistema mantenga complessivamente un buona capacità autoregolativa. La zona pianiziale del corso d'acqua è quella che presenta una maggiore compromissione: l'alterazione degli elementi idrogeomorfologici e gli apporti di inquinanti, prevalentemente da sorgenti diffuse, incidono negativamente sulla qualità biologica portando ad un impoverimento delle comunità bentoniche, che sono caratterizzate da taxa resistenti ed adattati all'ambiente alterato. Queste problematiche sono strettamente connesse all'intensa antropizzazione della pianura emiliana e per tale motivo interessano in misura più o meno evidente tutti i corsi d'acqua della zona.

La valutazione di questi aspetti risulta strategica rispetto al raggiungimento dell'obiettivo di buona qualità ambientale per il 2015, in quanto se il recupero della qualità chimica è essenzialmente legato al controllo degli apporti del bacino scolante, il recupero della qualità biologica appare strettamente connesso con il ripristino complessivo dell'integrità idrogeomorfologica e funzionale dell'ambiente fluviale.

Un approfondimento e la validazione di questo approccio, potrebbero essere sviluppati attraverso un'analisi comparativa dei bacini della parte occidentale della regione Emilia-Romagna (Taro, Nure, Trebbia, Parma e Crostolo) con particolare riferimento alle diverse condizioni di alterazione, soprattutto nei tratti potamali.

## BIBLIOGRAFIA

- DARREN G., MALLERY P., 2001. *SPSS for Windows step by step: a simple guide and reference, 10.0 update*. Allyn & Bacon. Boston.
- GAZZETTA UFFICIALE DELLA COMUNITÀ EUROPEA L. 327. *Direttiva 2000/60/CEE del Parlamento Europeo e del Consiglio, del 23 ottobre del 2000*.
- GAZZETTA UFFICIALE DELLA REPUBBLICA ITALIANA, n. 127/L *Testo aggiornato del D. Lgs. 11 maggio 1999, n. 152, a seguito delle disposizioni correttive ed integrative di cui al D. Lgs. 18 agosto 2000, n. 258*.
- GHETTI P.F., 1997. *Indice Biotico Esteso, I macroinvertebrati nel controllo della qualità degli ambienti di acque correnti*. Provincia Autonoma di Trento e Agenzia Provinciale per la Protezione dell'Ambiente di Trento. Trento.
- REGIONE EMILIA ROMAGNA, 2003. *Quadro conoscitivo Attività H, Individuazione dei corpi idrici di riferimento per i bacini idrografici significativi*. In: "Piano di tutela delle acque. Documento preliminare", a cura di ARPA Sez. prov. di Reggio Emilia.
- SILIGARDI M., BERNABEI S., CAPPELLETTI C., CHIERICI E., CIUTTI F., EGGADI F., FRANCESCHINI A., MAIOLINI B., MANCINI L., MINCIARDI M.R., MONAUNI C., ROSSI G., SANSONI G., SPAGGIARI R., ZANETTI M. 2000. *IFF. Indice di funzionalità fluviale*. Agenzia Nazionale Protezione Ambiente, Agenzia Provinciale per la Protezione dell'Ambiente di Trento. Roma.

*Biologia Ambientale*, **19** (1): 17-24.

Atti del Seminario: *Classificazione ecologica delle acque interne. Applicabilità della Direttiva 2000/60/CE*. Trento, 12-13 febbraio 2004. G.N. Baldaccini e G. Sansoni (eds.). Ed. APAT, APPA Trento, CISBA. Trento, 2005.

## Prime esperienze di applicazione della WFD 60/2000: limiti e prospettive

**Maria Giovanna Braioni<sup>1\*</sup>, Anna Braioni<sup>2</sup>, Pier Francesco Ghetti<sup>3</sup>,  
Gianpaolo Salmoiraghi<sup>4</sup>, Maurizio Siligardi<sup>5</sup>**

*1 Dipartimento di Biologia, Università di Padova, Via U. Bassi 58/B, 35121 Padova*

*2 architetto libero professionista, vc. Ponte Nuovo 9, 37126 Verona*

*3 Dipartimento di Scienze Ambientali, Santa Marta Dorso Duro 2137, 30123 Venezia*

*4 Dipartimento di Biologia Evoluzionistica, Via Selmi 2, 40126 Bologna*

*5 APPA di Trento, Via Mantova 16, 38100 Trento*

*\* Referente per la corrispondenza: (Fax +39 049 8276300; braioni@mail.bio.unipd.it)*

### **Riassunto**

Nell'ambito delle Ricerche finanziate dall'Autorità di Bacino Nazionale del fiume Adige, a supporto della stesura del Piano di Bacino, è stato applicato un innovativo Modello integrato di Analisi, di Valutazione e di Gestione ambientale del sistema fiume-corridoio fluviale. In particolare, ogni elemento biologico-ecologico del sistema è stato analizzato mediante metodi standardizzati e nuovi Indici qualitativi-quantitativi sensibili, specifici, complementari, idonei a fornire valutazioni sintetiche in forma aggregata e disaggregata e a produrre scenari reali possibili. L'inserimento di tutti i dati biologico-ecologici-paesaggistico-ambientali e territoriali nel data base del GIS, ha permesso l'applicazione della WFD 60/2000 nella forma più estesa e l'elaborazione: 1) delle carte tematiche richieste dalla Normativa Italiana e dalla stessa WFD, 2) di tematismi specifici (Carta di Qualità, Degradati e Rischi, ad esempio) che forniscono una lettura integrata della complessità ambientale, essenziale a 3) identificare le azioni e gli interventi di pianificazione ecocompatibili (Carta degli usi pianificatori e abaco normativo).

**PAROLE CHIAVE:** Applicazione WFD 60/2000 / Modello integrato di Analisi, di Valutazione e di Gestione ambientale / sistema fiume-corridoio fluviale

### **Preliminary appliances of the EC WFD 60/2000: limits and perspectives**

On researches and studies that were financed by the National Basin Authority of the Adige river to support the layout of the Adige Basin Plan, an integrated Model of Analysis, Valuation and Environmental Management of the river-fluvial corridor system was applied. Particularly each biological-ecological element was analysed by standard methods and new quality-quantity Indices with high specificity, sensibility and complementary, suitable to giving evaluations that can be aggregated and disaggregate, with forecasting capacities. To insert in a GIS database all the biological-ecological-environmental landscape results has allowed 1) to applying in a wider approach the WFD 60/2000; 2) to process thematic Maps requested by Italian Norms and by the WFD itself; 3) to elaborate specific themes (as for instance the Quality, Degrade and Risks Map) suitable to give an integrated reading of the environmental complexity; 4) to identify actions and interventions of eco-sustainable planning (the Planning Uses Map and the relative Norms Abacus).

**KEY WORDS:** WFD 60/2000 application / Integrated Model of Analysis, Valuation and Environmental Management / river-fluvial corridor system.

### **PREMESSA**

La Direttiva CEE 60/2000 (WFD) che istituisce un quadro per l'azione comunitaria in materia di acque pone, come obiettivo finale (da raggiungere entro il 2016), la salvaguardia e/o il ripristino della risorsa

“acqua pulita” lungo tutto l'intero complesso ciclo dell'acqua, mediante il ripristino integrale dei corpi idrici, la salvaguardia dello Stato Ecologico “buono” di tutti i corpi idrici naturali del *River Basin District* e il

ripristino del Potenziale Ecologico “buono” per tutti i corpi idrici altamente modificati o artificiali. La qualità di entrambi è definita sulla base del rispettivo Stato ecologico elevato o Massimo Potenziale ecologico che, a sua volta, deve essere valutato per tutti i corpi idrici.

Si configura come Direttiva “guida” e di riordino delle numerose Direttive, già emanate, in funzione della gestione delle acque e della pianificazione ambientale e territoriale. Molte di esse, infatti, sono o saranno abrogate nelle varie fasi di applicazione della WFD. Altre norme comunitarie, come la Habitat Directive (92/43/EEC) e la 79/409/EEC, sono ad essa strettamente collegate e dovrebbero trovare le condizioni per una più ampia applicazione. Alla WFD si fa riferimento nella Raccomandazione “*Best practices on flood prevention, protection and mitigation*” (EU, 2003). Ancora nella WFD si recepisce, nel suo fondamento, la Convenzione Europea del Paesaggio in cui il termine assume il significato di “parte del territorio, così come è percepito dalle popolazioni, il cui carattere deriva dall’azione di fattori naturali e/o umani e dalle loro interazioni” (PAOUR e HITIER, 1998).

Il concetto di Integrazione è il punto chiave della WFD nella gestione e nella protezione dell’acqua all’interno del *River Basin District*.

Nel WFD CIS (2003) si richiede, ad esempio: “integrazione degli obiettivi ambientali, unificando gli obiettivi qualitativi, ecologici e quantitativi per la protezione degli ecosistemi ad elevato valore e assicurare un buon stato per le altre acque; integrazione nella gestione di tutte le risorse legate all’acqua, unendo le acque dolci superficiali e gli acquiferi profondi, con le risorse delle aree umide, delle acque di transizione e delle acque costiere a scala del Bacino di Distretto; integrazione di tutti gli usi, funzioni e valori dell’acqua ... a livello ambientale, sanitario, per il consumo umano, per i settori economici, per il trasporto, per il tempo libero e come godimento sociale; integrazione di tutte le discipline coinvolte nella pianificazione ambientale e territoriale (biologico-ecologiche, economiche, idrologiche-idrauliche, territoriali, paesaggistico ambientali); integrazione della capacità/possibilità decisionali degli utilizzatori e della società civile promuovendo trasparenza e informazione al pubblico”.

La WFD, ponendo le comunità biologiche come elementi cardine di riferimento per la definizione dello Stato ecologico naturale ed, estendendo le analisi anche agli elementi idromorfologici (comprese le aree riparie), recepisce di fatto i concetti base dell’ecologia fluviale (BOON *et al.*, 1992; CUMMINS, 2002; HYNES, 1975; NAIMAN *et al.*, 1988; NAIMAN e DECHAMPS, 1990; PINAY *et al.*, 2002; TOCKNER *et al.*, 2002; VANNOTE *et al.*, 1980; WARD, 1989).

La sua applicazione sul sistema fiume-corridoio flu-

viale, pertanto, richiede, oltre all’uso delle analisi tradizionali e standardizzate come, ad esempio, degli Indici biologico-ecologici IBE (GHETTI, 1997) e IFF (SILGARDI *et al.*, 2000), lo sviluppo di modelli e di metodi, idonei a fornire valutazioni sintetiche ma, al contempo, disaggregabili, ad elevata sensibilità, specificità, complementarità, per integrare, interpretare e trasferire i dati biologico-ecologici e paesaggistici nei procedimenti di pianificazione ambientale, finalizzati alla salvaguardia, alla rinaturazione, alla riqualificazione e alla fruizione del sistema stesso.

Con questi strumenti, inoltre, sarà possibile superare le barriere di linguaggio, ancora esistenti tra le discipline coinvolte, sulle tre grandi problematiche ambientali del sistema fiume-territorio e cioè: a) ripristino della biodiversità e della funzionalità del sistema stesso, b) rischio idraulico-geomorfologico-idrogeologico, c) pianificazione territoriale dei corridoi fluviali e, più in generale, sulla sostenibilità ambientale (GHETTI, 2003).

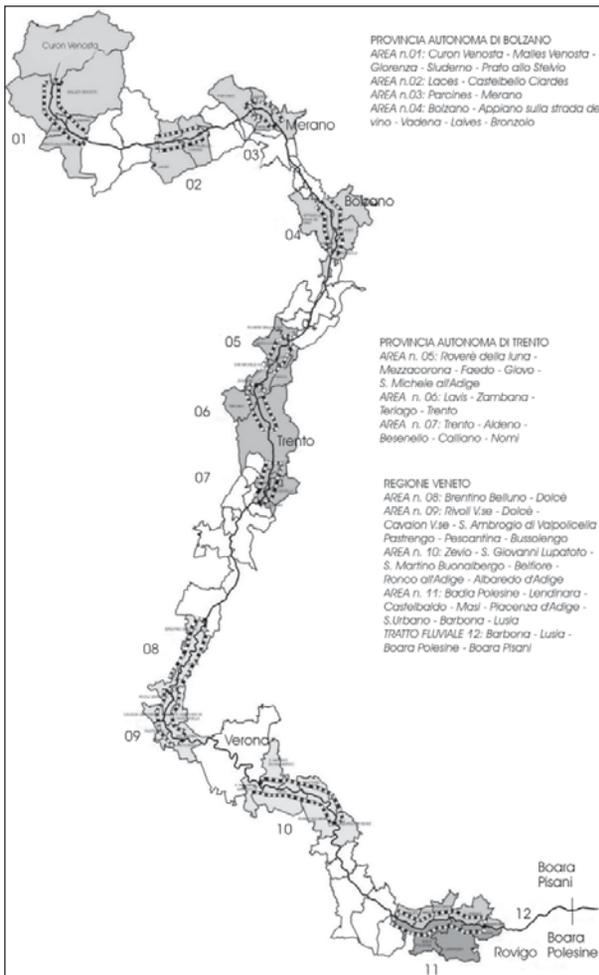
Come contributo, in tal senso, tra il 1998 e il 2001, nell’ambito degli studi e delle ricerche a supporto della stesura del Piano di Bacino Nazionale del fiume Adige, finanziati dalla stessa Autorità e con contributi delle Province Autonome di Trento e di Bolzano e della Regione del Veneto, è stata attuata una ricerca interdisciplinare con l’applicazione di un Modello integrato di Analisi, di Valutazione e di Gestione ambientale del sistema fiume Adige-corridoio fluviale (BRAIONI, 2001)

## MATERIALI E METODI

Il Modello finalizzato alla rinaturazione, fruizione e riqualificazione del sistema fiume Adige-corridoio fluviale, è stato applicato in 11 Aree campione (Fig. 1).

Quest’ultime, come anche richiesto dalla WFD, rappresentano sub-unità idro-morfologiche discrete (*Water Bodies*), significative per: a) le tipologie caratterizzanti il corso dell’Adige secondo il sistema A e/o B proposto dalla Direttiva stessa, b) le condizioni di riferimento della naturalità e/o la presenza di dati storici idonei per la valutazione dello Stato ecologico e/o del Potenziale ecologico, c) i diversi impatti antropici presenti lungo l’asta fluviale, d) i tratti fluviali da includere nel Registro delle Aree Protette del Bacino di Distretto (Allegato IV della WFD), quest’ultimo comprensivo anche dei corsi d’acqua di risorgiva del bacino interregionale del Fissero-Tartaro-Canal Bianco (BRAIONI *et al.*, 2004a).

I siti di campionamento delle analisi biologico-ecologiche dei comparti acqua, alveo, rive, aree riparie (e delle componenti in essi presenti), sono inseriti nelle più vaste aree del corridoio fluviale, analizzate a) secondo i metodi utilizzati nella pianificazione del territorio, b) dall’Indice paesaggistico ambientale (Environmental Landscape Index) (BRAIONI e GIRELLI, 2000), c)



**Fig. 1.** Localizzazione delle aree campione.

dall'Analisi fitosociologica della vegetazione (Fig. 2). Le analisi biologico-ecologiche sono state estese, inoltre, più a valle dell'Area 11 (tratto 12) fino all'ultima sezione di rilevamento della portata del fiume Adige.

Il Modello integrato di Analisi, di Valutazione e di Gestione ambientale del sistema fiume-corridoio fluviale, articolato in 4 fasi, è stato già sinteticamente descritto (BRAIONI *et al.*, 2000; 2001a; 2002). È in fase di elaborazione una ampia sintesi (corredata da esempi delle carte tematiche allegata alla Relazione conclusiva) per il sito [www.Bacino-Adige.it](http://www.Bacino-Adige.it). Pertanto in questo lavoro si riportano solo alcune indicazioni chiave.

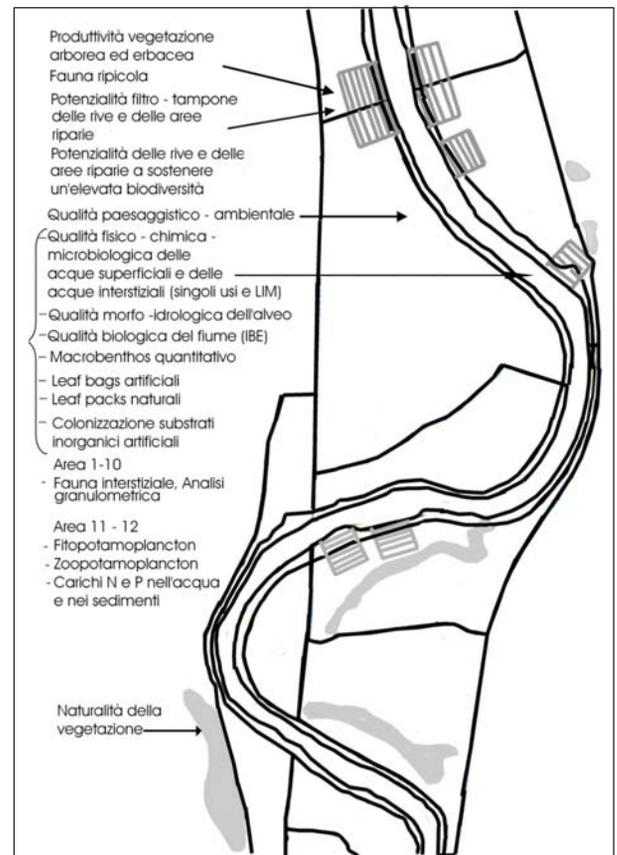
**1.** L'integrazione tra le diverse ricerche è stata realizzata già nella I fase di applicazione del Modello: raccolta delle informazioni di base. Infatti i ricercatori del Sottoprogetto 1 (Università di Padova-Dipartimento di Biologia e Dipartimento dei Processi chimici dell'Ingegneria, Università di Bologna-Dipartimento di Biologia Evoluzionista) si sono coordinati tra loro, con gli esperti del sottoprogetto 2 (coordinati dall'IUAV-Dipartimen-

to di Analisi Economica e Sociale del Territorio) e con i ricercatori del: a) Laboratorio Biologico di Laives, Laboratorio Chimico e Microbiologico della APPA della Provincia Autonoma di Bolzano; b) Istituto Agrario di S. Michele all'Adige, Museo Tridentino di Scienze Naturali di Trento, Laboratorio Chimico e Microbiologico della APPA della Provincia Autonoma di Trento; c) Laboratorio Chimico e Microbiologico delle ARPAV di Verona, Rovigo, Padova, Venezia della Regione del Veneto.

Ciò ha reso possibile il trasferimento delle conoscenze, dei metodi, dei risultati e, grazie a prove di intercalibrazione e all'applicazione di specifici protocolli, la lettura dei risultati lungo il continuum fluviale.

**2.** Ogni disciplina coinvolta ha applicato i metodi standardizzati in uso e altri ritenuti più idonei all'integrazione dei risultati, estendendo il numero e il tipo di analisi richiesti per la valutazione delle qualità dei componenti-elementi dell'Allegato V della WFD per i fiumi.

– All'interno del Corridoio fluviale sono state sviluppate le Analisi Territoriali Tradizionali (CAMPEOL *et al.*,



**Fig. 2.** Aree di rilevamento per la valutazione delle qualità biologico-ecologiche, paesaggistico-ambientali (tratto da BRAIONI *et al.*, 2001a, modificato)

- 2000).
- Lungo il Corridoio fluviale e per le Aree riparie e le rive si è proceduto
  - alla calibrazione:
    - dell'Environmental Landscape Index - Qualità paesaggistico-ambientale: valuta la sensibilità alla trasformazione, ovvero la capacità che può avere (o non avere) un territorio (o parti di esso) a modificarsi senza perdere o acquisendo valore ambientale (BRAIONI e PENNA, 1998; BRAIONI e GIRELLI, 2000; BRAIONI *et al.*, 2001a, b);
    - del Buffer Strip Index: valuta la Potenzialità delle rive e delle aree riparie a filtrare e bioaccumulare i nutrienti e gli inquinanti percolanti dal territorio e/o trasportati durante le piene (BRAIONI e PENNA, 1998; BRAIONI *et al.*, 2001a, b);
    - del Wild State Index: valuta la Potenzialità delle rive e delle aree riparie a sostenere un'elevata biodiversità (BRAIONI e PENNA, 1998; BRAIONI *et al.*, 2001a, b);
  - alla definizione della:
    - qualità naturalistica della vegetazione intesa come stato di naturalità desunto dai risultati dell'analisi fitosociologica (BRAIONI, 2001);
    - qualità della Produttività primaria della vegetazione arborea riparia in base ai risultati quantitativi (BRAIONI *et al.*, 2002);
    - qualità della Produttività della vegetazione erbacea riparia in base ai risultati quantitativi (BRAIONI *et al.*, 2002; BRACCO e VILLANI, 2002);
    - qualità dell'Invertebratofauna ripicola (MAIOLINI *et al.*, 2001).
  - Lungo l'asta fluviale è stata valutata la qualità:
    - delle acque superficiali: Livello dei Macrodescrittori (LIM) e in base ai singoli usi, come richiesto dal D.Lgs. 152/99 e s.m.;
    - dell'alveo mediante gli elementi morfo-fisiografici;
    - delle acque interstiziali, classificate come richiesto per le acque sotterranee dal D.Lgs. 152/99 e s.m.;
    - dell'ambiente interstiziale iporreico mediante l'analisi dei dati granulometrici;
    - dei carichi di Azoto e Fosforo nell'acqua e nei sedimenti (BRAIONI, 2001; CARRER, 2001).
  - Lungo il corso del fiume sono state condotte analisi sulla fauna macrobentonica (BRAIONI e SALMOIRAH, 2003) per definire:
    - la qualità biologica (IBE);
    - la qualità del macrobenthos dei parametri relativi alla struttura-composizione qualitativa (Varietà, % EPT taxa, Gruppi Trofico Funzionali);
    - la qualità del macrobenthos dei parametri relativi alla struttura-composizione quantitativa: varietà, densità, biomassa, % EPT taxa, Gruppi Trofico Funzionali, Indici di diversità (H', H max, J, D) ;

- la qualità del processo di colonizzazione dei substrati artificiali inorganici (BRAIONI *et al.*, 2001d; BRAIONI *et al.*, 2002; CIUTTI *et al.*, 2003)
- la qualità del processo di decomposizione e colonizzazione dei substrati organici mediante i metodi dei *Natural leaf packs* e *Artificial leaf bags* (BRAIONI *et al.*, 2001c);
- la qualità della Fauna interstiziale iporreica;
- la qualità del Fito e dello Zoopotamoplancton (BRAIONI *et al.*, 2002).

3. Nella III fase la traduzione di tutti i dati biologico-ecologici quantitativo-funzionali ha permesso: a) l'inserimento di tutti i risultati nel database del GIS dell'Autorità di Bacino Nazionale del fiume Adige, b) l'elaborazione dei singoli tematismi, come richiesto dalla normativa vigente e dalla WFD, applicata nella sua forma più estesa (BRAIONI *et al.*, 2003).

4. Nella III e IV fase di applicazione del Modello, la compilazione delle *checklist* da parte dei singoli specialisti per ogni punto, sezione, area analizzata (Fig. 3) ha permesso ai pianificatori di comprendere e valutare gli indicatori e, mettendo in relazione i vari risultati, di elaborare tematismi particolari, che richiedono di integrare elementi e valori di diverse discipline.

La Tavola di Qualità, Degradati e Rischi e la Tavole dei Possibili Usi pianificatori rappresentano un esempio. La prima è una mappa di valutazione che interpreta tutte le analisi disciplinari, individuando e suddividendo tra le componenti urbanistiche, vegetazionali, biologico-ecologiche, chimico-fisiche e microbiologiche, morfologiche, gli elementi di Qualità, di Degrado, di Rischio.

Questa lettura integrata della complessità ambientale è essenziale per identificare gli interventi e le azioni di pianificazione eco-compatibile (Tavola degli usi pianificatori possibili e relativo Abaco) (BRAIONI *et al.*, 2002; 2004b)

## RISULTATI

Per mancanza di spazio e non potendo inserire, per motivi grafici, esempi delle Carte tematiche e dei Tematismi particolari, si riporta, a titolo di esempio:

- a) la lettura in continuo dei risultati riferiti ad un solo parametro Indicatore (la biomassa del macrobenthos presente in alveo e la biomassa rinvenuta a conclusione del processo di colonizzazione dei substrati inorganici) (BRAIONI *et al.*, 2001d);
- b) la lettura integrata dei risultati riferiti a una piccola porzione dell'Area 07a in Provincia di Trento, in sinistra orografica (tra i km 161 e 165), rientrante nei comuni di Trento, Besenello e Calliano) (CAMPEOL *et al.*, 2000; BRAIONI, 2001).

Dalla Tavola relativa all'uso del suolo reale e pro-

Area campione n.	Località	Stazione n.
METODO DI ANALISI		
<i>(gli specialisti completino sinteticamente (in allegato tabelle, grafici, ecc.)</i>		
in continuo		
Strutturali		
Funzionali		
<i>Descrizione generale della stazione.</i>		
VALUTAZIONE SINTETICA DELLE ANALISI con individuazione delle possibili cause (in allegato tab., cart. ecc.)		
CLASSI DI VALUTAZIONE		
Classi di valutazione:	azzurro: ottimo	verde: discreto      giallo: medio      arancione: scarso      rosso: pessimo
AZIONI IN FUNZIONE DI:		
RINATURAZIONE		
Interventi coerenti		Interventi incoerenti
Generali		
Specifiche		
RIQUALIFICAZIONE URBANA		
Interventi coerenti		Interventi incoerenti
Generali		
Specifiche		
FRUIZIONE		
Interventi coerenti		Interventi incoerenti
Generali		
Specifiche		

**Fig. 3.** Schema della checklist.

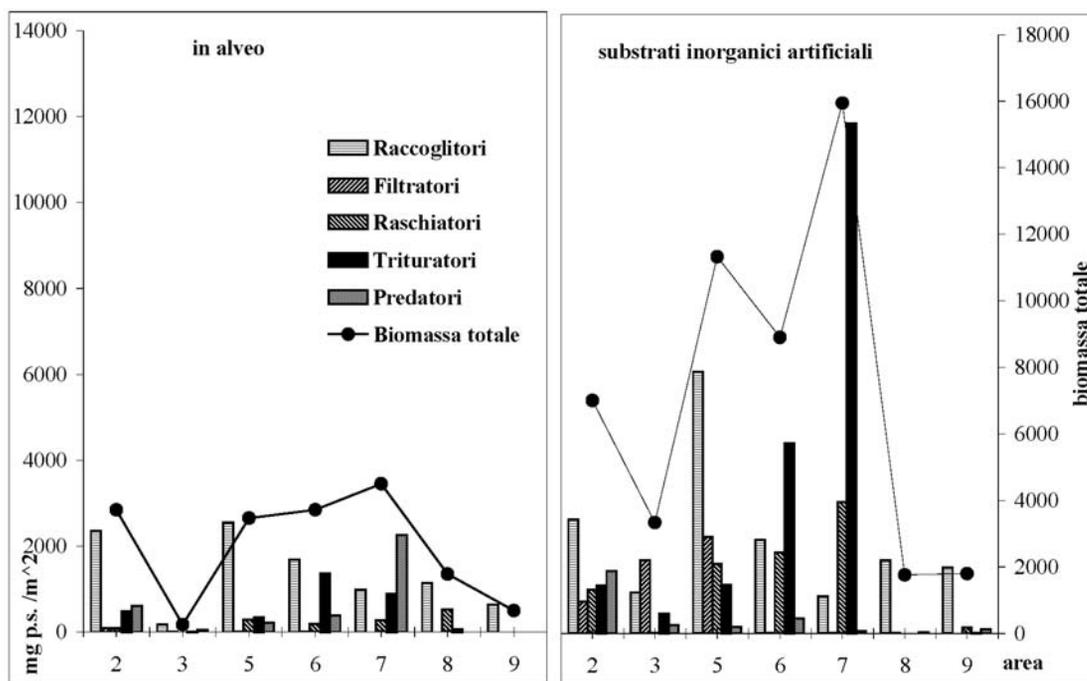
grammato e del Rischio idrogeologico si evidenzia che l'area compresa tra il fiume e la ferrovia è adibita a frutteto (meleto) e vigneto; è sottoposta a vincolo paesaggistico; sarà attraversata da una Strada in progetto; sono presenti fasce di vegetazione arbustiva, arborea ed erbacea sia nell'area, sia lungo il fiume; è esondabile, sono presenti paleoalvei, è a rischio esondazione. La Tavola di Qualità, Degradati e Rischi evidenzia: a) tra gli elementi di rischio, l'esondabilità, b) tra gli elementi di Qualità, la presenza di vegetazione acquatica e ripariale, di zone umide, di paleoalvei e, in base ai risultati disaggregati dell'Indice paesaggistico ambientale, relativamente alla scena visiva, un punto panoramico e un tratto ad elevata visibilità e una qualità discreta-media (II-III classe) degli elementi vegetazionali e degli elementi d'acqua. La qualità biologica del fiume è in II classe e così il LIM secondo il D.Lgs. 152/99 e s.m. (sebbene l'ammoniaca rientri nel III livello). Tra i degradati, si evidenzia la non idoneità delle acque alla vita dei Salmonidi per i parametri Solidi sospesi totali e Fosforo totale, la non idoneità delle acque per l'irrigazione per la presenza di Salmonella, la classificazione per l'uso potabile come categoria A2

per i parametri BOD<sub>5</sub>, Ammoniaca, Ferro, Manganese, e nella categoria A3 con il superamento anche nel 41%, e nel 71% dei prelievi del limite imperativo per i Coli totali, i Coliformi fecali e gli Streptococchi fecali. La qualità chimico fisica delle acque interstiziali rientra nella II classe. La qualità della fauna interstiziale in classe IV.

Lo Stato ecologico, definito in base all'applicazione in modo estensiva della WFD, evidenzia, a titolo cautelativo, una III - IV classe (avendo utilizzato un numero di elementi superiore a quanto richiesto dalla Direttiva non è stata calcolata l'*ecological equality ratio*).

Sul peggioramento dello Stato ecologico, rispetto a quello rilevato dall'applicazione del D.Lgs. 152/99 e s.m., pesano negativamente tutti gli altri parametri non considerati dalla legislazione nazionale:

- la morfologia dell'alveo poco idonea a sostenere la fauna e i processi trofico funzionali da essa svolti nel processo autodepurativo del fiume (III-IV classe);
- la composizione trofico-funzionale quantitativa del macrobenthos (III-II classe);
- la dinamica temporale dei processi di colonizzazione dei substrati inorganici (III classe);



**Fig. 4.** Confronto tra la biomassa totale e dei singoli gruppi trofico funzionali del macrobenthos stanziato nelle 9 aree campione e del macrobenthos rinvenuto nell'ultima raccolta dei substrati artificiali.

- la dinamica temporale dei processi di demolizione e colonizzazione della sostanza organica particolata da parte del macrobenthos (III classe);
- la qualità della fauna interstiziale (IV classe), indicativa di una sostanziale assenza di taxa sensibili;
- la qualità naturalistica delle rive e delle aree riparie (III classe) indicativa di una banalizzazione e semplificazione degli habitat idonei a sostenere un'elevata biodiversità confermata dalla classe di qualità dell'invertebratofauna delle aree riparie (III classe);
- la qualità filtro-tampone delle aree riparie ininfluyente sul processo depurativo (III classe) per la presenza di coltivazioni agricole – anche se non sempre sono a contatto con il fiume – di una fascia vegetazionale inadeguata a filtrare e bioaccumulare i nutrienti e gli inquinanti provenienti dal territorio o trasportati durante le piene, per le caratteristiche delle rive in parte artificializzate, per la presenza della pista ciclabile asfaltata;
- la qualità della vegetazione che mostra in alcuni siti elementi di pregio (II classe), ma anche, in molti altri, di medio e scarso valore (III e IV classe).

L'abaco allegato alla tavola 05.07 (Utilizzi pianificatori possibili) indica tutte le possibili azioni da sviluppare negli ambiti corridoio fluviale, paleoalvei, aree riparie, fiume, azioni che vanno dalle modalità di realizzazione dei singoli interventi, alla gestione e/o manutenzione. Risulta evidente che è fondamentale valutare a

priori le interazioni tra i vari processi per comprendere la scala delle priorità. Alcuni esempi: il monitoraggio delle aree soggette a esondazioni è premessa per la realizzazione di zone umide; la compatibilità ambientale delle attività agricole è preliminare alla rinaturazione dei corsi d'acqua, allo sviluppo dei corridoi ecologici, tenendo presente che questo tipo di azioni è sinergico rispetto al fiume e anche all'ambito denominato paleoalveo; la gestione degli scarichi è legata alla definizione del deflusso minimo vitale del fiume e, se effluenti da un depuratore, alla realizzazione di una adeguata wetland; il tipo di gestione delle attività agricole e della vegetazione naturale favorisce la valorizzazione del paesaggio rurale, ma anche il ripristino della biodiversità e la riduzione dei carichi dei nutrienti e degli inquinanti veicolati al fiume.

Vengono date indicazioni anche riguardo ad interventi infrastrutturali (costruzioni, ponti, strade, ecc.) e ad altre attività antropiche quali, ad esempio, realizzazione di aree produttive, aree residenziali, ecc.

## DISCUSSIONE E CONCLUSIONI

Dall'analisi dei risultati qui riportati, e più in generale riferiti all'intera Area campione 07, emergono alcune considerazioni in relazione all'applicazione della WFD.

La criticità del sistema fiume-aree riparie-corridoio fluviale in questa area campione non è da sottovalutare. Il raggiungimento, in tempi brevi, del GES (*Good Ecological Status*) o del GEP (*Good Ecological Po-*

tential) è essenziale se si considera il sistema dell'Area Trentina 07 nel continuum fluviale fino al mare, così come richiesto dalla WFD. Infatti a valle dell'area 07: 1) le acque dell'Adige sono utilizzate a scopo irriguo; 2) gran parte delle acque dell'Adige sono convogliate nel Canale idroelettrico Biffis che, senza autodepurarle, per molti chilometri le convoglia più a valle; 3) gli *Water Bodies* dell'asta fluviale in pianura devono essere iscritti nel registro delle aree protette con l'obiettivo del GES, in quanto le acque sono utilizzate a scopo potabile; 4) allo stesso registro dovranno essere iscritti i fiumi di risorgiva del bacino interregionale Fissero-Tartaro-C. Bianco, alimentati anche dalle acque dell'asta fluviale dell'Adige (e pertanto rientranti nel Bacino di Distretto dell'Adige) e già dichiarati tra le aree vulnerabili in base all'Allegato 7 Parte III del D.Lgs. 152/99 e s.m.; 5) le punte eccezionali di piena dell'Adige sono convogliate nel Lago di Garda (attraverso la Galleria Mori Torbole) che rientra nel Bacino idrografico del fiume Po e che dovrebbe salvaguardare o raggiungere nel 2016 il *Good Ecological Status* (BRAIONI *et al.*, 2004a).

Da una valutazione dei risultati acquisiti dall'applicazione del Modello integrato di Analisi, di Valutazione e di Gestione Ambientale nelle 11 Aree si evidenziano ulteriori problematiche legate all'applicazione della WFD, alcune delle quali vengono qui di seguito riportate.

Pur essendo gli elementi biologici determinanti nella valutazione dello Stato ecologico, non sono stati considerati, nell'Allegato V, tutti gli indicatori utili a valutare lo stato trofico-funzionale dei macroinvertebrati, di altre componenti, ma anche non vengono citate intere componenti del sistema fiume-corridoio fluviale, dalla cui analisi, di contro, emergono valutazioni estremamente importanti.

Nell'Analisi delle Pressioni e degli Impatti in rapporto allo Stato e alle Risposte, da effettuarsi sempre per

la definizione degli *Water Bodies*, naturali o fortemente modificati, l'uso del Modello DPSIR della EEA è inadeguato: stato e impatto non sempre sono evidenziabili e riferibili ad una sola pressione quando più pressioni convergono sullo stesso water body. Inoltre non sempre è lineare il legame tra Pressione, Stato e Impatto. Le pressioni possono interagire e influenzare le caratteristiche e le condizioni ambientali dei water bodies in base alla loro intensità e ad effetti cumulativi e i water bodies possono presentare differente sensibilità alle pressioni.

Viceversa, l'applicazione di Indici ad elevata sensibilità, specificità, complementarità, con risposta aggregata, disaggregata e con capacità previsionale, ha permesso di valutare lo Stato ecologico, le Pressioni-Stato-Impatti e, quindi sulla base dei tematismi particolari, evidenziare le Risposte più adeguate (BRAIONI *et al.*, 2004a, b).

Pertanto, tenuto conto della centralità degli elementi biologici e di alcuni dei limiti sopra citati nell'applicazione della WFD, risulta evidente la necessità di sviluppare nuovi Indici, da aggiungere a quelli già recepiti a livello europeo, in modo da favorire le integrazioni necessarie alla pianificazione e alla gestione del Bacino di Distretto per raggiungere gli obiettivi proposti dalla WFD.

Alcuni Indici, utilizzati nel Modello integrato di Analisi, Valutazione e Gestione Ambientale (come il BSI e WSI), sono stati standardizzati altri necessitano di essere tarati (ad esempio l'ELI) e/o sperimentati su più tipologie fluviali. Il raggiungimento anche di questo obiettivo richiede, a sua volta, un coordinamento-integrazione all'interno delle discipline biologiche e tra le discipline che partecipano alla pianificazione-gestione del bacino per promuovere il dialogo interdisciplinare o transdisciplinare, incentivare e coordinare la sperimentazione e l'utilizzo dei nuovi Indici e Modelli.

## Bibliografia

- BOON P.J., CALOW P., PETTS G.E. (Eds.), 1992. *River conservation and management*. Wiley and Sons, New York, USA
- BRACCO F., VILLANI M., 2002. Productivity of riparian *Pragmites australis* (Cav.) Trin. and *Typhoides arundinacea* (L.) Moench dominated communities in the alpine course of River Adige. *Studi Trentini di Scienze Naturali*, **78** (2): 129-139.
- BRAIONI A., GIRELLI L., 2000. Analisi paesaggistica: cap. 4. Sottopr. 2. In: Campeol G., Braioni A., Girelli L., Masconale M. *Utilizzi pianificatori delle analisi biologico ecologiche*. Aut. Bacino Naz. fiume Adige, DAEST- IUAV, Univ. Padova – Dip. Biologia
- BRAIONI M.G. (Ed.), 2001. *Modello integrato di analisi, valutazione e gestione ambientale del sistema fiume – corridoio fluviale. Relazione Sottopr. 1 (I, II), 2*. Aut. Bacino Naz. fiume Adige, Univ. Padova – Dip. Biologia, Univ. Bologna – Dip. Biologia Evoluz., DAEST – IUAV, Provincia Autonoma di Trento, Prov. Autonoma di Bolzano, Regione Veneto.
- BRAIONI M.G., PENNA G. (eds.), 1998. I nuovi Indici ambientali sintetici di valutazione della qualità delle rive e delle aree riparie: Wild State Index, Buffer Strip Index, Environmental Landscape Index: il metodo. *Biologia Ambientale*, **6**: 1-47.
- BRAIONI M.G., SALMOIRAGHI G., 2003. Impiego di Indicatori Biologici per la coerente pianificazione degli interventi di Recupero delle condizioni qualitative e funzionali dei corsi d'acqua. In: R. Rossi, F. De Bernardi, M. Gruppi, L.G. Henziani. *Ingegneria Naturalistica dal progetto ai risultati*. CNR GNDCI n° 2817, Edizioni CUSL Milano: 202-212
- BRAIONI M.G., BRACCO F., CISOTTO P., GHIRELLI L., VILLANI M.C.,

- BRAIONI A., GIRELLI L., MASCONALE M., CAMPEOL G., SALMOIRAGHI G., 2000. The biological-ecological and environmental landscape indices and procedures in the planning and sustainable management of the riverine areas: The case of the study of the river Dese and the river Adige. In: Maione U., Majone Lehto B. e Monti R. (eds.): *New Trends in Water and Environmental Engineering for Safety and Life*. © 2000 Balkema, Rotterdam: 97-110.
- BRAIONI, M.G., BRAIONI A., GIRELLI L., MASCONALE M., SALMOIRAGHI G. FRANCESCON M., 2001a. A model of environmental analysis and evaluation for the planning and management of the catchment basin: the corridor of the river Adige as case of study. *Terr@ a in brief*. Bios Ed. Cosenza: 14-23.
- BRAIONI M.G., DE FRANCESCHI P., BRAIONI A., CAMPEOL G., CALOI S., GRANDIS N., PONTIROLI A., RAVANELLO P., 2001b. New Environmental Indices for assessing bank quality in the restoration and the sustainable management of a river: the method. *Ecohydrology & Hydrobiology* 1 (1-2): 133-154.
- BRAIONI M.G., GUMIERO B., SALMOIRAGHI G., 2001c. Leaf Bags and Natural Leaf Packs: Two Approaches to Evaluate River Functional Characteristics. *Internat. Rev. Hydrobiol.*, **86**(4-5): 439-451.
- BRAIONI M.G., SALMOIRAGHI G., THALER A., CIUTTI F., SILIGARDI M., ALBER R., CESARINI M., CAPPELLETTI C., MONAUNI C., POZZI S., 2001d. Ricolonizzazione dell'alveo bagnato prospiciente le rive da parte dei macroinvertebrati. In: Braioni ed. *Sottopr. 1. p.I. cap.1. Modello integrato di analisi, valutazione e gestione ambientale del sistema fiume-corridoio fluviale*. Aut. Bacino Adige, Univ. Padova-Dip. Biologia.
- BRAIONI M. G., SALMOIRAGHI G. BRACCO F., VILLANI M., BRAIONI A., GIRELLI L., 2002. Functional Evaluations in the Monitoring of the River Ecosystem Processes: the River Adige as a Case Study. *The Scientific World JOURNAL*, **2**: 660-683. open access.
- BRAIONI M.G., BRAIONI A, MASCONALE M., SALMOIRAGHI G., 2003. I GIS, strumento interdisciplinare di base nella pianificazione e gestione dei corridoi fluviali. *Atti 7° Conferenza ASITA (Verona 28 – 31 Ottobre)*: 487-492.
- BRAIONI M.G., BRAIONI A., SALMOIRAGHI G., 2004a. A model for the integrated management of river ecosystems. *Internat. Association of Theor. and Applied Limnology. Proceeding XXIX Congress (Lahti Finland 8 – 14 August 2004)*.
- BRAIONI M.G., BRAIONI A., SALMOIRAGHI G., 2004b. Valutazione integrata del sistema "Fiume-corridoio fluviale" mediante Indici ambientali e paesaggistici: i casi studio del sistema Adige e Cordevole. *VQA (Quaderni di Valutazione Ambientale) Studi N° 2 Associazione Analisti Ambientali*.
- CAMPEOL G., BRAIONI A., GIRELLI L., MASCONALE M., 2000. Utilizzi pianificatori delle analisi biologico ecologiche. Sottopr.2 In: Braioni M.G. (ed). *Modello integrato di analisi, valutazione e gestione ambientale del sistema fiume-corridoio fluviale*. Aut. Bacino Naz. fiume Adige, Univ. Padova-Dip. Biologia, DAEST-IUAV
- CARRER G., 2001. Monitoraggio delle acque e dei sedimenti del fiume Adige: sottopr. 1., I. cap. 4. In Braioni MG. (ed.). *Modello integrato di Analisi, Valutazione e Gestione ambientale del sistema fiume-corridoio fluviale*. Autorità di Bacino Nazionale del fiume Adige, Univ. Padova-Dip. Processi chimici dell'Ingegneria, Dip. Biologia.
- CIS FWD, 2003. *A Guidance on Best Practices in River Basin Planning*. Working Project 2.9 WP2: 1-88.
- CIUTTI F., SILIGARDI M., CAPPELLETTI C., MONAUNI C., POZZI S., 2003. Studio della dinamica di colonizzazione della comunità dei macroinvertebrati nel tratto trentino del fiume Adige. In: Baldaccini G.N. & Sansoni G. (eds), *Atti del Seminario di Studio Nuovi orizzonti dell'ecologia*. Trento 18-19 aprile 2002. Ed. Prov. Aut. Trento, APPA di Trento, C.I.B.A.: 186-190.
- CUMMINS K.W. 2002: Riparian - Stream Linkage paradigm. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, **28**: 49-58.
- EUROPEAN UNION (EU) NETHERLANDS AND FRANCE CORE GROUP, 2003. *Best Practices on Flood Prevention, Protection, and Mitigation*. Water Directors Meeting in Athens, June 2003: 1-29.
- GHETTI P.F., 1997. Indice Biotico Esteso (IBE). I macroinvertebrati nel controllo della qualità degli ambienti di acque correnti. *Provincia Autonoma di Trento*.
- GHETTI P.F., 2003. Verso una sostenibilità ambientale. In: Baldaccini G.N. & Sansoni G. (eds), *Atti del Seminario di Studio Nuovi orizzonti dell'ecologia*. Trento 18-19 aprile 2002. Ed. Prov. Aut. Trento, APPA di Trento, C.I.B.A.: 1- 9.
- HYNES H.B.N., 1975. The stream and its valley. *Verh. Intern. Verein. Limnol.*, **19**: 1-15.
- MAIOLINI B., DEL PRETE B., MOTT D., 2001. Analisi dell'invertebratofauna delle aree riparie: Sottopr. 1., II., cap. 4. In Braioni (ed). *Modello integrato di analisi, valutazione e gestione ambientale del sistema fiume-corridoio fluviale*. Aut. Bacino Naz. fiume Adige, Univ. Padova-Dip. Biologia, Univ. Bologna-Dip. Biologia Evoluz., Provincia Autonoma di Trento, Provincia Autonoma di Bolzano.
- NAIMAN R.J., DECAMPS H., PASTOR J., JOHNSTON C.A., 1988. The potential importance of boundaries to fluvial ecosystems. *J. N. Am. Benthol. Soc.*, **7**: 289-306.
- NAIMAN R.J., H. DECAMPS (eds), 1990. *The ecology and management of aquatic-terrestrial ecotones*. Man and the Biosphere series, 4. The Parthenon Publishing Group, Carnforth.
- PAOUR F., HITIER P., 1998. *Recomandation 40 on draft European Landscape Convention*. Concil of Europe. Congress of Local and Regional Authorities of Europe. V Session (Strasbourg, 26 – 28 may 1998).
- PINAY G., CLEMENT J.C., NAIMAN R.J., 2002. Basic Principles and Ecological Consequences of Changing Water Regimes on Nitrogen Cycling in Fluvial Systems. *Environmental Management*, **30** (4): 481-491.
- SILIGARDI M., BERNABEI S., CAPPELLETTI C., CHIERICI E., CIUTTI F., FRANCHINI A., MAIOLINI B., MANCINI L., MINCIARDI M., MONAUNI C., ROSSI G., SANSONI G., 2000. *I.F.F. Indice di Funzionalità Fluviale*. Manuale ANPA.
- TOCKNER K., WARD J.V., EDWARDS P.J., KOLLMANN J., 2002. Riverine Landscape: an introduction. *Freshwater Biology*, **47**: 497-500.
- VANNOTE R.L., MINSHALL G.Q., CUMMINS K.W., SEDELL J.R., CUSHING C.E., 1980. The River Continuum Concept. *Can. J. Fish. Aquatic Sci.*, **37**: 130-137.
- WARD J.V., 1989. The four-dimensional nature of lotic ecosystem. *J. N. Am. Benthol. Soc.*, **8**: 2-8.

*Biologia Ambientale*, **19** (1): 25-30.

Atti del Seminario: *Classificazione ecologica delle acque interne. Applicabilità della Direttiva 2000/60/CE*. Trento, 12-13 febbraio 2004. G.N. Baldaccini e G. Sansoni (eds.). Ed. APAT, APPA Trento, CISBA. Trento, 2005.

## Proposta di Linee Guida per il Biomonitoraggio di corsi d'acqua in ambiente alpino<sup>§</sup>

**Maria Rita Minciardi<sup>\*1</sup>, Gian Luigi Rossi<sup>1</sup>, Rossana Azzollini<sup>2</sup>, Gianna Betta<sup>2</sup>, Elena Porro<sup>2</sup>**

<sup>1</sup> ENEA – Sezione Biologia Ambientale e Conservazione della Natura – Centro Ricerche Saluggia, strada per Crescentino – 13040 Saluggia (VC)

<sup>2</sup> Provincia di Torino – Servizio Pianificazione Risorse Idriche, via Valeggio 5 – 10128 Torino

\* Referente per la corrispondenza (fax 0161483353; minciardi@saluggia.enea.it)

§ Il testo delle Linee Guida per il biomonitoraggio dei corsi d'acqua in ambiente alpino, comprendente le procedure di rilevamento e le schede di rilevamento, è scaricabile integralmente in formato PDF dal sito: [http://www.provincia.torino.it/ambiente/risorse\\_idriche/progetti/biomonitoraggio](http://www.provincia.torino.it/ambiente/risorse_idriche/progetti/biomonitoraggio)

### Riassunto

Il progetto BIOALPI, finalizzato all'applicazione integrata di metodologie di biomonitoraggio ai corsi d'acqua alpini, è stato ideato e condotto, in collaborazione, dalla Provincia di Torino e dall'ENEA (Ente per le Nuove tecnologie, l'Energia e l'Ambiente) lungo i tratti alpini del Chisone (TO) e della Dora Riparia (TO).

Lo studio ha comportato l'applicazione di numerose metodologie di biondificazione riferibili sia al macrobenthos sia alle varie comunità vegetali rinvenibili lungo il corridoio fluviale, oltre che dell'Indice di Funzionalità Fluviale.

La realizzazione delle ricerche ha condotto, oltre alla caratterizzazione ed al monitoraggio dei corsi d'acqua indagati, alla definizione di Linee Guida che formalizzano modalità di indagine ottimizzate per la valutazione ecosistemica degli ambienti fluviali. L'applicazione delle procedure definite nelle Linee Guida consente, non solo la valutazione degli ambienti esaminati, ma anche la costruzione di inventari delle caratteristiche ecosistemiche e di utilizzo antropico degli stessi.

PAROLE CHIAVE: ecosistema fluviale / bioindicazione / inventari ambientali

### Proposed Guideline for watercourse biomonitoring in alpine environment

The Province of Turin and ENEA have planned and realized the BIOALPI project; aiming at developing an integrated approach for evaluation and monitoring rivers in alpine streams.

The activity carried out consists in the application of several biological indexes relevant to macrobenthonic community, aquatic and riparian vegetation; besides, also the River Functionality Index (IFF) has been applied.

The research activity carried out has led to the ecological characterization and monitoring of Chisone and Dora Riparia rivers along their mountain reaches. Moreover, Guidelines has been defined as regards the formalization of optimized techniques for river ecosystem quality assessment. The procedures defined allow not only the environmental quality assessment, but also the building of data bases relevant to the environmental characteristics and the anthropic use of the considered territories.

KEY WORDS: river ecosystem / bioindication / environmental inventory

### INTRODUZIONE

Nel corso degli ultimi decenni, numerosi studi hanno dimostrato l'importanza di un approccio integrato alla caratterizzazione, valutazione e monitoraggio degli ecosistemi fluviali, finalizzato alla valutazione complessiva del danno causato all'ecosistema fluviale dalla pressione antropica attraverso l'uso integrato di analisi chimico-fisiche e di studi di tipo ecosistemico derivati

dalla caratterizzazione e valutazione di più comunità, taxa o specie poste a diversi livelli trofici (CAIRNS, 1990; DE PAUW *et al.*, 1992; HASLAM, 1997; BIELLI *et al.*, 1999).

Questo percorso scientifico ha condotto, in ambito normativo, al riconoscimento della necessità di classificare i corsi d'acqua secondo livelli di integrità biolo-

gica, attraverso l'uso di metodologie di indicizzazione che facciano riferimento a diverse componenti ambientali (D.Lgs. 152/99 e s.m.i., Direttive 91/271/CE; 91/676/CE; 00/60/CE).

Il riconoscimento della necessità di un approccio integrato alla caratterizzazione e valutazione dei corsi d'acqua è coinciso con lo sviluppo di studi finalizzati alla formulazione di metodologie di valutazione degli ecosistemi fluviali basati sull'uso della componente vegetale (HASLAM, 1997; LEWIS e WANG, 1997).

La valutazione dell'integrità ecosistemica dei corsi d'acqua deve prevedere, oltre all'analisi e valutazione delle comunità presenti, anche il rilevamento e la valutazione di altri comparti, primi fra tutti quelli riferibili agli aspetti geomorfologici ed idrologici quali la pendenza, la morfologia della sezione trasversale, il profilo longitudinale, il regime idrologico annuale, le portate, la velocità della corrente (HASLAM, 1997; SILIGARDI *et al.*, 2000). Inoltre, per caratterizzare correttamente l'integrità ecosistemica del corso d'acqua, occorre considerare anche l'uso antropico delle sue acque e del territorio circostante.

## IL PROGETTO BIOALPI

La Provincia di Torino, nell'ambito delle attività finalizzate alla salvaguardia ambientale ed alla promozione dello sviluppo sostenibile, ha promosso un progetto di ricerca condotto dai ricercatori della Sezione Biologia Ambientale e Conservazione della Natura del Centro Ricerche ENEA (Ente per le Nuove Tecnologie, l'Energia e l'Ambiente) di Saluggia (VC) finalizzato all'applicazione integrata di metodologie di biomonitoraggio dei corsi d'acqua in ambiente alpino (Progetto BIOALPI).

I tratti iniziali dei corsi d'acqua alpini sono spesso esclusi dai piani di monitoraggio ambientale; si tende a presupporre, infatti, che in tali ambiti territoriali qualsiasi tipo di alterazione ambientale sia assente o di livello contenuto. In realtà, alle quote più elevate gli ecosistemi fluviali presentano caratteristiche intrinseche che ne determinano una particolare fragilità ecologico-funzionale. Inoltre, proprio gli insediamenti urbani delle alte valli, spesso sede di attività turistiche, sono fonte di pesanti impatti antropici, amplificati anche dalle forti fluttuazioni stagionali del numero di abitanti che rendono difficile la realizzazione di sistemi di depurazione realmente efficienti nelle diverse condizioni. Da ultimo, in funzione delle peculiari caratteristiche ecologiche che caratterizzano i torrenti alpini, le metodologie di monitoraggio biologico possono talvolta non consentire di valutare correttamente eventuali alterazioni.

Lo studio è stato condotto sui bacini montani di Dora Riparia e Chisone (TO), comprendendo le aste

fluviali principali e gli affluenti più significativi che confluiscono in esse al di sopra dei 1.000 m di quota. I bacini indagati, caratterizzati dalla presenza di ambienti di notevole rilevanza naturalistica, sono soggetti, però, ad impatti antropici considerevoli; nel loro contesto, inoltre, saranno ospitate le ormai prossime Olimpiadi Invernali del 2006.

Obiettivi del progetto BIOALPI sono stati l'applicazione congiunta di diverse metodologie di bioindicazione agli ecosistemi fluviali finalizzata a valutarne l'applicabilità ai tratti montani delle aste fluviali, oltre alla caratterizzazione e valutazione degli ecosistemi fluviali nei tratti considerati.

A conclusione del progetto è stato redatto il testo "Linee guida per il monitoraggio di corsi d'acqua in ambiente alpino" che si configura come una proposta di documento procedurale di riferimento per la pianificazione e la realizzazione di attività di monitoraggio in ambiente alpino, una sorta di modello-prototipo per il biomonitoraggio integrato delle acque correnti in ambiente alpino.

La realizzazione del progetto ha comportato la necessità di individuare, da subito, set di metodologie di valutazione che potessero garantire buone possibilità di efficace applicazione negli ambiti territoriali indagati e che rispondessero all'esigenza di considerare come indicatori organismi, comunità differenti, tali da fornire un quadro complessivo del livello di integrità degli ambienti considerati (MINCIARDI *et al.*, 2003a).

Relativamente alla scelta delle comunità da considerare, anche in accordo a quanto indicato dalla Direttiva 00/60/CE, sono state individuate: il macrozoobenthos, le diatomee perifitiche, i popolamenti a macrofite acquatiche e le formazioni vegetali insediate lungo i corridoi fluviali.

Tra le metodologie utilizzate, in particolare, vi sono l'Indice Biotico Esteso (IBE) (GHETTI, 1997) e il Biological Monitoring Working Party (BMWP') (ALBA-TERCEDOR e SANCHEZ ORTEGA, 1988), il General Diatomic Index (GDI-IDG) (ROUND, 1993), l'Environmental Pollution Index (EPI) (DELL'UOMO, 1996), lo Specific Pollution sensitivity Index (SPI -IPS) (CEMAGREF, 1982), gli Indici Macrofitici GIS definiti dal Groupement d'Interêt Scientifique (HAURY *et al.*, 1996), l'Indice per la Vegetazione Riparia (IVR) (MINCIARDI *et al.*, 2003b), il Valore Vegetazionale di Alveo (VVA) (FERRARI e DELL'AQUILA, 1995), l'Indice di Funzionalità Fluviale (IFF) (SILIGARDI *et al.*, 2000) ed elaborazioni derivate (MINCIARDI *et al.*, 2003a).

Diverse, tra le metodiche utilizzate, consentono non solo di valutare, ma anche di classificare i corsi d'acqua, in linea con quanto previsto dalla normativa nazionale ed europea, secondo una scala di integrità biologica.

Per il campionamento delle comunità macrobentoniche, perifitiche e macrofitiche, sono state scelte, lungo i corsi d'acqua in esame, 29 stazioni di rilevamento, mentre per la valutazione della funzionalità fluviale e delle formazioni vegetali presenti nel corridoio fluviale i corsi d'acqua in esame sono stati interamente rilevati e suddivisi in tratti omogenei. I campionamenti ed i rilievi sono stati effettuati dalla primavera del 2000 all'autunno del 2001.

Ai fini di una più esaustiva raccolta di informazioni finalizzata alla valutazione integrata degli ecosistemi in esame, si è progressivamente evidenziata l'importanza di acquisire in campo un maggior numero di dati rispetto a quelli strettamente necessari per l'applicazione delle metodologie utilizzate. Oltre ad una descrizione di buon dettaglio dell'uso del suolo negli ambiti territoriali circostanti il corridoio fluviale, ci si riferisce agli interventi di regimazione, alla presenza di derivazioni in alveo e, più in generale, alle caratteristiche morfologiche ed idrologiche del corso d'acqua.

La realizzazione delle campagne di campionamento e rilevamento ha dimostrato l'utilità di codificare procedure di rilevamento che consentissero di effettuare, in campo, una sequenza ottimizzata di rilevamenti ed osservazioni che fosse utilmente esaustiva e che, anche nei termini di una valutazione costi/benefici, fosse compatibile con il mantenimento delle caratteristiche di speditività tipiche della tipologia di approccio utilizzata.

Sulla scorta dell'esperienza condotta, sono state codificate modalità di campionamento e rilevamento che hanno consentito sia l'applicazione delle metodologie di bioindicazione utilizzate, sia l'osservazione e la valutazione di un complesso di componenti ambientali che si sono ritenute necessarie per una approfondita descrizione degli ecosistemi fluviali considerati.

Sono state definite procedure di rilevamento, elaborazione ed archiviazione dei dati tali da consentire anche la costruzione di un inventario delle caratteristiche degli ecosistemi fluviali considerati.

In particolare, sono state codificate due diverse schede di rilevamento, una da associare ai campionamenti, in corrispondenza delle stazioni individuate, l'altra da utilizzare lungo tutto il corso d'acqua, in concomitanza dell'applicazione dell'IFF e dei rilievi per l'applicazione degli indici fondati sull'uso della copertura vegetale presente nel corridoio fluviale.

Tali schede, formalizzate alla conclusione della sperimentazione, sono in parte mutate da schede di rilevamento relative ad alcune delle metodologie utilizzate quali, ad esempio, l'Indice Biotico Esteso (IBE) (GHETTI, 1997), in parte si configurano come esplicitazione di procedure di campionamento codificate dalle metodologie utilizzate, in parte derivano dalle osserva-

zioni compiute.

La "Scheda per il rilevamento e la registrazione di dati stazionali" comprende una prima parte di carattere generale, da compilarsi per ogni stazione individuata e in occasione di ogni campionamento; le parti successive, invece, si riferiscono specificamente ai campionamenti di macrobenthos, diatomee e macrofite. Le porzioni "tematiche" della scheda sono tali da soddisfare quanto previsto non solo da tutte le metodologie utilizzate ma anche dalla gran parte di quelle reperibili in letteratura (MINCIARDI *et al.*, 2003a).

In particolare, l'uso della scheda per il rilevamento e la registrazione dei dati stazionali, unitamente alle procedure di campionamento e trattamento dei campioni proposte, sono concordi con le norme standard definite in ambito europeo da CEN (European Committee for Standardization) (CEN, 2002a, 2002b, 2002c) per le diatomee perifitiche e per le macrofite acquatiche.

La "Scheda per il rilevamento e la registrazione di dati su tratti omogenei lungo l'asta fluviale" è suddivisa in una parte di carattere generale inerente la morfologia alveale, l'idrologia del corso d'acqua, la presenza di eventuali opere di artificializzazione, la caratterizzazione speditiva del territorio circostante ed in una seconda parte finalizzata al rilevamento dettagliato della copertura vegetale presente nell'alveo di morbida, nel corridoio fluviale e nel territorio circostante (MINCIARDI *et al.*, 2003a).

Per l'applicazione dell'IFF, è stata utilizzata, ovviamente, la scheda di rilevamento e valutazione associata al metodo (SILIGARDI *et al.*, 2000).

## CONCLUSIONI

In ragione della necessità di considerare, nella valutazione dell'integrità ecosistemica dei corsi d'acqua, aspetti biotici (relativi a comunità poste a diversi livelli della catena alimentare), ed abiotici (relativi alle caratteristiche morfologiche, idrauliche e fisionomiche del corpo idrico e del corridoio fluviale) si pone innanzi tutto la necessità di definire le componenti/caratteristiche ambientali che devono essere prioritariamente rilevate per permettere una valutazione integrata degli ecosistemi fluviali.

Schematicamente queste sono riassumibili in una serie di caratteristiche morfo-idrologiche quali la morfologia longitudinale e trasversale dell'alveo di magra, di morbida e di piena, le condizioni idriche dell'alveo, la presenza di fenomeni erosivi; sono rilevanti anche quelle caratteristiche riferibili ad impatti derivanti dall'utilizzo antropico del corso d'acqua e degli ambiti fluviali quali la presenza di interventi di artificializzazione dell'alveo, di opere idrauliche di derivazione e di restituzione; sono, inoltre, fondamentali le comunità presenti ed, in particolare, la componente diatomica

del periphyton, le cenosi a macrofite acquatiche presenti in alveo di morbida, la comunità macrobentonica, le formazioni vegetali presenti nel corridoio fluviale; da ultimo sono da considerare anche le componenti che, pur esterne al corridoio fluviale, contribuiscono in maniera estremamente significativa alla determinazione dello stato dell'ecosistema quali le formazioni vegetali insediate all'esterno del corridoio fluviale (formazioni zonali) nonché l'uso del suolo del territorio adiacente al corridoio fluviale (MINCIARDI *et al.*, 2003a).

Il passo successivo è ricercare, individuare e selezionare gli strumenti da utilizzare nel rilievo e nella valutazione delle componenti individuate.

Le ricerche sviluppatasi negli ultimi decenni, a livello internazionale, nel campo della caratterizzazione e valutazione degli ecosistemi fluviali hanno proceduto lungo due principali binari metodologici: la formalizzazione di tecniche di inventario ambientale e la definizione di indici valutativi. Spesso le due tipologie di approccio sono state utilizzate in maniera complementare (MINCIARDI e ROSSI, 2001).

In Italia il percorso che ha condotto all'affermazione delle metodiche di biondificazione tra le procedure routinarie di monitoraggio ambientale è partito dall'elaborazione dell'Indice Biotico Esteso (IBE) (GHETTI, 1997). L'evidente efficienza del metodo, in termini di utilità dell'informazione fornita in forma sintetica, ha condotto alla diffusione della metodologia su tutto il territorio nazionale. Successivamente, la formalizzazione dell'Indice di Funzionalità Fluviale (IFF) (SILIGARDI *et al.*, 2000) ha fornito uno strumento di grande efficacia per la valutazione dell'integrità ecosistemica, in termini di funzionalità, dei corsi d'acqua. Si noti come L'IFF sia applicato attraverso la redazione di una scheda solo apparentemente inventariale che si configura, piuttosto, come scheda valutativa ascrivendo, in alcuni casi, ad una stessa categoria funzionale casistiche anche estremamente diversificate dal punto di vista ambientale, perché ad analoga funzionalità (ad esempio attribuendo analoga funzionalità, in riferimento all'erosione, a tratti caratterizzati dalla presenza di interventi artificializzazione delle sponde ed a tratti caratterizzati da fenomeni erosivi molto evidenti).

L'evidente efficacia ed utilità di tali metodologie, unitamente alla complessità ambientale che caratterizza il nostro paese, non hanno sinora incentivato la formalizzazione di procedure standardizzate di rilevamento finalizzate alla costruzione di banche dati per la tipizzazione ecologica dei nostri corsi d'acqua.

In altri Paesi, invece, è diffuso l'uso di sistemi formalizzati di rilevamento dell'insieme delle caratteristiche dei corsi d'acqua; ciò ha permesso di costituire inventari ambientali; in tal senso vanno citati il *Système d'Evaluation de la Qualité SEQ* (AGENCES DE L'EAU,

1998; 1999a; 1999b) in Francia, il *River Habitat Survey RHS* (RAVEN *et al.*, 1998) ed il *System for Evaluating Rivers for Conservation SERCON* (BOON *et al.*, 1997) per il Regno Unito. Analoghi processi di rilevamento sistematico e catalogazione dei corsi d'acqua sono attuati negli USA, in Germania e in altri paesi europei (PLATTS *et al.*, 1986; LEONARD *et al.*, 1992; ÖNORM, 1995; BRIGGS *et al.*, 1997).

L'uso degli inventari ha consentito inoltre, in alcuni Paesi europei, di tipizzare gli ecosistemi fluviali, in termini di caratteristiche litologiche, morfologiche, idrologiche, oltre che vegetazionali e faunistiche.

Fine ultimo della redazione di inventari è descrivere dettagliatamente (o meglio, più dettagliatamente possibile) le caratteristiche attese relative alle varie componenti ambientali, per ciascuna tipologia fluviale; ciò allo scopo di poter rappresentare in modo sintetico la qualità globale degli ambienti fluviali in termini di scostamento rispetto alle caratteristiche attese.

La disponibilità di informazioni rilevate secondo procedure standardizzate permette, inoltre, l'elaborazione dei dati raccolti allo scopo di produrre giudizi di qualità, attraverso l'utilizzo di metodologie di valutazione quali sistemi di indicizzazione ambientale.

Data la complessità ecologica che caratterizza l'Italia, l'obiettivo della tipizzazione degli ecosistemi fluviali, soprattutto in termini di comunità presenti, pur auspicabile e necessario ai fini della Direttiva 00/60/CE, è verosimilmente piuttosto lontano; tale obiettivo è comunque raggiungibile solo attraverso la formalizzazione di metodologie standardizzate di rilevamento ed archiviazione dei dati ambientali che consentiranno di innescare il processo di costruzione di inventari ambientali da utilizzare anche come fonti di dati per l'applicazione di metodologie di valutazione.

L'evoluzione auspicabile per l'Italia potrebbe quindi essere, percorrendo in parte a ritroso il cammino effettuato in altri paesi europei, quella di giungere alla formalizzazione di un sistema integrato di inventario per gli ambienti fluviali (MINCIARDI *et al.*, 2003a).

La disponibilità di informazioni raccolte con modalità standardizzate permetterebbe, oltre all'applicazione ed al confronto di metodiche diverse, anche la possibilità di rielaborare i dati in momenti successivi anche a fronte di eventuali modifiche delle metodologie di valutazione utilizzate o introducendo, a posteriori, modalità di valutazione alternative.

È fondamentale che, nell'ambito del monitoraggio, la fase di raccolta delle informazioni e di caratterizzazione degli ambienti sia separata dalla fase di valutazione; quest'ultima dovrebbe in buona parte essere effettuata successivamente, sulla base delle informazioni raccolte e organizzate in modo standardizzato.

Molte metodologie di indicizzazione e/o valutazione

sono già strutturate in modo che la raccolta e l'elaborazione dei dati siano separate; per l'applicazione di altre è necessario razionalizzare la raccolta delle informazioni. È, quindi, di primaria importanza la predisposizione di schede di rilevamento standardizzate che permettano all'operatore di raccogliere, con la massima efficienza possibile, tutte le informazioni utili per la caratterizzazione degli ecosistemi fluviali.

Da ultimo, con riferimento alla fase di valutazione, si intende sottolineare la necessità che sia gli autori sia

gli utilizzatori di sistemi di valutazione indicizzati siano pienamente consapevoli del reale significato ecologico dei giudizi espressi. In altre parole è importante definire e comprendere se l'indice utilizzato si fonda sulla valutazione della naturalità, della funzionalità, della biodiversità, della fragilità, della rarità specifica.

Per capire cosa un indice dice e come lo dice è fondamentale che sia definito e compreso quale valore ambientale di riferimento (o aspetto della qualità) sia il "criterio guida" dell'indice stesso.

## Bibliografia

- AGENCES DE L'EAU, 1998. *SEQ Physique. A system for the evaluation of the physical quality of watercourses*. Agences de l'Eau, 16 pp.
- AGENCES DE L'EAU, 1999a. *Les outils d'évaluation de la qualité des cours d'eau (S.E.Q.)*. Les Etudes de l'Agences de l'Eau **72**, 12 pp.
- AGENCES DE L'EAU, 1999b. *Système d'évaluation de la qualité de l'eau des cours d'eau. Rapport de présentation SEQ-Eau (Version 1)*. Les Etudes de l'Agences de l'Eau **64**, 59 pp.
- ALBA-TERCEDOR J., SANCHEZ-ORTEGA A., 1988. Un metodo rapido y simple para evaluar la calidad biologica de las aguas corrientes basado en el de Hellawell (1978). *Limnética*, **4**: 51-56.
- BIELLI E., BUFFAGNI A., COTTA RAMUSINO M., CROSA G., GALLI P., GUZZI L., GUZZELLA L., MINCIARDI M.R., SPAGGIARI R., ZOPPINI A., 1999. *Linee guida per la classificazione biologica delle acque correnti superficiali*. Manuale UNICHIM **191**, 59 pp.
- BOON P.J., HOLMES N.T.H., MAITLAND P.S., ROWELL T.A., DAVIES J., 1997. A system for evaluating Rivers for conservation (SERCON): development, structure and function. In: Boon P.J., Howell D.L. (eds.), *Freshwater quality: defining the indefinable?* The Stationery Office, Edinburgh: 299-326.
- BRIGGS M.K., SCHMID M.K., HALVORSON W.L., 1997. *Monitoring riparian ecosystems: an inventory of riparian habitat along Rincon Creek near Tucson, AZ* - USGS Technical Report 58, 78 pp.
- CAIRNS J.Jr., 1990. The genesis of biomonitoring in aquatic ecosystems. *Environ. Prof.*, **12**:169-176.
- CEMAGREF, 1982. *Etude des méthodes biologiques quantitatives d'appréciation de la qualité des eaux*. Rapport Q.E., A.F.B. Rhône-Méditerranée-Corse, Lyon, 218 pp.
- CEN, 2002a. Water quality. *Guidance standard for the identification and enumeration of benthic diatom samples from rivers, and their interpretation*. prEN 14407, 11 pp.
- CEN, 2002b. Water quality. *Guidance standard for the routine sampling and pre-treatment of benthic diatoms from rivers*. prEN 13946, 14 pp.
- CEN, 2002c. Water quality. *Guidance standard for the surveying of aquatic macrophytes in running water*. prEN 14184, 12 pp.
- DELL'UOMO A., 1996. Assessment of water quality of an apennine river as a pilot study for diatom-based monitoring of Italian watercourses. In: Whitton B. A., Rott E. (eds.), *Use of algae for monitoring rivers II*: 65-72.
- DE PAUW N., GHETTI P.F., MANZINI P., SPAGGIARI R., 1992. Biological assessment methods for running waters. In: *River Water Quality. Ecological assessment and control*. Commission of the European Communities. Bruxelles 1991.
- FERRARI C., DELL'AQUILA L., 1995. Aspetti vegetazionali delle aste fluviali principali del bacino idrografico del fiume Reno nel territorio montano e collinare. Sintesi dei risultati. In: Atti del Seminario: "Gli indicatori biologici nell'analisi della qualità dei corsi d'acqua del bacino idrografico del fiume Reno: esperienze e prospettive". Bologna, 26 maggio 1995, 16 pp.
- GHETTI P.F., 1997. *Manuale di applicazione. Indice Biotico Esteso (I.B.E.). I macroinvertebrati nel controllo della qualità degli ambienti di acque correnti*. Provincia Autonoma di Trento, 222 pp.
- HASLAM S.M., 1997. *The River Scene*. Cambridge University Press, 344 pp.
- HAURY J., PELTRE M.C., MULLER S., TREMOLIERES M., BARBE J., DUTARTRE A., GUERLESQUIN M., 1996. Des indices macrophytes pour estimer la qualité des cours d'eau français: premières proposition. *Écologie*, **27** (4): 233-244.
- LEONARD S., STAIHL G., FOGG J., GEBHARDT K., HAGENBUCK W., PRITCHARD D., 1992. *Riparian area management: procedures for ecological site inventory - with special reference to riparian-wetland sites*. US Dep. of Interior, Bureau of Land

- Management TR-1737-7, 135 pp.
- LEWIS M.A., WANG W., 1997. Water quality and aquatic plants. In: Wang W., Gorsuch J.W., Hughes J.S. (eds.), *Plants for Environmental Studies*. Lewis Publishers, New York: 141-175.
- MINCIARDI M.R., ROSSI G.L., 2001. *La valutazione e il monitoraggio degli ecosistemi fluviali attraverso l'uso di metodiche di bioindicazione*. ENEA Rapporto Tecnico RT/AMB/2001/13, 31 pp.
- MINCIARDI M.R., ROSSI G.L., AZZOLLINI R., BETTA G., 2003a. *Linee Guida per il biomonitoraggio dei corsi d'acqua in ambiente alpino*. Provincia di Torino, 64 pp.
- MINCIARDI M.R., AZZOLLINI R., BETTA G. 2003b. Un indice per la valutazione della copertura vegetale in ambiente ripario: formulazione e prime applicazioni. In: Atti Seminario di Studi "Nuovi orizzonti dell'ecologia", Trento 18-19 aprile 2002. Ed. Prov. Aut. Trento, APPA Trento, C.I.S.B.A.
- ÖNORM, 1995. *Guidelines for the ecological study and assessment of rivers*. 6232 E.: 1-10.
- PLATTS W.S., ARMOUR C., BOOTH G.D., BRYANT M., BUFFORD J.L., CULPIN P., JENSEN S., LEINKAEMPER G.W., MINSHALL G.W., MONSEN S.B., NELSON R.L., SEDELL J.R., TUHY J.S., 1986. *Method for evaluating riparian habitats with applications to management*. U.S. Dep. of Agriculture, Forest Service General Technical report INT-221, 177 pp.
- RAVEN P.J., HOLMES N.T.H., DAWSON F.H., FOX P.J.A., EVERARD M., FOZZARD I.R., ROWEN K.J., 1998. *River Habitat Quality. The physical character of rivers and streams in the UK and Isle of Man*. River Habitat Survey Report, 2, 86 pp.
- ROUND F.E., 1993. *A review and methods for the use of epilithic diatoms for detecting and monitoring changes in river water quality. Methods for the examination of waters and associated materials*. H.M. Stationary Office, London.
- SILIGARDI M., BERNABEI S., CAPPELLETTI C., CHIERICI M., CIUTTI F., EGADDI F., MAIOLINI B., MANCINI L., MONAUNI C., MINCIARDI M.R., ROSSI G.L., SANSONI G., SPAGGIARI R., ZANETTI M., 2000. *Indice di Funzionalità Fluviale I.F.F. Manuale di applicazione*. ANPA, Roma, 222 pp.

*Biologia Ambientale*, **19** (1): 31-37.

Atti del Seminario: *Classificazione ecologica delle acque interne. Applicabilità della Direttiva 2000/60/CE*. Trento, 12-13 febbraio 2004. G.N. Baldaccini e G. Sansoni (eds.). Ed. APAT, APPA Trento, CISBA. Trento, 2005.

## L'applicazione dell'Indice di Funzionalità Fluviale nella pianificazione territoriale

**Marco Zanetti<sup>1\*</sup>, Manuel Bellio<sup>1</sup>, Diana Piccolo<sup>1</sup>, Guglielmo Russino<sup>2</sup> e Roberto Venzo<sup>3</sup>**

*1 Bioprogramm srl – via A. Moro 12/3 Fontanelle TREVISO – Via 3 Garofani, PADOVA*

*2 Provincia di Belluno – Assessorato alle risorse idriche ed energetiche*

*3 Provincia di Treviso – Assessorato alla pesca*

*\* Referente per la corrispondenza (mzanetti@bioprogramm.it)*

### **Riassunto**

Su tre ambienti fluviali, il torrente Cismon, il torrente Cordevole ed il fiume Sile, tutti ricadenti nell'ambito territoriale Veneto, è stato effettuato uno studio mediante l'applicazione dell'I.F.F.

Gli esiti dell'applicazione del metodo sono stati riportati in dettaglio su una cartografia a scala adeguata, per essere utilizzati, dopo una opportuna elaborazione, come supporto conoscitivo per una pianificazione territoriale di dettaglio che tenga conto dell'esigenza di tutelare le caratteristiche ecologiche fluviali. Lo strumento prodotto si presta anche ad incidere profondamente nelle scelte pianificatorie a livello di bacino.

I dati relativi a ciascuna domanda, una volta codificati cartograficamente, hanno dato origine ad una serie di carte tematiche che prendono in considerazione ogni singolo aspetto trattato dal metodo I.F.F.

L'esperienza ha fornito l'opportunità di affrontare alcune problematiche scaturite dall'applicazione del metodo e proporre le relative soluzioni, con particolare riferimento alle scelte riguardanti la strumentazione tecnica per il rilievo di campagna (telemetro laser, ricevitore GPS), la cartografia utilizzata sia in campo sia in sede di informatizzazione dei dati ed, infine, le metodologie utilizzate per georeferenziare correttamente le schede I.F.F.

PAROLE CHIAVE: Indice di Funzionalità Fluviale (I.F.F.) / pianificazione / informatizzazione / georiferimento / GIS

### **The application of the "Fluvial Functional Index" in the territorial planning**

The study has been developed with the application of the F.F.I. method on three rivers: the Cismon stream, the Cordevole stream and the Sile river, all located in Veneto, Italy.

The results based on the application of the method are given back with precision on a cartography at an adequate scale. After an appropriate elaboration, they can be used as a cognitive and essential support for the programming of a punctual territorial planning that considers the protection demand of ecological river characteristics. In this way it is possible to have a deeply effect on the planning choices in a basin level.

The data, based on the results of each question of the method, have been codified cartographically. Thematic maps that consider every aspect of the methodology were generated.

Furthermore, it was possible to consider some problems risen up during the application of the method and the relative solutions. Particular attention was given to the choices of technical instrumentation used for the surveys (laser telemeter, GPS receiver) and to cartography used in surveys field and for data informatization. Finally, the methodologies used for the georeferencing of the F.F.I. forms were described.

KEY WORDS: Fluvial Functional Index (F.F.I.) / planning / informatization / georeferencing / GIS

## INTRODUZIONE

La gestione del territorio passa attraverso una corretta pianificazione e prevede una serie di fasi successive per la valutazione non solo delle risorse ambientali, ma anche biologiche, al fine di giungere all'attuazione di interventi ecocompatibili. In particolare, l'individuazione di differenti destinazioni d'uso delle diverse componenti territoriali deve nascere da una fase conoscitiva preliminare, capace di fornire un quadro esaustivo delle condizioni e delle potenzialità delle stesse, mediante una visione più olistica possibile che ruoti, però, attorno al fulcro ecosistemico.

In questo lavoro si è utilizzato l'Indice di Funzionalità Fluviale (I.F.F.) (SILIGARDI *et al.*, 2000) che analizza la struttura complessiva dell'ambiente fluviale ed ha come obiettivo la valutazione delle sue caratteristiche funzionali. Il metodo, prendendo in considerazione il rapporto del fiume con l'ambiente circostante e valutandone le interrelazioni più intime, fornisce risultati che devono entrare a pieno titolo in una pianificazione territoriale orientata ai principi dello sviluppo sostenibile.

Lo scopo di questo lavoro è stato perciò anche quello di ottimizzare l'applicazione del metodo I.F.F. al fine di una sua utilizzazione in ambito pianificatorio, senza tuttavia modificarne le procedure del manuale, ma spingendo l'applicazione verso una precisione puntuale volta ad una restituzione cartografica complessa.

I casi di studio affrontati riguardano l'applicazione del metodo in tre corpi idrici dell'Italia nord-orientale, il torrente Cison, il torrente Cordevole ed il fiume Sile. Questi rappresentano, per certi aspetti, situazioni diversificate, di dimensioni varie e appartenenti a tre distinti bacini idrografici. Le indagini sono state effettuate nell'ambito della redazione del "Piano di attività e ripristino dell'asta medio-alta del fiume Cison attraverso la manutenzione primaria e il recupero dell'am-

biente" (ZOLLET SERVICE *et al.*, 2003), per il torrente Cison, del "Piano poliennale di monitoraggio biologico delle acque fluenti e lacustri in provincia di Belluno del 2003" (ZANETTI *et al.*, 2003), per il torrente Cordevole e nell'ambito del "Piano poliennale di monitoraggio delle acque in provincia di Treviso, 2003" (ZANETTI *et al.*, 2003), per il fiume Sile. Le prime due sono state commissionate dall'Amministrazione provinciale di Belluno, mentre la terza da quella di Treviso.

Durante l'applicazione del metodo sono stati individuati anche casi particolari, non chiaramente esplicitati nel manuale di applicazione, per i quali si forniscono le possibili soluzioni.

## MATERIALI E METODI

### Inquadramento geografico

Il torrente Cison nasce in provincia di Trento in prossimità del Passo Rolle e scorre a ovest del gruppo montuoso delle Pale di San Martino ed a nord del massiccio del Monte Grappa prima di confluire, dopo circa 48 km di percorso, nel fiume Brenta di cui è un piccolo corso tributario. Il bacino idrografico è di 641 km<sup>2</sup>, per la maggior parte compresi in provincia di Trento. Il torrente Cison, nella sua parte ricadente nella provincia di Belluno, percorre circa 21 km. Lungo il suo corso si trovano gli invasi di ponte Serra e Pedesalto ed il lago di Corlo (ZANETTI *et al.*, 1993).

Il torrente Cordevole è il principale affluente del fiume Piave, esso ha origine dal Gruppo del Sella, percorre per 71 km il territorio occidentale della provincia di Belluno, in direzione Nord-Sud, per sfociare infine nel fiume Piave. Il bacino del Cordevole ha una superficie di 867 km<sup>2</sup>. Durante il suo corso il torrente forma, ad Alleghe, il lago omonimo (ZANETTI *et al.*, 1993).

Il fiume Sile, uno dei maggiori corsi d'acqua di risorgiva d'Europa, nasce nella pianura veneta tra le province di Padova e Treviso e, dopo circa 95 km di percorso, sfocia nell'Adriatico tra il confine nord della laguna di Venezia e l'attuale foce del fiume Piave. L'area potenzialmente tributaria del bacino idrografico è complessivamente di circa 560 km<sup>2</sup>; il fiume presenta per tutto l'anno un regime di portata pressoché costante (LORO *et al.*, 1990).

### Metodologia

L'Indice di Funzionalità Fluviale è stato applicato secondo le indicazioni del manuale di riferimento. Ai fini di un utilizzo pianificatorio, però, l'applicazione del metodo I.F.F. richiede specifiche modalità di raccolta, elaborazione e restituzione dei dati (Fig. 1). In particolare è richiesto un elevato livello di precisione sul campo, utilizzando di volta in volta le migliori tecniche



Fig. 1. Schema della procedura utilizzata per l'applicazione del metodo I.F.F. in funzione di un suo utilizzo pianificatorio.

possibili in conformità delle situazioni e peculiarità dell'ambito di studio. Secondariamente devono essere effettuate l'elaborazione ed il trattamento dei dati ottenuti al fine di un corretto posizionamento cartografico. Le metodologie descritte hanno previsto l'utilizzazione integrata di tecniche di rilievo dei dati in funzione di una trasposizione cartografica georiferita dei dati ottenuti; per fare ciò sono stati utilizzati programmi GIS.

### Preparazione preliminare e rilievi di campo

L'analisi sul campo dei tratti fluviali omogenei ha richiesto la preparazione di un'adeguata attrezzatura a supporto dei rilievi. Ad integrazione delle schede I.F.F. è stata preparata una base cartografica di riferimento, sulla quale individuare con una precisione adeguata l'inizio e la fine dei tratti omogenei. Sono state utilizzate la Carta Tecnica Regionale (CTR) della Regione Veneto in formato cartaceo e le ortofotocarte, entrambe alla scala 1: 10.000, nelle sezioni d'interesse; la scelta della scala delle carte, adeguata in base alle indicazioni del manuale, è stata valutata in seguito al raffronto con altri livelli di accuratezza cartografica. Supporti a scala maggiore avrebbero richiesto troppo materiale cartaceo che sarebbe risultato di eccessivo ingombro di campo, mentre una scala media (ad esempio 1:25.000 o 1:50.000) avrebbe comportato una rilevante perdita di precisione.

È stato quindi preparato un quadro d'unione delle parti di CTR comprendenti i corpi idrici e parte del territorio circostante fino ad una distanza ortogonale di almeno 300 m lineari dall'asta principale.

Per l'esatta collocazione su carta dei punti di inizio e fine di ogni tratto omogeneo, si è reso necessario l'utilizzo combinato di un'adeguata strumentazione: uno scalimetro, un telemetro laser con capacità di misurazione fino a 1000 m ed un ricevitore portatile con sistema di posizionamento satellitare (GPS), oltre ad un binocolo e ad una fotocamera digitale. Le situazioni verificatesi sul campo hanno reso necessarie soluzioni molteplici, ricondotte in questa sede ad alcune categorie principali:

- 1) tratti omogenei terminanti in corrispondenza di punti fissi ed individuabili sulla base cartografica. La coincidenza dell'inizio e fine di un tratto omogeneo con abitazioni, strade, ponti ed altri elementi antropici, una volta accertati sulle carte, ha permesso una semplice ed immediata definizione cartografica senza l'utilizzazione di particolari strumenti tecnici se non per la verifica dell'aggiornamento cartografico;
- 2) tratti omogenei che iniziano o finiscono in punti collocati a distanze misurabili da elementi identificabili sulla carta (ad esempio, abitazioni ecc.). In questo caso le distanze dai punti riconoscibili sulla carta sono state misurate grazie al telemetro di precisione

- e poi riportate sulla carta utilizzando uno scalimetro;
- 3) tratti fluviali che iniziano o finiscono in zone senza alcun elemento riconoscibile sulla carta. In questo caso si è ottenuta una definizione precisa solamente grazie all'utilizzo di un GPS, associando in una fase successiva i punti misurati alla carta di riferimento. Questa evenienza si è verificata più volte lungo il fiume Sile, la cui campagna di rilevamento è stata effettuata utilizzando come mezzo di trasporto anche una barca per risalire un tratto di fiume di 22 km;
- 4) tratti fluviali che iniziano o finiscono in località senza alcun punto di riferimento riconducibile ad un elemento riconoscibile precisamente sulla carta ed inoltre in zone in cui la ricezione del segnale GPS era scarsa. Situazioni di questo tipo sono state riscontrate nella parte alta del torrente Cismon e sul torrente Cordevole, in località situate in strette vallate caratterizzate dalla presenza di boschi con coperture arboree rilevanti e rocce a picco. In questo caso si è proceduto al rilievo mediante l'utilizzo del telemetro laser, partendo da un punto noto e sommando i tratti telemetrati una volta riportati sulla carta tramite lo scalimetro.

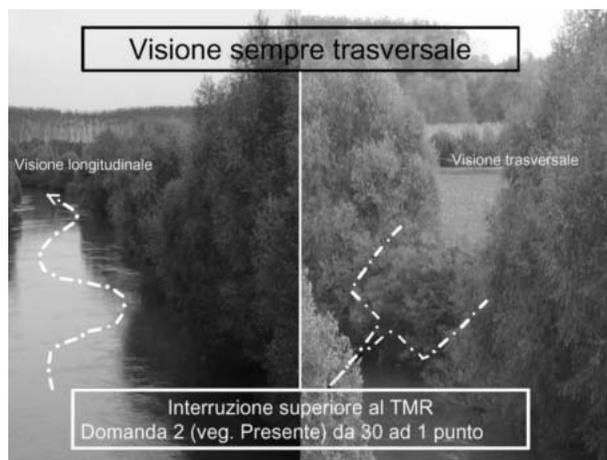
Ove i corpi idrici erano navigabili, come il tratto medio-basso del fiume Sile, è stato necessario l'utilizzo di una barca. Ciò ha facilitato l'osservazione delle sponde fluviali dalla migliore prospettiva. Diversamente, non sarebbe stato possibile valutare in modo esauriente le effettive dimensioni delle interruzioni longitudinali della vegetazione perifluviale ed operare così una corretta suddivisione dei tratti omogenei. Di frequente, infatti, si può incorrere nell'errore di osservare da una sola prospettiva: in particolare, quella longitudinale non permette di valutare nella giusta misura le interruzioni o le modificazioni qualitative della fascia perifluviale (Fig. 2).

L'utilizzo del mezzo natante ha consentito anche la valutazione esauriente dell'erosione delle rive che, altrimenti, sarebbe rimasta occultata dalla vegetazione perifluviale, inducendo una valutazione non in sintonia con le indicazioni del manuale (BALDACCINI e SANSONI, 2002). Com'è ovvio, l'utilizzo dell'imbarcazione deve essere comunque integrato dall'uso della cartografia e da adeguati appoggi a terra, poiché la presenza di argini o alberature impedisce spesso la visione del territorio circostante (Fig. 3).

### Elaborazione su base informatica

Completata la suddivisione in tratti omogenei delle aste fluviali, si è proceduto con la fase di inserimento ed elaborazione dei dati. Le informazioni relative alle posizioni dei tratti omogenei sono state trasferite dalla carta di campagna ad un supporto informatico.

La base cartografica informatica di partenza è stata



**Fig. 2.** A sinistra: la visione longitudinale dà l'impressione di una fascia perifluviale arborea riparia senza interruzioni. A destra: la visione trasversale consente di notare un'interruzione della fascia perifluviale, con un tratto arbustivo non ripario.



**Fig. 3.** Lago d'escavazione adiacente al corpo idrico, ma non visibile dall'imbarcazione sul fiume Sile (nel riquadro la visione dalla barca).

il quadro d'unione delle ortofoto digitali (volo IT 2000) alla scala 1:10.000, nelle sezioni contenenti i torrenti Cismon e Cordevole ed il fiume Sile, alla quale sono state poi sovrapposte le sezioni corrispondenti della Carta Tecnica Regionale in formato raster. Il georiferimento è stato realizzato nel sistema di coordinate nazionale Gauss-Boaga, fuso Ovest.

Per il posizionamento dei tre corpi idrici sulla base cartografica informatica, è stata fatta una digitalizzazione delle aste fluviali, con la creazione dei relativi archi vettoriali riferiti a ciascun corpo idrico. L'inserimento nella base cartografica digitale dei punti di inizio e fine dei tratti omogenei è avvenuto riportando gli stessi, ove insistenti in punti riconoscibili, dal supporto cartaceo a quello digitale. Nei casi in cui era stato utilizzato il telemetro, è stata effettuata una digitalizza-

zione da schermo dei punti di appoggio presenti nella carta di campagna ed, in seguito, sono state inserite le distanze misurate con il telemetro, utilizzando i comandi per la creazione di aree di rispetto. Attraverso l'intersezione di tali aree si è potuto risalire all'esatta collocazione dei punti cercati (Fig. 4).

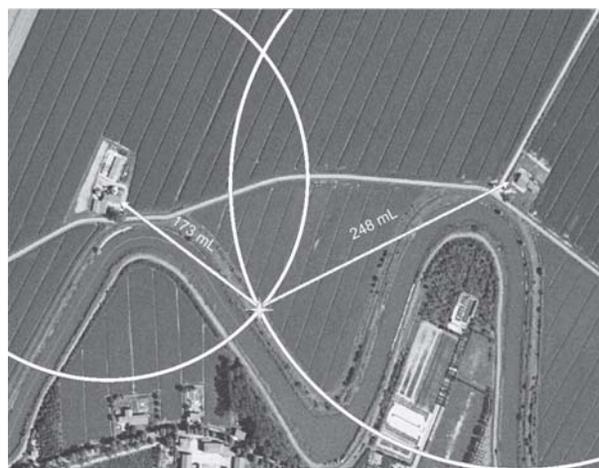
I punti acquisiti con il GPS sono stati inseriti direttamente nella cartografia digitale dopo una opportuna conversione delle coordinate dal sistema UTM al sistema di coordinate nazionale Gauss-Boaga, fuso Ovest.

Dopo aver riportato nella cartografia digitale i punti di inizio e fine dei tratti omogenei, si è proceduto con la suddivisione degli archi associati ai tre corpi idrici. Successivamente è stato possibile ottenere per ogni tratto omogeneo la lunghezza e le coordinate di inizio e fine.

### Restituzione cartografica

I valori ed i livelli di funzionalità per ogni tratto di fiume rilevato sono stati importati ed associati ai tratti fluviali ricavati sulla cartografia digitale. La corrispondenza numerica e la denominazione identificativa tra queste due tipologie di oggetti fisici ha reso possibile il collegamento tra i due tipi di informazione. Le coordinate di inizio e fine di ogni tratto, associate agli esiti dell'applicazione del metodo I.F.F., hanno permesso di costruire le sintesi cartografiche georeferenziate.

Per una migliore valutazione delle carte finali di sintesi sono stati creati per ogni corpo idrico due elementi paralleli all'asta principale, simulanti le due sponde. Per ottenere questi elementi, fittizi nella loro collocazione cartografica, sono state create delle zone di buffer attorno alle aste principali dei corpi idrici e da queste si sono poi ricavate delle linee ad arco parallele e distanti dai fiumi lo spazio desiderato. Tali archi sono



**Fig. 4.** Posizionamento sulla base cartografica informatica dei punti rilevati con telemetro.

stati suddivisi allo stesso modo dei tratti omogenei ed a questi sono stati assegnati i livelli di funzionalità separati per una sponda e per l'altra. Gli archi fittizi sono stati utilizzati solamente per una migliore rappresentazione cartografica finale: nessun valore o misura di questi è andato a sovrapporsi ai dati rilevati sul campo.

Le cartografie ottenute hanno le caratteristiche di essere georeferenziate e di poter esemplificare risultati ed elaborazioni dell'applicazione del metodo I.F.F.

## RISULTATI

I risultati ottenuti dall'applicazione del metodo I.F.F. (Tab. I) sono stati utilizzati per la stesura della cartografia di restituzione. Inoltre è stato possibile calcolare sottoindici specifici basati sulle singole risposte alle domande della scheda o a gruppi funzionali di domande. È stato così possibile valutare l'indice di funzionalità della vegetazione perifluviale (MINCIARDI *et al.*, 2003), l'indice di funzionalità morfologica (MINCIARDI *et al.*, 2003) la carta delle ampiezze e quella degli interventi artificiali. Da tutte queste elaborazioni si è ottenuta successivamente una serie di cartografie georeferenziate.

Durante i rilievi di campo sono insorte alcune problematiche legate alla scelta di una adeguata risposta di fronte a casistiche di difficile interpretazione.

Uno di questi casi è stato riscontrato nel fiume Sile, dove è stata rilevata la presenza di bacini laterali, separati dal fiume da rilevati in terra (Fig. 3). La presenza di tali corpi idrici, originatisi dall'affioramento della falda in seguito all'escavazione di aree adiacenti al corso del fiume, non è contemplata tra le risposte alla domanda inerente lo stato del territorio circostante. Tali laghi possono essere in comunicazione diretta, attraverso piccole bocche di flusso, o separati dal

fiume stesso. L'influenza esercitata sul fiume da questi elementi è stata associata ad un livello di funzionalità sufficiente (risposta c). Tale interpretazione è stata data valutando nel complesso l'origine artificiale di questi elementi, l'utilizzazione (bacini di pesca sportiva) e la pressione antropica (vicinanza di edifici ad uso industriale). La valutazione si mantiene aperta a considerazioni che, di fronte ad altri casi simili, tengano conto di scambi maggiori tra bacino laterale e fiume e della capacità potenziale di aumentare, in zone sottoposte ad una minore pressione antropica, la diversità biologica.

Una seconda situazione particolare, rispetto alle casistiche descritte nel manuale di riferimento, è stata rilevata ancora nel fiume Sile, le cui rive sono difese dall'erosione mediante palificate di sostegno in legno (Fig. 5), secondo un antico modello già in uso all'epoca della repubblica di Venezia. In questo caso la valutazione ha attribuito la risposta con funzionalità minima esclusivamente alle domande inerenti la conformazione delle rive (rive nude) e l'erosione (presenza di interventi artificiali), mentre –data la permeabilità delle palificate– non si sono prese in considerazione penalizzazioni per la fascia perifluviale.

Durante lo svolgimento dei rilievi e della trasposizione cartografica sono inoltre emerse alcune problematiche.

Nella fase di creazione della base cartografica digitale è stato rilevato che il torrente Cordevole nel suo percorso attraversa la zona di sovrapposizione tra i fusi ovest ed est del sistema Gauss-Boaga (CTR Regione Veneto). Le sezioni cartacee relative alla parte iniziale del torrente Cordevole (ad es. Sez. n° 028100) si trovano nel fuso ovest, quelle relative al tratto mediano si trovano nella zona di sovrapposizione e quelle

**Tab. I.** Sintesi dell'applicazione dell'I.F.F. nel fiume Sile, nel torrente Cordevole e nel torrente Cison: sono riportate le lunghezze cumulative dei tratti aventi un determinato livello di funzionalità (nel fiume Sile l'I.F.F. è stato applicato per un tratto di lunghezza inferiore nella sponda destra).

Livello di Funzionalità	Fiume Sile		Torrente Cordevole		Torrente Cison	
	Sponda SX m	Sponda DX m	Sponda SX m	Sponda DX m	Sponda SX m	Sponda DX m
<b>I</b>	0	0	854	1.713	2.410	3.570
<b>I/II</b>	0	0	1.138	500	3.760	2.100
<b>II</b>	3.314	4.619	34.832	42.793	4.252	4.610
<b>II/III</b>	9.449	10.217	10.118	8.100	1.397	791
<b>III</b>	29.580	22.271	13.739	11.845	2.158	1.436
<b>III/IV</b>	4.669	2.562	5.574	2.637	0	1.220
<b>IV</b>	6.740	3.420	3.947	2.954	0	250
<b>IV/IV</b>	0	0	340	0	0	0
<b>IV</b>	0	0	327	327	0	0
<b>TOTALE (m)</b>	<b>53.752</b>	<b>43.089</b>	<b>70.869</b>	<b>70.869</b>	<b>13.977</b>	<b>13.977</b>

relative al tratto finale si trovano nel fuso est (ad es. Sez. n° 063060). Per garantire la continuità di rappresentazione territoriale per tali aree la base cartografica digitale è stata riferita al fuso ovest del Sistema nazionale Gauss-Boaga, con prolungamento artificioso del fuso fino a coprire tutte le zone d'interesse.

Nei rilievi di campo è stato constatato che l'accuratezza della cartografia, soprattutto nei confronti di rogge e rii minori e zone umide laterali, è cambiata nel corso degli anni, in particolare per il fiume Sile. Gli elementi di questo tipo –rilevati durante le uscite di campo– non sono sempre segnalati nella CTR vettoriale aggiornata all'anno 1995 (Fig. 6). Per l'applicazione dell'I.F.F. si sottolinea la necessità di un confronto continuo tra gli elementi presenti sul territorio e quelli riconoscibili sulla carta. È da sottolineare il fatto che la mancata segnalazione sulle carte di elementi minori di interruzione determina difficoltà nella scelta e nella valutazione dei percorsi da intraprendere per il rilevamento dei tratti omogenei.

## CONCLUSIONI

Dalle argomentazioni su esposte, appare intuibile come, tramite un'applicazione meticolosa del metodo I.F.F. e la sua traduzione in cartografie tematiche, si possano successivamente realizzare modelli correlabili in grado di fornire un adeguato supporto alle scelte pianificatorie a livello di bacino idrografico.

L'associazione di tali carte georiferite e della loro codifica numerica, con le mappe di qualità biologica dei corpi idrici e quelle della distribuzione ittica, con i relativi indici, fornisce robusti elementi di valutazione che consentono di contrastare efficacemente impostazioni di piani di bacino prettamente idraulico-ingegneristiche che non tengono conto delle esigenze biologiche dei corpi idrici.

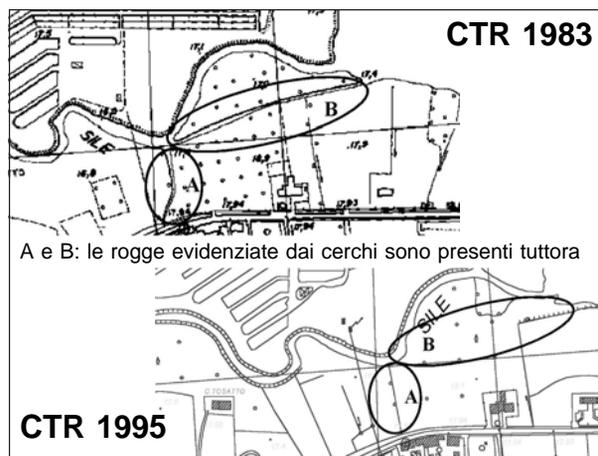
Questo tipo di impostazione sta già trovando un'immediata ricaduta nell'attuazione del Piano di bacino del torrente Cismon ove, nelle fasi di attuazione degli interventi previsti dal piano stesso, si stanno privilegiando quelli rivolti soprattutto alla "rivializzazione" del corpo idrico come la rinaturalizzazione delle sponde, la realizzazione di passaggi per pesci, il mantenimento e la riqualificazione delle isole fluviali.

Infatti ogni scelta d'intervento del Piano, terrà conto dei risultati di queste ultime elaborazioni, partendo dall'obiettivo che in nessun caso i valori attribuiti alle componenti ecologiche possono essere abbassati, viceversa ove si leggono delle condizioni di criticità andranno migliorati. In definitiva, la disponibilità della cartografia tematica prodotta ha consentito di sottoporre tutti gli interventi del piano ad una valutazione di compatibilità con la tutela biologico-naturalistica.

È così stato possibile, anche già in fase di proposi-



**Fig. 5.** Palificata di sostegno (frecce) contro l'erosione delle rive: fiume Sile.



**Fig. 6.** Esempio di differente accuratezza cartografica tra CTR rilevate alla stessa scala ma in anni differenti. Si noti come nella cartografia più aggiornata non siano riportati alcuni fossi o piccole canalizzazioni (vedi A e B) che, invece, al rilievo di campagna, risultano tuttora presenti.

zione degli interventi di piano, solo per citare alcuni esempi, evitare la costruzione di nuove arginature; oppure in una situazione di pericolosità idraulica in corrispondenza di un nuovo svincolo stradale, si è potuto evitare la costruzione di un tombotto realizzando, in sua vece, un bypass simulante un meandro naturale, che assolverà egregiamente il problema del deflusso delle acque.

## Ringraziamenti.

Si ringraziano i Servizi competenti della Provincia di Treviso e della Provincia di Belluno per aver messo a disposizione le fonti cartografiche e aerofotografiche.

**BIBLIOGRAFIA**

- BALDACCINI G.N., SANSONI G., 2002. Prime riflessioni sull' applicazione dell' Indice di Funzionalità Fluviale. *Biologia Ambientale*, **16**(1): 29-33.
- LORO R., ZANETTI M., TURIN P., 1990. *Carta ittica. Carta di qualità delle acque. Rilevazioni idrologiche, chimico-fisiche e biologiche dei corsi di interesse ittico*. Provincia di Treviso - Assessorato ai trasporti, caccia pesca e C.E.D., 106 pp.
- MINCIARDI M.R., ROSSI G.L., AZZOLINI R., BETTA G., 2003. *Applicazione integrata di metodologie di biomonitoraggio lungo i tratti iniziali di corsi d'acqua alpini*. ENEA - Sezione Biologia Ambientale e Conservazione della Natura. Provincia di Torino, 153 pp.
- SILIGARDI M., BERNABEI S., CAPPELLETTI C., CHERICI E., CIUTTI F., EGADDI F., FRANCESCHINI A., MAIOLINI B., MANCINI L., MINCIARDI M.L., MONAUNI C., ROSSI G., SANSONI G., SPAGGIARI R., ZANETTI M., 2000. *I.F.F. Indice di Funzionalità fluviale*. Agenzia Nazionale per la Protezione dell' Ambiente (ANPA), 221 pp.
- ZANETTI M., LORO R., TURIN P., RUSSINO G., 1993. *Carta ittica. Indagine idrologica chimico-fisica e biologica delle acque fluenti bellunesi*. Amministrazione Provinciale di Belluno - Assessorato Caccia e Pesca, 269 pp.
- ZANETTI M., TURIN P., SILIGARDI M., 2003. *Piano poliennale di monitoraggio delle acque fluenti e lacustri in provincia di Belluno 2002*. Amministrazione Provinciale di Belluno, 1136 pp.
- ZANETTI M., TURIN P., BELLIO M., PICCOLO D., 2003. *Piano poliennale di monitoraggio delle acque in provincia di Treviso-2003*. Amministrazione provinciale di Treviso - Assessorato alla pesca, settore affari legali e competenze giuridico-operative ittico venatorie, 598 pp.
- ZOLLET SERVICE S.c.a.r.l.-BETA STUDIO S.r.l.-BIOPROGRAMM S.c.a.r.l.-IDPA, 2003. *Piano di attività e ripristino dell' asta medio-alta del fiume Cison attraverso il recupero e la manutenzione primaria dell' ambiente*. Amministrazione provinciale di Belluno - Settore tutela ambiente. Relazione Tecnica.



*Biologia Ambientale*, **19** (1): 39-46.

Atti del Seminario: *Classificazione ecologica delle acque interne. Applicabilità della Direttiva 2000/60/CE*. Trento, 12-13 febbraio 2004. G.N. Baldaccini e G. Sansoni (eds.). Ed. APAT, APPA Trento, CISBA. Trento, 2005.

# Ruolo dei macroinvertebrati bentonici nell'applicazione della Direttiva 2000/60/CE

**Roberto Spaggiari<sup>1\*</sup>, Pietro Genoni<sup>2</sup>**

<sup>1</sup> Centro Italiano Studi di Biologia Ambientale, via Amendola 2 - 42100 Reggio Emilia

<sup>2</sup> ARPA Lombardia, Dipartimento Provinciale di Milano, Via Spagliardi 19 - 20015 Parabiago MI

\* Referente per la corrispondenza: [info@cisba.it](mailto:info@cisba.it)

## Riassunto

La Direttiva WFD 2000/60/CE ha ufficializzato la visione ecosistemica dell'ambiente riproponendo il biota come elemento chiave nella classificazione dello stato ecologico dei corpi idrici superficiali. In tale contesto si sono considerate le metriche più utilizzate in ambito comunitario che si avvalgono dei macroinvertebrati bentonici come indicatori, fornendo gli elementi caratterizzanti di alcune di esse. Viene inoltre riproposto il ruolo che il Centro Italiano Studi di Biologia Ambientale (CISBA) ha esercitato nella diffusione e nell'affinamento di metodologie che utilizzano il biota come indicatore e che si proiettano oggi in Europa per essere comparate e validate alla stregua di più remote e consolidate tecniche.

PAROLE CHIAVE: macroinvertebrati bentonici / indici biotici / indici multimetrici / approccio multivariato

## Role of benthic macroinvertebrates in the implementation of the Water Framework Directive 2000/60/CE

Ecosystemic approach marks the WFD (2000/60/CE), which indicates biological elements as key for ecological classification of water bodies. Most used metrics based on benthic macroinvertebrates in the EU are reviewed. The role of Italian Centre of Environmental Biology Studies (CISBA) in spreading and improving biological methods is also stressed.

KEY WORDS: benthonic macroinvertebrates / biotic indexes / multimetric indexes / multivariate approach

## PREMESSA

Lo scenario nazionale (D.Lgs. 152/99) ed europeo (WFD 2000/60/CE) in materia di tutela delle acque si è negli ultimi anni evoluto, passando da una visione solo funzionale, alla valutazione del danno provocato dagli agenti inquinanti e dalle modificazioni strutturali sull'ambiente fluviale.

Si è passati perciò da un approccio tecnico amministrativo legato a valutazioni di "limiti" e di "conformità" ad un sistema che analizza la qualità ambientale mediante la stima delle pressioni, dello stato, del trend evolutivo e degli impatti, in un'ottica di gestione delle informazioni ambientali finalizzata alla costruzione di un sistema informativo integrato di estrazione ecosistemica (SPAGGIARI, 1997).

Già in passato CEE e OCDE raccomandavano che per stimare il reale grado di tossicità degli agenti inqui-

nanti, a completamento delle tecniche tradizionali, dovevano essere utilizzati i test biologici.

Questa nuova filosofia ha richiesto l'affermarsi di mentalità, competenze e di metodiche in grado di sostenere le nuove procedure di conoscenza, controllo, prevenzione e gestione dell'integrità ecologica e della capacità portante degli ecosistemi.

L'integrità biotica può essere definita (KARR e DUDLEY, 1981) come "la capacità del sistema di produrre e mantenere una comunità biologica bilanciata, integrata e reattiva; tale comunità deve essere caratterizzata da una composizione in specie, da una diversità e da una organizzazione funzionale simili a quelle di un ambiente analogo in condizioni naturali". Ne consegue che i mutamenti indotti nelle condizioni abiotiche possono immediatamente riflettersi in alterazioni della comunità

vivente se rapportata ad una condizione ideale di riferimento.

Le condizioni naturali a cui riferirsi dovrebbero corrispondere ad uno stato chimico-fisico intatto ed alla relativa comunità biologica di riferimento che si insedia in quelle condizioni “*di stato chimico intatto*”, da paragonare, per rispettare il criterio dell’approccio integrato, con quella osservata alla sezione di controllo (WRC, 1996).

La storia dei bioindicatori per la valutazione della qualità delle acque superficiali inizia più di cento anni fa con i lavori di KOLENATI (1848) e COHN (1853). Questi studiosi osservarono che gli organismi presenti nelle acque inquinate erano diversi da quelli rinvenibili in acque pulite. La strategia, da allora, è stata quella di individuare indicatori ed indici in grado di soddisfare l’obiettivo di attuare una efficace “sorveglianza ecologica degli ambienti” capace di rispondere alle esigenze di diagnosi, controllo, controllo di allarme, previsione di impatto.

## INDICATORI E INDICI BIOLOGICI

Gli indicatori biologici esprimono un giudizio complementare al controllo fisico-chimico: mentre quest’ultimo individua analiticamente le singole cause e la dinamica del processo di alterazione dell’acqua e dei sedimenti (stima del rischio ambientale), il monitoraggio biologico verifica gli effetti d’insieme prodotti dal complesso delle cause inquinanti (analisi degli effetti reali: GHETTI, 1993).

L’informazione di ciò che viene rilevato da un indicatore viene, di norma, tradotta in indici che vanno a rappresentare, in una scala di valori, lo stato del sistema in esame.

Secondo la definizione della WFD lo stato ecologico è l’espressione della qualità della struttura e del funzionamento degli ecosistemi acquatici. L’allegato V della Direttiva 2000/60/CE al punto 1.1 prende in rassegna gli elementi qualitativi per la classificazione dello stato ecologico dei fiumi; per gli elementi biologici vengono considerati:

- composizione e abbondanza della flora acquatica;
- composizione e abbondanza dei macroinvertebrati bentonici;
- composizione, abbondanza e struttura di età della fauna ittica.

La valutazione della qualità degli ecosistemi acquatici deve avvenire mediante l’utilizzo di bioindicatori, purché questi siano caratterizzati da:

- buona applicabilità;
- elevata originalità;
- accertata affidabilità.

In Europa, per la valutazione ecologica delle acque correnti, vengono utilizzati vari indicatori biologici (ap-

partenenti a diversi livelli trofici); solo una parte di essi soddisfa i requisiti della Direttiva. In un recente incontro presso l’Istituto Superiore di Sanità, Steve Nixon dell’European Topic Center on Water ne ha illustrato lo stato di utilizzo tra i paesi dell’Unione (Tab. I).

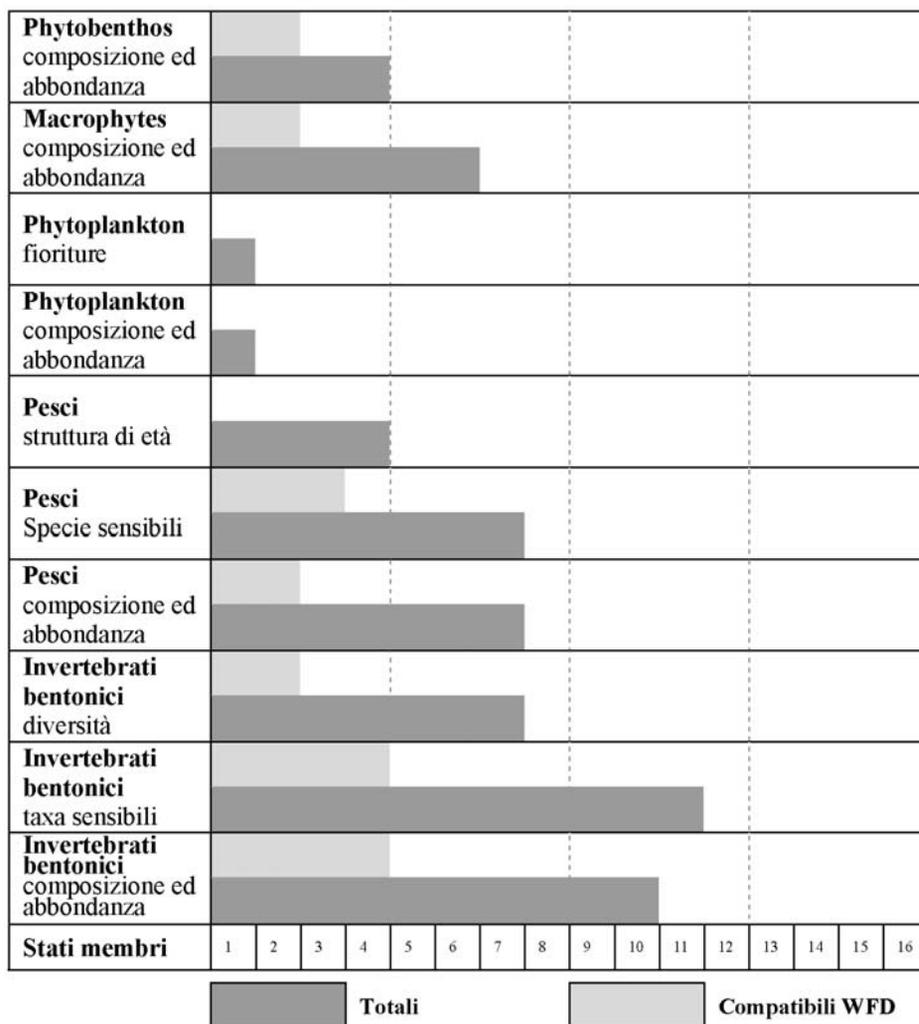
I macroinvertebrati bentonici risultano gli organismi più impiegati attraverso l’uso di diverse metriche la cui distribuzione in 29 Paesi europei, già facenti parte della U.E. o in futuro ingresso, è rappresentata in Tab. II.

## MACROINVERTEBRATI BENTONICI

Il controllo biologico di qualità degli ambienti di acque correnti basato sull’analisi delle comunità di macroinvertebrati è il più diffuso in tutta l’Unione Europea, ma in ogni paese sono fiorite differenti metriche (DE PAUW *et al.*, 1992) che sono state messe a punto, negli anni, dai diversi organismi di ricerca associati di norma agli istituti di zoologia, i quali si sono mantenuti però saldamente ancorati al trascorso scientifico.

Gli approcci metodologici all’utilizzo dei macroinvertebrati bentonici possono essere schematicamente raggruppati nelle tre tipologie di seguito descritte.

- 1) *Singole metriche*. Secondo questo approccio un unico parametro sintetizza il giudizio di qualità biologica. In questo ambito ricadono le tre storiche categorie di indici: indici biotici, sistemi saprobici, indici di diversità/similarità (WASHINGTON, 1984; METCALFE, 1989).
- 2) *Indici multimetrici*. Questo approccio è stato ideato ed è utilizzato prevalentemente negli USA (BARBOUR e YODER, 2000). Più parametri (metriche) relativi alla comunità biologica –ad esempio la ricchezza tassonomica, i gruppi trofici, i gruppi tolleranti, la struttura di comunità, ecc.– vengono esaminati in base alla loro capacità di risposta alle diverse cause di disturbo antropico. Le metriche selezionate vengono quindi aggregate in un indice multimetrico finale, che rappresenta una valutazione complessiva della condizione biologica rispetto a condizioni attese di riferimento. L’approccio si basa sul principio che le diverse cause di turbativa possono agire su parametri diversi della comunità biologica, i quali servono da vettori della condizione ambientale presente (KARR *et al.*, DUDLEY, 1986; KARR, 1999).
- 3) *Approccio multivariato*. Si fonda concettualmente sugli indici di similarità e fa uso di metodi di analisi statistica multivariata (classificazione, ordinamento, analisi discriminante). Il primo sistema ad essere stato sviluppato secondo questo approccio è il RIVPACS (River In Vertebrate Prediction And Classification System), ampiamente usato nel Regno Unito (KNOBEN *et al.*, 1995). Si tratta di un modello empirico (su base statistica) che consente di prevedere la

**Tab. I.** Elementi per la valutazione della qualità biologica dei corsi d'acqua e numero di Paesi che li utilizza, distinto in "totale" e "compatibile" con i requisiti richiesti dalla WFD (NIXON, 2003).**Tab. II.** Uso dei macroinvertebrati bentonici in diversi paesi europei (NIXON, 2003).

Saprobic index	Biotic index	Other	None
Austria	Belgium	Norway	Greece
Bosnia & Herzegovina	Denmark	Sweden	Iceland
Bulgaria	Finland	Romania	Lithuania
Croatia	France		FYROM
Czech Rep.	Ireland		
Germany	Italy		
Hungary	Luxembourg		
Latvia	Netherlands		
Poland	Portugal		
Slovak Rep	Spain		
Slovenia	UK		
11	11	3	4

composizione di macroinvertebrati bentonici attesa in un sito in assenza di stress ambientali. Sistemi analoghi sono stati sviluppati in Australia (AusRivAS: SMITH *et al.*, 1999) ed in Canada (BEAST: REYNOLDS *et al.*, 1995).

Con riferimento a questa classificazione schematica, vengono brevemente descritti alcuni dei metodi di valutazione attualmente diffusi o sviluppati nei paesi della UE:

### 1) Singole metriche:

- Belgian Biotic Index (BBI). Utilizzato in Belgio dal 1978, pubblicato nel 1983 (DE PAUW e VANHOOREN, 1983) ed adottato nel 1984 dal Belgian Institute for Normalization come metodo standard. Viene applicato anche in Portogallo, Spagna, Lussemburgo e Grecia. Si tratta di un indice biotico derivato dal Trent Biotic Index (WOODIWISS, 1964) e dall'indice biotico di TUFFERY e VERNEAUX (1968). Il BBI viene calcolato mediante una tabella a due entrate, una per i gruppi indicatori ed una per la ricchezza faunistica: si tratta quindi più propriamente, come per quasi tutti gli indici biotici, di un indice bimetrico. L'identificazione tassonomica è a livello di genere o famiglia. Il macrobentos è campionato mediante retino manuale esplorando tutti gli habitat accessibili in un tratto di 10-20 metri, per un periodo limitato di tempo: da 3 minuti per corsi d'acqua larghi meno di 2 metri, fino a 5 minuti per i corsi d'acqua di maggiore ampiezza; viene inoltre condotto un campionamento manuale diretto sui substrati sommersi.
- Indice Biologique Globale Normalisé (IBGN). Ampiamente utilizzato in Francia dal 1992 (AFNOR, 1992). I macroinvertebrati sono identificati al livello di famiglia o ad un livello superiore. Il metodo utilizza un totale di 138 taxa divisi in 14 classi di varietà; 38 taxa costituiscono 9 gruppi indicatori. L'indice è calcolato con una tabella a due entrate: la classe di varietà (riga) ed il gruppo indicatore (colonna). I campioni sono prelevati mediante retino Surber (zone lotiche) o retino manuale (zone lentiche). Per i corsi d'acqua larghi e profondi è in fase di sviluppo l'Indice Biologique Global Adapté aux grandes cours d'eau et aux rivières profondes (I.B.G.A.: AGENCE DE L'EAU R-M-C, 1997). Per la sua applicazione vengono usate tre differenti tecniche di campionamento: retino Surber o manuale, benna da imbarcazione, substrati artificiali. L'indice è calcolato sulla base della lista tassonomica cumulativa e supportato dagli indici calcolati mediante le singole tecniche di campionamento.
- Indice Oligochètes de Bioindication des Sédiments (IOBS). È utilizzato in Francia per valutare la qualità generale dei sedimenti fini stabili e permanenti in corsi d'acqua naturali ed artificiali (AFNOR, 2002). Esso indica la suscettibilità allo stress organico ed ai microcontaminanti (es. metalli, PCB). Sul campione, costituito da 100 individui, vengono determinati il numero totale di taxa di Oligocheti e la percentuale di Tubificidi con o privi di setole capillari.
- Biological Monitoring Working Party (BMWP) score system. È stato messo a punto nella sua prima versione nel 1978 nel Regno Unito e deriva dal Chandler's Score (HAWKES, 1997). Si basa sull'attribuzione di un punteggio –da 1: tolleranti, a 10: sensibili– alle famiglie di macroinvertebrati catturate durante un campionamento di 3 minuti mediante retino manuale e di 1 minuto mediante ricerca diretta sui substrati. Il valore dell'indice è dato dalla somma dei punteggi delle singole famiglie osservate con una presenza minima di 2 individui. L'indice ASPT (Average Score Per Taxon) deriva dal BMWP (ARMITAGE *et al.*, 1983) e si ottiene dividendo il punteggio di questo indice per il numero di famiglie presenti nel campione. In Spagna ed in Portogallo sono utilizzate versioni adattate del BMWP (BMWP': ALBA-TERCEDOR, 1996).
- Quality Rating System (Q-value). È il metodo utilizzato nella Repubblica Irlandese (MCGARRIGLE *et al.*, 1992). Si basa sulla abbondanza relativa di 5 gruppi chiave di macroinvertebrati, dalle forme più sensibili a quelle più tolleranti. Il campionamento viene eseguito con retino manuale (eventualmente con benna in acque profonde) per un periodo da 2 a 5 minuti, possibilmente in tratti caratterizzati dalla presenza di raschi (*riffle*). Analogo tempo viene dedicato alla raccolta manuale diretta. Tutta l'analisi viene svolta in campo.
- Bestimmung des Saprobienindex in Fließgewässern (DIN 38410, 2003). Si tratta dell'indice saprobio utilizzato in Germania per le acque correnti. Secondo questo metodo, attualmente in fase di revisione, possono essere calcolati ed interpretati due indici differenti: (1) l'Indice Saprobio (S), che include tutti i taxa macroscopici (incluse colonie di batteri e di ciliati), e (2) l'Indice Microsaprobio ( $S_{Mi}$ ), che valuta la presenza di taxa microscopici (applicato in ambienti degradati). Nella versione in revisione il metodo prende in considerazione un totale di 612 taxa indicatori. Il campionamento viene effettuato in tratti di corso d'acqua rappresentativi e nei diversi habitat presenti. Le tecniche e gli strumenti di campionamento sono diversi, in funzione della tipologia campionata. All'occorrenza i campioni sono completati con taxa catturati mediante substrati artificiali. L'indice è calcolato mediante una formula che tiene conto dell'abbondanza dei taxa, del loro valore saprobio e del "peso" come indicatori.

- Indice Biotico Esteso (IBE). È l'indice contemplato dal D.Lgs. 152/99 per il calcolo dello Stato Ecologico dei corsi d'acqua italiani. Deriva dal Trent Biotic Index di WOODIWISS (1964) e, attraverso una successione di affinamenti (GHETTI e BONAZZI, 1981; GHETTI, 1986; GHETTI, 1997), approda al metodo ufficiale (APAT e IRSA-CNR, 2003).

## 2) Indici multimetrici:

L'esperienza più interessante sviluppata recentemente in Europa riguarda il progetto AQEM ("The development and testing of an integrated Assessment system for the ecological Quality of streams and rivers throughout Europe using benthic Macroinvertebrates") che ha portato alla messa a punto di sistemi di valutazione mediante un approccio multimettrico (HERING *et al.*, 2004).

Il progetto AQEM ha coinvolto 8 paesi con l'obiettivo di fornire strumenti adeguati per l'attuazione della direttiva 2000/60/CE. In particolare l'obiettivo primario del progetto è stato la messa a punto di una metodologia di valutazione dei sistemi fluviali basata sull'analisi delle comunità macrobentoniche. Per quanto riguarda l'Italia hanno preso parte al progetto l'IRSA-CNR di Brugherio, l'ARPA Piemonte e l'APPA Bolzano (BUFFAGNI *et al.*, 2001). Sono state selezionate 4 tipologie fluviali: 1) fiumi di piccole dimensioni, sopra gli 800 m, con geologia del bacino silicea (Bolzano); 2) fontanili nella valle del Po (Novara), 3) fiumi di medie dimensioni tra 200 e 800 m (Piacenza e Parma); 4) fiumi di piccole dimensioni tra 200 e 800 m, in bacini calcarei (Salerno). La metodologia messa a punto si basa sul confronto tra le comunità biologiche osservate nei siti di studio (soggetti a differenti cause di impatto) con quelle di siti di riferimento opportunamente definiti. La metodologia di campionamento prevede, in sintesi, la selezione del tratto di corso d'acqua, la stima della composizione in microhabitat, il campionamento mediante retino Surber o retino immanicato (20 repliche per sito) proporzionalmente alla rappresentatività dei microhabitat; vengono inoltre raccolti tutti i dati descrittivi relativi all'ambiente campionato (analisi chimiche, protocollo del River Habitat Survey, Indice di Funzionalità Fluviale, ecc.) ed alle singole repliche (velocità di corrente, profondità). Il livello di identificazione tassonomica è il più approfondito possibile (famiglia, genere o specie). L'insieme dei dati raccolti, suddivisi nelle tipologie ambientali studiate, è stato utilizzato per selezionare i parametri biologici (metriche) che meglio si prestano alla discriminazione tra i siti a differente impatto rispetto ai siti di riferimento. Le metriche selezionate sono state quindi combinate in un indice multimettrico valido per la specifica tipologia ambientale (AQEM CONSORTIUM, 2002).

## 3) Approccio multivariato:

Come già accennato, l'unico metodo sviluppato in Europa secondo questo approccio è il RIVPACS, il cui avvio come progetto di ricerca può essere fatto risalire al 1977 (WRIGHT *et al.*, 1984; WRIGHT *et al.*, 1995). Gli obiettivi iniziali della ricerca erano: (a) definire una classificazione biologica delle acque correnti non contaminate della Gran Bretagna, basata sulla fauna macroinvertebrata, e (b) stabilire se il tipo di comunità di macroinvertebrati in un sito potesse essere previsto utilizzando la caratteristiche fisiche e chimiche.

Attualmente il RIVPACS si basa su dati raccolti in oltre 700 siti privi di impatto antropico (*reference*) in tutta la Gran Bretagna. Il metodo permette di prevedere la comunità biologica attesa in un determinato sito conoscendo le sue caratteristiche ambientali. I dati necessari al fine della previsione comprendono l'altitudine, la distanza dalla sorgente, la portata media annua, l'ampiezza dell'alveo, la profondità, la pendenza, le caratteristiche del substrato e l'alcalinità. Il protocollo di campionamento dei macroinvertebrati è quello previsto per gli indici BMWP/ASPT. I dati ambientali permettono di ottenere la lista dei taxa previsti per il sito in esame che può essere confrontata direttamente con quella dei taxa campionati in quello stesso sito mediante i rapporti osservati/attesi.

Allo stesso modo possono essere calcolati i rapporti tra gli indici biologici attesi (es. ASPT) rispetto a quelli effettivamente rilevati.

## IL RUOLO DEL CISBA NELLA DIFFUSIONE DEI METODI BIOLOGICI

Il processo di diffusione degli Indici Biotici è stato avviato in Italia a partire dal 1980 attraverso il "programma di trasferimento" nell'ambito del progetto finalizzato "Promozione della Qualità dell'Ambiente" (CNR, 1982) che ha favorito l'incontro tra il mondo della ricerca e gli utilizzatori istituzionali permettendo l'applicazione diffusa di metodologie innovative di sorveglianza ambientale. In tale contesto si dà inizio al processo di alfabetizzazione all'utilizzo dei macroinvertebrati bentonici delle acque correnti (GHETTI e BONAZZI, 1981) da parte dei biologi impiegati nelle strutture deputate al controllo ambientale (PMP-USL, Province).

Il Centro Italiano Studi di Biologia Ambientale (CISBA) ha raccolto parte di tale eredità promuovendo:

- lo sviluppo e la diffusione degli studi di ecologia e le loro applicazioni attraverso corsi di formazione (VIRTORI *et al.*, 1999), seminari, convegni, ecc.
- la comunicazione ambientale, attraverso la pubblicazione di una rivista specializzata, di manuali operativi ed atlanti.

Nell'ambito dell'interesse che la diffusione dell'ap-

plicazione dell'EBI/IBE andava assumendo a partire dagli anni '80 in Italia, preme richiamare quattro importanti eventi che hanno visto l'Indice Biotico ed il CISBA avere un ruolo da protagonisti:

**1** - Il convegno internazionale di Riva del Garda nel 1988 "La qualità delle acque superficiali. Criteri per una metodologia omogenea di valutazione" promosso da Provincia Autonoma di Trento e CISBA dove diversi ricercatori europei si sono confrontati sulle metriche utilizzate per l'espressione dei giudizi di qualità, rimandando però ancora una volta l'opportunità di convergere verso un'unica metodologia. Il CISBA in quella occasione ha presentato la prima mappa di qualità biologica dei corsi d'acqua italiani che ha interessato 38 province di 9 regioni (MANZINI e SPAGGIARI, 1989).

**2** - Il convegno "River Water Quality, Ecological Assessment and Control", tenutosi a Bruxelles il 16-18 dicembre 1991, nel quale il CISBA è stato invitato a portare il proprio contributo di esperienze con una relazione, legata al lavoro di De Pauw per affinità metriche (DE PAUW *et al.*, 1992), nella quale oltre a presentare una rassegna di metodi europei sono state esposte le esperienze italiane dei primi 10 anni di lavoro, argomentando contestualmente l'idoneità dell'indice EBI modificato per i corsi d'acqua del nostro Paese.

**3** - L'interconfronto "Use of Biotic Index to evaluate the quality of freshwater stream: a comparison among four different European biotic indexes (IBE, BBI, BMWP', RIVPACS)", dove il CISBA ha lavorato per l'organizzazione e ha partecipato con alcune rappresentanze qualificate, si è tenuto a S. Michele all'Adige (TN) dal 22 al 27 giugno 1998 nell'ambito degli European training courses on water quality measurements promossi da TECHWARE (FLAIM *et al.*, 2000) ed ha ripercorso lo schema di un evento analogo condotto quasi trenta anni fa da Ghetti, nel contesto del 3rd Technical Seminar of Commission of the European Communities (GHETTI, 1978).

Al corso/confronto hanno partecipato le rappresentanze di 16 paesi: Belgio, Danimarca, Finlandia, Francia, Germania, Grecia, Italia, Olanda, Polonia, Romania, Russia, Scozia, Slovenia, Spagna e Ungheria che hanno applicato i quattro metodi selezionati sotto la direzione dei quattro ideatori (B.B.I., De Pauw, B - BMWP', Alba Tercedor, E - RIVPACS, Armitage, UK

- I.B.E., Ghetti, I) il cui risultato finale (FLAIM *et al.*, 2000) ha portato a concludere che, seppur con sfumature diverse, il giudizio finale dei corsi d'acqua indagati è risultato omogeneo (SILIGARDI *et al.*, 2000).

**4** - Il Workshop on Intercalibration Network promosso ad Ispra nei giorni 11-13 febbraio 2004 a cura del European Commission Directorate General JRC-Joint Research Center nel quale erano presenti delegati del CISBA e dove la posizione ufficiale italiana è stata quella di sostenere, al momento, la metodologia di classificazione dello Stato Ecologico inserita nel D.Lgs. 152/99.

## CONCLUSIONI

Lo sforzo che ci viene oggi chiesto dalla Comunità Europea è quello di effettuare la intercalibrazione dei vari metodi europei per armonizzare la comparazione dei risultati. Gruppi esperti nazionali sono già impegnati, sulla base dei dati storici reperiti nel nostro Paese, ad applicare le diverse metriche selezionate a livello europeo allo scopo di misurarne lo scostamento ed effettuarne la taratura.

Obiettivo ulteriore è quello di definire, attraverso criteri comuni europei, i siti di riferimento a cui rifarsi per la stima dell'allontanamento dalle condizioni ideali.

Il processo per la definizione degli ecotipi di riferimento si rifà al complesso di attività trofiche che si svolgono in un corso d'acqua e che hanno la funzione di riportare l'ambiente allo stato di efficienza metabolica caratteristico per una data tipologia fluviale, sintetizzato col termine di "portante potenziale".

Una comunità macrobentonica diversificata, essendo capace di sfruttare più efficacemente l'intera gamma di apporti alimentari e di adattarsi meglio alle loro variazioni temporali, è garanzia di una buona efficienza depurativa.

La composizione "attesa" o ottimale della comunità dei macroinvertebrati corrisponde a quella che, in condizioni di buona efficienza dell'ecosistema, dovrebbe colonizzare quella determinata tipologia fluviale.

Presupposto indispensabile per il miglioramento del nostro lavoro sono la promozione di:

- ricerca applicata,
- trasferimento delle conoscenze,
- certificazione degli operatori,
- accreditamento delle strutture.

## BIBLIOGRAFIA

AFNOR (Association Française De Normalisation), 1992. *Essais des eaux. Détermination de l'indice biologique global normalisé (IBGN)*. NF T 90-350. Décembre 1992.

AFNOR (Association Française De Normalisation), 2002. *Détermination de l'Indice Oligochètes de Bioindication des Sédiments (IOBS)*. NF T 90-390. Avril 2002.

- AGENCE DE L'EAU RHONE-MÉDITERRANÉE-CORSE, 1997. *Indice Biologique Global Adapté (I.B.G.A.) aux grands cours d'eau et aux rivières profondes*. Protocole expérimental, Cabinet GAY Environnement, Grenoble.
- ALBA-TERCEDOR J., 1996. Macroinvertebrados acuáticos y calidad de las aguas de los ríos. *IV Simposio del Agua en Andalucía. Almería, Vol. II*: 203-213.
- APAT, IRSA-CNR, 2003. *9010 Indice Biotico Esteso I.B.E.* Metodi analitici per le acque, volume terzo. Manuali e Linee Guida 29/2003 APAT. Roma.
- AQEM CONSORTIUM, 2002. *Manual for the application of the AQEM system. A comprehensive method to assess European streams using benthic macroinvertebrates, developed for the purpose of the Water Framework Directive. Version 1.0*, www.aqem.de, 198 pp.
- ARMITAGE P.D., MOSS D., WRIGHT J.F., FURSE M.T., 1983. The performance of a new biological water quality score system based on macroinvertebrates over a wide range of unpolluted running-water sites. *Water Research*, **17**: 333-347.
- BARBOUR M.T., YODER C.O., 2000. The multimetric approach to bioassessment, as used in the United States of America. In: Wright J.F., Sutcliffe D.W. and Furse M.T. (eds.). *Assessing the biological quality of fresh waters. RIVPACS and other techniques*. Freshwater Biological Association, Ambleside, Cumbria, UK.
- BUFFAGNI A., ALBER R., BIELLI E., ERBA S., KEMP J.L., CAZZOLA M., ALBRIGO V., MUTSCHLECHNER A., PAGNOTTA R., 2001. Il Progetto AQEM in Italia: aree studiate, metodologia di campionamento e potenziali interazioni con altri settori di indagine. *Studi Tridentini di Scienze Naturali-Acta Biologica*, **78**: 181-193.
- CNR, 1982. *Progetto finalizzato "Promozione della Qualità dell'Ambiente" - Progetto di trasferimento*. Roma
- COHN F., 1853. Über lebendige organismen im trinkwasser. *Z. klim. Medicin*, **4**: 229-237.
- DE PAUW N., VANHOOREN G. 1983. Method for biological quality assessment of watercourses in Belgium. *Hydrobiologia*, **100**: 153-168.
- DE PAUW N., GHETTI P.F., MANZINI P., SPAGGIARI R., 1992. Biological assessment methods for running water. On proceedings: *River Water Quality. Ecological assessment and control*. Bruxelles 1991. Commission of the European Communities. Bruxelles: 217-238.
- DIN 38410, 2003. *Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung - Biologisch-ökologische Gewässeruntersuchung (Gruppe M1) - Bestimmung des Saprobienindex in Fließgewässern (M1)*.
- FLAIM G., ZIGLIO G., SILIGARDI M., CIUTTI F., MONAUNI C., CAPPELLETTI C., 2000. Report on the Course "A comparison among four different European biotic indexes (IBE, BBI, BMWP, RIVPACS) for river quality evaluation". In A. Van der Beken, M. Mihailescu, P. Hubert and J. Bogardi (Eds.) *Proceedings of the International Symposium "The learning society and the water-environment"*. Paris, 2-4 June 1999. UNESCO International Hydrological Programme: 454-458.
- GHETTI P.F., 1978. *Biological water assessment methods: Torrente Parma, Torrente Stirone, Fiume Po* Background information, reports of the participants. 3rd Technical Seminar of Commission of the European Communities. Bruxelles.
- GHETTI P.F., BONAZZI G., 1981. *Macroinvertebrati nella sorveglianza ecologica dei corsi d'acqua*. Collana del Progetto Finalizzato "Promozione della Qualità dell'Ambiente", CNR AQ/1/127.181 pp.
- GHETTI P.F. 1986. *Macroinvertebrati nell'analisi di qualità dei corsi d'acqua*. Manuale di applicazione Indice Biotico: E.B.I. modificato. Provincia Autonoma di Trento, 111 pp.
- GHETTI P.F., 1993. *Manuale per la difesa dei fiumi*. Edizioni della Fondazione Agnelli. Torino, 301 pp.
- GHETTI P.F., 1997. *Indice Biotico Esteso (I.B.E.) Macroinvertebrati nel controllo della qualità degli ambienti di acque correnti*. Manuale di applicazione. Provincia Autonoma di Trento, 222 pp.
- HAWKES H.A., 1997. Origin and development of the Biological Monitoring Working Party score system. *Water Research*, **32**: 964-968.
- HERING D., VERDONSCHOT P.F.M., MOOG O., SANDIN L. (eds.), 2004. Integrated assessment of running waters in Europe. *Hydrobiologia*, **516**, Special Issue, 379 pp.
- KARR J.R., 1999. Defining and measuring river health. *Freshwater Biology*, **41**: 221-234.
- KARR J.R., DUDLEY D.R., 1981. Ecological perspective on water quality goals. *Environmental Management*, **5**: 55-68.
- KARR J.R., FAUSCH K.D., ANGERMEIER P.L., YANT P.R., SCHLOSSER I.J., 1986. *Assessing Biological Integrity In Running Waters - A Method and Its Rationale*. Illinois Natural History Survey, Special Pub. **5**, 29 pp.
- KNOBEN R.A.E., ROOS C., VAN OIRSCHOT M.C.M., 1995. *Biological assessment methods for watercourses*. UN/ECE Task Force on Monitoring & Assessment. Volume 3. RIZA Report n. 95.066, 86 pp.
- KOLENATI F.A., 1848. Über nutzen und schaden trichoptera. *Stettiner entomol. Ztg* **9**
- MANZINI P., SPAGGIARI R., 1989. Le indagini sulla qualità biologica dei corsi d'acqua italiani. In atti: *La qualità delle acque superficiali. Criteri per una metodologia omogenea di valutazione*. Riva del Garda (TN) 1988. Provincia Autonoma di Trento 70-278.
- MCGARRIGLE M.L., LUCEY J., CLABBY K.C., 1992. Biological assessment of river water quality in Ireland. In: Newman P.J. Piavaux M.A. Sweeting R.A. (eds.). *River Water Quality. Ecological Assessment and Control*. Commission of the European Community, EUR 14606 EN-FR, Luxembourg: 371-385.
- METCALFE J.L., 1989. Biological water quality assessment of running waters based on macroinvertebrate communities: history and present status in Europe. *Environmental Pollution*, **60**: 101-139.
- NIXON S., 2003. *Biological indicators in the Water Framework Directive*. Comunicazione al Workshop "Biological Indicators for water, air and soil", ISS Roma 9-12-2003.
- REYNOLDS T.B., BAILEY R.C., DAY K.E., NORRIS R.H., 1995. Biological guidelines for fresh-water sediment based on benthic assessment of sediment (the BEAST) using a multivariate approach for predicting biological state. *Australian Journal of Ecology*, **20**: 198-219.
- SILIGARDI M., FLAIM G., ZIGLIO G., CIUTTI F., MONAUNI C.,

- CAPPELLETTI C., 2000. L'esperienza di un corso sul confronto fra indici biologici europei (IBE, BBI, BMWP', RIVPACS). *Biologia Ambientale*, **2**: 39-80.
- SMITH M.J., KAY W.R., EDWARD D.H.D., PAPAS P.J., RICHARDSON K. ST J., SIMPSON J.C., PINDER A.M., CALE D.J., HORWITZ P.H.J., DAVIS J.A., YUNG F.H., NORRIS R.H., HALSE S.A., 1999. AusRivAS: using macroinvertebrates to assess ecological condition of rivers in Western Australia. *Freshwater Biology*, **41**: 269-282.
- SPAGGIARI R., 1997. Indicatori in ambito fluviale: concetti generali, metodologie ed ambiti di applicazione. Atti del workshop *La qualità ambientale dei corsi d'acqua: l'RCE-2 Riparian Channel ed Environmental Inventory*. Regione Piemonte, Centro Ricerche ENEA, Saluggia.
- TUFFERY G., VERNEAUX J., 1968. *Méthode de détermination de la qualité biologique des eaux courantes*. Exploitation codifiée des inventaires de la faune du fond. Ministère de l'Agriculture (France), Centre National d'Etudes techniques et de recherches technologiques pour l'agriculture, les forêts et l'équipement rural C.E.R.A.F.E.R., Section Pêche et Pisciculture, 23 pp.
- VITTORI A., SILIGARDI M., CIUTTI F., 1999. L'attività formativa del corso sull'uso del metodo I.B.E. Bilancio dopo 13 anni di esecuzione. In: G.N. Baldaccini e G. Sansoni (Eds): Atti del seminario "Ibiologi e l'ambiente ... oltre il duemila". Venezia, 22-23 novembre 1996, Ed. CISBA, Reggio Emilia: 237-238.
- WASHINGTON H.G., 1984. Diversity, biotic and similarity indices. A review with special relevance to aquatic ecosystems. *Water Research*, **18**: 653-694.
- WOODIWISS F.S., 1964. The biological system of stream classification used by the Trent River Board. *Chemistry and Industry*, **14**: 443-477.
- WRC, 1996. *The harmonised monitoring and classification of ecological quality of surface water in the European Union*. Final report. European Commission. Directorate general XI, may Bruxelles 293 pp.
- WRIGHT J.F., ARMITAGE P.D., FURSE M.T., 1984. A preliminary classification of running water sites in Great Britain based on macroinvertebrate species and the prediction of community type using environmental data. *Freshwater Biology*, **14**: 221-256.
- WRIGHT J.F., FURSE M.T., MOSS D., 1995. River classification using invertebrates: RIVPACS applications. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater ecosystems*, **8**: 617-631.

## Qualità biologica e chimica di alcuni corsi d'acqua della provincia di Torino: effetti di condizioni estreme di portata

Arianna Nicola<sup>1\*</sup>, Francesca Bona<sup>2</sup>, Stefano Fenoglio<sup>3</sup>, Albino Defilippi<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Agenzia Regionale per la Protezione Ambientale (A.R.P.A.) del Piemonte – Dipartimento di Ivrea, Via Jervis 30 – 10015 Ivrea (To)

<sup>2</sup> Università di Torino – Dipartimento di Biologia animale e dell'uomo - Via Accademia Albertina 13 – 10123 Torino

<sup>3</sup> Di.S.T.A., Università del Piemonte Orientale, C.so Borsalino 54 – 15100 Alessandria

\* Referente per la corrispondenza (Fax 0125 6453584; a.nicola@arpa.piemonte.it)

### Riassunto

In quattro corsi d'acqua della provincia di Torino sono stati analizzati gli effetti di due variazioni estreme di portata, l'alluvione dell'ottobre 2000 e la siccità dell'estate 2003. Gli obiettivi principali del lavoro sono stati: valutare gli effetti delle variazioni di portata sulle cenosi macrobentoniche; individuare i taxa maggiormente tolleranti alle alterazioni idrologiche; valutare l'applicabilità dell'Indice Biotico Esteso (I.B.E.) in ambienti fortemente alterati da alluvioni e siccità ed, infine, tentare di interpretare criticamente le possibilità di monitoraggio biologico in seguito a questi fenomeni. I valori I.B.E. registrati immediatamente dopo l'alluvione sono risultati significativamente più bassi rispetto ai valori riscontrati in periodi di morbida. In particolare è stato rilevato che i siti montani, situati in ambienti poco antropizzati e con caratteristiche morfo-idrologiche naturali, superano gli eventi critici con una maggior facilità rispetto ad ambienti compromessi ed alterati, situati spesso in pianura.

Per quanto riguarda lo studio degli eventi di forte magra, che nel territorio in esame assumono carattere di assoluta eccezionalità, alcuni taxa sembrano superare meglio il periodo di scarsità d'acqua, poiché i loro cicli vitali prevedono una fase iporreica dei primi stadi larvali o perché sono in grado di tollerare notevoli riduzioni del tasso d'ossigeno disciolto.

L'applicabilità dell'Indice appare fortemente compromessa da episodi di estrema variazione di portata. Questo dato, suffragato dall'analisi dei quattro corsi d'acqua, fa sì che si debba tenere in considerazione un periodo di interruzione dei campionamenti che permetta la ripresa naturale delle cenosi macrobentoniche. La durata di questo intervallo è variabile ed è legata a numerosi fattori.

PAROLE CHIAVE: macroinvertebrati bentonici / alluvione / siccità / piene / magre

### Biological and chemical quality in some catchment areas of the province of Turin: effects of extreme variations of flow

This study analyzes the effects of two extreme events of flow variation: the flood of October 2000 and the drought of summer 2003, in four catchment areas of the province of Turin.

The principal aims of the job are: to appraise the effects of the variations of flow on the macroinvertebrate; to individualize the taxa most tolerant to the hydrologic alterations; to verify the efficacy of the Indice Biotico Esteso (I.B.E. – Extended Biotic Index, GHETTI 1997) after floods or droughts in areas strongly altered by floods and drought and to critically interpret the index resulting by these natural phenomena.

The values I.B.E. recorded during and immediately after the flood are meaningfully lower in comparison to the values found in periods of normal flow. Especially the mountain sites, situated in areas with natural morfo-hydrological characteristics, easily overcome the critical events in comparison to compromised and altered environments, situated often in the lowland river segments.

Regard to the study of events of severe drought occurred in the summer 2003, we noticed that some taxa seem to better overcome the period of shortage of water, whether because their vital cycles foresee an iporreica phase of the first larval stadium or because they are able to bear notable reductions of the rate of dissolved oxygen.

The applicability of the index is strongly compromised by episodes of extreme variation of flow. I.B.E. results were compromised by these extreme hydrological phenomena: in a monitoring plan, it could be useful to stop sampling until macroinvertebrate populations completely re-establish. The length of this interval is variable and it depends by numerous factors.

KEYS WORDS: benthic macroinvertebrates / flood / drought

## INTRODUZIONE

Il monitoraggio dei corsi d'acqua è ormai una prassi consolidata, che contempla la misurazione cadenzata nel tempo di variabili di tipo fisico, chimico e biologico da utilizzare per il calcolo di indici sintetici funzionali alla classificazione ecologica delle acque.

I sistemi di monitoraggio biologico si basano, secondo quanto previsto dal D. Lgs. 152/99 e s.m.i., sull'applicazione dell'Indice Biotico Esteso (I.B.E.), indice adattato per una applicazione standardizzata ai corsi d'acqua italiani (GHETTI e BONAZZI, 1981; GHETTI, 1997). In seguito a eventi naturali quali alluvioni e prolungati periodi di siccità, l'efficacia del monitoraggio può essere drasticamente diminuita.

Variazioni drastiche nelle portate rappresentano uno dei più frequenti fenomeni di disturbo dei sistemi fluviali. In particolare le alluvioni hanno un profondo effetto di alterazione della struttura e della composizione delle biocenosi macrobentoniche. Infatti, questi fenomeni sono caratterizzati dall'inasprimento delle dinamiche erosive, dall'aumento del trasporto solido, con la conseguente azione fisico-meccanica sul substrato, dallo stravolgimento del ciclo di sedimentazione e dalla distruzione di molti microhabitat. Durante le piene, una buona parte della comunità viene trascinata verso valle, provocando una netta diminuzione nelle abbondanze degli organismi e nelle densità dei popolamenti (MILLER e GOLLADAY 1996; ANGRADI, 1997). Tuttavia, le comunità macrobentoniche presentano

spesso una notevole capacità di recupero, ritornando dopo un certo periodo a costituire popolamenti diversificati e strutturati. I tempi di recupero variano da mesi ad alcuni anni, a seconda della gravità dell'evento catastrofico, dell'ampiezza dell'area coinvolta (HYNES, 1970) e della presenza di individui pronti al ripopolamento nelle aste di ordine inferiore (ANGRADI, 1997).

Al pari delle alluvioni, la siccità è un aspetto caratteristico degli ecosistemi acquatici. Esistono aree del mondo in cui vi sono corsi d'acqua con periodici e imprevedibili abbassamenti dei livelli idrologici e fiumi caratterizzati da lunghi periodi di secca stagionali. A questo proposito LAKE (2003) distingue due tipi di siccità: quella stagionale, caratterizzata da eventi che si ripetono in maniera periodica tutti gli anni, e quella "astagionale" nella quale l'abbassamento delle portate è un evento eccezionale, che si verifica a distanza di almeno una decade. Le comunità soggette a periodiche situazioni di mancanza d'acqua hanno una maggiore resistenza e una più spiccata resilienza (BOULTON, 2003), mentre quelle sorprese da sporadici fenomeni di siccità non sembrano in grado di sviluppare adattamenti necessari alla sopravvivenza, mostrando una resilienza variabile. La resistenza e la resilienza sembrano comunque essere taxa-specifici (LAKE, 2003). Con il primo termine si intende la capacità di mantenere la propria composizione e struttura sfruttando la presenza di rifugi naturali quali grandi massi durante le piene e pozze d'acqua nei momenti di siccità o particolari

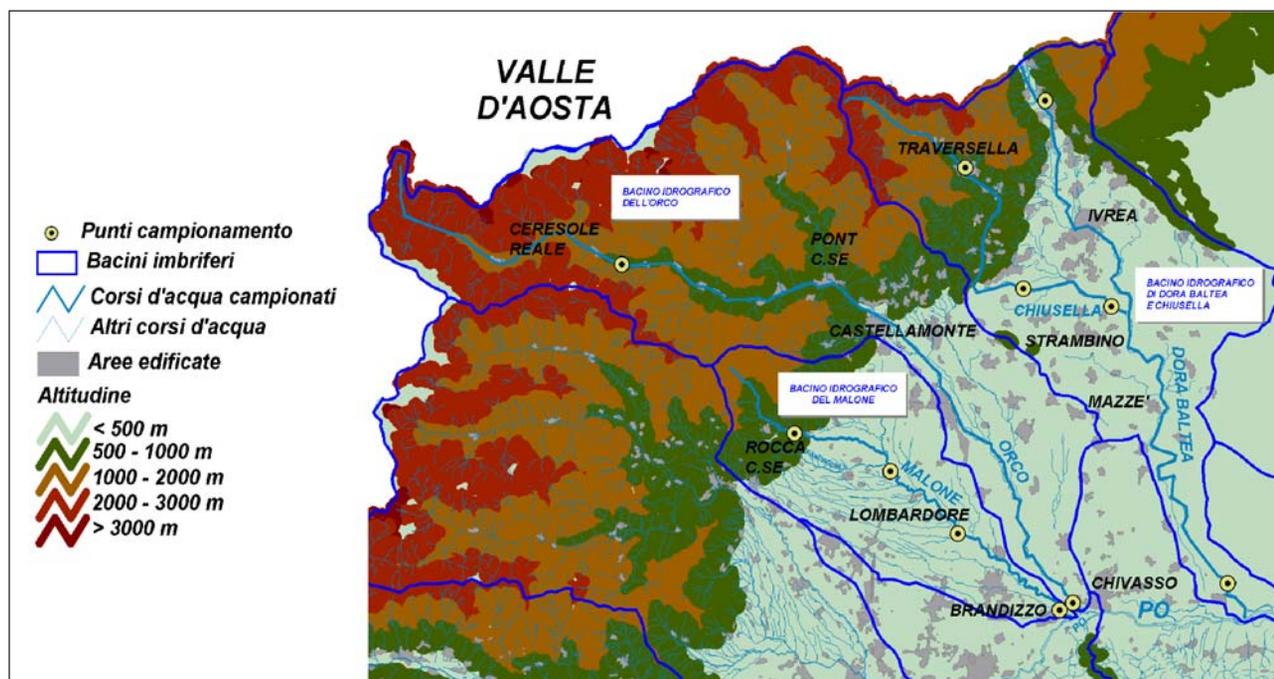


Fig. 1. Carta dei bacini idrografici della Dora Baltea, del Chiusella, dell'Orco e del Malone.

adattamenti morfologici e comportamentali. Con il termine resilienza si intende invece la capacità di ritornare nelle condizioni originarie grazie a fenomeni di ovodeposizione e di ricolonizzazione attiva o passiva.

Scopo di questa ricerca è stato quello di definire l'impatto dell'alluvione dell'ottobre 2000 e della secca dell'estate 2003 sulla composizione delle biocenosi bentoniche di quattro corsi d'acqua della provincia di Torino: il fiume Dora Baltea e il torrente Chiusella –suo maggiore affluente in territorio piemontese– ed i torrenti Orco e Malone (Fig. 1) e di valutare l'applicabilità del valore dell'Indice Biotico Esteso in ambienti fortemente alterati da estreme condizioni di portata. Inoltre è stata considerata l'importanza di alcune caratteristiche ambientali (ordine delle aste fluviali, grado di antropizzazione) sull'entità degli impatti e la capacità dei diversi taxa di affrontare gli eventi di variazione di portata, giungendo a individuare tassonomicamente gli organismi che riescono a superare al meglio sia le alluvioni sia le secche.

## MATERIALE E METODI

Nel periodo seguente l'alluvione dell'ottobre 2000, tra il dicembre 2000 e il marzo 2001, sono stati effettuati, con cadenza mensile, campionamenti qualitativi dei macroinvertebrati, utilizzando un retino immanicato a raccoglitore svitabile (maglia 250  $\mu$ m) in due stazioni di campionamento sull'asta del fiume Dora Baltea (Settimo Vittone e Saluggia) e in due stazioni del torrente Orco (Locana e Chivasso). Per valutare gli effetti della siccità dell'estate 2003 è stata condotta una campagna di campionamento nei mesi di luglio, agosto e settembre 2003 nelle quattro stazioni di cui sopra e in altre sette scelte lungo l'asta del torrente Chiusella (Traversella, Collettero Giacosa, Strambino) e del torrente Malone (Rocca, Front, Lombardore, Brandizzo).

Questa ricerca raccoglie inoltre i valori I.B.E. dei monitoraggi stagionali effettuati dall'A.R.P.A. di Ivrea, per il censimento regionale della qualità dei corpi idrici superficiali, dal gennaio 2000 al giugno 2003 per Dora

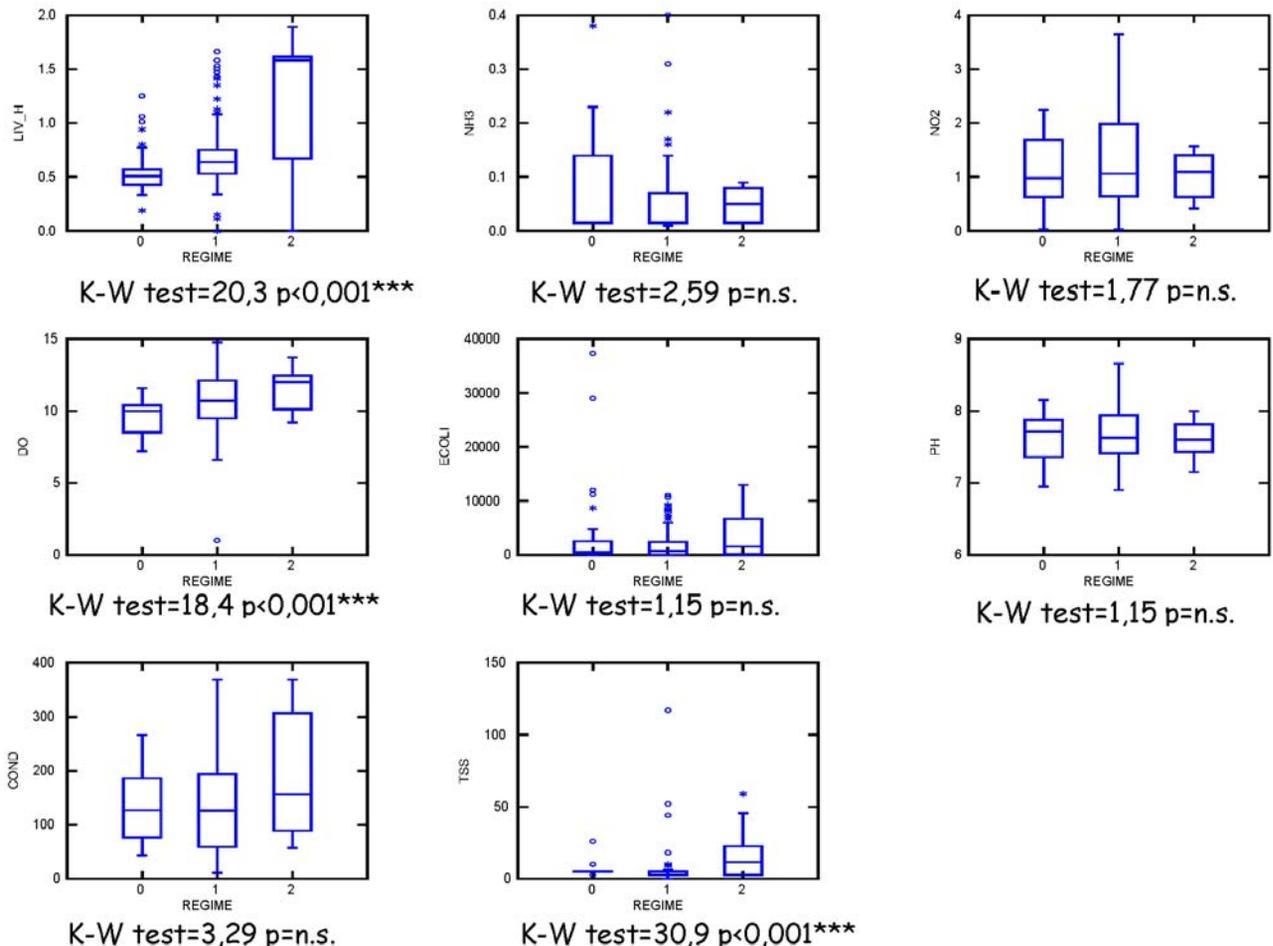


Fig. 2. Box and Whiskers Plot di alcuni parametri chimico-fisici e biologici e risultati del test non parametrico Kruskal-Wallis.

Baltea e Orco, e dall'aprile 2001 al giugno 2003 per i torrenti Chiusella e Malone.

La determinazione sistematica è stata effettuata fino al livello tassonomico richiesto dalla metodica I.B.E. (GHETTI, 1997), utilizzando i seguenti testi: SANSONI (1988), TACHET *et al.* (1984) e CAMPAIOLI *et al.* (1994).

Sono stati prelevati campioni d'acqua da sottoporre ad analisi chimico-fisiche e microbiologiche. La periodicità dei campionamenti, effettuati negli stessi punti e negli stessi corsi d'acqua elencati sopra per il campionamento dei macroinvertebrati, è stata bimestrale per tutto il 1999 e mensile nel periodo da gennaio 2000 ad agosto 2003.

Infine sono stati raccolti, nel periodo compreso tra gennaio 2000 e settembre 2003, i valori dei livelli idrometrici registrati dalle centraline di rilevamento del servizio meteoidrologico dell'A.R.P.A. Piemonte. È stato utilizzato per l'analisi statistica dei dati raccolti il programma statistico Systat 8.0 (WILKINSON, 1992).

## RISULTATI E DISCUSSIONE

Analizzando complessivamente i dati raccolti nelle diverse stazioni e nei due diversi periodi di studio, sono stati scelti alcuni parametri chimico-fisici e biologici e ne sono state osservate le distribuzioni (Box and Whiskers Plot) in tre differenti regimi, di forte magra (0), di morbida o di "normalità" (1) e di piena (2). Applicando il test statistico non parametrico di Kruskal-Wallis è stato possibile verificare se i tre regimi differissero significativamente con i parametri scelti. Solo alcuni differiscono significativamente, e sono, ovviamente, il livello idrologico, oltre all'ossigeno disciolto e ai solidi sospesi. I parametri chimico-fisici subiscono scarse variazioni, non rilevando complessivamente una situazione di alterazione (Fig. 2).

Per quanto concerne la componente biologica, utilizzando la rappresentazione grafica Box and Whiskers

Plot è stata valutata la dispersione dei dati dell'I.B.E. e delle Unità Sistematiche valide nelle diverse condizioni idriche. L'impatto delle variazioni di portata è notevole (Fig. 3). È stata, inoltre, condotta un'analisi multivariata della varianza (MANOVA) per valutare l'influenza sul valore di Indice Biotico Esteso e sul numero delle unità sistematiche della tipologia di stazione di campionamento, del mese e del regime. L'I.B.E. e le Unità Sistematiche totali e valide sono influenzate dal regime e dalla stazione, ma non dal mese, confermando l'affidabilità del metodo che può essere applicato in qualsiasi stagione (Fig. 4). Dall'analisi degli effetti sulle cenosi macrobentoniche risulta evidente che le alluvioni sono elementi di notevole criticità per le biocenosi degli ambienti lotici, il cui impatto presenta intensità variabili in differenti contesti ambientali. Nel sito montano di Locana sul torrente Orco a distanza di due mesi dall'alluvione la diversità faunistica è nettamente ridotta, soprattutto per la scomparsa dei Tricotteri e di buona parte dei Ditteri, cioè dei taxa meno mobili, di grossa taglia e più strettamente legati al substrato. Solo a distanza di circa dieci mesi dall'evento alluvionale la struttura di comunità si attesta sui livelli iniziali di complessità biologica. Nelle aste di ordine maggiore entrano in gioco fattori legati al diverso scenario idrologico e morfologico e al grado di alterazione antropica. Nei siti potamali oggetto del presente lavoro, Chivasso e Saluggia, i tempi di recupero sono stati diversi. Infatti, sono risultati più lunghi a Chivasso, anche a causa dei massicci interventi in alveo per il ripristino e la pulizia. A Saluggia un graduale e regolare ritorno delle condizioni pre-alluvionali è stato registrato a partire da giugno 2001. I tempi di recupero nei siti a chiusura di bacino sono molto più lunghi di quanto riscontrato nel presente lavoro, quando le stazioni di campionamento sono interessate da interventi di artificializzazione e di regimazione. Nei casi estremi in cui i

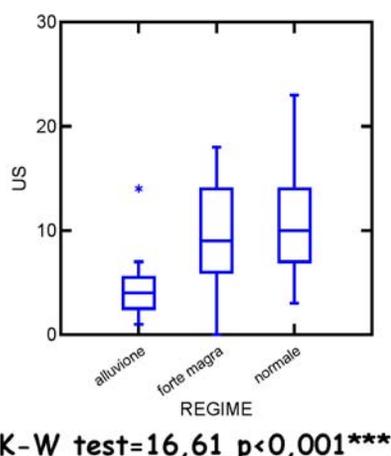
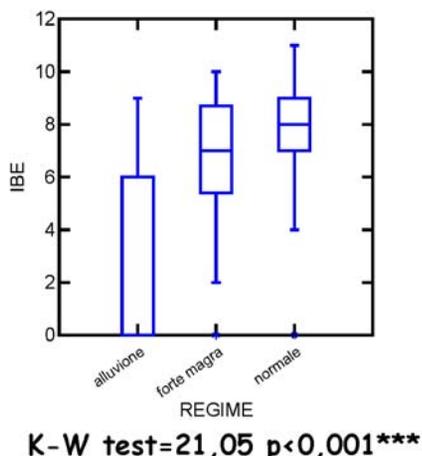


Fig. 3. Box and Whiskers Plot dei dati I.B.E. e delle Unità Sistematiche valide e risultati del test non parametrico Kruskal-Wallis.

	Source	Sum-of-Squares	df	Mean-Square	F-ratio	P
<b>I.B.E.</b>	STAZIONE\$	205.963	10	20.596	5.654	<b>0.000</b>
	MONTH	49.656	11	4.514	1.239	0.268
	REGIME	255.270	2	127.635	<b>35.036</b>	<b>0.000</b>
Analysis of Variance						
<b>U.S. valide</b>	Source	Sum-of-Squares	df	Mean-Square	F-ratio	P
	STAZIONE\$	1305.735	10	130.574	12.684	<b>0.000</b>
	MONTH	184.654	11	16.787	1.631	0.097
REGIME	232.708	2	116.354	11.303	<b>0.000</b>	
Analysis of Variance						
<b>U.S. totale</b>	Source	Sum-of-Squares	df	Mean-Square	F-ratio	P
	STAZIONE\$	1455.585	10	145.558	10.847	<b>0.000</b>
	MONTH	252.050	11	22.914	1.707	0.079
REGIME	102.925	2	51.463	3.835	<b>0.024</b>	

Fig. 4. Analisi multivariata della varianza dei valori di I.B.E. e delle Unità Sistematiche totali e valide.

fiumi sono ridotti a canali rettificati dalle sponde artificiali, l'inondazione può rappresentare per i macroinvertebrati un evento veramente catastrofico a seguito del quale si verifica la perdita della maggior parte degli organismi residenti (VARESE *et al.*, 2003).

In generale si è osservato che le comunità campionate dopo eventi alluvionali sono caratterizzate dalla cospicua presenza di alcuni taxa (Fig. 5), come ad esempio Efemerotteri Baetidae e Ditteri Chironomidae, che sono noti per essere colonizzatori precoci (FENGLIO *et al.*, 2002).

Diminuzioni di portata causano un notevole impatto sulle comunità biotiche che subiscono limitazioni nella disponibilità degli habitat per la progressiva riduzione dell'alveo bagnato, variazioni termiche talora anche marcate e alterazioni delle condizioni chimico-fisiche dell'acqua con una diminuzione, ad esempio, della concentrazione di ossigeno. Alcuni taxa sembrano superare al meglio il periodo di scarsità d'acqua, poiché i loro cicli vitali prevedono una fase iporreica dei primi stadi larvali (come avviene nei Plecotteri Leuctriidae) o perché sono in grado di tollerare notevoli riduzioni del tasso d'ossigeno disciolto (come i Tricotteri Hydropsychidae). A Settimo Vittone scompaiono dapprima i taxa più sensibili alle diminuzioni di ossigeno, come *Isoperla* sp. (Plecoptera Perlodidae) ed *Ecdyonurus* sp. (Ephemeroptera Heptageniidae). In siti montani come Traversella e Rocca gli effetti della siccità sono meno evidenti: la comunità, infatti, rimane ben diversificata. Nelle stazioni di campionamento francamente potamali come Saluggia e Chivasso la comunità si impoverisce e permangono *Baetis* sp. (Ephemeroptera Baetidae) e Hydropsichidae (Trichoptera). A Strambino si sono create pozze dove sono stati raccolti *Baetis* sp. (Ephemeroptera Baetidae), Chironomidae (Diptera) e *Dugesia* sp. (Triclada Dugesidae) (Fig. 6). La comunità macrobentonica ospite della pozza d'ac-

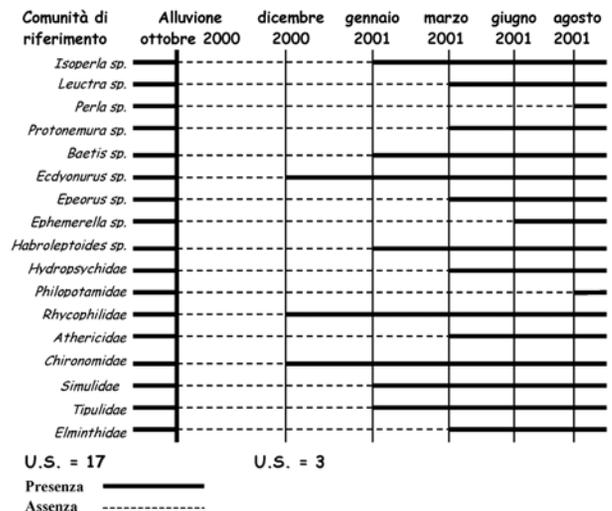


Fig. 5. Tempi di ripopolamento dopo l'evento alluvionale dell'ottobre 2000 dei singoli taxa della stazione di campionamento di Locana sul torrente Orco

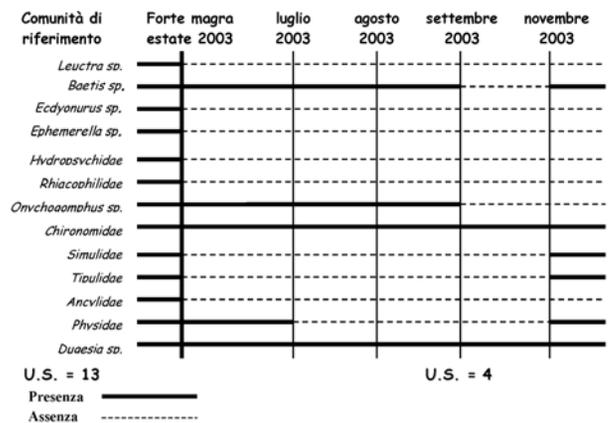


Fig. 6. Tempi di scomparsa durante la prolungata siccità dell'estate 2003 dei singoli taxa della stazione di campionamento di Strambino sul torrente Chiusella.

qua, al perdurare dell'isolamento e al variare della disponibilità di ossigeno disciolto e del nutrimento, può variare la sua struttura tanto da apparire anche molto diversa da quella di altre zone limitrofe in analoghe condizioni (LAKE, 2003).

## CONCLUSIONI

Gli equilibri delle comunità macrobentoniche sono intimamente legati a molti fattori, tra i quali assumono un ruolo importante le caratteristiche idrologiche di un corso d'acqua. Forti piene e drastiche diminuzioni di portata sono contrastate dalla comunità macrobentoni-

ca grazie a fenomeni di resistenza e di resilienza (FENOGLIO *et al.*, 2003). Particolarmente importante si rivela la corretta interpretazione dei dati derivanti dal monitoraggio biologico a seguito di fenomeni di disturbo; in particolare, considerata l'influenza sui macroinvertebrati delle variazioni di portata, occorre che nell'applicazione della metodica si prenda in considerazione un periodo di interruzione dei campionamenti. Il periodo di interruzione del campionamento può variare in base a numerosi fattori, quali ordine dell'asta, livello di alterazione antropica, grado di artificializzazione e di regimazione, intensità e durata dell'evento.

## BIBLIOGRAFIA

- ANGRADI T.R., 1997. Hydrologic context and macroinvertebrate community response to floods in an appalachian headwater stream. *Am. Midl. Nat.*, **138**: 371-386.
- BOULTON A.J., 2003. Parallels and contrasts in the effects of drought on stream macroinvertebrate assemblages. *Freshwater biology*, **48**: 1173-1185.
- CAMPAIOLI S., GHETTI P.F., MINELLI A., RUFFO S., 1994. *Manuale per il riconoscimento dei macroinvertebrati delle acque dolci italiane*. Provincia autonoma di Trento, Trento, Vol. I.
- CAMPAIOLI S., GHETTI P.F., MINELLI A., RUFFO S., 1994. *Manuale per il riconoscimento dei macroinvertebrati delle acque dolci italiane*. Provincia autonoma di Trento, Trento, Vol. II.
- FENOGLIO S., AGOSTA P., BO T., CUCCO M., 2002. Field experiments on colonization and movements of stream invertebrates in an Apennine river (Visone, NW Italy). *Hydrobiologia*, **474**: 125-130.
- FENOGLIO S., BATTEGAZZORE M., MORISI A., 2003. Alluvioni e comunità macrobentoniche: una panoramica complessiva ed alcuni casi di studio in Piemonte. *PIANURA*, **17**: 199-206.
- GHETTI P. F., 1997. *Manuale di applicazione dell'Indice Biotico Esteso (I. B. E.). Imacroinvertebrati nel controllo della qualità degli ambienti di acque correnti*. Provincia autonoma di Trento, Trento, 222 pp.
- GHETTI P.F., BONAZZI G., 1981. *I macroinvertebrati nella sorveglianza ecologica dei corsi d'acqua*. Collana del Progetto Finalizzato "Promozione della Qualità dell'Ambiente", CNR AQ/1/127.
- HYNES H.B.N., 1970. *The ecology of running waters*. University of Toronto Press., Toronto, Canada.
- LAKE P.S., 2003. Ecological effects of perturbation by drought in flowing waters. *Freshwater biology*, **48**: 1161-1172.
- MILLER A.M., GOLLADAY S.W., 1996. Effects of spates and dring on macroinvertebrates assemblage of an intermittent and a perennial prairie stream. *J. North. Am. Benth. Sco.*, **15**: 670-689.
- SANSONI G., 1988. *Atlante per il riconoscimento dei macroinvertebrati dei corsi d'acqua italiani*. Provincia Autonoma di Trento, Trento.
- TACHET H., BOURNAUD M., RICHOUX P., 1984. *Introduction a l'étude des macroinvertébrés des eaux douces*. II ed, Paris, France.
- VARESE P., SELVAGGIA A., PASCAL R., FENOGLIO S., PASCALE M., 2003. Impact antropiques et des crues sur la dynamique des habitats du torrent Pellice (Alpes Cotieennes) in Atti Con. Sci. "III Symposium sur L'Eau – UNESCO", Cannes, France.
- WILKINSON L., 1992. *SYSTAT Version 8.0*. SYSTAT Inc., Evanston, Illinois.

*Biologia Ambientale*, 19 (1): 53-60.

Atti del Seminario: *Classificazione ecologica delle acque interne. Applicabilità della Direttiva 2000/60/CE*. Trento, 12-13 febbraio 2004. G.N. Baldaccini e G. Sansoni (eds.). Ed. APAT, APPA Trento, CISBA. Trento, 2005.

# La classificazione biologica dei corsi d'acqua basata sui macroinvertebrati bentonici: sono necessari nuovi indici? Uno studio a livello locale

**Pietro Genoni**

ARPA Lombardia, Dipartimento Provinciale di Milano, Via Spagliardi 19 – 20015, Parabiago MI

(Fax 02 74872587; p.genoni@arpalombardia.it)

## Riassunto

La Direttiva comunitaria sulle acque (2000/60/CE) richiede la messa a punto e la verifica di idonee metodologie per lo studio delle biocenosi acquatiche. Attualmente in Italia l'Indice Biotico Esteso (IBE), basato sull'analisi della comunità dei macroinvertebrati bentonici, rappresenta l'unico parametro previsto dalla normativa per la valutazione dell'impatto antropico sulle comunità animali dei corsi d'acqua.

L'idoneità dell'IBE nel discriminare il diverso grado di alterazione, sia delle caratteristiche chimiche delle acque che delle caratteristiche dell'ambiente fisico, è stata verificata per un gruppo di 27 siti appartenenti al reticolo idrografico minore della provincia di Milano. I siti sono stati preventivamente classificati in base ad indicatori di qualità chimica e morfologica e mediante l'analisi multivariata (PCA) dei dati biologici. La classificazione risultante è stata confrontata con la classificazione biologica degli stessi siti ottenuta dall'applicazione dell'IBE e di altri indici (ricchezza tassonomica e sistemi a punteggio) basati sui macroinvertebrati bentonici. I risultati suggeriscono l'opportunità di mettere a punto un indice aggregato multimetrico sensibile alle diverse cause di alterazione dei corsi d'acqua.

PAROLE CHIAVE: classificazione biologica / macroinvertebrati bentonici / IBE / indici multimetrici

**Biological classification of running waters based on benthic macroinvertebrates: are new indices needed? A local case-study**  
Water Framework Directive (2000/60/CE) implementation needs the developing and testing of methods for the study of aquatic biocoenosis. At present, Extended Biotic Index (IBE), based on benthic macroinvertebrates community analysis, is the only method included in Italian legislation to assess anthropic impact on animal communities in running waters.

Performance of IBE in discriminating chemically and physically impacted and non impacted sites was tested for 27 sites on minor streams in the province of Milan. Sites were previously classified using chemical, morphological and biological (*principal components analysis*) data. Biological classification of sites based on IBE and other indices (taxonomic richness and score systems) was compared with the *a priori* classification. Results suggest the usefulness of developing and testing of a multimetric index responding to different causes of stress on running waters.

KEY WORDS: biological classification / benthic macroinvertebrates / Extended Biotic Index (IBE) / multimetric indices

## INTRODUZIONE

Il recepimento della Direttiva comunitaria sulle acque (2000/60/CE), che riconosce per la prima volta la centralità degli elementi di qualità biologica nella definizione dello stato ecologico dei corpi idrici, rende indispensabile la messa a punto e la verifica di idonee metodologie per l'analisi delle biocenosi e delle loro relazioni con l'ambiente acquatico (LOGAN e FURSE, 2002). Gli aspetti strutturali e funzionali della vegetazione acquatica, dei macroinvertebrati bentonici e della fauna ittica, supportati dagli elementi di qualità idro-

morfologica e di qualità chimica, devono essere valutati al fine di poter esprimere un giudizio sullo stato ecologico degli ecosistemi fluviali. Per quanto riguarda i macroinvertebrati bentonici, lo stato biologico dei corsi d'acqua dovrà essere definito dal livello di scostamento tra le comunità osservate—in termini di composizione e abbondanza tassonomica, rapporto tra taxa sensibili e taxa tolleranti, livello di diversità dei taxa—rispetto a quelle attese per una determinata tipologia priva di impatto antropico, rappresentativa di condizio-

ni inalterate (*reference conditions*). Il concetto di “condizioni di riferimento” riferito agli ambienti acquatici è stato ampiamente dibattuto e sviluppato negli ultimi anni dalla comunità scientifica (NORRIS e THOMS, 1999). Secondo uno dei più recenti approcci, lo stato di salute di un fiume può essere individuato lungo un gradiente, definito dall’influenza antropica, che procede dall’assenza di disturbo a condizioni di disturbo estreme. A tale variazione si accompagna un gradiente di condizione biologica, che passa da uno stato di integrità biologica alla completa scomparsa delle forme di vita (KARR, 1999). In questo contesto, si definisce “metrica” una caratteristica misurabile del biota che cambia in maniera prevedibile con l’incremento dell’influenza antropica (BARBOUR *et al.*, 1995).

La ricerca di metodi di indagine per la classificazione biologica dei corsi d’acqua basata sui macroinvertebrati bentonici appare attualmente orientata secondo due principali approcci: quello multimetrico, diffuso soprattutto negli Stati Uniti (KARR *et al.*, 1986; BARBOUR *et al.*, 1999), e quello multivariato, standardizzato in Inghilterra ed in Australia (WRIGHT *et al.*, 1998; PARSONS e NORRIS, 1996).

In Italia, il metodo biologico previsto dalla vigente normativa per la valutazione dell’impatto antropico sulle comunità animali dei corsi d’acqua è quello dell’Indice Biotico Esteso (IBE: GHETTI, 1997; APAT, IRSA-CNR, 2003), il cui valore viene ricavato da una tabella che combina tra loro due metriche: la ricchezza tassonomica (a livello di famiglia o genere) e la presenza di taxa (a livello di classe, ordine o famiglia) sensibili all’inquinamento.

L’obiettivo del presente lavoro è sperimentare la validità della classificazione biologica dei corsi d’acqua appartenenti al reticolo idrografico minore della provincia di Milano, mettendo in relazione le risposte dell’IBE e di altre metriche basate sui macroinvertebrati bentonici con differenti cause e livelli di alterazione segnalati da alcuni indicatori di qualità chimica e morfologica.

## METODI DI INDAGINE

È stato selezionato e studiato un gruppo di 27 siti appartenenti al reticolo idrografico minore della provincia di Milano (altitudine <200 m s.l.m., bacino <100 km<sup>2</sup>, composizione geologica calcarea) inseriti in contesti ambientali diversificati, compresi tra situazioni di estremo degrado e condizioni prive di impatto apparente.

In ciascuna stazione sono state rilevate alcune caratteristiche relative alla qualità delle acque (temperatura, pH, ossigeno disciolto, conducibilità elettrica, cloruri, azoto nitrico, azoto ammoniacale, fosforo reattivo) e le principali caratteristiche di qualità morfologica

mediante il metodo Habitat Assessment (HA: BARBOUR *et al.*, 1999); sono inoltre state campionate le comunità dei macroinvertebrati bentonici. La strategia generale d’indagine è descritta da PARCO *et al.* (2003).

Utilizzando i dati chimici ed ambientali, oltre alle conoscenze degli elementi di pressione presenti (scarichi, interventi di pulizia dell’alveo, ...), si è proceduto ad una classificazione *a priori* dei siti. Tale classificazione è stata successivamente confermata ed affinata mediante l’analisi multivariata (analisi delle componenti principali, PCA: JONGMAN *et al.*, 1987) dei dati biologici, utilizzando le liste tassonomiche cumulative degli organismi catturati in ciascun sito. La classificazione risultante è stata confrontata con la classificazione biologica delle stesse stazioni ottenuta dall’applicazione dell’IBE e di altri indici e metriche basate sui macroinvertebrati bentonici (Tab. I).

L’impiego della PCA per ottenere una classificazione oggettiva delle stazioni di campionamento, basata esclusivamente su dati biologici, è stato effettuato con successo sui fiumi dell’Appennino meridionale (BUFFAGNI *et al.*, 2004). Tale analisi permette una conferma a posteriori ed un affinamento della classificazione basata prevalentemente su dati generali di qualità e sulle conoscenze degli ambienti da parte degli operatori esperti (NIJBOER *et al.*, 2004).

Infine, sono state valutate le risposte degli indici e delle metriche in gruppi selezionati di stazioni in cui erano prevalenti specifici fattori di alterazione (qualità delle acque o qualità degli *habitat*).

## RISULTATI

### Classificazione dei siti

Tutti i siti sono stati ordinati, dal meno alterato al più compromesso, sulla base dei risultati delle analisi chimiche (somma dei valori dei parametri normalizzati) e

**Tab. I.** Indici e metriche biologiche utilizzati per l’indagine.

- 
- Numero totale di taxa (*sensu* GHETTI, 1986)
  - Numero totale di famiglie
  - Numero di unità sistematiche non dubbie (*sensu* GHETTI, 1986)
  - Numero di taxa (genere o famiglia) di Efemeroteri, Plecotteri e Tricotteri (EPT)
  - % taxa di Efemeroteri, Plecotteri e Tricotteri (% EPT)
  - Numero Unità Operazionali di Efemeroteri (*sensu* BUFFAGNI, 1999)
  - Numero di famiglie di Tricotteri
  - Indice Biotico Esteso (IBE; GHETTI, 1997)
  - Biological Monitoring Working Party score system modificato (BMWP’; ALBA-TERCEDOR, 1996)
  - Average Score Per Taxon (ASPT; ARMITAGE *et al.*, 1983)
  - Mayfly Total Score (MTS; BUFFAGNI, 1999)
  - Mayfly Average Score (MAS+; BUFFAGNI, 1999)
-

**Tab. II.** Frazione della varianza totale dei dati biologici spiegata dai primi 4 assi della PCA e correlazioni di Spearman tra gli assi e le variabili chimiche ed ambientali misurate (\*:  $p < 0,05$ ; \*\*:  $p < 0,01$ ).

	Asse 1	Asse 2	Asse 3	Asse 4
% Varianza	28,4	12,9	9,7	7,6
Cloruri	0,32	0,05	0,29	0,33
Azoto ammoniacale	0,41*	0,32	0,22	-0,30
Azoto nitrico	-0,34	0,33	0,12	-0,03
100-O <sub>2</sub> %	0,25	0,27	-0,03	-0,32
Fosforo reattivo	0,39*	-0,11	0,19	-0,45*
HA	-0,57**	-0,29	0,23	-0,21

dei punteggi di HA. Tenendo conto anche degli elementi noti di pressione, non direttamente rilevabili dalle indagini dirette (presenza di scarichi saltuari, interventi di pulizia dell'alveo, ...) è stato possibile individuare almeno tre stazioni (identificate con le sigle DEL, CIT, MAR) che presentavano le condizioni ambientali migliori ed altre tre stazioni (identificate con le sigle LIS, SPE, TOL) che presentavano le condizioni ambientali peggiori per i diversi tipi di indicatore.

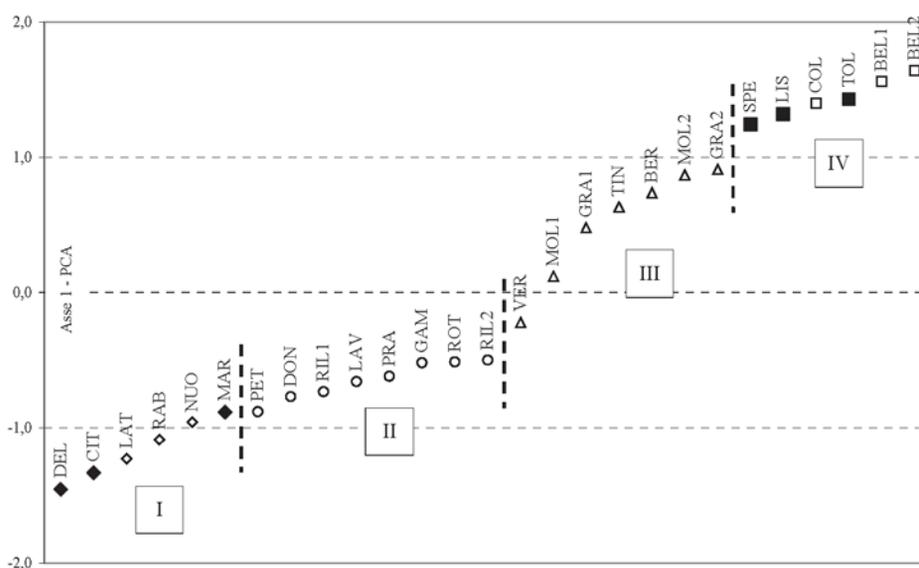
Alle restanti stazioni non è stato possibile attribuire con certezza un giudizio qualitativo basato esclusivamente sui dati raccolti e sulle informazioni disponibili.

Si è proceduto successivamente alla conferma – almeno per i sei siti classificati nelle due situazioni estreme – ed all'affinamento – per i siti privi di giudizio certo – della classificazione *a priori* utilizzando i dati biologici disponibili. A tal fine, è stata costruita la matrice dei valori di abbondanza relativa degli organismi complessivamente catturati in ciascuna stazione

nei quattro periodi di campionamento (82 taxa, escludendo quelli rari). La PCA ha permesso di ordinare le stazioni, sulla base della sola informazione biologica, individuando i principali gradienti di variazione delle biocenosi.

Le relazioni tra i primi quattro assi di ordinamento, che insieme spiegano il 59% della varianza totale dei dati biologici, e le variabili chimiche ed ambientali, misurate mediante il coefficiente di correlazione di Spearman, sono riassunte in tabella II. L'asse 1, che rappresenta il principale gradiente di variazione (28% della varianza totale dei dati), appare correlato negativamente ( $p < 0,01$ ) con il valore di HA –prevalentemente le caratteristiche del substrato– e positivamente ( $p < 0,05$ ) con l'azoto ammoniacale ed il fosforo reattivo, e sintetizza pertanto un gradiente di variazione della qualità complessiva degli ambienti studiati.

L'ordinamento delle stazioni lungo l'asse 1 (Fig. 1) conferma il risultato della classificazione *a priori*, dal

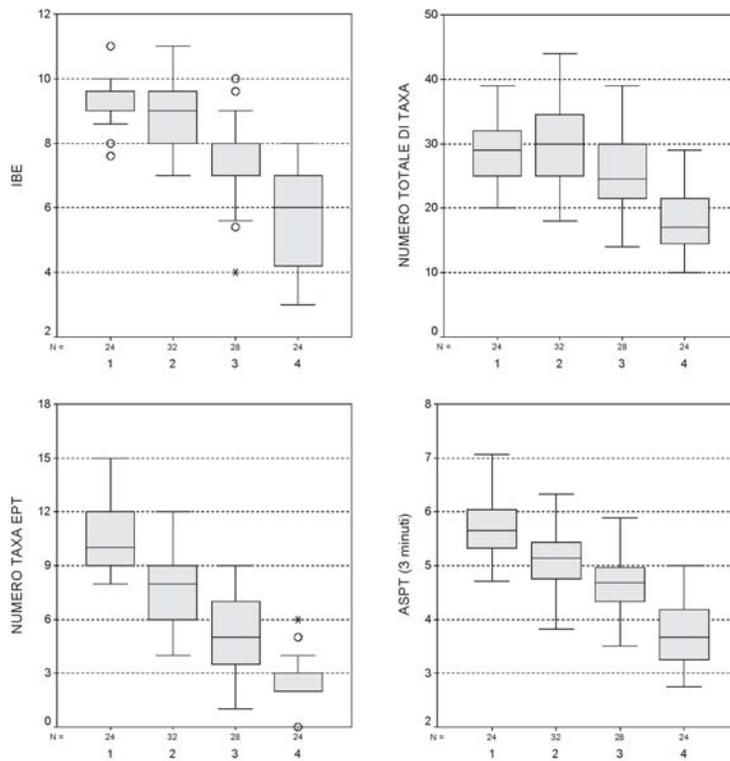
**Fig. 1.** Ordinamento delle stazioni secondo il primo asse della PCA. Sono evidenziate (col simbolo pieno) le sei stazioni classificate a priori e la suddivisione in quattro classi basata sui soli dati biologici.

momento che le sei stazioni individuate si trovano proprio in corrispondenza degli estremi opposti di tale asse, e consente di aggregare altre sei stazioni alle due classi individuate. Allo stesso tempo, il repentino incremento del punteggio ottenuto dalla PCA permette di separare due ulteriori gruppi di siti attribuibili a due classi distinte.

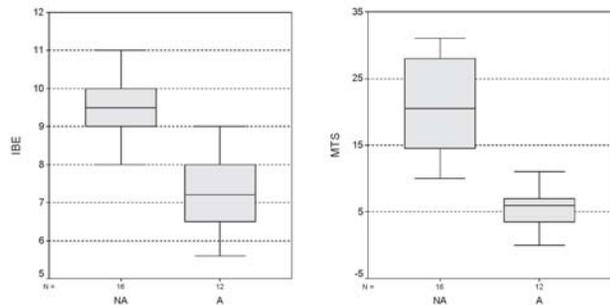
**Verifica degli indici e delle metriche biologiche**

La classificazione delle stazioni risultante dalla PCA è stata confrontata con la classificazione biologica ottenuta dall'applicazione dell'IBE e degli altri indici e

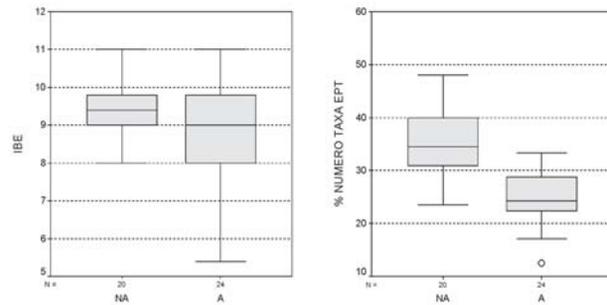
metriche basati sui macroinvertebrati bentonici. In figura 2 sono riportati i risultati relativi all'IBE e ad altri tre indici selezionati –come esempio– tra quelli con risposte significative. Come si nota, l'IBE ed il numero totale di taxa non permettono una netta discriminazione tra le classi di qualità più elevate, mentre il numero di taxa EPT e l'ASPT si mostrano più efficaci in questo senso. È da notare, per inciso, che quest'ultimo indice è stato calcolato su comunità raccolte mediante campionamenti di 3 minuti, come previsto dal protocollo di applicazione originale (ARMITAGE *et al.*, 1983).



**Fig. 2.** Esempi di corrispondenza tra la classificazione ottenuta dalla PCA ed i valori assunti dagli indici biologici nelle stesse stazioni.



**Fig. 3.** Esempi di risposte degli indici biologici in 7 stazioni (n=28) con prevalente alterazione della qualità chimica delle acque (NA: siti non alterati; A: siti alterati).



**Fig. 4.** Esempi di risposte degli indici biologici in 11 stazioni (n=44) con prevalente alterazione della qualità degli habitat (NA: siti non alterati; A: siti alterati).

### Risposta degli indici alle alterazioni della qualità delle acque e degli habitat

Le risposte degli indici e delle metriche rispetto agli specifici fattori di alterazione (qualità delle acque o qualità degli *habitat*) sono state verificate in due gruppi selezionati di stazioni in cui tali pressioni erano prevalenti l'una sull'altra. In particolare, in 7 stazioni le alterazioni degli indicatori chimici sono risultate significative rispetto alle alterazioni degli *habitat*, mentre il contrario è stato riscontrato in altre 11 stazioni.

Esempi di risposte degli indici biologici sono presentati nelle figure 3 e 4. L'IBE, come altri indici –è riportato l'esempio dell'indice MTS– riesce a discriminare bene i siti in cui è evidente un impatto di natura chimica, ma non discrimina altrettanto bene quelle stazioni in cui sono prevalenti le alterazioni morfologiche. In quest'ultimo caso, altri indici –è riportato l'esempio della percentuale di taxa EPT rispetto al totale– forniscono informazioni migliori sugli effetti che ne derivano.

### DISCUSSIONE

I risultati ottenuti nel presente studio suggeriscono che l'IBE non sempre è in grado di discriminare gli ambienti sottoposti ad un limitato livello di disturbo da quelli privi di alterazioni evidenti. In questi casi, l'utilizzo di altre metriche, come alcune di quelle selezionate nel presente studio, può rivelarsi più efficace. Inoltre, l'IBE distingue nettamente gli ambienti che presentano evidenti alterazioni prevalentemente a carico delle caratteristiche chimiche delle acque, ma, allo stesso tempo, non discrimina adeguatamente gli ambienti con prevalente alterazione delle caratteristiche morfologiche.

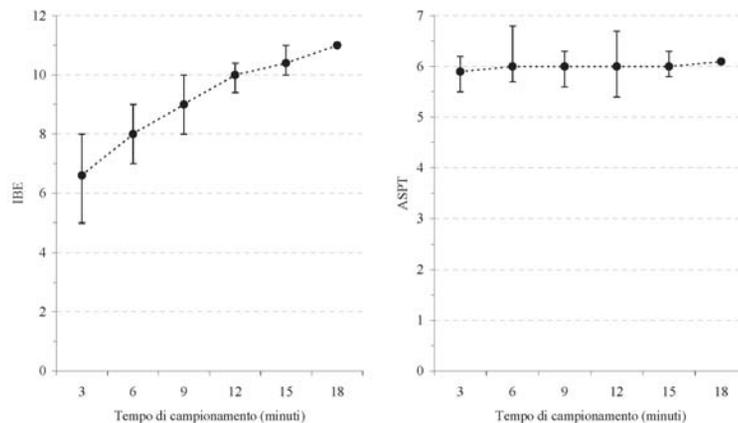
Un limite intrinseco al metodo è legato al fatto che il valore di IBE dipende direttamente dal numero totale di

taxa catturati, e quindi può variare in funzione dell'efficienza di campionamento, un aspetto cruciale nell'applicazione dei metodi per il calcolo degli indici biologici basati sui macroinvertebrati bentonici (DAVIES, 2001). Al contrario, altri indici non risentono di questa variabile: ad esempio è sufficiente un campionamento di pochi minuti per ottenere un valore pressoché costante dell'indice ASPT. In figura 5 sono riportati due esempi dell'andamento dei valori di IBE e ASPT in funzione del tempo di campionamento; i dati riguardano una prova preliminare condotta in una delle stazioni esaminate nel presente studio.

Utilizzando i dati raccolti in occasione di esperienze di intercalibrazione dell'IBE (GENONI, 1998; 1999; figura 6), si può dimostrare come le differenze nel calcolo del valore finale di IBE tra operatori diversi sia maggiormente condizionato dall'ingresso verticale della tabella di calcolo (numero di taxa totali), piuttosto che dalla scelta dell'ingresso orizzontale della stessa (presenza del gruppo più sensibile).

Oltre a ciò, è opportuno rilevare che spesso la ricchezza tassonomica può aumentare in ambienti in cui i livelli di certi inquinanti (es. nutrienti, sostanze organiche) sono solo lievemente incrementati (PINDER e FARR, 1987; STOCH, 1991).

Un secondo elemento critico riscontrabile nel metodo IBE è costituito dal livello di identificazione tassonomica degli organismi, argomento ampiamente dibattuto nell'ambito degli studi di biomonitoraggio mediante macroinvertebrati bentonici. Sebbene alcuni autori sostengano l'utilità dell'identificazione tassonomica ad un livello molto dettagliato, fino alla specie, per la stima degli indici di comunità (GUEROLD, 2000), diversi lavori dimostrano che l'identificazione a livello di famiglia è adeguata per le finalità del monitoraggio biologico (FURSE *et al.*, 1984; HEWLETT, 2000). Maggiori approfondi-



**Fig. 5.** Andamento dei valori (media ± massimo/minimo) di IBE e ASPT in funzione del tempo dedicato al campionamento degli organismi macroinvertebrati (cavo Citterio).

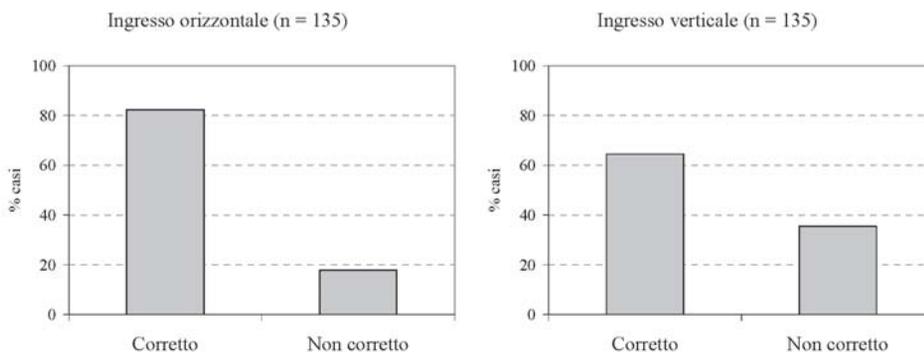


Fig. 6. Confronto tra le percentuali di casi corretti o non corretti nella scelta degli ingressi orizzontale e verticale della tabella per il calcolo dell'IBE in occasione di prove di intercalibrazione.

menti tassonomici possono essere utili in studi dettagliati di biomonitoraggio su gruppi tassonomici definiti e ben conosciuti, o, più in generale, per applicazioni nell'ambito della conservazione della natura.

L'IBE prevede l'identificazione degli organismi fino alla famiglia o al genere, ma utilizza questa informazione solo per il calcolo della ricchezza tassonomica (ingresso verticale della tabella), mentre si limita all'ordine o alla classe (alla famiglia solo per crostacei e chironomidi) per individuare i taxa più sensibili (ingresso orizzontale della tabella).

Di solito, l'identificazione a livello di specie degli organismi acquatici invertebrati presenta diversi svantaggi nelle applicazioni legate alla valutazione della qualità biologica: la necessità di ricorrere a specialisti dei singoli gruppi faunistici, una maggiore probabilità di compiere errori di identificazione, la variazione della tassonomia e della nomenclatura delle specie, i maggiori tempi e costi necessari. Tuttavia è possibile, almeno per alcuni gruppi faunistici significativi, definire un livello di identificazione tassonomica, facilmente raggiungibile anche da non specialisti, che consente un'approssimazione il più possibile vicina alla composizione specifica della comunità esaminata.

Un esempio in tal senso è quello che riguarda la comunità di efemerotteri, per i quali sono stati proposti dei raggruppamenti, denominati Unità Operazionali (OU), basati su affinità tassonomiche, morfologiche o ecologiche tra le specie (BUFFAGNI, 1997; 1999).

Le OU di efemerotteri determinate nell'ambito del presente lavoro sono state messe in relazione alle variabili ambientali utilizzando un metodo di analisi diretta di gradiente (*canonical correspondence analysis*, CCA; TER BRAAK, 1986). In figura 7 è riportato il risultato dell'ordinamento lungo il primo asse della CCA relativamente a sei OU. Si nota come le OU del genere *Caenis* presentino intervalli di preferenza ambientale differenti e, nel caso di *Caenis* gr. 5 e *Caenis*

gr. *macrura*, anche non sovrapponibili. In questo caso l'informazione ecologica ottenibile da un livello di identificazione di poco più approfondito è maggiore rispetto a quella del livello di genere.

## CONCLUSIONI

L'IBE, l'unico metodo biologico-ecologico attualmente previsto dalla normativa nazionale sulle acque e che si fonda sulla misura di due soli elementi caratterizzanti le biocenosi di macroinvertebrati (ricchezza e sensibilità dei taxa), è risultato carente nella classificazione biologica dei corsi d'acqua della tipologia esaminata.

In particolare, lievi effetti dell'inquinamento e alterazioni dell'ambiente fisico (specie del substrato) sono meglio rilevati da altri indici facilmente calcolabili dalle comunità di macroinvertebrati raccolte mediante campionamenti semi-quantitativi.

La dipendenza diretta dalla ricchezza tassonomica totale, e quindi dall'efficienza di campionamento, ed il livello di identificazione degli organismi, poco dettagliato nell'individuare i gruppi sensibili, sono i princi-

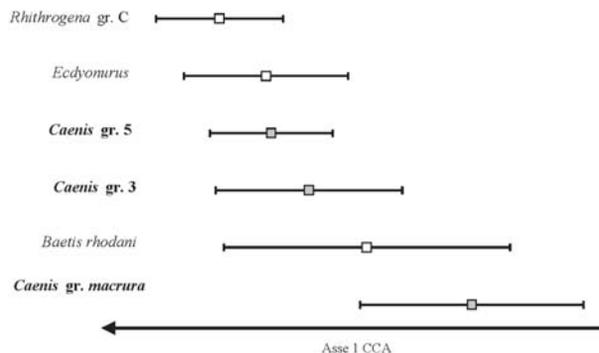


Fig. 7. Ordinamento di sei OU di efemerotteri (*optimum* e intervallo di tolleranza) lungo il primo asse estratto dalla CCA.

pali limiti dell'IBE analizzati nel presente lavoro.

I risultati e le considerazioni espone rivelano la possibilità di disporre di strumenti di indagine più sensibili, che utilizzano al meglio le numerose informazioni ottenibili dalla comunità dei macroinvertebrati bentonici, pur mantenendo tempi di applicazione e costi compatibili con le finalità del biomonitoraggio.

Gli indici biologici multimetrici, richiamati nell'introduzione, includono componenti biologiche (ricchezza tassonomica, cambiamenti nella composizione in specie, raggruppamenti trofici, ...) che sono sensibili ad un ampio spettro di interventi antropici (sedimentazione, inquinamento organico, sostanze tossiche, alterazione dei regimi di portata, ...). Ogni attributo della biocenosi, prima di venire incorporato nell'indice come

metrica, viene rigorosamente definito, misurato e saggiato rispetto ai differenti possibili disturbi di origine antropica. Il risultato è un indice che integra le molteplici dimensioni di sistemi biologici complessi (KARR, 1999).

L'adozione di un approccio multimetrico anche per la realtà italiana potrebbe rappresentare una valida risposta a quanto richiesto dalla Direttiva 2000/60/CE relativamente agli elementi di qualità biologica dei corsi d'acqua. Un indice di questo tipo sarebbe in grado di perfezionare e precisare la classificazione biologica dei corsi d'acqua, soprattutto nelle situazioni al limite tra lo stato buono (*good*) e lo stato sufficiente (*moderate*), per le quali occorre stabilire se prevedere o meno interventi di miglioramento e ripristino.

## BIBLIOGRAFIA

- ALBA-TERCEDOR J., 1996. Macroinvertebrados acuaticos y calidad de las aguas de los rios. *IV Simposio del Agua en Andalucia. Almeria*, Vol. II: 203-213.
- APAT, IRSA-CNR, 2003. Metodi analitici per le acque. Volume Terzo. 9010. Indice biotico esteso (I.B.E.). APAT, Manuali e Linee Guida 29/2003, Roma: 1115-1136.
- ARMITAGE P.D., MOSS D., WRIGHT J.F., FURSE M.T., 1983. The performance of a new biological water quality score system based on macroinvertebrates over a wide range of unpolluted running-water sites. *Water Research*, 17: 333-347.
- BARBOUR M.T., GERRISTEN J., SNYDER B.D., STRIBLING J.B., 1999. *Rapid Bioassessment Protocols for use in streams and wadeable rivers: periphyton, benthic macroinvertebrates and fish*. Second edition. EPA 841-B-99-002. U.S. Environmental Protection Agency; Office of Water; Washington, D.C.
- BARBOUR M.T., STRIBLING J.B., KARR J.R., 1995. Multimetric approach for establishing biocriteria and measuring biological condition. In: Davis W.S. and Simon T.P. (eds.). *Biological assessment and criteria. Tools for water resource planning and decision making*. Lewis Publishers, Boca Raton, Florida: 63-77.
- BUFFAGNI A., 1997. Mayfly community composition and the biological quality of streams. In Landolt P. & Sartori M. (eds.). *Ephemeroptera & Plecoptera: Biology-Ecology-Systematics*. MTL, Fribourg: 235-246.
- BUFFAGNI A., 1999. Qualità ecologica, pregio naturalistico e integrità della comunità degli Efemerotteri. Un indice per la classificazione dei fiumi italiani. *Acqua & Aria*, 8: 99-107.
- BUFFAGNI A., ERBA S., CAZZOLA M., KEMP J.L., 2004. The AQEM multimetric system for the southern Italian Apennines: assessing the impact of water quality and habitat degradation on pool macroinvertebrates in Mediterranean rivers. *Hydrobiologia*, 516: 315-331.
- DAVIES A., 2001. The use and limits of various methods of sampling and interpretation of benthic macro-invertebrates. In: Ravera O. (ed.). *Scientific and legal aspects of biological monitoring in freshwater. J. Limnol.*, 60 (Suppl. 1): 1-6.
- FURSE M.T., MOSS D., WRIGHT J.F., ARMITAGE P.D., 1984. The influence of seasonal and taxonomic factors on the ordination and classification of running-water sites in Great Britain and on the prediction of their macro-invertebrate communities. *Freshwater Biology*, 14: 257-280.
- GENONI P. (ed.), 1998. *Intercalibrazione del metodo Indice Biotico Esteso I.B.E. (IRSA-CNR, 1995) per la valutazione della qualità dei corsi d'acqua. Prima campagna di intercomparazione, aprile-giugno 1997*. Gruppo di lavoro regionale "Biologia Ambientale", Regione Lombardia, 61 pp.
- GENONI P. (ed.), 1999. *Intercalibrazione del metodo Indice Biotico Esteso I.B.E. (IRSA-CNR, 1995) per la valutazione della qualità dei corsi d'acqua. Campagna aprile-giugno 1998*. Gruppo di lavoro regionale "Biologia Ambientale", Regione Lombardia, 34 pp.
- GHETTI P.F., 1986. *I macroinvertebrati nell'analisi di qualità dei corsi d'acqua. Manuale di applicazione*. Provincia Autonoma di Trento, 111 pp.
- GHETTI P.F., 1997. *Manuale di applicazione. Indice Biotico Esteso (IBE). I macroinvertebrati nell'analisi di qualità dei corsi d'acqua*. Provincia Autonoma di Trento, 222 pp.
- GUEROLD F., 2000. Influence of taxonomic determination level on several community indices. *Water Research*, 34: 487-492.
- HEWLETT R., 2000. Implications of taxonomic resolution and sample habitat for stream classification at a broad geographic scale. *Journal of the North American Benthological Society*, 19: 352-361.
- JONGMAN R.H.G., TER BRAAK C.J.F., VAN TONGEREN O.F.R., 1987. *Data analysis in community and landscape ecology*. Centre for Agricultural Publishing and Documentation, Wageningen, 299 pp.

- KARR J.R., 1999. Defining and measuring river health. *Freshwater Biology*, 41: 221-234.
- KARR J.R., FAUSCH K.D., ANGERMEIER P.L., YANT P.R., SCHLOSSER I.J., 1986. *Assessing biological integrity in running waters: a method and its rationale*. Special publication 5, Illinois Natural History Survey.
- LOGAN P., FURSE M., 2002. Preparing for the European Water Framework Directive – making the links between habitat and aquatic biota. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater ecosystems*, 12: 425-437.
- NIJBOER R.C., JOHNSON R.K., VERDONSCHOT P.F.M., SOMMERHÄUSER M., BUFFAGNI A., 2004. Establishing reference conditions for European streams. *Hydrobiologia*, 516: 91-105.
- NORRIS R.H., THOMS M.C., 1999. What is river health? *Freshwater Biology*, 41: 197-209.
- PARCO V., SOANA A., CROSA G., GENONI P., STEFANI F., BOGANI M., VENTURELLI R., 2003. Approcci metodologici per la definizione dell'integrità ecologica dei corsi d'acqua minori della provincia di Milano. In: G.N. Baldaccini e G. Sansoni (eds.). *Atti del Seminario di studi "Nuovi orizzonti dell'ecologia"*, Trento 18-19 aprile 2002. Provincia Autonoma di Trento, Agenzia Provinciale Protezione Ambiente Trento, Centro Italiano Studi Biologia Ambientale: 304-309.
- PARSONS M., NORRIS R.H., 1996. The effect of habitat-specific sampling on biological assessment of water quality using a predictive model. *Freshwater Biology*, 36: 419-434.
- PINDER L.C.V., FARR I.S., 1987. Biological Surveillance of Water Quality – 3. The influence of organic enrichment on the macroinvertebrates of a small chalk stream. *Arch. Hydrobiol.* 109: 619-637.
- STOCH F., 1991. Le acque interne del Friuli-Venezia Giulia: approcci metodologici allo studio ecologico di reticoli idrografici complessi. In: Amministrazione Provinciale di Pordenone (ed.). *Atti del convegno "Workshop di biologia ambientale ed ecotossicologia"*, Pordenone, 26 novembre – 1 dicembre 1990: 133-150.
- TER BRAAK C.J.F., 1986. Canonical correspondence analysis: a new eigenvector technique for multivariate direct gradient analysis. *Ecology*, 67: 1167-1179.
- WRIGHT J.F., FURSE M.T., MOSS D., 1998. River classification using invertebrates: RIVPACS applications. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater ecosystems*, 8: 617-631.

*Biologia Ambientale*, **19** (1): 61-69.

Atti del Seminario: *Classificazione ecologica delle acque interne. Applicabilità della Direttiva 2000/60/CE*. Trento, 12-13 febbraio 2004. G.N. Baldaccini e G. Sansoni (eds.). Ed. APAT, APPA Trento, CISBA. Trento, 2005.

# Ruolo della fauna ittica nell'applicazione della Direttiva Quadro

**Sergio Zerunian**

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

## Riassunto

Viene esaminato il ruolo assegnato alla fauna ittica dalla Direttiva 2000/60/CE “Quadro per l'azione comunitaria in materia di acque”. Prima di discutere gli aspetti fondamentali previsti dalla normativa, viene definito il gruppo tassonomico-ecologico *fauna ittica delle acque interne* con particolare riferimento alla realtà italiana; viene quindi riportato l'elenco dei taxa indigeni in Italia. Viene infine discusso brevemente lo stato dell'ittiofauna in Europa e in Italia.

Per quanto riguarda la Direttiva, vengono esaminati alcuni aspetti tecnici contenuti nell'Allegato V. Si riportano poi gli elementi essenziali di un indice recentemente elaborato proprio per soddisfare quanto previsto dalla Direttiva: l'*Indice dello Stato Ecologico delle Comunità Ittiche (ISECI)*. In conclusione, anche per recuperare il ritardo già accumulato dall'Italia, viene avanzata un'ipotesi operativa che tiene conto dell'utilizzazione delle comunità ittiche nelle attività di monitoraggio e nel raggiungimento degli obiettivi generali previsti dalla Direttiva.

PAROLE CHIAVE: Direttiva 2000.60.CE / fauna ittica / stato ecologico / monitoraggio.

## Role of the fish fauna in applying the Directive 2000/60/EC

It is examined the role assigned from the Directive 2000/60/EC “Table for the community action in the subject of waters” to the fish fauna. Before discussing the fundamental aspects provided from the rules, it is discussed the taxonomic-ecological group *fish fauna of the inland waters* with particular reference to the Italian reality; therefore the list of the native taxa in Italy is reported. Finally it is discussed briefly the state of the fish fauna in Europe and Italy.

As far as the Directive is concerned, some of the technical aspects contained in the Annex V are examined. The essential aspects of a recently elaborated index are reported just to satisfy what is expected from the Directive: the *Index of the Ecological State of the Fish Communities*. In conclusion, in order to make up for the delay accumulated by Italy, it is carried out an operation hypothesis that reckons with the use of the fish communities in the monitoring activities and in the reaching of the general objectives expected by the Directive.

KEY WORDS: Directive 2000.60.EC / fish fauna / ecological state / monitoring.

## INTRODUZIONE

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

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

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

Alcuni dei gruppi tassonomico-ecologici individuati dalla Direttiva sono utilizzati da anni per valutare la qualità biologica di determinate tipologie di ecosistemi delle acque interne, quali ad esempio i corsi d'acqua. Il gruppo usato con maggiore frequenza e con i migliori risultati è sicuramente quello dei macroinvertebrati bentonici, per il quale esiste un indice, l'Indice Biotico Esteso (IBE), concretamente applicabile alle acque correnti italiane (per una sintesi vedi GHETTI, 1997).

Per quanto riguarda la fauna ittica solo di recente, anche come risultato del dibattito scientifico stimolato dal Seminario di Trento organizzato dal CISBA nel febbraio 2004, è stato messo a punto un indice (Indice dello Stato Ecologico delle Comunità Ittiche, ISECI) applicabile agli ecosistemi delle acque interne italiane (ZERUNIAN, 2004b); l'indice necessita di una fase sperimentale prima di poter essere concretamente applicata a tutte le diverse realtà del nostro paese.

Per poter inquadrare lo scopo principale della Direttiva 2000/60/CE (impedire un ulteriore deterioramento, proteggere e migliorare lo stato degli ecosistemi acquatici ...) nell'ambito della fauna ittica, è necessario partire da alcune considerazioni sull'attuale stato di conservazione dei pesci delle acque interne europee ed in particolare italiane. E ancor prima, è necessario definire il gruppo tassonomico-ecologico "fauna ittica delle acque interne" individuato dalla Direttiva.

## LA FAUNA ITTICA DELLE ACQUE INTERNE

"Fauna ittica" e "pesce" sono termini generici di uso comune che non hanno un preciso significato zoologico. Considerando le acque interne europee possiamo

restringere il campo ai rappresentanti di due distinte classi di vertebrati: i Ciclostomi (*Cyclostomata*) e i Pesci Ossei (*Osteichthyes*). Per quanto riguarda le "acque interne", esse sono il complesso dei corpi idrici superficiali compresi entro la linea di costa. Convenzionalmente si considerano "acque dolci" quelle che presentano salinità inferiori allo 0,5‰. Non tutte le acque interne rientrano quindi nella categoria delle acque dolci; per questo è necessario definire chi sono i pesci d'acqua dolce e chi sono quelli delle acque interne, pur sapendo che non è sempre netto il confine fra i due gruppi.

I "pesci d'acqua dolce" sono l'insieme dei Ciclostomi e dei Pesci Ossei che compiono esclusivamente, o che sono in grado di compiere, il loro ciclo biologico nelle acque interne con salinità inferiore allo 0,5‰ e quei pesci che svolgono nelle acque interne una fase obbligata del loro ciclo biologico. Per quanto riguarda l'ittiofauna italiana, sono stati classificati in tre distinte categorie bio-ecologiche (GANDOLFI e ZERUNIAN, 1987): gli stenoalini dulcicoli, gli eurialini migratori obbligati, gli eurialini migratori facoltativi; nella tabella I sono riportate le loro caratteristiche ed alcuni esempi.

I "pesci delle acque interne" sono un gruppo più ampio che comprende i pesci d'acqua dolce più alcune specie di pesci marini eurialini che, pur potendo compiere l'intero ciclo biologico in mare, frequentano con regolarità le acque interne estuariali e lagunari per motivi trofici. La fauna ittica delle acque interne italiane si compone di 63 taxa, riportati nella tabella II con la nomenclatura scientifica riferita alle più recenti revisioni sistematiche (ZERUNIAN, 2002, 2004a; ZERUNIAN e DE RUOSI, 2002); una delle specie, il Salmerino, andrebbe però tolta dall'elenco perché secondo recenti

**Tab. I.** Classificazione bio-ecologica dei Pesci d'acqua dolce italiani. Tra parentesi sono riportati esempi di specie appartenenti a ciascuna categoria.

<b>Stenoalini dulcicoli</b>	– Pesci strettamente confinati nelle acque dolci, dove svolgono l'intero ciclo biologico
a) <b>ad ampia vagilità</b> , cioè dotati di buone capacità di compiere spostamenti all'interno di un sistema idrografico (Barbo, Trota marmorata)	
b) <b>a ridotta vagilità</b> , cioè dotati di modeste capacità di compiere spostamenti all'interno di un sistema idrografico (Cobite, Ghiozzo di ruscello)	
<b>Eurialini migratori obbligati</b>	– Pesci migratori che compiono obbligatoriamente una fase del ciclo biologico in mare ed una nelle acque dolci
a) <b>anadromi</b> , che si riproducono nelle acque dolci e si accrescono in mare (Storione, Lampreda di mare)	
b) <b>catadromi</b> , che si riproducono in mare e si accrescono nelle acque dolci o, più in generale, nelle acque interne (Anguilla)	
<b>Eurialini migratori facoltativi</b>	– Pesci capaci di svolgere l'intero ciclo biologico sia nell'ambiente marino costiero che nelle acque dolci (a) e pesci che in parte dell'areale si comportano da stenoalini dulcicoli e in altra parte da eurialini migratori anadromi (b)
a) <b>lagunari ed estuariali</b> (Ghiozzetto di laguna, Latterino)	
b) <b>a diversa ecologia intraspecifica</b> (Alosa, Spinarello)	

**Tab. II.** I Pesci delle acque interne italiane. Nella colonna centrale sono evidenziati in neretto gli endemismi e i subendemismi. Nell'ultima colonna è riportato un riferimento geografico relativo all'areale delle specie, semispecie e sottospecie endemiche o subendemiche: N, regioni del nord; C, regioni del centro; S, regioni del sud; I, una o entrambe le regioni insulari; per i subendemismi il riferimento geografico è riportato fra parentesi. Con l'asterisco sono evidenziate le specie che frequentano le acque interne solo per motivi trofici.

<i>CLASSE, ORDINE, Famiglia, Genere e Specie</i>	<b>NOME COMUNE ITALIANO</b>	<b>Endemismi (e subend.)</b>
<b>CYCLOSTOMATA</b>		
PETROMYZONTIFORMES		
Petromyzontidae		
<i>Petromyzon marinus</i> Linnaeus, 1758	LAMPREDA DI MARE	
<i>Lampetra fluviatilis</i> (Linnaeus, 1758)	LAMPREDA DI FIUME	
<i>Lampetra planeri</i> (Bloch, 1784)	LAMPREDA DI RUSCELLO	
<i>Lampetra zanandreai</i> Vladykov, 1955	<b>LAMPREDA PADANA</b>	(N)
<b>OSTEICHTHYES</b>		
ACIPENSERIFORMES		
Acipenseridae		
<i>Acipenser sturio</i> Linnaeus, 1758	STORIONE	
<i>Acipenser naccarii</i> Bonaparte, 1836	<b>STORIONE COBICE</b>	(N)
<i>Huso huso</i> (Linnaeus, 1758)	STORIONE LADANO	
ANGUILLIFORMES		
Anguillidae		
<i>Anguilla anguilla</i> (Linnaeus, 1758)	ANGUILLA	
CLUPEIFORMES		
Clupeidae		
<i>Alosa fallax</i> (Lacépède, 1803)	ALOSA e AGONE	
CYPRINIFORMES		
Cyprinidae		
<i>Rutilus pigus</i> (Lacépède, 1804)	PIGO	
<i>Rutilus rubilio</i> (Bonaparte, 1837)	<b>ROVELLA</b>	C
<i>Rutilus erythrophthalmus</i> Zerunian, 1982	<b>TRIOTTO</b>	N
<i>Leuciscus cephalus</i> (Linnaeus, 1758)	CAVEDANO	
<i>Leuciscus souffia muticellus</i> Bonaparte, 1837	<b>VAIRONE</b>	N/C/S
<i>Phoxinus phoxinus</i> (Linnaeus, 1758)	SANGUINEROLA	
<i>Tinca tinca</i> (Linnaeus, 1758)	TINCA	
<i>Scardinius erythrophthalmus</i> (Linnaeus, 1758)	SCARDOLA	
<i>Alburnus alburnus alborella</i> (De Filippi, 1844)	<b>ALBORELLA</b>	(N/C)
<i>Alburnus albidus</i> (Costa, 1838)	<b>ALBORELLA MERIDIONALE</b>	S
<i>Chondrostoma soetta</i> Bonaparte, 1840	<b>SAVETTA</b>	N
<i>Chondrostoma genei</i> (Bonaparte, 1839)	<b>LASCA</b>	N/C
<i>Gobio gobio</i> (Linnaeus, 1758)	GOBIONE	
<i>Barbus plebejus</i> Bonaparte, 1839	<b>BARBO</b>	(N/C/S)
<i>Barbus meridionalis caninus</i> Bonaparte, 1839	<b>BARBO CANINO</b>	N/C
Cobitidae		
<i>Cobitis taenia bilineata</i> Canestrini, 1865	<b>COBITE</b>	N/C
<i>Sabanejewia larvata</i> (De Filippi, 1859)	<b>COBITE MASCHERATO</b>	N
Balitoridae		
<i>Barbatula barbatula</i> (Linnaeus, 1758)	COBITE BARBATELLO	
ESOCIFORMES		
Esocidae		
<i>Esox lucius</i> Linnaeus, 1758	LUCCIO	
SALMONIFORMES		
Salmonidae		
<i>Salmo (trutta) trutta</i> Linnaeus, 1758	TROTA FARIO e TROTA LACUSTRE	
<i>Salmo (trutta) marmoratus</i> Cuvier, 1817	<b>TROTA MARMORATA</b>	(N)

(continua)

(continuazione)

CLASSE, ORDINE, Famiglia, Genere e Specie	NOME COMUNE ITALIANO	Endemismi (e subend.)
<i>Salmo (trutta) macrostigma</i> (Duméril, 1858)	<b>TROTA MACROSTIGMA</b>	(C/S/I)
<i>Salmo fibreni</i> Zerunian e Gandolfi, 1990	<b>CARPIONE DEL FIBRENO</b>	C
<i>Salmo carpio</i> Linnaeus, 1758	<b>CARPIONE DEL GARDA</b>	N
<i>Salvelinus alpinus</i> (Linnaeus, 1758)	SALMERINO	
<i>Thymallus thymallus</i> (Linnaeus, 1758)	TEMOLO	
<b>GADIFORMES</b>		
Gadidae		
<i>Lota lota</i> (Linnaeus, 1758)	BOTTATRICE	
<b>MUGILIFORMES</b>		
Mugilidae		
<i>Mugil cephalus</i> Linnaeus, 1758	CEFALO*	
<i>Liza ramada</i> (Risso, 1826)	MUGGINE CALAMITA*	
<i>Liza aurata</i> (Risso, 1810)	MUGGINE DORATO*	
<i>Liza saliens</i> (Risso, 1810)	MUGGINE MUSINO*	
<i>Chelon labrosus</i> (Risso, 1826)	MUGGINE LABBRONE*	
<b>ATHERINIFORMES</b>		
Atherinidae		
<i>Atherina boyeri</i> Risso, 1810	LATTERINO	
<b>CYPRINODONTIFORMES</b>		
Cyprinodontidae		
<i>Aphanius fasciatus</i> (Valenciennes, 1821)	NONO	
<b>GASTEROSTEIFORMES</b>		
Gasterosteidae		
<i>Gasterosteus aculeatus</i> Linnaeus, 1758	SPINARELLO	
Syngnathidae		
<i>Syngnathus acus</i> Linnaeus, 1758	PESCE AGO*	
<i>Syngnathus abaster</i> Risso, 1810	PESCE AGO DI RIO	
<b>SCORPAENIFORMES</b>		
Cottidae		
<i>Cottus gobio</i> Linnaeus, 1758	SCAZZONE	
<b>PERCIFORMES</b>		
Moronidae		
<i>Dicentrarchus labrax</i> (Linnaeus, 1758)	SPIGOLA*	
Percidae		
<i>Perca fluviatilis</i> Linnaeus, 1758	PERSICO REALE	
Sparidae		
<i>Sparus auratus</i> Linnaeus, 1758	ORATA*	
Blenniidae		
<i>Salaria pavo</i> (Risso, 1810)	BAVOSA PAVONE *	
<i>Salaria fluviatilis</i> (Asso, 1801)	CAGNETTA	
Gobiidae		
<i>Pomatoschistus marmoratus</i> (Risso, 1810)	GHIZZETTO MARMOREGGIATO*	
<i>Pomatoschistus minutus elongatus</i> (Canestrini, 1861)	GHIZZETTO MINUTO*	
<i>Pomatoschistus canestrini</i> (Ninni, 1883)	<b>GHIZZETTO CENERINO</b>	N
<i>Pomatoschistus tortonesei</i> Miller, 1968	<b>GHIZZETTO DEL TORTONESE*</b>	(I)
<i>Knipowitschia panizzae</i> (Verga, 1841)	<b>GHIZZETTO DI LAGUNA</b>	(N/C)
<i>Knipowitschia punctatissima</i> (Canestrini, 1864)	<b>PANZAROLO</b>	(N)
<i>Gobius niger jozo</i> Linnaeus, 1758	GHIZZO NERO*	
<i>Gobius nigricans</i> Canestrini, 1867	<b>GHIZZO DI RUSCELLO</b>	C
<i>Padogobius martensii</i> (Günther, 1861)	<b>GHIZZO PADANO</b>	(N)
<i>Zosterisessor ophiocephalus</i> (Pallas, 1811)	GHIZZO GO'*	
<b>PLEURONECTIFORMES</b>		
Pleuronectidae		
<i>Platichthys flesus italicus</i> (Günther, 1862)	<b>PASSERA*</b>	(N)

considerazioni basate su dati storici e geologici è stata introdotta in Italia alla fine del XV secolo (PICCININI *et al.*, 2004).

### STATO DELL'ITTIOFAUNA EUROPEA

Nella gran parte del pianeta le acque interne sono oggetto di molteplici usi da parte dell'uomo, legati a vari bisogni primari e attività produttive quali l'approvvigionamento di acqua potabile e per gli usi domestici, l'irrigazione dei terreni agricoli, la produzione di energia elettrica, i cicli di produzione industriale, lo smaltimento degli scarichi urbani e industriali allo stato liquido, il prelievo di inerti per l'edilizia, la pesca e l'acquacoltura; in molti casi queste utilizzazioni sono in netto contrasto l'una con l'altra, troppo spesso ci sono inutili sprechi, quasi sempre non sono tenute in considerazione le esigenze delle comunità biotiche e delle singole specie. I prelievi incontrollati di acqua e le attività antropiche che alterano le caratteristiche morfologiche e chimico-fisiche dei fiumi e dei laghi stanno portando a un evidente e diffuso degrado qualitativo degli ambienti delle acque interne, in particolare nei paesi industrializzati, con conseguenze negative per le comunità biotiche e quindi per l'ittiofauna.

Circa lo stato di conservazione dell'ittiofauna in Europa, analisi compiute da diversi specialisti concordano ampiamente nelle conclusioni (vedi ad esempio: MAITLAND, 1995; LELEK, 1996): negli ultimi 50 anni è diventato sempre più evidente il declino della maggior parte delle specie, sia in termini numerici che di areale; nelle regioni più industrializzate già negli anni '60 e '70 molti corsi d'acqua che prima presentavano un'alta diversità ed abbondanza di specie sono stati oggetto di consistenti deterioramenti e depauperamenti, culminanti spesso in estinzioni locali. Le cause antropiche ritenute responsabili della critica situazione sono le seguenti: trasformazioni dell'uso del suolo delle aree interessate dai reticoli idrografici; opere di drenaggio e canalizzazioni; trasformazione di alcuni fiumi in canali navigabili; sbarramenti trasversali sui corsi d'acqua (dighe, chiuse, briglie, ecc); prelievi eccessivi e sprechi di acqua per uso industriale, agricolo e civile; realizzazione di opere idrauliche, fluttuazione delle portate e scarichi di acque calde legate alla produzione di energia elettrica; scarichi industriali ed urbani; acidificazione delle acque; impianti di piscicoltura; pesca eccessiva ed attività gestionali collegate alla pesca professionale e sportiva; immissione deliberata o accidentale di specie aliene.

Per quanto riguarda la Regione Nord-Mediterranea è stata rilevata una situazione critica: in quest'area 4 specie risultano estinte, *Phoxinellus handlirschi*, *Phoxinellus egridiri*, *Chondrostoma scodrensis*, *Leuciscus turskyi*, e 3 sono scomparse in una parte significativa

del loro areale, *Chondrostoma genei* dalla Slovenia, *Acipenser naccarii* dalla Croazia e dal Montenegro, *Salmo dentex* dalla Croazia; la gran parte delle specie endemiche risulta minacciata, rientrando nelle categorie *in pericolo critico*, *in pericolo* e *vulnerabile* dell'IUCN, e solo 1/4 di esse può essere considerato non a rischio (CRIVELLI, 1996). Il numero di specie estinte potrebbe essere maggiore; analisi effettuate seguendo un approccio sistematico basato sul concetto filogenetico di specie, che tende a riconoscere un numero di specie maggiore rispetto a concezioni basate sulle caratteristiche biologiche ed ecologiche, evidenziano la possibile estinzione di ben 12 specie: *Eudontomyzon* sp., *Chondrostoma scodrense*, *Coregonus fera*, *C. hieimalis*, *C. confusus*, *C. restrictus*, *C. gutturosus*, *Salmo schiefermuelleri*, *Salvelinus inframundus*, *S. profundus*, *S. scharffi* e *Gasterosteus crenobiontus* (KOTTELAT, 1998). In ogni caso i fattori ritenuti maggiormente responsabili del declino dei pesci delle acque interne in Europa sono la distruzione degli habitat, l'inquinamento, l'eccessivo prelievo di acqua per usi agricoli e urbani, l'immissione di specie aliene.

### STATO DELL'ITTIOFAUNA ITALIANA

L'ittiofauna italiana è ricca di endemismi (vedi tab. II): 24 taxa vivono infatti esclusivamente nelle acque interne del territorio nazionale e, in alcuni casi, in fiumi e laghi di paesi confinanti con il nostro (presentando però la gran parte del loro areale in territorio italiano). Lo stato di conservazione delle specie d'acqua dolce è stato da noi monitorato costantemente negli ultimi anni (ZERUNIAN, 1992, 1998, 2002; ZERUNIAN e GANDOLFI, 1999; ZERUNIAN e TADDEI, 1996), con risultati sempre più preoccupanti. Tenendo conto dei criteri e delle definizioni dell'IUCN (1994) ed aggiornando le valutazioni da noi espresse nei precedenti lavori citati, emerge il seguente quadro: 4 specie potrebbero già essere considerate *estinte* nei nostri fiumi e laghi (Lampreda di mare, Lampreda di fiume, Storione, Storione ladano); 4 specie, tutte endemiche o subendemiche, sono *in pericolo critico* (Storione cobice, Trota macrostigma, Carpione del Fibreno, Carpione del Garda); 10 sono *in pericolo* (Lampreda di ruscello, Lampreda padana, Agone, popolazioni indigene di Trota fario, Trota lacustre, Trota marmorata, Salmerino, popolazioni indigene di Temolo, Panzarolo, Ghiozzo di ruscello); 15 sono in condizione *vulnerabile* (Alosa, Pigo, Sanguinerola, Savetta, Lasca, Barbo canino, Cobite mascherato, Cobite barbatello, Luccio, Nono, Spinarello, Pesce ago di rio, Scazzone, Cagnetta, Ghiozzo padano); 13 sono *a più basso rischio* (Anguilla, Rovella, Triotto, Vairone, Alborella, Alborella meridionale, Gobione, Tinca, Barbo, Cobite, Persico reale, Ghiozzetto cenerino, Ghiozzetto di laguna); solo 3 specie su

48, corrispondenti al 6,25%, possono essere considerate non a rischio (Cavedano, Scardola, Latterino).

Dalle nostre analisi emerge che la biodiversità dei Pesci d'acqua dolce indigeni in Italia ha subito una consistente erosione: oltre alle 4 specie probabilmente estinte, un numero consistente (29 = 60,42%) è minacciato rientrando nelle prime tre categorie di rischio dell'IUCN (*in pericolo critico, in pericolo e vulnerabile*); tra i pesci minacciati di estinzione ci sono 6 specie endemiche, 4 specie e due semispecie subendemiche. Altri 13 taxa, corrispondenti al 27,08% e comprendenti 4 endemismi e 3 subendemismi, risultano comunque in contrazione e sono stati inseriti nel gruppo *a più basso rischio*.

I Pesci d'acqua dolce italiani che possono essere considerati estinti e quelli che corrono i maggiori rischi di estinzione sono riconducibili a tre tipologie zoogeografico-ecologiche:

- I. specie a distribuzione puntiforme, come il Carpione del Garda e il Carpione del Fibreno;
- II. specie bentoniche stenoece a ridotta vagilità, come il Ghiozzo di ruscello, il Ghiozzo padano, il Panzarolo, la Lampreda padana, la Lampreda di ruscello e il Cobite mascherato;
- III. specie che necessitano di migrazioni riproduttive o comunque di spostamenti entro i corsi d'acqua per raggiungere le zone di frega, come lo Storione, lo Storione cobice, lo Storione ladano, la Lampreda di mare, la Lampreda di fiume, l'Alosa, la Savetta e la Lasca. Le specie stenoece e quelle migratrici anadrome potrebbero costituire nel loro insieme le *specie sensibili* richiamate dalla Direttiva 2000/60/CE (vedi le parti riguardanti la fauna ittica nelle

tabelle 1.2.1, 1.2.2, 1.2.3 della direttiva).

Le principali cause antropiche ritenute responsabili della critica situazione in cui versa l'ittiofauna italiana sono, in ordine di importanza: alterazioni degli habitat, inquinamento delle acque, introduzione di specie aliene, pesca condotta in modo eccessivo o con metodi e in tempi illegali, inquinamento genetico (ZERUNIAN, 2002). In un recente lavoro (ZERUNIAN, 2003) sono stati individuati i taxa di maggiore interesse conservazionistico (Lampreda padana, Storione cobice, Trota macrostigma, Carpione del Fibreno, Trota marmorata, Carpione del Garda, Panzarolo, Ghiozzo di ruscello) ed avanzate proposte finalizzate ad invertire la tendenza negativa in atto e scongiurare il rischio di estinzione che corre una parte consistente e altamente significativa dell'ittiofauna delle acque interne italiane.

### COSA PREVEDE LA DIRETTIVA

La parte tecnica della Direttiva 2000/60/CE è contenuta nell'Allegato V: *Stato delle acque superficiali*. Fra gli elementi biotici qualitativi che la direttiva stabilisce di prendere in considerazione per la classificazione dello stato ecologico (punto 1.1) c'è la *composizione, abbondanza e struttura di età della fauna ittica*; tali elementi sono specificatamente indicati per i fiumi (punto 1.1.1), i laghi (1.1.2) e le acque di transizione (1.1.3). Nelle tabelle 1.2.1, 1.2.2 e 1.2.3 dello stesso allegato vengono date definizioni dello stato ecologico "elevato", "buono" e "sufficiente" di fiumi, laghi ed acque di transizione; si osservi che mentre per le prime due tipologie ecosistemiche la trattazione è particolareggiata (tabb. 1.2.1 e 1.2.2), per le acque di transizione appare piuttosto lacunosa e, per alcuni aspetti, non

**Tab. III.** Parametri riguardanti la fauna ittica per la classificazione dello stato ecologico di fiumi e laghi secondo la Direttiva 2000/60/CE (tabb. 1.2.1 e 1.2.2 dell'Allegato V).

#### *Sato ecologico*

<b>ELEVATO:</b>	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 della comunità ittica che presentano segni minimi di alterazioni antropiche e non indicano l'incapacità a riprodursi o a svilupparsi di specie particolari.
<b>BUONO:</b>	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 della comunità ittica che presentano segni di alterazioni attribuibili a impatti antropici sugli elementi di qualità fisico-chimica e idromorfologica e, in alcuni casi, indicano l'incapacità a riprodursi o a svilupparsi di una specie particolare che può condurre alla scomparsa di alcune classi di età.
<b>SUFFICIENTE:</b>	Composizione e abbondanza delle specie si discostano moderatamente dalle comunità tipiche specifiche a causa di impatti antropici sugli elementi di qualità fisico-chimica e idromorfologica. Struttura di età della comunità ittica che presenta segni rilevanti di alterazioni che provocano l'assenza o la presenza molto limitata di una percentuale moderata delle specie tipiche specifiche.

corrispondente alla realtà (tab. 1.2.3). Nella tabella III sono riportati i parametri riguardanti la fauna ittica per la classificazione dello stato ecologico di fiumi e laghi secondo la Direttiva Quadro.

Per fornire uno strumento utile all'applicazione della Direttiva 2000/60/CE è stato recentemente elaborato un indice relativo alla fauna ittica, che si basa e sviluppa gli elementi contenuti nell'Allegato V: l'ISECI, Indice dello Stato Ecologico delle Comunità Ittiche (ZERUNIAN, 2004b).

In questo indice si tiene conto di due aspetti principali: 1) la naturalità delle comunità, intesa come la normale ricchezza determinata dalla presenza di tutte le specie indigene attese in relazione al quadro zoogeog-

grafico ed ecologico e dall'assenza di specie aliene; 2) la buona condizione delle popolazioni indigene, intesa come la capacità di autoriprodursi ed avere normali dinamiche ecologico-evolutive. Nella tabella IV si riporta la tabella a doppia entrata che consente di calcolare il valore numerico dell'ISECI; nella tabella V riportiamo la tabella che consente la conversione dei valori dell'ISECI in livelli di stato ecologico.

#### IPOTESI OPERATIVA

Il nostro paese è in ritardo nell'applicazione della Direttiva 2000/60/CE, non avendo ottemperato a quanto previsto dall'articolo 24 (attuazione): "gli Stati membri mettono in vigore le disposizioni legislative, regola-

**Tab. IV.** Calcolo del valore dell'Indice dello Stato Ecologico delle Comunità Ittiche.

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

<sup>1)</sup> *Silurus glanis*

<sup>2)</sup> *Petromyzon marinus*, *Lampetra fluviatilis*, *Acipenser sturio*, *Huso huso*

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

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

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

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

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

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

(C) Per la rappresentazione cartografica

mentari e amministrative necessarie per conformarsi alla direttiva entro il 22.12.2003". È perciò necessario impegnarsi concretamente e tempestivamente per recepire in modo concreto le finalità di questa norma. Tenendo conto dell'utilizzazione delle comunità ittiche nelle attività di monitoraggio e nel raggiungimento degli obiettivi generali previsti dalla Direttiva, si avanza un'ipotesi operativa con relative scadenze:

- entro il 2004 individuazione delle comunità ittiche originarie in ogni distretto idrografico e delle specie di interesse comunitario che ne fanno parte (Allegato II della Direttiva 92/43/CE "relativa alla conservazione degli habitat naturali e seminaturali e della flora e della fauna selvatiche");
- entro il 2006 completamento della fase sperimentale in cui saggiare e validare un indice relativo all'ittiofauna (quale l'Indice dello Stato Ecologico delle Comunità Ittiche) in un campione rappresentativo di ecosistemi delle acque interne italiane; redazione di un

manuale di applicazione dell'indice;

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

## BIBLIOGRAFIA

- CRIVELLI A. J., 1996. *The freshwater fish endemic to the northern Mediterranean region, an action plan for their conservation*. Tour du Valat Publication, Arles (France), 172 pp.
- GANDOLFI G., ZERUNIAN S., 1987. I pesci delle acque interne italiane: aggiornamento e considerazioni critiche sulla sistematica e la distribuzione. *Atti Soc. ital. Sci. nat. Museo civ. Stor. nat. Milano*, **128**: 3-56.
- GHETTI P.F., 1997. *Indice Biotico Esteso (IBE), i macroinvertebrati nel controllo della qualità degli ambienti di acque correnti*. Prov. Aut. di Trento, 222 pp.
- MAITLAND P.S., 1995. The conservation of freshwater fish: past and present experience. In: *Endemic Freshwater Fishes on the Northern Mediterranean Region* (Crivelli A. J., Maitland P. S. eds.). *Biol. Conserv.*, **72** (2): 259-270.
- KOTTELAT M., 1998. Systematics, species concepts and the conservation of freshwater fish diversity in Europe. *Ital. Journ. Zool.*, **65** (suppl.): 65-72.
- IUCN (Unione Mondiale per la Conservazione), 1994. *Red List Categories*. IUCN Species Survival Commission. 40<sup>th</sup> Meeting of the IUCN Council, Gland – Switzerland, 21 pp.
- LELEK A., 1996. General consideration regarding the decline of species. In: *Conservation of Endangered Freshwater Fish in Europe* (Kirchhofer A., Hefti D. eds.). Birkhäuser Verlag, Basel / Switzerland: 1-7.
- PICCININI A., NONNIS MARZANO F., GANDOLFI G., 2004. Il Salmerino alpino (*Salvelinus alpinus*): prove storiche della sua introduzione sul territorio italiano. *Atti IX Conv. naz. AIAD – Biologia Ambientale*, **18** (1): 259-264.
- ZERUNIAN S., 1992. La perdita di diversità nelle comunità ittiche delle acque dolci. In: *Ambiente Italia 1992*. Legaper l'ambiente/Vallecchi ed., Firenze: 156-169.
- ZERUNIAN S., 1998. Pesci d'acqua dolce. In: *Libro Rosso degli Animali d'Italia-Vertebrati* (Bulgarini F., Calvario E., Fraticelli F., Petretti F., Sarrocco S., eds.). WWF Italia, Roma, 210 pp.
- ZERUNIAN S., 2002. *Condannati all'estinzione? Biodiversità, biologia, minacce e strategie di conservazione dei Pesci d'acqua dolce indigeni in Italia*. Edagricole, Bologna, X + 220 pp.
- ZERUNIAN S., 2003. *Piano d'azione generale per la conservazione dei Pesci d'acqua dolce italiani*. Quad. Cons. Natura, 17, Min. Ambiente - Ist. Naz. Fauna Selvatica, 123 pp.
- ZERUNIAN S., 2004a. *Pesci delle acque interne d'Italia*. Min. Ambiente - Ist. Naz. Fauna Selvatica, 257 pp + CD-rom.
- ZERUNIAN S., 2004b. Proposta di un Indice dello Stato Ecologico delle Comunità Ittiche viventi nelle acque interne italiane. *Biologia Ambientale*, **18** (2): 25-30.
- ZERUNIAN S., DE RUOSI T., 2002. *Iconografia dei Pesci delle acque interne d'Italia / Iconography of Italian Inland Water Fishes*. Min. Ambiente - Ist. Naz. Fauna Selvatica, 263 pp. + 33 tavv.
- ZERUNIAN S., GANDOLFI G., 1999. L'ittiofauna indigena nelle acque interne italiane: minacce, gestione, conservazione. In: *Atti Sem. I Biologi e l'Ambiente oltre il 2000 / CISBA*, Reggio Emilia: 95-110.
- ZERUNIAN S., TADDEI A. R., 1996. *Pesci delle acque interne italiane: status attuale e problematiche di conservazione*. WWF Italia, Roma, 18 pp.



*Biologia Ambientale*, **19** (1): 71-79.

Atti del Seminario: *Classificazione ecologica delle acque interne. Applicabilità della Direttiva 2000/60/CE*. Trento, 12-13 febbraio 2004. G.N. Baldaccini e G. Sansoni (eds.). Ed. APAT, APPA Trento, CISBA. Trento, 2005.

# Prospettive e problemi nello sviluppo di indici di qualità ecologica basati sul fitoplancton in relazione all'applicabilità della Direttiva 2000/60/CE

**Giuseppe Morabito**

*CNR Istituto per lo Studio degli Ecosistemi, Sezione di Idrobiologia ed Ecologia delle Acque Interne. L.go Tonolli 50 - 28922 Pallanza (VB). Fax 0323 556513; g.morabito@ise.cnr.it*

## **Riassunto**

La Direttiva Quadro 2000/60/CE presenta elementi fortemente innovativi per quanto riguarda il giudizio di qualità dei corpi idrici, basato sullo stato ecologico delle acque, definito a partire da parametri biologici. In questo contesto, l'assegnazione degli organismi algali a certe classi di qualità assume un'importanza decisiva per la definizione dello stato ecologico. L'applicazione della Direttiva si scontra, tuttavia, con una realtà in cui si vogliono descrivere dei sistemi altamente imprevedibili, come quelli fitoplanctonici, avendo a disposizione conoscenze sulle preferenze trofiche delle specie algali ancora troppo scarse e troppo contrastanti per permettere lo sviluppo di indici di qualità ecologica affidabili basati sul fitoplancton. Questo contributo presenta una panoramica delle classificazioni disponibili in letteratura, basate sulle esigenze trofiche degli organismi algali, tenendo presenti anche gli studi condotti nei corpi idrici italiani: i dati sperimentali presentati servono per illustrare le difficoltà che si incontrano nell'associare le specie algali alle caratteristiche trofiche e nel definire, per il fitoplancton, delle condizioni di riferimento in ambienti lacustri con differente tipologia. Infine, sono presentate sinteticamente le possibili future linee di ricerca verso la definizione di indici di qualità ecologica basati sul fitoplancton.

PAROLE CHIAVE: associazioni fitoplanctoniche / preferenze trofiche / indici di qualità / ambienti lacustri italiani

## **Problems and perspectives in developing phytoplankton-based ecological quality indexes according to the application of the European Water Framework Directive 2000/60/CE**

The core of the European Water Framework Directive (2000/60/CE) is an innovative approach for the evaluation of the ecological quality of water bodies, whose classification depends on the structure of the biotic communities. Therefore, the possibility to identify clear relationships between a phytoplankton assemblage and a spectrum of trophic features is of paramount importance to define the ecological state of a water body. However, the application of the WFD must face the high degree of unpredictability of the planktonic systems and the poorness of our knowledge on the trophic preferences of most phytoplankton species. In this respect, the development of a phytoplankton-based quality index appears as a very hard task. Starting from literature, this paper presents an overview of the trophic classification based on the phytoplankton assemblages, taking into account also the studies carried out on Italian lakes: some experimental data will be useful to illustrate what are the main problems arising in relating the species assemblage to the trophic features of different types of lacustrine environments, in particular when we must define the reference conditions. In conclusion, some possible future research pathways towards the development of phytoplankton-based quality indexes are discussed.

KEY WORDS: phytoplankton assemblages / trophic preferences / quality indexes / Italian lakes

## **INTRODUZIONE**

La Direttiva Quadro 2000/60/CE presenta elementi fortemente innovativi per quanto riguarda il giudizio di qualità dei corpi idrici: infatti, ai parametri biologici la Direttiva assegna un ruolo prioritario nella definizione dello stato ecologico delle acque.

Contrariamente a quanto avveniva nell'applicazione di norme precedenti, in questo caso gli elementi di qualità idromorfologici e chimico-fisici influenzano la

classificazione solo attraverso i loro effetti sulle comunità biotiche. Al fine di poter classificare i corpi idrici secondo una scala di qualità, le caratteristiche delle comunità biotiche devono essere confrontate con quelle proprie di comunità che vivono in ambienti dove il disturbo è scarso o assente: è quindi necessario definire delle condizioni di riferimento per le comunità biologiche in ogni tipologia di lago.

Poiché lo stato di qualità ecologica è determinato dallo scostamento della composizione specifica del comparto biotico analizzato rispetto alle condizioni di riferimento, la classificazione di un corpo idrico dipende in modo critico dalla possibilità di descrivere le condizioni di un ambiente non disturbato.

Allo stato attuale delle conoscenze sugli ecosistemi acquatici, è molto probabile che la definizione delle condizioni di riferimento sarà basata, nella maggioranza dei casi, sulla valutazione delle caratteristiche chimico-fisiche dei corpi idrici, in quanto questi parametri sono quelli che permettono di valutare, con un buon livello di affidabilità, il grado di disturbo cui un sistema acquatico è soggetto. Tuttavia, per una corretta applicazione della normativa, sarà indispensabile associare la presenza di certe specie ad un certo spettro di condizioni qualitative ambientali. Questo processo presuppone il possesso di conoscenze affidabili sulla autoecologia degli organismi coinvolti, in modo da riuscire ad individuare le specie sensibili e quelle meno sensibili ed essere in grado di mettere a punto degli indici basati su misure di composizione ed abbondanza, quali, per esempio, la presenza o assenza di specie o gruppi di specie particolari, la ricchezza globale in specie o l'abbondanza di gruppi particolari, il numero relativo di *taxa* in particolari gruppi tassonomici, l'abbondanza, assoluta o relativa, di particolari specie o gruppi di specie.

Inoltre, la possibilità di fare previsioni su come una comunità biotica cambia in relazione ad un disturbo, rappresenterebbe uno strumento importante per analizzare uno scostamento dalle condizioni di riferimento. D'altro canto, anche in assenza di disturbi antropici, le dinamiche del plancton sono soggette ad una elevata variabilità naturale, legata ad eventi climatici ed interazioni trofiche (predazione, competizione), col risultato che le condizioni biologiche sono molto difficili da prevedere. In particolare, le variazioni stagionali del fitoplancton possono essere marcate, soprattutto in ambienti con un regime idrologico mutevole e diventa quindi difficile riconoscere una modesta deviazione dalle condizioni di riferimento se non si possiede già un accurato quadro generale della dinamica delle successioni algali in un certo ambiente.

Quindi, quando si tratta di esprimere un giudizio di qualità ecologica basato sulla composizione tassonomica di una comunità fitoplanctonica, l'applicazione della Direttiva 2000/60/CE diviene particolarmente problematica, dovendo descrivere dei sistemi altamente imprevedibili, come quelli fitoplanctonici. A questo proposito le affermazioni dei maggiori studiosi di ecologia delle comunità fitoplanctoniche non sono incoraggianti: come scriveva HARRIS (1980) oltre venti anni fa, è quasi impossibile prevedere il risultato di una

successione fitoplanctonica. In tempi più recenti, REYNOLDS (1997; 1999), pur sottolineando che più di una variabile ambientale è in gioco quando una specie viene attivamente selezionata, ritiene, tuttavia, che la dominanza di una specie non sia un evento casuale, ma sia condizionato dalle caratteristiche ecofisiologiche di quelle specie destinate a diventare dominanti. Ne consegue che, per poter fare previsioni sulla comparsa o scomparsa di specie in una comunità algale, è necessario possedere conoscenze approfondite sull'autoecologia degli organismi coinvolti. Come verrà discusso nel paragrafo successivo, le informazioni attualmente disponibili al riguardo sono relativamente scarse e, in alcuni casi, contraddittorie.

### TROFIA ED ASSOCIAZIONI FITOPLANCTONICHE

Il primo a notare che ambienti lacustri con un diverso contenuto di nutrienti ospitavano comunità fitoplanctoniche differenti fu NAUMANN (1919), il quale aveva individuato quelle che lui stesso definì *oligotrophic* ed *eutrophic plankton formations*. Qualche anno più tardi, lo stesso NAUMANN (1931) propose una suddivisione di organismi algali nelle due formazioni, non tanto in termini specifici, quanto piuttosto basata sui generi o su *taxa* superiori. Sebbene incompleta, la classificazione di Naumann conteneva diversi elementi di validità e fu utilizzata come punto di partenza da diversi autori successivi per distinguere le associazioni fitoplanctoniche in ambienti lacustri di varia tipologia, situati in aree geografiche anche molto distanti tra loro. Partendo da queste osservazioni HUTCHINSON (1967) sviluppò il primo schema di associazioni fitoplanctoniche con una suddivisione degli organismi che arrivava, in molti casi, fino alla specie. Alla fine degli anni '70 una ricerca compiuta su 332 laghi nel sud della Svezia (HÖRNSTRÖM, 1981; ROSÉN, 1981), nei quali vennero studiate la composizione delle comunità fitoplanctoniche insieme alle principali variabili chimiche e fisiche, permise di acquisire informazioni preziose sulle preferenze ecologiche di molte specie fitoplanctoniche e di assegnare, con una precisione accettabile, alcune di esse a tipologie ben definite di ambienti lacustri.

All'incirca nello stesso periodo Reynolds, analizzando una lunga serie di dati raccolti nei laghi dell'English Lake District, cominciò a formulare degli schemi di associazioni fitoplanctoniche, caratterizzate dalla presenza di alcuni *taxa* dominanti (REYNOLDS, 1984). Poiché la dominanza di questi organismi è condizionata dall'occorrenza di uno spettro preciso di condizioni trofiche (REYNOLDS, 1997; 1999), essi possono svolgere la funzione di indicatori della qualità ecologica di un ambiente lacustre. Gli schemi di associazione di Reynolds sono stati ulteriormente raffinati nel corso

degli anni, fino alla revisione più recente (REYNOLDS *et al.*, 2002), dove viene proposta una classificazione funzionale del fitoplancton lacustre, individuando delle associazioni algali ben codificate, che riuniscono organismi con proprietà morfologiche e funzionali simili, naturalmente legate alle rispettive preferenze ecologiche. Un esempio della classificazione proposta da Reynolds è riportato nella tabella I. I tipi di associazioni

fitoplanctoniche proposti da Reynolds sono il punto di riferimento principale per gli studiosi di fitoplancton che si interessano di struttura ed evoluzione delle comunità ed un confronto con questo modello è inevitabile e stimolante, anche perchè può riservare delle sorprese, tenendo conto che l'analisi di Reynolds è centrata sulle associazioni algali dei laghi inglesi e non necessariamente è applicabile tal quale ad altre tipolo-

**Tab. I.** Esempio della classificazione funzionale del fitoplancton proposta da Reynolds. Sono riportati i codici che identificano ogni associazione, gli habitat preferenziali e le specie più tipiche che le caratterizzano con le rispettive tolleranze e sensibilità ai fattori chimico-fisici (tratto da REYNOLDS *et al.*, 2002).

Codice	Habitat	Rappresentanti tipici	Tolleranze	Sensibilità
C	Laghi medio-piccoli, eutrofi, mescolati	<i>Asterionella formosa</i> <i>Aulacoseira ambigua</i> <i>Stephanodiscus rotula</i>	Luce, bassi livelli di C	Esaurimento della silice reattiva, stratificazione
P	Epilimnio laghi eutrofi	<i>Fragilaria crotonensis</i> <i>Aulacoseira granulata</i> <i>Closterium aciculare</i>	Scarsità di luce e C	Esaurimento della silice reattiva, stratificazione
T	Epilimni profondi e ben mescolati	<i>Geminella</i> , <i>Mougeotia</i> , <i>Tribonema</i>	Scarsità di luce	Scarsità di nutrienti
S1	Acque torbide e rimescolate	<i>Planktothrix agardhii</i> , <i>Limnothrix redekei</i> , <i>Pseudanabaena</i>	Luce estremamente scarsa	Elevato ricambio delle acque
R	Metalimnio di laghi mesotrofi stratificati	<i>Planktothrix rubescens</i> , <i>P. mougeotii</i>	Luce bassa, forte segregazione	Instabilità

**Tab. II.** Preferenze trofiche di alcune specie comunemente diffuse, secondo le indicazioni riportate dagli autori citati in tabella. Le sigle indicano, rispettivamente: O = Oligotrofia; M = Mesotrofia; E = Eutrofia.

Specie	HUTCHINSON1967	HÖRNSTRÖM1981	ROSÉN1981	REYNOLDS <i>et al.</i> 2002	SALMASO <i>et al.</i> 2003
<i>A. spiroides</i> , <i>A. circinalis</i>	E	E	E		
<i>Anabaena flos-aquae</i>		O	O	M-E	
<i>Aphanizomenon sp.</i>	E	E	E	E	M-E
<i>Asterionella sp.</i> , <i>A. formosa</i>	O	O-M	O-M	E	O-M
<i>Aulacoseira distans</i>	O	O	O		
<i>Aulacoseira granulata</i>		E	E	E	O-M
<i>Ceratium hirundinella</i>	O	O-M	M-E	E	O-M
<i>Cyclotella spp.</i>	O		O	O	O-M
<i>Dinobryon spp.</i>	O	O-M	O-M		O
<i>Fragilaria crotonensis</i>	O-E	M	E	E	O-M
<i>Microcystis sp.</i>	E	E	E	E	
<i>Oocystis sp.</i> , <i>O. submarina</i>	O	O		O	E
<i>Planktothrix agardhii</i>		O-M	E	M-E	O-M
<i>Planktothrix rubescens</i>				M	O-M
<i>Scenedesmus sp.</i>	E	M	E	E	E
<i>Snowella lacustris</i>		O	O		O-M-E
<i>Stephanodiscus spp.</i>	O		E	E	O-M
<i>T. flocculosa</i> , <i>T. fenestrata</i>	O	O	O		O-M
<i>Uroglana sp.</i> , <i>U. americana</i>	O	O-M		O	O

gie di ambienti lacustri. A titolo di esempio, nella tabella II vengono presentate le preferenze trofiche di alcune specie algali molto diffuse, incluse nelle associazioni descritte da HUTCHINSON (1967), HÖRNSTRÖM (1981), ROSÉN (1981) e REYNOLDS *et al.* (2002). Nell'ultima colonna compaiono i risultati relativi alle preferenze trofiche di alcune specie rinvenute nei laghi profondi subalpini italiani (Garda, Iseo, Como, Maggiore e Lugano), secondo uno studio condotto da SALMASO *et al.* (2003). Dal confronto emergono numerose analogie tra le differenti classificazioni, come nel caso di *Microcystis* spp. e *Aphanizomenon* spp., sempre assegnate ad ambienti eutrofici, o *Cyclotella* spp., *Dinobryon* spp., *Uroglena* spp. e *Tabellaria fenestrata/flocculosa*, comunemente riconosciute come indicatrici di ambienti a bassa trofia. D'altro canto, accanto a questi, vi sono anche alcuni esempi contraddittori, come *Asterionella* sp., *A. formosa* ed *Anabaena flos-aquae*, indicate da REYNOLDS *et al.* (2002) come specie di acque eutrofe, contrariamente a quanto riportano gli altri autori, oppure *Fragilaria crotonensis*, solitamente descritta come tipico rappresentante di ambienti eutrofici o meso-eutrofici, eppure spesso dominante in alcuni laghi profondi subalpini italiani oligo- o mesotrofici. Una indicazione analogamente contrastante, ma in senso opposto, viene anche dalla posizione di *Oocystis* sp. ed *Oocystis submarina* (Tab. II). Infine vi sono le specie che presentano una difficile collocazione trofica, come *Ceratium hirundinella* e *Planktothrix agardhii*.

In generale, gli sforzi rivolti a definire delle associazioni fitoplanctoniche in relazione alle esigenze ecologiche delle diverse specie, non sono sfociati nella produzione di un indice di qualità ecologica basato sul fitoplancton, fatta eccezione per l'indice trofico proposto da HÖRNSTRÖM (1981), che associa la frequenza di comparsa di una certa specie ad un numero, detto indice della specie: questo rappresenta l'affinità trofica, calcolata a partire dalla presenza della specie in ambienti con trofia differente, dove il biovolume medio viene preso come parametro indicatore dello stato trofico. Maggiore è l'indice della specie, maggiore è la sua affinità per ambienti eutrofici. Una volta definiti questi parametri, l'indice viene calcolato come segue:

$$I_L = \Sigma (f I_s) / \Sigma f$$

dove:

$I_s$  = Indice della specie S;

f = frequenza della specie S (1-5) sulla frazione di campione esaminato;

1 = singolo individuo;

2 = 2-10 individui;

3 = 10 - 40 individui;

4 = 40 - 200 individui;

5 = >200 individui.

Purtroppo non si trovano, nella letteratura scientifica, esempi di applicazione di questo indice ed è difficile valutarne l'affidabilità. Oltre a mostrare una variabilità elevata in corrispondenza di un intervallo di biovolume che varia tra 0,1 e 0,8 mm<sup>3</sup> L<sup>-1</sup> circa (per esempio, con un biovolume di fitoplancton di 0,3 mm<sup>3</sup> L<sup>-1</sup> l'indice varia tra 12 e 51), l'indice presenta dei limiti al suo utilizzo, come riconosce lo stesso Hörnström: in particolare potrebbe essere poco attendibile in acque in cui è recente l'inizio di una evoluzione trofica, dove cambia il volume del fitoplancton ma non cambia la composizione specifica, oppure in acque dove la composizione del fitoplancton è alterata da inquinamenti indipendenti dall'eutrofizzazione. Inoltre, l'uso dell'indice può essere problematico in casi in cui l'identificazione tassonomica delle specie dominanti è particolarmente difficoltosa.

### ESPERIENZE DI RICERCA SUI LAGHI ITALIANI

Il CNR – Istituto per lo Studio degli Ecosistemi di Pallanza (già Istituto Italiano di Idrobiologia) raccoglie da oltre 60 anni dati scientifici sulle comunità fitoplanctoniche di molti ambienti lacustri italiani, che vanno dai laghi alpini d'alta quota, ai grandi laghi subalpini, ai piccoli bacini poco profondi del distretto subalpino, ai laghi vulcanici: lo spettro trofico è stato ampiamente coperto in tutte le sue sfaccettature. Per alcuni di questi ambienti esistono serie storiche decennali: solo per citare alcuni esempi, il Lago Maggiore viene ininterrottamente studiato dal 1978, il Lago d'Orta dal 1984, il Lago di Candia dal 1985. Tuttavia, questa grande quantità di informazioni disponibili sulla struttura e la dinamica del fitoplancton appare, in molti casi, insufficiente per individuare con precisione le comunità di riferimento in ambienti a tipologia differente e, soprattutto, per individuare con sicurezza gli scostamenti rispetto alla composizione specifica di riferimento nel momento in cui questi si presentano. Le ricerche condotte hanno però messo in evidenza alcune proprietà generali degli ecosistemi lacustri, che potrebbero aiutarci a capire se i dati di cui disponiamo possono essere utilizzati per definire degli indici di qualità basati sul fitoplancton. È ormai piuttosto chiaro che i grandi laghi profondi e quelli piccoli e poco profondi hanno modalità e tempi di risposta molto differenti rispetto ad una perturbazione esterna. I laghi grandi e profondi solitamente mostrano una maggiore resistenza ai disturbi, sia su scale temporali brevi che lunghe. In questo tipo di sistemi è dunque più facile che si creino le condizioni che permettono ad una specie di colonizzare l'ambiente e divenire eventualmente dominante. Per questo motivo la successione fitoplanctonica può, con elevata probabilità, ripetersi con modalità simili da

un anno all'altro. Il fatto che i laghi profondi subalpini mostrino una composizione specifica simile per quanto riguarda il gruppo delle specie dominanti (RUGGIU, 1983; AMBROSETTI *et al.*, 1992), sembra confermare l'ipotesi precedente. Ulteriori conferme vengono dalle osservazioni condotte nei laghi profondi a nord delle Alpi, dove, nell'arco di diversi anni ed anche a fronte di cambiamenti trofici, sono risultate dominanti sostanzialmente le stesse specie rinvenute nei laghi profondi subalpini italiani: per esempio, nel Lago di Costanza (KÜMMERLIN, 1998), il periodo primaverile è caratterizzato dalla presenza delle diatomee pennate (*Asterionella formosa*, *Fragilaria crotonensis*), analogamente a quanto si osserva nei laghi di Como (BUZZI, 2002), di Garda (SALMASO, 2002) e Maggiore (MORABITO *et al.*, 2002); mentre in estate è frequente ritrovare un'associazione in cui sono dominanti *Planktothrix rubescens* e/o *Fragilaria crotonensis*, come evidenziato nei laghi di Costanza (LINDENSCHMIDT e CHORUS, 1998) e Zurigo (MICHELETTI *et al.*, 1998), oltre che nei laghi di Como (BETTINETTI *et al.*, 2000), Garda (SALMASO, 2000) e Maggiore (MORABITO *et al.*, 2003). Una recente analisi delle associazioni fitoplanctoniche in alcuni dei laghi profondi subalpini italiani (Garda, Iseo, Como, Maggiore, Lugano) (MORABITO *et al.*, 2002; 2003) condotta per la prima volta su un identico intervallo temporale (tra il 1995 ed il 2000) e su campioni prelevati ed esaminati con modalità confrontabili, ha permesso di ottenere importanti indicazioni sul fitoplancton di questi ambienti. Innanzitutto si è verificato che la successione stagionale può verificarsi con modalità molto simili e ripetibili da un anno all'altro: a titolo di esempio si riporta nella tabella III la successione stagionale delle specie dominanti osservata nel Lago Maggiore tra il 1995 ed il 1999, da cui emerge chiaramente che molte delle specie rappresentative compaiono con regolarità nei diversi momenti dell'anno, tanto che appare possibile individuare delle associazioni tipiche dei diversi momenti stagionali. Inoltre, un confronto sinottico tra i cinque laghi esaminati (SALMASO *et al.*, 2003) ha permesso di classificare le specie più importanti in relazione al gradiente trofico di questi ambienti, fornendo un quadro complessivo delle rispettive esigenze ecologiche.

Dunque, se, da un lato, la ricerca sembra fornire indicazioni promettenti per caratterizzare una comunità di riferimento relativamente ai laghi profondi, dall'altro lato ottenere questo risultato per altre tipologie di ambienti appare piuttosto difficoltoso: infatti, i laghi piccoli e/o soggetti ad un regime idrologico molto dinamico, rispondono più rapidamente a variazioni di fattori alloctoni. Inoltre, questi ambienti, proprio a causa della loro bassa resistenza al disturbo, mostrano spesso una elevata variabilità interannuale per quanto

riguarda la struttura delle comunità algali. Infine, i laghi poco profondi hanno spesso un regime termico peculiare che determina, in estate, la separazione di strati d'acqua epi- ed ipolimnetici, con caratteristiche chimiche e biologiche che possono essere molto diverse tra loro: in questi casi possono coesistere nello stesso ambiente due comunità algali con caratteristiche molto diverse.

Nella tabella IV sono riportati gli elenchi delle specie dominanti ritrovate in tre anni consecutivi di studio sull'eutrofo Lago di Alserio, un lago piccolo e poco profondo situato in Brianza, tra i due rami del Lago di Como: come si può notare, il numero delle specie significative è spesso elevato, indicazione del fatto che anche ambienti con trofia alta, ma non estrema, possono mostrare una elevata biodiversità. Tuttavia, è facile osservare come siano relativamente poche le specie che si ripresentano periodicamente da un anno all'altro (quelle evidenziate in grigio), contrariamente a quanto si osserva per il Lago Maggiore (si veda la tabella III), a conferma della variabilità interannuale delle comunità algali nei piccoli ambienti e della difficoltà di identificare delle precise associazioni trofiche.

In conclusione, i dati disponibili per i laghi italiani confermano alcuni limiti generali legati alla possibilità di utilizzare le alghe planctoniche come bioindicatori. In primo luogo, pochi laghi dispongono di serie storiche sufficientemente lunghe per valutarne l'evoluzione trofica e, di conseguenza, è difficile stabilire le condizioni di riferimento per la maggior parte delle tipologie di ambienti lacustri. Le ricostruzioni paleolimnologiche, attraverso l'analisi dei sedimenti lacustri, possono, almeno in parte, aiutare a capire quale fosse la struttura di comunità nei decenni passati (per esempio si veda RYVES *et al.*, 1996), ma l'informazione che si ottiene è rappresentativa solo per quegli organismi algali che lasciano tracce fossili (tipicamente diatomee e crisoficee). Le informazioni disponibili sulle preferenze trofiche di molte specie sono carenti e questo impedisce di associare con certezza un organismo ad un certo spettro di caratteristiche trofiche. Infine, mancano in letteratura esempi di associazioni fitoplanctoniche pienamente confrontabili con i nostri laghi: gli schemi attualmente più completi (REYNOLDS *et al.*, 2002) fanno riferimento, prevalentemente, a laghi diversi da quelli italiani per caratteristiche morfologiche, chimico-fisiche e climatiche.

## SVILUPPI E RICERCHE FUTURE

Una valutazione delle richieste avanzate dalla Direttiva 2000/60/CE e delle informazioni oggi disponibili sulle comunità fitoplanctoniche degli ambienti lacustri italiani, porta ad individuare alcune di quelle che potrebbero essere le future linee di ricerca sul fitoplan-

**Tab. III.** Associazioni fitoplanctoniche nel Lago Maggiore negli anni 1995-1999. Sono riportate le specie dominanti (BV>10%, in grassetto), sub-dominanti (5%<BV<10%, sottolineate) ed importanti (BV<5%). Evidenziate le specie presenti in più anni nella stessa stagione. Le specie sono abbreviate come segue: Pla. rub., *Planktothrix rubescens*; Osc. lim., *Oscillatoria limnetica*; Aul.isl.hel., *Aulacoseira islandica* morf. *helvetica*; Lim. sp., *Limnothrix* sp.; Mal. cau., *Mallomonas caudata*; Aul. amb., *Aulacoseira ambigua*; Cer. hir., *Ceratium hirundinella*; Rho. min., *Rhodomonas minuta*; Rho. lac., *Rhodomonas lacustris*; Rhi. eri., *Rhizosolenia eriensis* var. *morsa*; Dia. ten., *Diatoma tenuis*; Fra. cro., *Fragilaria crotonensis*; Mou. sp., *Mougeotia* sp.; Aph. cla., *Aphanothece clathrata*; Cyc. com., *Cyclotella comensis*; Gym. sp., *Gymnodinium* sp.; Ast. for., *Asterionella formosa*; Cry. ero., *Cryptomonas erosa*; Sno. lac., *Snowella lacustris*; Ste. par., *Stephanodiscus parvus*; Chr. par., *Chrysochromulina parva*; Cyc. sp., *Cyclotella* sp.; Cry. sp., *Cryptomonas* sp.; Aph. flo., *Aphanothece floccosa*; Uro. ame., *Uroglena americana*; Din. soc., *Dinobryon sociale*; Chroo. sp., *Chroococcus* sp.; Sph. sch., *Sphaerocystis Schroeteri*; Gym. hel., *Gymnodinium helveticum*; Mon. cir., *Monoraphidium circinale*; Mon. con., *Monoraphidium contortum*; Ochro. sp., *Ochromonas* sp.; Aph. sp., *Aphanocapsa* sp.; Aph. del., *Aphanocapsa delicatissima*; Cyc. pra., *Cyclotella prae-termisa*; Tha. pse., *Thalassiosira pseudonana*; Cyc. com./gor., *Cyclotella comensis/gordonensis*; Tab. flo., *Tabellaria flocculosa*; Per. wil., *Peridinium williei* (da MORABITO *et al.*, 2002).

	Inverno (1 gen-15 mar)	Primavera I (15 mar-15 mag)	Primavera II (15 mag-30 giu)	Estate I (luglio)	Estate II (1 ago-30 set)	Autunno (1 ott-31 dic)
1995	<b>Pla. rub.</b> <b>Osc. lim.</b> <u>Aul.isl.hel.</u> <u>Lim. sp.</u> Mal. cau. Aul. amb. Cer. hir. Rho. min. Rho. lac. Rhi. eri. Dia. elo.	<b>Pla. rub.</b> Dia. elo. <u>Osc. lim.</u> <u>Aul.isl.hel.</u> <u>Cer. hir.</u> Aul. amb. Fra. cro. Mou. sp.	<b>Pla. rub.</b> <b>Fra. cro.</b> Dia. elo. Osc. lim.	<b>Pla. rub.</b> <b>Fra. cro.</b> Dia. elo. <u>Osc. lim.</u> Mou. sp.	<b>Dia. elo.</b> <u>Cer. hir.</u> <u>Osc. lim.</u> Mou. sp. Fra. cro. Aph. cla. Cyc. com. Gym. sp.	<b>Ast. for.</b> <b>Pla. rub.</b> <b>Dia. elo.</b> <u>Gym. hel.</u> <u>Cry. ero.</u> <u>Cer. hir.</u> <u>Fra. cro.</u> Mou. sp. Osc. lim. Sno. lac. Rho. min.
1996	<b>Pla. rub.</b> <b>Cer. hir.</b> <u>Ast. for.</u> <u>Rho. lac.</u> <u>Rho. min.</u> <u>Ste. par.</u> Aul.isl.hel. Mou. sp. Fra. cro. Chr. par.	<b>Fra. cro.</b> Dia. elo. <b>Ast. for.</b> <u>Pla. rub.</u> Aul.isl.hel. Osc. lim.	<b>Pla. rub.</b> <b>Cyc. com.</b> <b>Mou. sp.</b> <b>Osc. lim.</b> <u>Cer. hir.</u> <u>Fra. cro.</u> Rho. min. Chr. par. Dia. elo. Cyc. sp.	<b>Osc. lim.</b> <b>Dia. elo.</b> <b>Rhi. eri.</b> <u>Fra. cro.</u> <u>Cyc. com.</u> Pla. rub. Gym. sp. Chr. par.	<b>Osc. lim.</b> <u>Cya. pla.</u> <u>Cyc. com.</u> Cer. hir. Cry. sp. Aph. flo. Pla. rub. Lim. sp.	<b>Dia. elo.</b> <b>Pla. rub.</b> <b>Osc. lim.</b> <b>Sno. lac.</b> <u>Rhi. eri.</u> <u>Gym. hel.</u> Fra. cro.
1997	<b>Osc. lim.</b> <b>Ast. for.</b> <b>Rhi. eri.</b> <b>Pla. rub.</b> <u>Rho. min.</u> <u>Rho. lac.</u> Chr. par. Dia. elo.	<b>Dia. elo.</b> <b>Aul. isl. hel.</b> <b>Osc. lim.</b> <u>Mou. sp.</u> <u>Cyc. com.</u>	<b>Osc. lim.</b> <b>Mou. sp.</b> <u>Rho. min.</u> <u>Uro. ame.</u> <u>Chr. par.</u> <u>Cer. hir.</u> D. soc.	<b>Rho. min.</b> <b>Cer. hir.</b> <b>Cry. sp.</b> <b>Chr. par.</b> <u>Gym. hel.</u> Chroo. sp. Sph. sch.	<b>Aph. cla.</b> <b>Fra. cro.</b> <b>Cer. hir.</b> <u>Aph. flo.</u> Cyc. com. Gym. sp.	<b>Rho. min.</b> <b>Gym. hel.</b> <b>Cer. hir.</b> <b>Rho. lac.</b> <u>Aph. cla.</u> Ast. for. Pla. rub.
1998	<b>Ast. for.</b> <b>Cyc. sp.</b> <b>Ste. par.</b> <b>Chr. par.</b> <u>Mon. cir.</u> <u>Rho. min.</u> <u>Ochro. sp.</u> Mon. con.	<b>Lim. sp.</b> <b>Fra. cro.</b> <u>Aph. sp.</u> <u>Ast. for.</u> Ochro. sp. Cyc. sp. Aph. cla. Mon. con.	<b>Aph. sp.</b> <b>Lim. sp.</b> <b>Aph. del.</b> <u>Aph. cla.</u> Pla. rub. Cyc. sp.	<b>Aph. cla.</b> <b>Aph. flo.</b> <b>Aph. del.</b> Pla. rub. Aph. sp. Cyc. pra.	<b>Aph. cla.</b> <b>Aph. flo.</b> <b>Aph. del.</b> Pla. rub. Aph. sp. Cyc. pra.	<b>Pla. rub.</b> <b>Rho. min.</b> <u>Tha. pse.</u> <u>Aph. sp.</u> <u>Ochro. sp.</u> <u>Sno. lac.</u> <u>Chr. par.</u>
1999	<b>Cyc. com./gor.</b> <b>Rho. min.</b> <b>Pla. rub.</b> <u>Aul. isl. hel.</u> <u>Fra. cro.</u> <u>Ast. for.</u> Rho. lac.	<b>Aul. isl. hel.</b> <b>Cyc. com./gor.</b> <u>Fra. cro.</u> <u>Ast. for.</u>	<b>Ast. for.</b> <b>Tab. flo.</b> <b>Fra. cro.</b> <b>Aul. isl. hel.</b>	<b>Tab. flo.</b> <u>Fra. cro.</u> <u>Pla. rub.</u> Rho. min. Chr. par. Cry. sp. Dia. elo. Gym. hel.	<b>Cyc. com./gor.</b> <u>Sno. lac.</u> <u>Fra. cro.</u> <u>Cer. hir.</u> <u>Pla. rub.</u> <u>Lim. sp.</u> <u>Gym. sp.</u> <u>Rho. min.</u> Ast. for. Chr. par. Din. soc.	<b>Mal. cau.</b> <b>Pla. rub.</b> <b>Rho. min.</b> <b>Fra. cro.</b> <u>Cer. hir.</u> Cry. ero. Gym. hel. Per. wil. Cyc. com./gor. Sno. lac.

**Tab. IV.** Associazioni fitoplanctoniche nel Lago di Alserio nel periodo 2000-2002. Sono riportate le specie dominanti (BV>10%, in grassetto), sub-dominanti (5%<BV<10%, sottolineate) ed importanti (BV<5%). Evidenziate le specie presenti in più anni nella stessa stagione. Le specie sono abbreviate come segue: Cyc. oce., *Cyclotella ocellata*; Chlor. sp., *Chlorella* sp.; Ste.han., *Stephanodiscus hantzschii*; Chro. sp., *Chroomonas* sp.; C.ero.ref, *Cryptomonas erosa* var. *reflexa*; Sch.set., *Schroederia setigera*; Ooc.lac., *Oocystis lacustris*; Mel.var., *Melosira varians*; Cry.ova., *Cryptomonas ovata*; Ooc.bor., *Oocystis borgei*; Clo.acu., *Closterium acutum*; Kata sp., *Katablepharis* sp.; Din.div., *Dinobryon divergens*; Ela.gel., *Elakatothrix gelatinosa*; Pan.mor., *Pandorina morum*; Wor.nae., *Woronichinia naegeliana*; Pha.len., *Phacotus lenticularis*; Kat.ova., *Katablepharis ovalis*; Mer.ten., *Merismopedia tenuissima*; Ank.anc., *Ankyra ancora*; Mer.hya., *Merismopedia hyalina*, Ooc.nae., *Oocystis naegeli*; Per.wil., *Peridinium willei*; Sce.obt., *Scenedesmus obtusus*; Coe.mic., *Coelastrum microporum*; Phor.sp., *Phormidium* sp.; Pseu. sp., *Pseudanabaena* sp.; Ana.vig., *Anabaena viguieri*; Ach.lan., *Achnantes lanceolata*; Mic.aer., *Microcystis aeruginosa*; Cor.cho., *Coronastrum chodatii*; Meris.sp., *Merismopedia* sp.; Ana.flo., *Anabaena flos-aquae*; Cry.obo., *Cryptomonas obovoidea*; Cry.fas., *Cryptomonas faseolus*; Chlam.sp., *Chlamydomonas* sp.; Micr.sp., *Microcystis* sp.; Sce.lin., *Scenedesmus linearis*; Sta.gra., *Staurastrum gracile*; Sce.qua., *Scenedesmus quadricauda*; Tet.alt., *Tetrachlorella alternans*; Spi.jen., *Spirulina jenneri*; Mer.mar., *Merismopedia marssonii*; Lyng. sp., *Lyngbya* sp.; Coe.sph., *Coelastrum sphaericum*; Cer.fur., *Ceratium furcoides*; Aphan. sp., *Aphanothece* sp.; Leptol.sp., *Leptolyngbya* sp.; Coe.ret., *Coelastrum reticulatum*; Mal.aca., *Mallomonas acaroides*; Lepo.sp., *Lepocinclis* sp.; Mic.wes., *Microcystis wesembegii*; Coe.pol., *Coelastrum polychordum*. Per le altre specie, si veda Tabella III.

	Inverno (1 gen-31 mar)	Primavera (1 apr-30 giu)	Inizio Estate (luglio)	Tarda Estate (1ago-30 set)	Autunno (1 ott-31 dic)
<b>2000</b>	<b>Ste. par.</b>	<b>Cyc. oce.</b>		<b>Cer. hir.</b>	<b>Mal. cau.</b>
	<b>Cyc. oce.</b>	<b>Sch. set.</b>		<b>Cyc. oce.</b>	<b>Cyc. oce.</b>
	<b>Chlor. sp.</b>	<b>Ooc. lac.</b>		<b>Mer. ten.</b>	<b>Ast. for.</b>
	<u>Ste. han.</u>	<b>Cer. hir.</b>		<u>Sph. sch.</u>	<b>Cry. ero.</b>
	<u>Crv. ero.</u>	<u>Ooc. bor.</u>		<u>Cry. ero.</u>	<b>Mer. ten.</b>
	Rho. min.	<u>Cry. ero.</u>		Aph. flo.	<b>Coe. ret.</b>
	Chro. sp.	<u>Sph. sch.</u>		Chlam. sp.	<u>Wor. nae.</u>
	C.ero. ref.	Mer. ten.		Cryp. sp.	Mal. aca.
		Rho. min.		Ooc. lac.	Lepo. sp.
		Chlor. sp.		Mer.hya.	<u>Aph. flo.</u>
		Ank. anc.		Per. wil.	Mic. aer.
		Chro. sp.		Micr. sp.	Sta. gra.
		Pla. rub.		Ana. vig.	Chlo. sp.
		Mer.hya.		Sce. lin.	Per. wil.
	Ooc. nae.		Sta. gra.	<u>Ooc. lac.</u>	
	Ast. for.		Sce. qua.		
	Per. wil.		Tet. alt.		
	Sce. obt.				
	Coe. mic.				
<b>2001</b>	<b>Cry. ero. ref.</b>	<b>Sph. sch.</b>	<b>Mer. ten.</b>	<b>Mer. ten.</b>	<b>Mic aer.</b>
	<b>Cyc. oce.</b>	<b>Mer. ten.</b>	<b>Mer.hya.</b>	<b>Mer.hya.</b>	<b>Wor. nae.</b>
	<b>Aph. flo.</b>	<b>Phor. sp.</b>	<b>Phor. sp.</b>	<b>Sph. sch.</b>	<b>Mic. wes.</b>
	<b>Rho.min.</b>	<u>Pla. rub.</u>	Sph. sch.	Aph. flo.	Ana. flo.
	<b>Sch. set.</b>	Ooc. lac.	Pla. rub.	Ooc. lac.	Pannus sp.
	<b>Ooc. lac.</b>	Aph. flo.	Spi. jen.	Cyc. oce.	Ana. vig.
	<u>Mel. var.</u>	Cyc. oce.	Mer. mar.	Lyng. sp.	
	<u>Cry. ova.</u>	Pseu. sp.	Aph. flo.	Chlam. sp.	
	<u>Ooc. bor.</u>	Ana. vig.	Ana. vig.	Sce. lin.	
	Sph. sch.	Sce. obt.	Cyc. oce.	Ana. vig.	
	Clo. acu.	Cry ero.		Coe. sph.	
Kata. sp.					
Din. div.					
<b>2002</b>	<b>Ela. gel.</b>	<b>Ach. lan.</b>	<b>Rho. min.</b>	<b>Meris. sp.</b>	<b>Wor. nae.</b>
	<b>Pan. mor.</b>	<b>Mic. aer.</b>	<b>Sph. sch.</b>	<b>Aphan. sp.</b>	<b>Cyc. oce.</b>
	<b>Wor. nae.</b>	<b>Cor. cho.</b>	Cer. fur.	<b>Mer. ten.</b>	<u>Coe. pol.</u>
	<u>Rho. min.</u>	<b>Meris. sp.</b>	Kat. ova.	<b>Mic. aer.</b>	<u>Aph. flo.</u>
	Ast. for.	Rho. min.	Mer. ten.	<u>Aph. flo.</u>	Ooc. lac.
	Ste. par.	Pha. len.	Rho. lac.	<u>Apha. sp.</u>	
	Pha. len.	Ana. flo.	Ana. flo.	Leptol. sp.	
	Kat. ova.	Ela. gel.	Cry. ero. ref.	Wor. nae.	
	<u>Cry. ero.</u>	Cry. obo.	Cer. hir.	Ana. vig.	
		Cry. fas.		Ast. for.	
			Rho. min.		
			Pha. len.		
			Coe. pol.		

cton per poter utilizzare le alghe come bioindicatori con un buon livello di affidabilità.

Innanzitutto è necessario procedere ad una analisi dettagliata delle associazioni fitoplanctoniche in laghi con caratteristiche diverse: tale analisi, almeno in una fase iniziale, potrebbe prendere in considerazione i dati disponibili in letteratura, per cominciare a tracciare un quadro delle comunità algali in diverse tipologie di ambienti lacustri, associando specie e condizioni trofiche.

In seguito, sarà necessario sviluppare dei criteri oggettivi, anche attraverso l'utilizzo di parametri e test statistici, per poter stabilire in quali condizioni una comunità algale è significativamente diversa da quella individuata per le condizioni di riferimento: quante specie considerare nel confronto? Quanti individui conteggiare per le specie rappresentative? A quale livello di abbondanza e/o biovolume proporzionale arrivare? Quali metodi statistici utilizzare per confrontare due campioni?

Inoltre sarà necessario individuare alcune specie sensibili e/o resistenti ai fattori critici di pressione

antropica (per es. eutrofizzazione, acidificazione): a tal fine, oltre all'esame della letteratura, potrebbe essere utile un monitoraggio degli effetti dovuti ad inquinamento sulla struttura delle comunità algali.

Le indicazioni raccolte attraverso queste indagini potranno rappresentare un valido punto di partenza per la costruzione di indici quantitativi basati sulla presenza/assenza di specie fitoplanctoniche indicatrici.

In chiusura, mi sembra significativo riportare un'osservazione di IRVINE *et al.* (2000), che in un rapporto della Environmental Protection Agency irlandese, relativo alla organizzazione delle attività di monitoraggio e ricerca per l'applicazione della Direttiva 2000/60/CE, rilevano che l'introduzione della WFD potrebbe imporre richieste eccessive per risorse in gran parte limitate e, inoltre, che la pianificazione, la ricerca ed il monitoraggio associati con l'applicazione della WFD potranno essere difficilmente soddisfatti con le risorse umane e finanziarie disponibili in Irlanda.

È lecito pensare che questa considerazione possa valere anche al di fuori dei confini irlandesi ...

## BIBLIOGRAFIA

- AMBROSETTI W., BARBANTI L., MOSELLO R., PUGNETTI A., 1992. Limnological studies on the deep southern Alpine lakes Maggiore, Lugano, Como, Iseo and Garda. *Mem. Ist. ital. Idrobiol.*, **50**: 117-146.
- BETTINETTI R., PROVINI A., MORABITO G., 2000. Phytoplankton assemblage structure and dynamics as indicator of the recent trophic and biological evolution of the western basin of Lake Como (N. Italy). *Hydrobiologia*, **435**: 177-190.
- BUZZI F., 2002. Phytoplankton assemblages in two sub-basins of Lake Como. *J. Limnol.*, **61**: 117-128.
- HARRIS G.P., 1980. Temporal and spatial scales in phytoplankton ecology. Mechanisms, methods, models and management. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, **37**: 877-900.
- HÖRNSTRÖM E., 1981. Trophic characterization of lakes by means of qualitative phytoplankton analysis. *Limnologica*, **13**: 249-261.
- HUTCHINSON G.E., 1967. *A Treatise on Limnology. Vol. II. Introduction to lake biology and the limnoplankton*. Wiley & Sons, London, 1115 pp.
- IRVINE K., BOELENS R., FITZSIMMONS J., KEMP A., JOHNSTON P., 2000. *Review of monitoring and research to meet the needs of the EU Water Framework Directive (2000-DS-5-M1), Final Report*. Environmental Protection Agency, Co. Wexford, Ireland, 157 pp.
- KÜMMERLIN R.E., 1998. Taxonomical response of the phytoplankton community of Upper Lake Constance (Bodensee-Obersee) to eutrophication and re-oligotrophication. *Arch. Hydrobiol., Spec. Issues Advanc. Limnol.*, **53**: 109-117.
- LINDENSCHMIDT K.E., CHORUS I., 1998. The effect of water column mixing on phytoplankton succession, diversity and similarity. *J. Plank. Res.*, **20**: 1927-1951.
- MICHELETTI S., SCHANZ F., WALSBY A.E., 1998. The daily integral of photosynthesis by *Planktothrix rubescens* during summer stratification and autumnal mixing in Lake Zürich. *New Phytol.*, **139**: 233-246.
- MORABITO G., RUGGIU D., PANZANI P., 2002. Recent dynamics (1995-1999) of the phytoplankton assemblages in Lago Maggiore as a basic tool for defining association patterns in the Italian deep lakes. *J. Limnol.*, **61**: 129-145.
- MORABITO G., OGGIONI A., PANZANI P., 2003. Phytoplankton assemblage at equilibrium in large and deep subalpine lakes: a case study from Lago Maggiore (N. Italy). *Hydrobiologia*, **502**: 37-48.
- NAUMANN E., 1919. Några synpunkter angående planktons öko-logi. Med särskild hänsyn till fytoplankton. *Svensk. bot. Tidskr.*, **13**: 129-158.
- NAUMANN E., 1931. Limnologische terminologie. In: Abderhalden E. (Ed.), *Handbuch der biologischen Arbeitsmethoden. Teil 8*, Urban & Schwarzenberg, Berlin and Wien, 776 pp.
- REYNOLDS C.S., 1984. Phytoplankton periodicity: the interactions

- of form, function and environmental variability. *Freshwat. Biol.*, **14**: 111-142.
- REYNOLDS C.S., 1997. *Vegetation processes in the pelagic: a model for ecosystem theory*. Ecology Institute, Oldendorf/Luhe, Germany, 371 pp.
- REYNOLDS C.S., 1999. Metabolic sensitivities of lacustrine ecosystems to anthropogenic forcing. *Aquat. Sci.*, **61**: 183-205.
- REYNOLDS C.S., HUSZAR V., KRUK C., NASELLI-FLORES L., MELO S., 2002. Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton. *J. Plankton Res.*, **24**: 417-428.
- ROSÉN G., 1981. Phytoplankton indicators and their relations to certain chemical and physical factors. *Limnologica*, **13**: 263-290.
- 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. *Mem. Ist. ital. Idrobiol.*, **55**: 119-148.
- RUGGIU D., 1983. Caratteristiche e comportamento del fitoplancton nei laghi profondi sudalpini. In: Ambrosetti W., Barbanti L., Mosello R., Rolla A., Ruggiu D. (eds.), *Mescolamento, caratteristiche chimiche, fitoplancton e situazione trofica nei laghi profondi sudalpini*. C.N.R. AQ/2/20: 105-145.
- SALMASO N., 2000. Factors affecting the seasonality and distribution of cyanobacteria and chlorophytes: a case study from the large lakes south of the Alps, with special reference to Lake Garda. *Hydrobiologia*, **438**: 43-63.
- SALMASO N., 2002. Ecological patterns of phytoplankton assemblages in Lake Garda: seasonal, spatial and historical features. *J. Limnol.*, **61**: 95-115.
- SALMASO N., MORABITO G., MOSELLO R., GARIBALDI L., SIMONA M., BUZZI F., RUGGIU D., 2003. A synoptic study of phytoplankton in the deep lakes south of the Alps (lakes Garda, Iseo, Como, Lugano and Maggiore). *J. Limnol.*, **62**: 207-227.



# La comunità fitoplanctonica del lago Sirio di Ivrea

Mario Pannocchia<sup>1\*</sup>, Francesca Bona<sup>2</sup>, Albino Defilippi<sup>1</sup>

<sup>1</sup> ARPA Piemonte, Dipartimento di Ivrea, Via Jervis, 30 – 10015 IVREA (TO)

<sup>2</sup> Università degli Studi di Torino, Dipartimento di Biologia Animale, via Accademia Albertina, 13 - Torino

\* Referente per la corrispondenza: m.pannocchia@arpa.piemonte.it

## RIASSUNTO

Il lago Sirio è un piccolo lago prealpino, relativamente profondo e con un tempo di ricambio delle acque elevato. È un lago dimittico e, nel periodo di stratificazione, l'epilimnio si presenta con una sovrassaturazione di ossigeno, mentre l'ipolimnio è in completa anossia. I valori di concentrazione dei nutrienti, negli ultimi 10 anni, secondo le tabelle dell'allegato 1 del D. Lgs. 152/99, identificano lo stato ambientale del lago come *pessimo*. Per poter caratterizzare le successioni delle comunità algali sono stati prelevati, dal gennaio 2001 al luglio 2003, con cadenza mensile, campioni a diverse profondità (superficie, 2, 4, 6, 8 e 10 m) nel punto corrispondente alla massima profondità del lago. L'analisi delle dinamiche stagionali delle comunità, confrontati gli andamenti dei parametri chimici, fisici e meteorologici, ha permesso di individuare delle similitudini fra alghe appartenenti ai gruppi delle Dinophyta e delle Conjugatophyceae e fra Crysophyta, Chlorophyta e Cryptophyta, mentre i gruppi delle Euglenophyta e dei Cianobatteri hanno presentato andamenti diversi. La densità totale delle alghe presenti nel lago ha un andamento ciclico, con valori minimi nei mesi invernali e massimi in piena estate. Ad alti valori di densità, corrispondono spesso bassi valori degli indici di Shannon e di Evenness, mentre in presenza di valori medio bassi di densità, i valori di questi due indici tendono a salire, sottolineando come alcuni fattori ambientali favoriscano l'instaurarsi di fioriture monospecifiche.

PAROLE CHIAVE: Fitoplancton / successioni stagionali / parametri ambientali / indici di biodiversità

## Phytoplankton Community in Sirio lake

Sirio lake is a small prealpine lake, rather deep with a long resident time. It is a dimictic lake and during the summer stratification the epilimnion is oversaturated of dissolved oxygen, while the hypolimnion is completely anoxic. Nutrients concentration values, in the last decade, following the limits of D. Lgs. 152/99, place this lake in the worse quality class. In the aim of characterizing the phytoplanktonic community, samples were collected monthly at different depths (surface, 2, 4, 6, 8 and 10 m) in the site correspondent at the maximum deep of the lake. The study of seasonal dynamics of the algal community, compared with dynamic of chemical, physical and meteorological parameters, shows similarities between algae owing to taxa of Dinophyta and Conjugatophyceae and between Crysophyta, Chlorophyta and Cryptophyta, while Euglenophyta and Cyanobacteria show a different ecological cycle. Total density of phytoplankton community shows highest values in summer and lowest values in winter, but the comparison between these values and the correspondent values of Shannon and Evenness indices remark the role of the environmental conditions in the monospecific blooms.

KEY WORDS: Phytoplankton / seasonal succession / environmental parameters / diversity index

## INTRODUZIONE

In un lago la composizione della comunità planctonica è determinata dalle fluttuazioni di variabili ambientali molto diverse tra loro, quali l'irraggiamento solare e la concentrazione di nutrienti disponibili. La variazione simultanea di questi fattori rende estremamente difficoltosa l'interpretazione e la valutazione dei singoli contributi.

Molti studi hanno evidenziato l'importanza del flusso medio di nutrienti (determinato dallo stato trofico del corpo d'acqua, dall'apporto esterno e dalla rigene-

razione), l'irraggiamento luminoso incidente e la temperatura. STROSS e PEMRICK (1974) hanno dimostrato che le specie di fitoplancton presentavano differenti periodicità diurne di assunzione dei nutrienti e potevano quindi utilizzare lo stesso flusso di nutrienti in modi del tutto diversi.

Lo scopo di questo studio è quello di descrivere come diverse specie riescano a coesistere pur rispondendo con strategie differenti alle fluttuazioni dell'ambiente in cui vivono, ed è stata pertanto studiata la

relazione tra la successione delle comunità algali, le variazioni dei parametri relativi alle condizioni meteorologiche e le concentrazioni di nutrienti.

Come area di studio è stato individuato il lago Sirio, un piccolo lago situato all'interno dell'Anfiteatro Morenico di Ivrea, nella parte nord-est della provincia di Torino. La superficie del lago è pari a 0,3 km<sup>2</sup>, la profondità massima 46,5 m, la profondità media 24 m, il tempo teorico di ricambio delle acque 5,7 anni. L'ecoscandaglio utilizzato per i rilievi batimetrici ha potuto inoltre evidenziare uno strato di limo sedimentato che ricopre il fondale in modo non omogeneo sia per spessore che per densità. Il lago Sirio non ha immissari, ed è alimentato dalle acque raccolte nel bacino imbrifero che drenano attraverso i terreni, per lo più boschivi, che lo circondano. L'unico emissario è attivo solo in periodi di intense precipitazioni. Il lago è classificabile dal punto di vista termico come dimittico, con due periodi di completo rimescolamento: il primo in primavera, successivamente allo scioglimento dello strato di ghiaccio che solitamente ricopre il lago in gennaio, e il secondo nel tardo autunno-inverno.

Molti lavori (DEFILIPPI *et al.*, 1997, 2000, 2001; CALDERAIO 1998; DE BERNARDI *et al.*, 1980; RIVA ROVEDA, 1999) concordano nell'individuare una situazione di deterioramento dello stato trofico e, quindi, una lenta evoluzione verso uno stato di eutrofia. Negli ultimi anni le campagne di monitoraggio effettuate annualmente dall'ARPA di Ivrea, evidenziano un rallentamento di questo processo di eutrofizzazione, grazie anche ai recenti lavori di canalizzazione delle condotte fognarie intorno al perimetro del lago.

## MATERIALI E METODI

In questa ricerca sono stati esaminati campioni raccolti mensilmente nel 2001, nel 2002 e nei primi 7 mesi del 2003, a diverse profondità: superficie, 2, 4, 6, 8, 10 metri, nel punto corrispondente alla massima profondità del lago, per un totale di 30 campioni.

I dati relativi alla comunità algale sono stati confrontati con quelli relativi a parametri fisici e chimici, quali: trasparenza, ossigeno disciolto, temperatura, pH, azoto e fosforo. L'analisi della comunità algale è stata effettuata su campioni integrati preparati con aliquote derivanti dai vari campioni, successivamente fissati con una soluzione di Lugol e analizzati con un microscopio invertito modello Zeiss Axiovert 10, in cuvette da 10 mL.

I parametri analizzati sono stati: la densità dei phyla algali, espressa in cell/mL, la biodiversità calcolata con l'indice di Shannon, l'equipartizione calcolata con l'indice di Evenness, la densità delle comunità del fitoplancton, espressa in cell/mL, la radiazione solare totale media relativa ai dati dei 7 giorni precedenti il

campionamento, espressa in W/m<sup>2</sup>, la velocità del vento relativa ai dati medi dei 7 giorni precedenti il campionamento, espressa in m/s, le precipitazioni, considerando la somma dei mm di pioggia relativi ai dati dei 7 giorni precedenti il campionamento, la temperatura media dei primi 10 m della colonna d'acqua, l'ossigeno disciolto calcolando i valori medi nei primi 10 m della colonna d'acqua, espressi in percentuale di saturazione, l'azoto totale (organico + inorganico) in valori medi dei primi 10 m della colonna d'acqua, espressi in mg/L e il fosforo reattivo con i valori medi dei primi 10 m della colonna d'acqua, espressi in µg/L.

Per il riconoscimento sono state utilizzate diverse fonti tra le quali: TIFFANY e BRITTON (1951), BOURELLE (1966, 1968, 1970), HILLEBRAND *et al.* (1999) ANAGNOSTIDIS e KAMAREK (1988) e STREBLE e KRAUTER (1984). Il riconoscimento è stato effettuato a livello di specie; in alcune elaborazioni i dati sono stati raggruppati a livello di phylum. Alcuni studi (WOFSY 1983, BANNISTER e LAWS 1980, HARRIS 1978) sulla capacità delle popolazioni algali di adattarsi alle variazioni delle condizioni ambientali, hanno dimostrato che le caratteristiche del metabolismo e quindi la risposta in termini di crescita cellulare e della popolazione erano correlate alle condizioni ambientali della settimana precedente il prelievo. Per questo motivo i dati sulle condizioni meteo presi in esame in questo studio, corrispondono alla media o alla somma (precipitazioni) dei dati meteo della settimana che ha preceduto il giorno del campionamento.

I dati meteorologici sono derivati da due centraline del Dipartimento ARPA di Ivrea che utilizzano il programma PROMETEO C per la gestione locale dei dati e che montano sensori della meteo Micron, modelli: Pluvb (Pluviometro), Step (Temperatura dell'aria), SVDV.0/2 (Velocità e direzione del vento), PR-PIR 4/20 (Radiazione solare globale) e Sensore meteo EPLAB mod. TUVR (Radiazione ultravioletta). I dati sono presi in continuo ma vengono mediati sull'ora al momento dell'archiviazione con il programma DATA-PRO.

I dati relativi alla composizione della comunità sono stati elaborati mediante la cluster analysis e l'analisi delle componenti principali (CCA: TER BRAAK, 1986). Le elaborazioni statistiche sono state effettuate con i programmi: Microsoft Excel (Office 2000), Systat vers. 10 (SPSS 2000), Biodiversity Pro (MC ALEECE, 1997) e PC-ord (MC CLUNE e MEFFORD, 1999).

## RISULTATI

Per valutare quantitativamente e qualitativamente l'andamento della densità algale e la composizione della comunità, i dati sono stati rappresentati nei diagrammi di figura 1 e 2.

I dati riportati nella figura 1 evidenziano un andamento ciclico del valore di densità totale, con valori minimi corrispondenti ai mesi invernali, e valori massimi in piena estate. Se confrontiamo questi dati con quelli relativi agli indici di biodiversità, notiamo una correlazione inversa. Quindi si può supporre che alcuni fattori ambientali agiscano prevalentemente su alcuni gruppi algali influenzando negativamente l'equilibrio in specie della comunità e provocando l'affermazione di specie dominanti. La ciclicità dei vari anni è meno evidente se si confrontano gli andamenti degli indici di biodiversità (Fig. 2).

Dall'analisi dell'andamento di questi indici si può comunque notare che in diversi mesi il valore dell'indice di Shannon si avvicina a 3, che è ritenuto un valore moderatamente alto (Fig. 2); questo indica che almeno in alcuni periodi la comunità algale del lago presenta un buon livello di biodiversità. Il confronto tra le comunità algali nei mesi di *gennaio* degli anni 2001 e 2003 non evidenzia differenze significative. Il gruppo dominante è quello dei Cianobatteri, mentre gli altri taxa presentano valori di densità molto bassi. Le popolazioni sono risultate complessivamente molto povere sia per numero degli individui, che per numero di specie presenti, come confermato dai valori degli indici di biodiversità. Le condizioni meteorologiche relativamente stabili, nella settimana che ha preceduto il campionamento, unitamente ad alti valori di concentrazione di nutrienti ed in particolare del fosforo, potrebbero essere la causa della fioritura di cianobatteri che, pur non essendo rara, non è tipica di questo periodo dell'anno.

L'analisi dei campionamenti effettuati in *febbraio* nei tre anni, ha evidenziato densità algali molto basse con lievi differenze nella composizione della comunità algale da un anno all'altro, infatti nel 2001 il gruppo dominante è rappresentato dalle Chlorophyta, nel 2002 dalle Cryptophyta e nel 2003 dalle Cyanophyta.

Anche il mese di marzo 2001 è caratterizzato da una bassa densità algale. I valori degli indici di biodiversità, dimostrano una discreta ricchezza in specie ma uno scarso equilibrio nella comunità algale. Il mese di marzo 2002, invece, è caratterizzato da un'alta densità, dovuta essenzialmente al gruppo delle Cyanophyta, con una discreta presenza di Cryptophyta (*Rhodomonas* sp. e *Cryptomonas* sp.).

I campionamenti di *aprile* sono stati preceduti da condizioni meteorologiche simili per tutti e tre gli anni, mentre i dati chimici dimostrano che, a differenza dell'anno precedente, nell'aprile 2002 la colonna d'acqua non si era ancora completamente stratificata. La produzione primaria, nello stesso mese, è dovuta principalmente ad alghe appartenenti al gruppo delle Chlorophyta, anche se si registra una significativa presenza di Crysophyta e Cryptophyta. La comunità è equilibra-

ta, come dimostrano i valori degli indici di biodiversità. Il mese di *maggio* evidenzia importanti differenze nella struttura delle comunità algali. I valori più alti di densità, relativi agli anni 2001 e 2002 sono dovuti, in entrambi i casi, principalmente al gruppo dei Cianobatteri, che dominano la popolazione dei due campioni. La scarsa presenza di cellule appartenenti a questo gruppo nel maggio 2002, favorisce un equilibrio maggiore tra le specie, e quindi un significativo miglioramento dei valori degli indici di biodiversità misurati. Per quanto riguarda le condizioni meteorologiche, l'unico dato che si differenzia nei tre mesi considerati, è quello relativo alle precipitazioni, che registra un valore relativamente alto nel mese di maggio 2002. I dati chimici mostrano condizioni equiparabili per i mesi di maggio del 2002 e 2003, mentre il campione di maggio del 2001 si differenzia per una concentrazione di fosforo reattivo minore. Per quanto riguarda i mesi di *giugno* 2001 e 2003, questi indici evidenziano una situazione particolarmente positiva in termini di diversità tra taxa ed equilibrio nella composizione della comunità, con

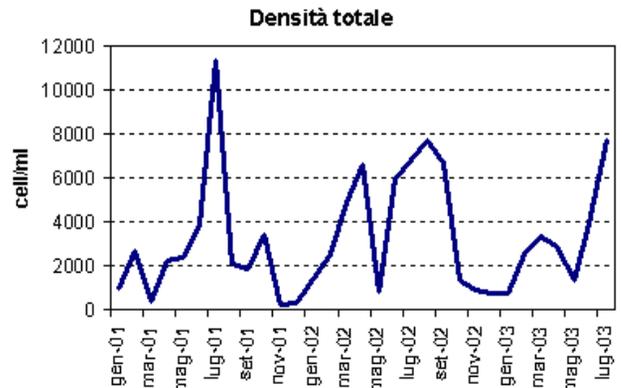


Fig. 1. Fluttuazioni mensili della densità totale, espressa in cell/mL della popolazione algale nel periodo gennaio 2001-luglio 2003.

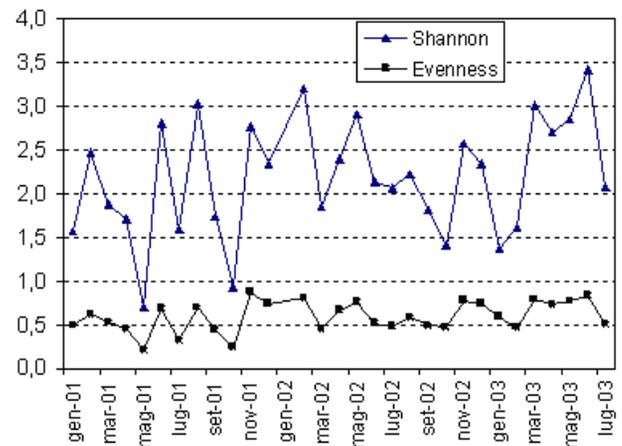


Fig. 2. Fluttuazioni mensili dei valori degli indici di Shannon e Evenness, nel periodo gennaio 2001-luglio 2003.

valori di densità molto simili. Le condizioni meteo sono equivalenti per alcuni parametri; solo il dato relativo alle precipitazioni nel mese di giugno 2001 è significativamente più basso degli altri. Per quanto riguarda i dati chimici, si registra una notevole differenza nelle concentrazioni dei nutrienti e dell'ossigeno disciolto e nei rapporti tra questi valori. I dati di densità fitoplanctonica relativi ai mesi di *luglio*, mostrano una netta dominanza di Cianobatteri, com'è tipico dei mesi estivi in laghi soggetti a lunghi periodi di stratificazione termica. Nel campione di luglio 2001 questa dominanza è ancora più accentuata. Lo stesso campione presenta una densità complessiva estremamente elevata, che è doppia rispetto a quella determinata negli anni successivi, e tale abbondanza è dovuta quasi esclusivamente ai Cianobatteri.

Nell'*agosto* dell'anno 2001 la scarsa densità dei Cianobatteri ha favorito una maggior ricchezza in numero di specie e quindi un discreto equilibrio nella comunità, come testimoniato dai relativi valori degli indici utilizzati, mentre gli stessi indici descrivono una situazione molto differente, sostanzialmente peggiore, nell'anno successivo.

La situazione riscontrata nel mese precedente, sembra essersi mantenuta nel mese di *settembre*. La netta dominanza del gruppo dei Cianobatteri dell'*agosto* 2002, diventa ancora più marcata nel mese di settembre e i dati dimostrano che anche nel 2001 la biodiversità nella comunità di agosto si è evoluta nello stesso modo, anche se il gruppo più rappresentato, in questo caso è quello delle Clorophyta. Queste dominanze nelle popolazioni algali sono evidenziate con il calcolo degli indici di biodiversità che, infatti, registrano valori molto bassi. Anche le condizioni meteo e i dati chimici sembrano identificare una situazione complessiva molto simile a quella descritta in agosto.

La comunità dei mesi precedenti sembra essere totalmente cambiata nei mesi di ottobre 2001 e 2002. In particolare, per quanto riguarda il 2001, c'è da registrare un'importante fioritura di Cianobatteri e una quasi totale scomparsa delle cellule degli altri gruppi algali. Questa dominanza è sottolineata da valori molto bassi dei due indici di diversità.

Per quanto riguarda le condizioni meteo, l'unico dato significativo riguarda la settimana che ha preceduto il campionamento dell'ottobre 2002, nel corso della quale si sono registrate intense precipitazioni. Queste hanno creato una situazione di grande instabilità negli strati più superficiali della colonna d'acqua, che ha dato inizio alla fase di rimescolamento autunnale, come testimoniato anche dai dati chimici.

Le comunità del mese di novembre, nel 2001 e nel 2002, sono caratterizzate da un buon valore degli indici di diversità e di equiripartizione, ma la densità indica

una popolazione numericamente molto scarsa. Queste comunità sono caratterizzate da rapporti tra valori di abbondanza dei vari gruppi molto diversi. Diverse sono anche le condizioni atmosferiche che hanno influenzato lo sviluppo di questi popolamenti, infatti il novembre 2001 è stato caratterizzato da una radiazione solare più scarsa e una piovosità più alta del corrispondente mese nel 2002.

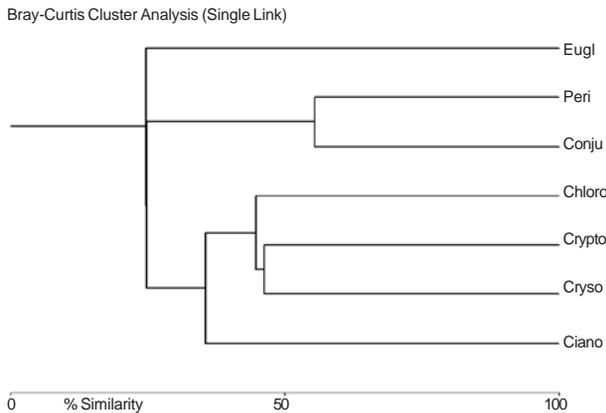
I valori dei parametri chimici e fisici della colonna d'acqua che hanno caratterizzato l'ambiente in cui è stato prelevato il campione di novembre si sono mantenuti in *dicembre*, mentre notevoli variazioni sono state registrate per quanto riguarda le condizioni meteorologiche. Nella comunità algale queste fluttuazioni sono state accompagnate da un'alternanza nella composizione in specie della comunità. Per quanto riguarda il 2001, infatti, il gruppo dominante è rappresentato dalle Cryptophyta, seguito dalle Pirrophyta e dalle Chlorophyta, mentre, per il 2002 è stata mantenuta una netta dominanza di alghe appartenenti al gruppo delle Cryptophyta. In questo anno, si è registrata una significativa ed anomala fioritura di cellule appartenenti al gruppo delle Euglenophyta.

## DISCUSSIONE

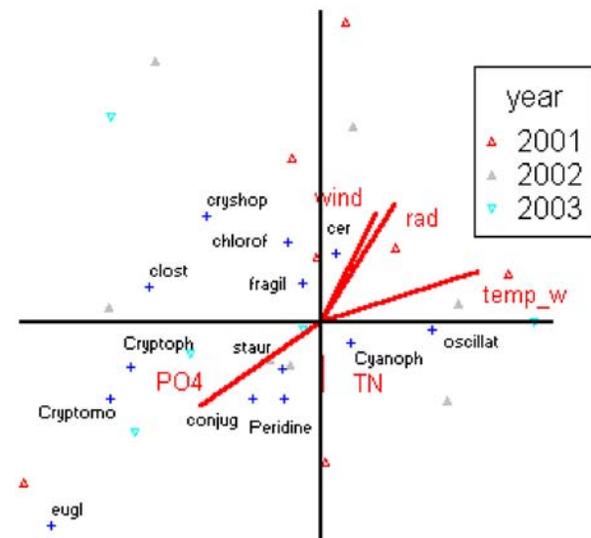
La Cluster Analysis relativa agli andamenti mensili delle densità dei vari gruppi algali (Fig. 3), evidenzia una significativa differenza del ciclo stagionale delle Euglenophyta rispetto alle alghe appartenenti ad altri phyla.

Si può notare, invece, una correlazione fra il comportamento delle cellule appartenenti al phylum delle Pirrophyta e a quello delle Conjugatophyceae. Questi due gruppi dimostrano in effetti una certa similitudine morfologica, in quanto composti entrambi da cellule relativamente grandi, e quindi fisiologica, poiché la grossa taglia presuppone grandi capacità di accumulo e quindi una buona capacità di sopportare condizioni ambientali variabili. Queste cellule adottano una strategia k riproduttiva, hanno tassi di crescita bassi e impiegano un certo tempo a raggiungere la taglia sufficiente per potersi riprodurre. I tre gruppi descritti hanno dimostrato un picco significativo nel febbraio del 2002. Questo campionamento presenta una caratteristica particolare, poiché è stato effettuato dopo un periodo di congelamento dello strato superficiale delle acque del lago. La copertura di ghiaccio determina condizioni molto particolari per le acque del bacino: la stratificazione risulta invertita rispetto a quanto avviene nel periodo estivo, per cui lo strato relativamente più caldo si trova in profondità; il ghiaccio, inoltre, proteggendo le acque dall'azione del vento, impedisce la formazione di moti turbolenti che, oltre a ossigenare la superficie, contribuiscono a mantenere in sospen-

sione alcune specie di alghe. In queste condizioni le specie più pesanti non flagellate tendono a sedimentare, mentre quelle dotate di flagelli, o quelle capaci di nuotare, come nel caso dei tre gruppi in esame, sono favorite, anche perché le acque in quel periodo risultano cariche di nutrienti e molto ossigenate. Le Cryptophyta, le Chlorophyta e le Cryptophyta, presentano picchi di densità massima, in corrispondenza dei mesi di marzo–aprile 2002, e altri picchi di crescita nella primavera-estate 2003. Le specie dominanti in questi tre gruppi sono tutte a strategia r, cioè favorite in condizioni di crescita opposte rispetto a quelle sopra



**Fig. 3.** Dendrogramma di similarità basato sui dati della Cluster Analysis relativo agli andamenti mensili delle densità dei vari gruppi algali.



**Fig. 4.** Grafico di ordinamento dell'analisi delle corrispondenze canoniche considerati gli andamenti dei dati relativi alla densità dei diversi taxa algali riferita a campionamenti raggruppati per anni e dei dati ambientali, quali radiazione solare, velocità del vento, temperatura dell'acqua, mm di pioggia e concentrazione dei nutrienti.

descritte.

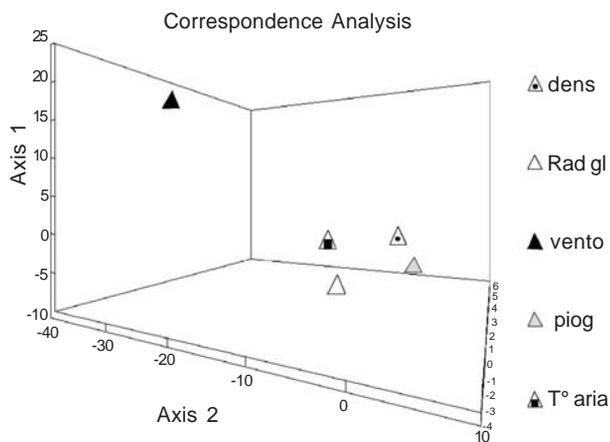
I momenti di maggiore crescita, infatti, sono concentrati in periodi in cui le acque sono totalmente rimescolate, e le condizioni climatiche sono caratterizzate da intense perturbazioni o vento forte e/o frequente. Il gruppo delle Cyanophyta, infine, si caratterizza per una notevole periodicità, nel periodo estivo, mentre sembra più sensibile alle fluttuazioni ambientali, in primavera. Le determinazioni registrano tre fioriture primaverili o tardo primaverili con valori di densità molto diversa, che sembrano essere legati a condizioni meteo instabili dovute a vento e precipitazioni. È stata fatta un'analisi delle corrispondenze canoniche (Fig. 4) considerando le densità dei gruppi algali da un lato e, come matrice di dati ambientali, i dati meteoroclimatici (radiazione solare, velocità del vento, temperatura dell'acqua, mm di pioggia), i parametri chimici (nutrienti, come ortofosfati e azoto totale), l'ossigeno disciolto e il pH. È stata esclusa la temperatura dell'aria perché altamente correlata con quella dell'acqua. Le correlazioni significative della comunità hanno riguardato le seguenti variabili, in ordine decrescente di importanza: temperatura dell'acqua, ortofosfati, radiazione solare, velocità del vento e azoto totale. Ossigeno disciolto e pH non sono risultati significativi.

Nel grafico sono rappresentati i vettori corrispondenti alle variabili ambientali, i gruppi algali (con un +) e le date di campionamento, qui distinte in base ai tre anni. I gruppi algali posizionati vicini all'estremità del vettore sono maggiormente influenzati in modo positivo da quel vettore, in modo negativo se sono dalla parte opposta (per questo *Oscillatoria* sembra legata a temperature e radiazioni elevate e a basse concentrazioni di PO<sub>4</sub>).

Queste relazioni sono meno evidenti per il gruppo delle cianofite nel suo complesso. Elevate velocità del vento sembrano favorire elevate densità di *Ceratium*. Taxa come Cryptophyta (*Cryptomonas sp.*), Euglenophyta, *Closterium* e Peridinee sono associate a elevate concentrazioni di nutrienti, bassa radiazione solare, temperatura e velocità del vento.

L'analisi delle corrispondenze (Fig. 5) evidenzia una buona correlazione tra l'andamento dei valori di densità e quello delle variabili ambientali: questo potrebbe dimostrare che condizioni ambientali più instabili favoriscono la crescita delle comunità algali, e in particolare delle popolazioni di Cyanophyta e Chlorophyta, che alternativamente rappresentano i gruppi dominanti.

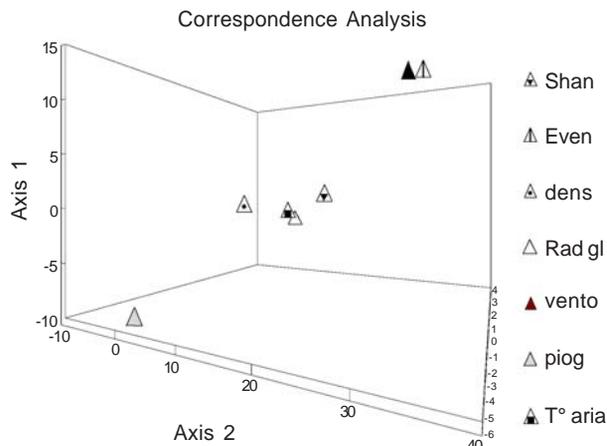
Analizzando insieme i tre indici che sintetizzano gli andamenti della comunità fitoplanctonica (Shannon, Evenness e densità) (Fig. 6) e ponendoli a confronto con i fattori ambientali, si può notare una interessante corrispondenza tra i valori dell'indice di Evenness e il vento, quindi si può supporre che le turbolenze indotte



**Fig. 5.** Analisi delle corrispondenze tra variabili meteo e andamento dei valori mensili della densità totale.

dal vento, più di altri fattori, riescano creare quelle condizioni ambientali che favoriscono le cellule di tutti i phylum, rimescolando la parte più superficiale della colonna. Per questo la composizione in specie della comunità appare più equilibrata.

Diventa quindi necessario, per individuare la comu-



**Fig. 6.** Analisi delle corrispondenze tra variabili meteo e andamento dei valori mensili degli indici di biodiversità di Shannon e Evenness.

nità di riferimento dei laghi, piuttosto che riferirsi ad una successione ideale e assolutamente teorica, confrontare successioni algali di più anni. In questo modo si possono valutare le strategie adottate dalle comunità planctoniche per rispondere alle fluttuazioni delle variabili ambientali.

## BIBLIOGRAFIA

- ANAGNOSTIDIS K., KOMÁREK J., 1988. Modern approach to the classification system of Cyanophytes. 3. Oscillatoriales. *Arch Hydrobiol Algological Studies*, (Suppl 80) **50-53**: 327.
- BANNISTER T.T., LAWS E.A., 1980. Modelling phytoplankton carbon metabolism. In: *Primary productivity in the sea*, P.G. Falkowski (ed.), Plenum Press, New York-London, 243-258.
- BOURRELLY P., 1966, 1968, 1970. *Les algues d'eau douce*. Voll. III. Ed. N. Boubée et Cie, Paris.
- CALDERARO E., 1998. *Indagine sui popolamenti fito e zooplanctonici del lago Sirio in relazione alla balneazione*. Università degli Studi di Torino: tesi di laurea in Scienze naturali (relatore G. Badino).
- DE BERNARDI R., GIUSSANI G., MOSELLO R., ORIGGI I., 1980. Quadro limnologico di cinque piccoli laghi piemontesi (Avigliana, Trana, Candia, Viverone e Sirio). *Documenta Ist. Ital. Idrobiol.* **51**.
- DEFILIPPI A., GISELLI B., TARTAGLINO L., VIRETTO A., 2000. La balneazione in quattro piccoli laghi della provincia di Torino - parte I: il lago Sirio. *Boll. Chim. Igien.* **51**: 13-20.
- DEFILIPPI A., PIANCONE G., PESANDO M.C., BALLA S., TIBALDI G.P., 1997. Caratteristiche chimiche del lago Sirio di Ivrea. *Inquinamento* **39**: 52-56.
- DEFILIPPI A., TARTAGLINO L., ZAMBROTTA M., 2001. *Caratteristiche chimico-fisiche, morfologiche e limnologiche del Lago Sirio di Ivrea*. ARPA Piemonte, Relazione di accompagnamento alla richiesta di deroga ai valori limite del pH (art. 9 DPR 470/82).
- HARRIS G. P., 1978. Photosynthesis, productivity and growth: The physiological ecology of phytoplankton. *Arch. Hydrobiol.* **10**: 1-171.
- HILLEBRAND H., DUÛRSELEN CD, KIRSCHTEL D, POLLINGER U, ZOHARY T., 1999. Biovolume calculation for pelagic and benthic microalgae. *J. Phycol.*, **35**: 403-24.
- MC ALEECE, 1997. BioDiversity Pro (programma scaricabile dal sito <http://www.sams.ac.uk/activities/downloads/software/bdpro.zip>).
- MCCLUNE B., MEFFORD M.J., 1999. *Multivariate Analysis of Ecological Data (ver 4.10)*. MJM Software, Glenedin Beach, Oregon
- RIVA ROVEDA C., 1999. *Analisi geochimiche delle acque e dei sedimenti del lago Sirio*. Università degli Studi di Torino: tesi di laurea in scienze geologiche (relatore A. Facchinelli).
- STREBLE H., KRAUTER D., 1984. *Atlante dei microrganismi acquatici*. Muzzio.
- STROSS R.G., Pemrick S.M., 1974. Nutrient uptake kinetics in phytoplankton: a basis for niche separation. *J. Phycology*, **10**: 164-169.
- TER BRAAK C.J.F., 1986. Canonical correspondence analysis: a new eigenvector technique for multivariate direct gradient analysis. *Ecology* **67**: 1167-1179.
- TIFFANY L.H., BRITTON M.E., 1951. *The algae of Illinois*. The University of Chicago Press. Chicago.
- WOFSY S.C., 1983. A simple model to predict extinction coefficients and phytoplankton biomass in eutrophic waters. *Limnol. Oceanogr.* **28**: 1144-1155.

## Ruolo delle Diatomee nell'applicazione della Direttiva Europea Quadro sulle acque

Frédéric Rimet<sup>1\*</sup>, Francesca Ciutti<sup>2</sup>, Cristina Cappelletti<sup>2</sup>, Luc Ector<sup>3</sup>

*1 Direction Régionale de l'Environnement, 19 avenue Foch, B.P. 60223, F-57005 Metz Cedex 1, Francia*

*2 Istituto Agrario di S. Michele all'Adige, Via E. Mach, 2, I-38010 S. Michele all'Adige (Trento).*

*3 Centre de Recherche Public - Gabriel Lippmann, 41, rue du Brill, L-4422 Belvaux, Lussemburgo*

*\* Referente per la corrispondenza (Fax: +33-3 87 39 99 59; frederic.rimet@lorraine.ecologie.gouv.fr)*

### Riassunto

Nell'ambito della Direttiva Europea Quadro 2000/60/CE, ai fini della valutazione della qualità dei corsi d'acqua, devono essere utilizzati gli elementi biologici che, oltre alla comunità dei macroinvertebrati e alla fauna ittica, comprendono la composizione e abbondanza della flora acquatica. Le Diatomee, in particolare, oltre a rappresentare la componente principale della biomassa bentonica dei corsi d'acqua, sono ormai riconosciute a livello mondiale come ottimi bioindicatori e possono pertanto rappresentare una comunità di riferimento per lo studio della componente vegetale acquatica.

In numerosi paesi europei sono già stati sviluppati metodi biologici di valutazione basati sulle Diatomee e, in alcuni di essi (es. Francia, Spagna), tali metodiche sono già state integrate nei sistemi di valutazione della qualità che prevedono campagne di campionamento annuali sul reticolo idrografico. La Direttiva in particolare, richiede di definire le condizioni di riferimento in ogni tipo di corpo idrico nelle differenti ecoregioni, al fine di poter valutare l'eventuale scostamento tra lo stato osservato ed il corrispondente stato atteso. A tutt'oggi nessuno degli indici diatomici esistenti è strutturato secondo tale principio: sarà pertanto necessario un lavoro di adattamento ai requisiti della Direttiva Quadro sulle acque.

PAROLE CHIAVE: biomonitoraggio / Diatomee / Direttiva Quadro sulle acque / fiumi / qualità biologica

### Role of diatoms in the application of the Water Framework Directive

In the framework of the European Directive 2000/60/EC, biological indicators, among which diatoms, must be used to assess water quality. Benthic diatoms in particular represent the dominant component of benthic biomass and are known as good indicator of water quality, thus representing a community useful for the study of aquatic vegetation.

Different biological indices based on diatoms have been developed in several European countries and are already integrated in national water quality evaluation systems (e.g. France, Spain) where diatoms are collected each year in their sampling network. The Directive also requires defining reference conditions in each river type of each ecoregion, to evaluate the differences between the observed and the reference status. Nowadays diatom indices are not based on these principles, so that they must be adapted to follow the requirements of the Water Framework Directive.

KEY WORDS: biomonitoring / diatoms / Water Framework Directive / rivers / biological quality

### INTRODUZIONE

La Direttiva Quadro 2000/60/CE (EUROPEAN PARLIAMENT, 2000) richiede di valutare la qualità dei corpi idrici sulla base delle componenti biologiche, fra le quali è compresa la composizione e abbondanza della flora acquatica. Le Diatomee epilitiche in particolare, oltre a rappresentare la componente principale della biomassa bentonica dei corsi d'acqua, sono ormai riconosciute per la loro valenza di bioindicatori e pos-

sono pertanto rappresentare una comunità di riferimento per lo studio della componente vegetale acquatica.

Le Diatomee (Bacillariophyceae) sono alghe unicellulari eucariotiche appartenenti alla divisione delle Bacillariophyta; esse comprendono specie le cui cellule sono riunite in colonie ed altre solitarie. Nei corsi d'acqua le Diatomee possono vivere adese a substrati

duri ed inerti (Diatomee epilittiche), su altri vegetali (Diatomee epifittiche) e sul sedimento (Diatomee epipelliche). L'ecologia delle Diatomee è stata oggetto di numerosi studi. LANGE-BERTALOT (1979) ha studiato l'ecologia di 50 specie di Diatomee comuni per i corsi d'acqua, definendo quattro classi di livello saprobico sulla base dei valori di BOD<sub>5</sub> e ossigeno disciolto. Più recentemente DENYS (1991a, b) ha definito la tolleranza delle specie per la salinità, il pH, il livello trofico e saprobico, l'ossigeno disciolto, la velocità della corrente. VAN DAM *et al.* (1994) hanno determinato per 948 specie di acqua dolce e leggermente salmastra la loro preferenza per il pH, l'azoto, l'ossigeno, la salinità, il livello saprobico e trofico e la tolleranza al disseccamento. ROTT *et al.* (2003) hanno costituito, sulla base di un dataset di 450 corsi d'acqua, un elenco di circa 1000 specie di alghe divise in nove classi di qualità. Sono state inoltre definite, per 650 specie di Diatomee, classi di livello saprobico e trofico (ROTT *et al.*, 1997, 1999).

È appurata a livello mondiale l'efficacia delle Diatomee come bioindicatori. Esse infatti si prestano molto bene a tale scopo, poiché sono presenti in grande abbondanza lungo tutta l'asta fluviale, ma compaiono con specie differenti nei vari habitat, in dipendenza delle condizioni ambientali e delle caratteristiche chimico-fisiche delle acque. Hanno tassi di riproduzione piuttosto veloci e cicli vitali brevi, quindi sono buoni indicatori di impatto a breve termine.

Obiettivo di questo lavoro è fornire una panoramica delle tecniche di biomonitoraggio basate sulle Diatomee già utilizzate in Europa ed illustrare le modalità di utilizzo e di adeguamento delle stesse secondo i principi dettati dalla Direttiva Quadro.

## BIOMONITORAGGIO CON DIATOMEE

Sebbene siano state rilevate difficoltà nel definire un unico metodo applicabile all'intero territorio europeo e numerosi siano stati sino ad oggi gli sforzi per giungere ad una standardizzazione o, quanto meno, ad un'armonizzazione delle differenti metodiche utilizzate, i protocolli relativi al campionamento e all'attività di laboratorio sono stati oggetto di studio nell'ambito di gruppi di lavoro scientifici, che hanno portato alla definizione di metodiche standardizzate, in gran parte ispirate dal lavoro di KELLY *et al.* (1998). Nella metodica dell'Indice Biologico Diatomee (IBD) ad esempio, sono definite le linee guida per il campionamento, il trattamento, l'identificazione e l'enumerazione dei campioni (AFNOR, 2000). Più recentemente sono state pubblicate norme standardizzate relative al "campionamento e pretrattamento dei campioni" ed alla "identificazione, conteggio ed interpretazione dei risultati" (EN 14407, 2004; EN 13946, 2003).

Per la valutazione della qualità dei corsi d'acqua basata sullo studio della comunità delle Diatomee, possono essere utilizzate semplici metriche, come ad esempio gli indici di diversità (SHANNON e WEAVER, 1948), o le curve "ordine/abbondanza" (PATRICK, 1949; PATRICK *et al.*, 1954), che possono fornire una prima indicazione dello stato di un ecosistema e valutare l'effetto di uno stress fisico o chimico.

Sulla base della sensibilità delle specie di Diatomee all'inquinamento sono stati sviluppati metodi biologici di valutazione della qualità basati, nella loro definizione, su criteri e modalità di calcolo differenti (Tab. I).

Uno dei primi indici, il "Differentiating Species System" (LANGE-BERTALOT, 1979), classifica 50 specie di Diatomee in tre classi di qualità (resistente, sensibile, ubiquitaria); la loro abbondanza relativa nel campione permette di valutare lo stato del sito. Con lo stesso criterio è stato sviluppato l'indice SHE (STEINBERG e SCHIEFELE, 1988; SCHIEFELE e SCHREINER, 1991), che assegna 386 specie a sette gruppi di livello trofico e di resistenza all'inquinamento.

L'indice CEE (DESCY e COSTE, 1991) viene calcolato con una griglia a doppia entrata, nella quale sono integrate 208 specie. In orizzontale figurano le euriecie, disposte in ordine crescente di sensibilità all'inquinamento, mentre in verticale sono presenti le specie stenoecie, disposte anch'esse nello stesso ordine di sensibilità. L'indice diatamico risulta dall'intersezione della riga e della colonna.

ZELINKA e MARVAN (1961) hanno sviluppato un indice per la stima della qualità dell'acqua sulla base dell'analisi della comunità algale e dei macroinvertebrati, che viene calcolato utilizzando informazioni relative all'abbondanza, all'affidabilità ed alla sensibilità delle specie all'inquinamento. Alcuni indici diatamici utilizzati in Europa sono basati sulla stessa formula di calcolo: in particolare alcuni valutano il livello trofico (TDI), altri il livello saprobico (ILM, ROTT, SLA) e altri ancora l'inquinamento globale (DES, DI-CH, EPID, GDI, SPI).

Nella definizione dell'IBD (Indice Biologico Diatomee) utilizzato in Francia, per ogni specie sono stati definiti profili di probabilità di presenza secondo sette classi di qualità. Il calcolo dell'indice prende in considerazione la frequenza del taxon (deve essere superiore a 0,75% per essere integrato nel calcolo) e la probabilità di presenza per ciascuna classe di qualità (LENOIR e COSTE, 1996; PRYGIEL e COSTE, 1998, 2000).

## ESEMPI D'USO DELLE DIATOMEE PER IL MONITORAGGIO

In Lussemburgo il monitoraggio biologico dei corsi d'acqua basato sulla comunità diatamica viene effettuato dal 1994 e sono a tutt'oggi disponibili 417 analisi

**Tab. I.** Indici basati sulle diatomee utilizzati in Europa (A: Austria; AND: Andorra; B: Belgio; CH: Svizzera; D: Germania; E: Spagna; F: Francia; FIN: Finlandia; GB: Gran Bretagna; GR: Grecia; I: Italia; L: Lussemburgo; MK: Macedonia; P: Portogallo; PL: Polonia).

Modo di calcolo	Metodo	Paese
Calcolo con le abbondanze relative di ciascun gruppo d'inquinamento	Differentiating species system (LANGE-BERTALOT, 1979) Steinberg e Schiefele index, SHE (SCHIEFELE e SCHREINER, 1991)	CH, D D
Calcolo con una griglia a doppia entrata	CEE indice (DESCY e COSTE, 1991)	F, B, L, AND, E, P
Formula di Zelinka e Marvan (1961): calcolo con valori di abbondanza, sensibilità e affidabilità per ciascuna specie	Descy indice, DES (DESCY, 1979) Indice di Polluosensibilità Specifico, IPS (COSTE IN CEMAGREF, 1982)  Sládeek index, SLA (SLÁDEEK, 1986) Indice Leclercq e Maquet, ILM (LECLERCQ e MAQUET, 1987) Indice Diatomico Generico, IDG (COSTE e AYPHASSORHO, 1991) Indice Diatomico Trofico, TDI (SCHIEFELE e KOHMANN, 1993) Indice di Eutrofizzazione/Polluzione, EPI-D (DELL'UOMO e TANTUCCI, 1996; DELL'UOMO, 2004) Indice Saprobico di Rott (ROTT <i>et al.</i> , 1997) Indice Trofico Diatomee, TDI (KELLY, 1998) Indice Trofico di Rott, (ROTT <i>et al.</i> , 1999) Indice DI-CH (HÜRLIMANN e NIEDERHAUSER, 2002)	B, L F, PL, L, FIN, GR, E, P P B, L, P F, PL, FIN D, FIN I, E  CH, A GB A CH
Calcolo con l'abbondanza delle specie e loro probabilità di presenza in classi di qualità	Indice Biologico Diatomico, IBD (LENOIR e COSTE, 1996; PRYGIEL e COSTE, 2000)	F, L, P

eseguite sulle diverse tipologie fluviali (CREBS, 2003; RIMET *et al.*, 2004a). Il metodo di valutazione utilizzato è l'IPS, che, rispetto agli altri indici, ha evidenziato per tale paese le migliori correlazioni con i parametri caratteristici d'inquinamento.

In Francia le Diatomee sono utilizzate assieme ad altri strumenti di valutazione della qualità dei corsi d'acqua dal 1998. L'IBD è impiegato di routine su circa 1500 siti del Reticolo Nazionale di Bacino -RNB- (RNDE, 2000).

In Spagna alcuni lavori hanno definito una prima lista delle Diatomee di diversi fiumi della Catalonia (CAMBRA *et al.*, 1991), del Llobregat (TOMÀS e SABATER, 1985) e dell'intera penisola iberica (ABOAL *et al.*, 2003). L'utilizzo delle Diatomee nel monitoraggio è però recente (GOMÀ *et al.*, 2003, 2004). Il metodo di valutazione scelto è l'IPS, che ha mostrato anche in questo paese le migliori correlazioni con i diversi parametri caratteristici dell'inquinamento.

In Italia le Diatomee sono utilizzate nel biomonitoraggio da parecchi anni con esperienze puntiformi sul territorio, mediante l'impiego del metodo EPI-D (DELL'UOMO e TANTUCCI, 1996; DELL'UOMO *et al.*, 1999; DELL'UOMO, 2004), applicato prevalentemente in ambienti fluviali dell'Appennino Centrale (TORRISI e DELL'UOMO, 2001a, 2001b). Recentemente sono stati oggetto di studio alcuni corsi d'acqua del Trentino, al

fine di verificare l'applicabilità di tale indice a torrenti di tipologia alpina e fornire indicazioni utili alla standardizzazione del metodo (CIUTTI *et al.*, 2000; CAPPELLETTI *et al.*, 2003; CIUTTI, 2004; CIUTTI *et al.*, 2004). Esperienze di applicazione sono state condotte anche in Piemonte in differenti tipologie di corsi d'acqua (ARPA PIEMONTE, 2003; BATTEGAZZORE *et al.*, 2004a; GRISELLI *et al.*, 2005; BATTEGAZZORE *et al.*, 2005), in Sardegna (NUGHES *et al.*, 2005), in Calabria (BATTEGAZZORE *et al.*, 2004b) e nel Lazio (CAPPELLETTI *et al.*, 2005).

WHITTON *et al.* (1991), WHITTON e ROTT (1996) e PRYGIEL *et al.* (1999), tra gli altri, riportano le esperienze di applicazione di tali metodiche in diversi paesi europei (Tab. I).

## DIATOME E DIRETTIVA QUADRO

Nonostante siano numerosi i paesi europei che utilizzano metodi basati sulle Diatomee, poche sono le realtà in cui tali indici soddisfano i requisiti indicati dalla Direttiva Quadro ed, in particolare, il riferimento a "ecoregione" e "tipo di corso d'acqua", nonché la definizione di "condizione di riferimento". Oltre a ciò, bisogna sottolineare che, nonostante la maggior parte dei taxa di Diatomee sia considerata "subcosmopolita", le condizioni climatiche e idrochimiche in cui le Diatomee vivono sono estremamente varie e pertanto,

sarà difficile disporre di uno strumento di valutazione comune per l'Europa, poiché necessariamente devono essere tenute in considerazione le specificità ecoregionali e tipologiche dei siti (KELLY *et al.*, 1998; ROTT *et al.*, 2003). Pertanto la via da seguire pare essere quella dell'adattamento dei metodi regionali e nazionali ai principi dettati dalla Direttiva Quadro.

Nel dettaglio, la Direttiva 2000/60/CE indica nelle comunità con stato ecologico "elevato" (high ecological status) il riferimento per gli obiettivi di qualità dei corsi d'acqua. Pertanto risulta indispensabile individuare le condizioni di riferimento, che dovrebbero essere definite per ogni tipo di corso d'acqua in ogni ecoregione, per poter valutare l'eventuale scostamento dello stato osservato dall'atteso. Come per le altre componenti biologiche (fauna ittica e macroinvertebrati) ciò rappresenta un problema, già affrontato da diversi progetti europei (REFCOND: Development of a protocol for identification of reference conditions; AQEM: The development and testing of an integrated assessment system for the ecological quality of streams and rivers throughout Europe using benthic macroinvertebrates; STAR: Standardisation of River Classifications; PAEQANN: Predicting Aquatic Ecosystems Quality using Artificial Neural Networks: impact of environmental characteristics on the structure of aquatic communities, Algae, Benthic and Fish Fauna) e solo parzialmente risolto, in quanto in molte realtà la condizione di riferimento può essere definita ormai solo attraverso l'analisi dei dati storici, eventualmente disponibili. Individuare le condizioni di riferimento per certe tipologie di corso d'acqua può essere ormai un reale problema, specialmente alle basse quote, dove i fiumi sono frequentemente inquinati. Per ovviare a ciò la Direttiva propone l'utilizzo di modelli di predizione. Le comunità di Diatomee, come quelle dei macroinvertebrati e dei pesci possono essere definite ad esempio, attraverso l'utilizzo delle reti neurali, partendo da dati relativi a parametri chimici e fisici. Questo era uno degli obiettivi del progetto PAEQANN, che ha sviluppato uno strumento in grado di predire le comunità di Diatomee in diversi paesi europei (Austria, Belgio, Francia, Lussemburgo) (programma scaricabile da: <http://aquaeco.ups-tlse.fr/index2.htm>). A specifici valori dei parametri chimico-fisici corrispondono determinate comunità diatomiche, che possono essere localizzate anche su una mappa geografica.

Alcuni studi hanno invece affrontato il problema della corrispondenza tra le ecoregioni, i tipi di corpi d'acqua definiti secondo il sistema A della direttiva e le comunità di Diatomee. A tal riguardo, ad esempio, in Lussemburgo è stato condotto uno specifico studio su piccoli corsi d'acqua in cui si è osservato che le Diatomee seguono con molta affidabilità due distinte

regioni, caratterizzate da geologia differente (scisti nel nord, arenaria nel sud): queste differenze si ritrovano sia tra zone di riferimento, sia tra zone inquinate delle due regioni (RIMET *et al.*, 2004a).

I primi risultati di uno studio condotto su corsi d'acqua d'alta quota (oltre 800 m) di differenti paesi europei (Spagna, Francia, Svizzera, Italia) evidenziano che le Diatomee hanno una distribuzione che corrisponde alle ecoregioni definite nel sistema A della Direttiva (RIMET *et al.*, 2004b), anche se sarebbe necessario comunque, per migliorare tale corrispondenza, considerare almeno due fasce altitudinali (800-1800 m e superiore ai 1800 m), oltre ai parametri "distanza dalla sorgente" e geologia degli alvei fluviali.

Nel bacino dell'Ebro in Spagna è stata dimostrata una buona corrispondenza tra le comunità di Diatomee e talune ecoregioni, soprattutto ad alta quota, mentre nei tratti di bassa quota e di pianura tale corrispondenza non si è riscontrata (GOMÀ *et al.*, 2003).

Nel bacino del Rodano e nella regione mediterranea è stato condotto uno studio per valutare l'importanza dei principali parametri che controllano le comunità di Diatomee. Si è osservato che tali comunità si distribuiscono secondo l'altitudine e che anche il livello organico e la localizzazione geografica influiscono sulla loro composizione (RIMET *et al.*, 2003). In Francia è stata definita a livello nazionale una serie di idroecoregioni, sulla base della geologia, della climatologia e dell'altitudine e, in particolare, nel bacino Adour-Garonne (sud-ovest della Francia) è stata dimostrata una buona corrispondenza tra idroecoregioni e comunità presenti nei corsi d'acqua di riferimento (WASSON *et al.*, 2002, 2003; TISON *et al.*, 2003).

In Finlandia i parametri spaziali spiegano una parte importante della variabilità delle comunità di Diatomee e SOININEN *et al.* (2004) affermano la necessità di sviluppare sistemi di biomonitoraggio adattati per ciascuna regione finlandese.

## CONCLUSIONI

Gli studi sulla corrispondenza tra Diatomee ed ecoregioni rilevano la necessità di avere metodi adattati per ciascun tipo di corso d'acqua. I diversi indici diatomici utilizzati, però, non sono stati sviluppati per questo obiettivo. Attualmente è in fase di sviluppo l'adattamento di indici esistenti (es. l'Indice Biologico Diatomee -IBD- o l'Indice Biologico Globale Normalizzato -IBGN- basato sull'ecologia dei macroinvertebrati) alle ecoregioni francesi. Per ciascuna ecoregione si ricercano i valori massimi dell'indice. Questi valori sono utilizzati per fissare i limiti di classe tra buono ed ottimo stato ecologico; quindi ecoregioni diverse possono avere differenti limiti tra i due livelli (WASSON *et al.*, 2003).

La Direttiva Quadro richiede di utilizzare gli elementi biologici per valutare lo stato ecologico dei corsi d'acqua. I macroinvertebrati, i pesci, le macrofite e le Diatomee possono essere utilizzati a tal fine. Questi differenti bioindicatori permettono di valutare stress di differente natura ed integrano la variabilità dell'ambiente su scala temporale diversa.

Questi concetti sono nuovi rispetto alle normative di

parecchi paesi (Italia, Francia, Spagna o Lussemburgo), che non avevano definito ecoregioni e condizioni di riferimento, o che non avevano integrato tutti gli elementi biologici richiesti dalla Direttiva. Essa propone un profondo rinnovamento del biomonitoraggio di routine, che dà la possibilità di perfezionare la nostra conoscenza degli ecosistemi acquatici con l'obiettivo chiaro di migliorare la qualità degli stessi.

## BIBLIOGRAFIA

- ABOAL M., ÁLVAREZ-COBELAS M., CAMBRA J., ECTOR L., 2003. Floristic list of the non marine diatoms (Bacillariophyceae) of Iberian Peninsula, Balearic Islands and Canary Islands. Updated taxonomy and bibliography. *Diatom Monograph* 4: 1-639.
- AFNOR, 2000. *Qualité de l'eau - Détermination de l'Indice Biologique Diatomées (IBD)*. Norme française NFT 90-354. AFNOR éditions, 63 pp.
- ARPA PIEMONTE, 2003. *Biomonitoraggio delle acque correnti mediante l'impiego di indicatori algali, studio pilota sul Malone e suoi affluenti*. ARPA Piemonte, Dipartimento di Ivrea, Tematica Conservazione della Natura.
- BATTEGAZZORE M., FENOGLIO S., GALLO L., LUCADAMO L., MORISI A., 2005. Esperienze di studio della qualità biologica di corsi d'acqua italiani mediante l'uso delle diatomee. In: Atti del Seminario *Classificazione ecologica delle acque interne. Applicabilità della Direttiva 200/60/UE*. 12-13 febbraio 2004, Trento. *Biologia Ambientale* 19 (1) (in questo volume).
- BATTEGAZZORE M., MORISI A., GALLINO B., FENOGLIO S., 2004a. Environmental quality evaluation of alpine springs in NW Italy using benthic diatoms. *Diatom Research* (in stampa).
- BATTEGAZZORE M., GALLO L., LUCADAMO L., MORISI A., 2004b. Quality of the main watercourses in the Pollino National Park (Apennine Mts., S Italy) on the basis of the Diatom benthic communities. *Studi Trent. Sci. Nat., Acta Biol.* (in stampa).
- CAMBRA J., SABATER S., TOMAS X., 1991. Diatom check-list from Catalan countries (Eastern Spain). *Bull. Inst. Cat. Hist. Nat.* 8: 5-39.
- CAPPELLETTI C., CIUTTI F., CRIPPA A., MANCINI L., BELTRAMI M.E., PIERDOMINICI E., DELL'UOMO A., 2005. Diatomee come indicatori della qualità biologica dei corsi d'acqua: EPI-D ed altri metodi europei a confronto. Il caso del Fiume TEVERE. In: Atti del Seminario *Classificazione ecologica delle acque interne. Applicabilità della Direttiva 200/60/UE*. 12-13 febbraio 2004, Trento. *Biologia Ambientale* 19 (1) (in questo volume).
- CAPPELLETTI C., CIUTTI F., TORRISI M., 2003. Diatomee epilittiche e qualità biologica del torrente Noce (Trentino). In: Baldaccini G.N. e Sansoni G. (ed). Atti del seminario *I nuovi orizzonti dell'ecologia*. Trento, 18-19 aprile 2002. Ed. CISBA, Reggio Emilia.
- CEMAGREF, 1982. *Etude des méthodes biologiques quantitative d'appréciation de la qualité des eaux*. Rapport Q.E. Lyon-A.F. Bassin Rhône-Méditerranée-Corse, Lyon, France.
- CIUTTI F., 2004. Monitoraggio dei corsi d'acqua con indicatori algali (Diatomee). In: Le acque superficiali e i sedimenti. *Ann. Ist. Super. Sanità* (in stampa).
- CIUTTI F., CAPPELLETTI C., CORRADINI F., 2004. Applicazione dell'indice EPI-D a un corso d'acqua delle Alpi (Torrente Fersina): osservazioni sulla metodica di determinazione delle abbondanze relative. *Studi Trent. Sci. Nat., Acta Biol.* (in stampa).
- CIUTTI F., CAPPELLETTI C., MONAUNI C., SILIGARDI M., DELL'UOMO A., 2000. Qualità biologica e funzionalità del Torrente Fersina (Trentino). *Dendronatura*, 2: 12-22.
- COSTE M., AYPHASSORHO H., 1991. *Etude de la qualité des eaux du bassin Artois-Picardie à l'aide des communautés de diatomées benthiques. Application des indices diatomiques au réseau*. Cemagref Bordeaux - Agence de l'Eau Artois-Picardie., Rapport Convention d'étude n. 90 X 3300 du 19 Juin 1990, 227 pp.
- CREBS, 2003. *Qualité biologique des cours d'eau luxembourgeois*. Centre de Recherche Public - Gabriel Lippmann, 6 pp.
- DELL'UOMO A., 2004. *L'indice diatomico di eutrofizzazione/polluzione (EPI-D) nel monitoraggio delle acque correnti. Linee guida*. APAT Agenzia per la protezione dell'ambiente e per i servizi tecnici, Roma, 101 pp.
- DELL'UOMO A., PENSIERI A., CORRADETTI D., 1999. Diatomées epilithiques du fleuve Esino (Italie centrale) et leur utilisation pour l'évaluation de la qualité biologique de l'eau. *Cryptogamie Algologie*, 20: 253-269.
- DELL'UOMO A., TANTUCCI C., 1996. Impiego delle diatomee nel monitoraggio biologico del fiume Musone (Marche). *S. It. E. Atti.*, 17: 499-502.
- DENYS L., 1991a. *A check-list of the diatoms in the holocene deposits of the Western Belgian coastal plain with a survey of their apparent ecological requirements. I. Introduction, ecological code and complete list*. Ministère des Affaires Economiques - Service Géologique de Belgique.
- DENYS L., 1991b. *A check-list of the diatoms in the holocene*

- deposits of the Western Belgian coastal plain with a survey of their apparent ecological requirements. II. Centrales.* Ministère des Affaires Economiques - Service Géologique de Belgique.
- DESCY J.P., 1979. A new approach to water quality estimation using diatoms. *Nova Hedwigia*, **64**: 305-323.
- DESCY J.P., COSTE M., 1991. A test of methods for assessing water quality based on diatoms. *Verhandlungen der Internationalen Vereinigung Für Theoretische und Angewandte Limnologie*, **24**: 2112-2116.
- EN 13946, 2003. *Water quality – Guidance Standard for the routine sampling and pre-treatment of benthic diatom samples from rivers.* Committee of European Normalization, 14 pp.
- EN 14407, 2004. *Water quality – Guidance Standard for the identification, enumeration and interpretation of benthic diatom samples from running waters.* Committee of European Normalization, 12 pp.
- EUROPEAN PARLIAMENT, 2000. *Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council establishing a framework for Community action in the field of water policy.* O. J. L 327.
- GOMÀ J., CAMBRA J., ECTOR L., TUDESQUE L., DURÁN C., 2003. Application des indices diatomiques de qualité de l'eau dans un des plus grand bassins méditerranéens: le fleuve Ebre. In: *Atti del 22ème Colloque de l'Association des Diatomistes de Langue Française*, 8-12 septembre, Livre des résumés: p 19.
- GOMÀ J., ORTIZ R., CAMBRA J., ECTOR L., 2004. Water quality evaluation in Catalanian Mediterranean rivers using epilithic diatoms as bioindicators. *Vie et Milieu*, **53**: 81-90.
- GRISELLI B., FOGLIATI P., GHIGNE M., 2005. Applicazione dell'indice diatomoico EPI (Eutrophication and Pollution Index) nella valutazione della qualità di corpi idrici piemontesi. In: *Atti del Seminario Classificazione ecologica delle acque interne. Applicabilità della Direttiva 200/60/UE.* 12-13 febbraio 2004, Trento. *Biologia Ambientale* **19** (1) (in questo volume).
- HÜRLIMANN J., NIEDERHAUSER P., 2002. *Méthodes d'étude et d'appréciation de l'état de santé des cours d'eau : Diatomées – niveau R (région).* Office Fédéral de l'Environnement des Forêts et du Paysage, 111 pp.
- KELLY M.G., 1998. Use of the trophic diatom index to monitor eutrophication in rivers. *Water Research*, **36**: 236-242.
- KELLY M.G., CAZAUBON A., CORING E., DELL'UOMO A., ECTOR L., GOLDSMITH B., GUASCH H., HÜRLIMANN J., JARLMAN A., KAWECKA B., KWANDRANS J., LAUGASTE R., LINDSTROM E.A., LEITAO M., MARVAN P., PADISÁK J., PIPP E., PRYGIEL J., ROTT E., SABATER S., VAN DAM H., VIZINET J., 1998. Recommendations for the routine sampling of diatoms for water quality assessments in Europe. *J. Appl. Phycol.*, **10**: 215-224.
- LANGE-BERTALOT H., 1979. Toleranzgrenzen und Populationsdynamik benthischer Diatomeen bei unterschiedlich starker Abwasserbelastung. *Archive für Hydrobiologie Supplement*, **56**: 184-219.
- LECLERCQ L., MAQUET B., 1987. *Deux nouveaux indices chimique et diatomique de qualité d'eau courante. Application au Samson et à ses affluents (Bassin de la Meuse Belge). Comparaison avec d'autres indices chimiques, biocénétiques et diatomiques.* Institut Royal des Sciences Naturelles de Belgique, Document de Travail, **38**, 113 pp.
- LENOIR A., COSTE M., 1996. Development of a practical diatom index of overall water quality applicable to the French national water Board network. In: Prygiel J., Whitton B.A., Bukowska J. (eds), *Use of algae for monitoring rivers III.* Agence de l'Eau Artois-Picardie, Douai: 29-43.
- NUGHES M.L., ALVAU M., CAPPELLETTI C., CIUTTI F., FLORIS B., MADEDDU G., MONNI V., TROGU S., ROSSELLI P., SAU M., 2005. Prima applicazione degli indici diatomici EPI-D ed IBD nel monitoraggio del rio Picocca in provincia di Cagliari, e confronto con l'IBE. In: *Atti del Seminario Classificazione ecologica delle acque interne. Applicabilità della Direttiva 200/60/UE.* 12-13 febbraio 2004, Trento. *Biologia Ambientale* **19** (1) (in questo volume).
- PATRICK R., 1949. A proposed biological measure of stream condition based on a survey of the Cenestoga basin, Lancaster county, Pennsylvania. *Proceedings of the Academy of Natural Sciences of Philadelphia*, **101**: 277-341.
- PATRICK R., MATTHEW H.H., WALLACE J.H., 1954. A new method for determining the pattern of diatom flora. *Notulae Naturae*, **252**: 1-12.
- PRYGIEL J., COSTE M., 1998. Mise au point de l'Indice Biologique Diatomée, un indice diatomique pratique applicable au réseau hydrographique français. *L'Eau, l'Industrie, les Nuisances*, **211**: 40-45.
- PRYGIEL J., COSTE M., 2000. *Guide méthodologique pour la mise en œuvre de l'Indice Biologique Diatomées.* NF T 90-354. Agences de l'eau – Cemagref, Douai.
- PRYGIEL J., WHITTON B.A., BUKOWSKA J. (Ed.), 1999. *Proceedings of International Symposium: Use of algae for monitoring rivers III.* Douai, France, 29 september-1 October 1997. Agence de l'Eau Artois-Picardie, Douai, France, 271 pp.
- RIMET F., HOFFMANN L., CAUCHIE H.M., ECTOR L., 2004a. Regional distribution of diatom assemblages in the headwater streams of Luxembourg. *Hydrobiologia*, **520**: 105-117.
- RIMET F., BERTUZZI E., CANTONATI M., CAPPELLETTI C., CIUTTI F., CORDONIER A., COSTE M., GOMA J., TISON J., TUDESQUE L., VIDAL H., ECTOR L., 2004b. Ripartizione delle comunità di diatomee dei corsi d'acqua di altitudine elevata nell'Europa occidentale: implicazioni per il sistema tipologico A della Direttiva Europea Quadro. *Seminario Classificazione ecologica delle acque interne. Applicabilità della direttiva 2000/60/UE*, 12-13 febbraio 2004, Trento, Italy. Abstract book, 21.
- RIMET F., TUDESQUE L., PETEERS V., VIDAL H., ECTOR L., 2003. Assemblages-types de diatomées benthiques des rivières non-polluées du bassin Rhône-Méditerranée-Corse. *2ème supplément hors série, Société des Sciences Naturelles de l'Ouest de la France*: 272-285.
- RNDE, 2000. *Qualité biologique des cours d'eau en France.* Agnces de l'Eau, 15 pp.
- ROTT E., HOFMANN G., PALL K., PFISTER P., PIPP E., 1997. *Indikationslisten für Aufwuchsalgen in österreichischen Fließgewässern. Teil 1: Saprobienne Indikation (Indicator species lists for periphyton in Austrian rivers. Part 1: Saprobic indication), Wasserwirtschaftskataster, Bundesministerium f. Land- u. Forstwirtschaft, Wien*, 73 pp.
- ROTT E., PIPP E., PFISTER P., VAN DAM H., ORTLER K., BINDER N., PALL K., 1999. *Indikationslisten für Aufwuchsalgen in österreichischen Fließgewässern. Teil 2: Trophieindikation (sowie geochemische Präferenzen, taxonomische und toxikologische*

- Anmerkungen). (*Indicator species lists for periphyton from Austrian rivers. Part 2: Trophic indication with additional references to geochemical reaction, taxonomy and ecotoxicology*) - *Wasserwirtschaftskataster herausgegeben vom Bundesministerium f. Land- u. Forstwirtschaftskataster herausgegeben vom Bundesministerium f. Land- u. Forstwirtschaft*, Wien, 248 pp.
- ROTT E., PIPP E., PFISTER P., 2003. Diatom methods developed for river quality assessment in Austria and a cross-check against numerical trophic indication methods used in Europe. *Algological Studies*, **110**: 91-115.
- SCHIEFELE S., KOHMANN F., 1993. *Bioindikation der Trophie in Fließgewässern*. Umweltforschungsplan des Bundesministers für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit. Forschungsbericht Nr. 102 01 504.
- SCHIEFELE S., SCHREINER C., 1991. Use of diatoms for monitoring nutrient enrichment, acidification and impact of salt in rivers in Germany and Austria. In: Whitton B.A., Rott E., Friedrich G. (eds), *Use of algae for monitoring rivers*. Düsseldorf, Germany. Institut für Botanik Universität Innsbruck, Studia Student. G.m.b.H., Innsbruck: 103-110.
- SHANNON C.E., WEAVER W., 1948. *The mathematical theory of communication*. Univ. Illinois Press Urbana III.
- SLÁDEČEK V., 1986. Diatoms as indicators of organic pollution. *Acta Hydrochimica Hydrobiologica*, **14**: 555-566.
- SOININEN J., PAAVOLA R., MUOTKA T., 2004. Benthic diatom communities in boreal streams: community structure in relation to environmental and spatial gradients. *Ecography*, **27**: 330-342.
- STEINBERG C., SCHIEFELE S., 1988. Biological indication of trophic and pollution of running waters. *Zeitschrift für Wasser und Abwasser Forschung*, **21**: 227-234.
- TISON J., COSTE M., DELMAS F., GIRAUDEL J.L., LEK S., 2003. Typologie des assemblages diatomiques du bassin Adour-Garonne (France) par l'utilisation combinée d'un réseau artificiel de neurones (Algorithme de Kohonen) et de l'indice de structuration. *2ème supplément hors série, Société des Sciences Naturelles de l'Ouest de la France*, 216-229.
- TOMÀS X., SABATER S., 1985. The diatom flora of the Llobregat river and its relation to water quality. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* **22** : 2348-2352.
- TORRISI M., DELL'UOMO A., 2001a. Les diatomées benthiques des parties rhithrales et potamales des cours d'eau de l'Apennin central (Italie) et leurs significations écologiques. *Arch. Hydrobiol. Suppl.* **138**, *Algological Studies*, **102**: 35-47.
- TORRISI M., DELL'UOMO A., 2001b. Contributo alle diatomee di Abruzzo e Molise (fiumi Sangro, Trigno e Volturno) e valutazione comparativa di alcuni indici diatomici europei. *Riv. Idrobiol.*, **40**: 1-18.
- VAN DAM H., MERTENS A., SINKELDAM J., 1994. A coded checklist and ecological indicator values of freshwater diatoms from the Netherlands. *Netherlands Journal of Aquatic Ecology*, **28**: 117-133.
- WASSON J.G., CHANDESRI A., PELLA H., BLANC L., 2002. *Les hydro-écorégions de France métropolitaine, approche régionale de la typologie des eaux courantes et éléments pour la définition des peuplements de référence d'invertébrés*. Rapport Cemagref 2001-06-9-084-U, 190 pp.
- WASSON J.G., CHANDESRI A., PELLA H., VILLENEUVE B., MENGUIN N., 2003. Directive Cadre et invertébrés: valeurs de référence de l'IBGN et réponses aux pressions anthropiques. In: *46ème congrès de l'Association Française de Limnologie*, 15-18 décembre 2003, Metz: p. 108.
- WHITTON B.A., ROTT E. (Ed.), 1996. Proceedings of International Symposium. *Use of algae for monitoring rivers II*. Innsbruck, Austria 17-19 September 1995, E. Rott, Institut für Botanik, Univ Innsbruck.
- WHITTON B.A., ROTT E., FRIEDRICH G. (Ed.), 1991. Proceedings of International Symposium. *Use of algae for monitoring rivers*, Dusseldorf, Germany 26-28 May 1991, E. Rott, Institut für Botanik, Univ Innsbruck.
- ZELINKA M., MARVAN P., 1961. Zur Präzisierung der biologischen Klassifikation der Reinheit fließender Gewässer. *Arch. Hydrobiol.*, **57**: 389-407.



# Applicazione dell'Indice Diatomico EPI-D nella valutazione della qualità di corpi idrici piemontesi

**Bona Griselli<sup>1\*</sup>, PierLuigi Fogliati<sup>1</sup>, Maura Ghione<sup>1</sup>,  
Francesca Pastoris<sup>1</sup>, Carla Stivaletti<sup>1</sup>, Francesca Bona<sup>2</sup>, Guido Badino<sup>2</sup>**

<sup>1</sup> ARPA Piemonte, Dip. di Ivrea Via Jervis 30 - 10015 IVREA (TO).

<sup>2</sup> Università di Torino - Dip. di Biologia Animale e dell'Uomo Via Accademia Albertina 17 - 10123 TORINO.

\* Referente per la corrispondenza (Fax 0125/6453584; b.griselli@arpa.piemonte.it)

## Riassunto

L'Indice EPI-D è stato applicato nel monitoraggio di alcuni corpi idrici al fine di: 1) valutare la qualità delle acque di alcuni fiumi del Piemonte, 2) standardizzare maggiormente il metodo, 3) confrontare l'Indice con parametri chimico-fisici e biologici.

La valutazione dell'abbondanza delle specie, se effettuata con criteri semiquantitativi, può portare all'attribuzione di differenti classi di qualità; è quindi importante considerare le frequenze percentuali. L'analisi del fitobenthos mediante lo studio delle Diatomee consente di evidenziare meglio, rispetto all'IBE, situazioni di eutrofizzazione e l'Indice risponde molto bene ai fattori di pressione individuati sui fiumi oggetto di studio. La classificazione delle Diatomee è complessa e richiede molta esperienza, la metodologia non può essere applicata di routine con la frequenza e diffusione con cui viene eseguito l'IBE. Lo studio ha consentito l'individuazione di 131 tra specie e varietà diatomiche; si ritiene di estrema utilità poter pervenire alla stesura di una check-list delle specie diatomiche del Nord Italia e conseguentemente ad una chiave sistematica ridotta e semplificata.

PAROLE CHIAVE: diatomee / Indice Diatomico / biomonitoraggio / fiumi / qualità dell'acqua

## Application of Diatomic Index EPI-D in the evaluation of Piedmont rivers

The EPI-D Index has been applied in the monitoring of some rivers with the purpose of: 1) evaluation of water quality of some Piedmont rivers, 2) improvement of methodological standardisation, 3) comparison with some chemical-physical and biological parameters.

If the abundance evaluation of species is performed with semiquantitative criteria, different quality classes can be obtained; so it is important to consider the percent frequencies. Phytobenthos analysis using Diatoms allows a better survey than IBE of eutrophication and the Index is very responsive to pressure factors characterizing the survey area. Diatoms classification is complex and requires a lot of experience. The method cannot be carried out with routine analysis at the frequencies and spatial distributions that are performed in the IBE evaluation. In the study 131 species and variety of Diatoms were found; it will be very useful to define a check-list of North Italy Diatoms and consequently a reduced and simplified systematic key.

KEY WORDS: diatoms / Diatomic Index / biomonitoring / rivers / water quality

## INTRODUZIONE

In Italia il controllo della qualità delle acque fa riferimento essenzialmente al decreto legislativo 152/99 anche se vi sono esperienze che si ispirano ai principi della direttiva comunitaria 2000/60/CE. Entrambe le norme affrontano il problema di un controllo "globale" dei corpi idrici dal punto di vista ecologico ma, mentre il D. Lgs 152/99 prevede la sperimentazione di altri indicatori biologici da affiancare all'IBE senza specificare quali tipologie di organismi utilizzare, la Dir. 2000/60/CE entra più nel dettaglio, prevedendo

l'analisi di nove componenti per la classificazione dello stato ecologico dei fiumi, fra cui macrofite e fitobenthos. Essa non specifica tuttavia le metodologie per l'analisi delle componenti individuate, demandando la loro definizione agli Stati membri. Lo Stato italiano non ha per ora preso posizione sulle scelte metodologiche da attuare. In Francia è stato normato in modo ufficiale un metodo di analisi delle acque basato sulle diatomee (AFNOR, 2000). Altri stati hanno sperimentato varie metodiche basate sia sulle Diatomee (PRYGIEL *et*

*al.*, 1999), sia su altre componenti algali.

Sul territorio nazionale la metodologia finora più sperimentata è l'Indice Diatomico di Eutrofizzazione/Polluzione EPI-D (DELL'UOMO, 1996).

La maggior parte degli studi nella nostra nazione riguarda i fiumi dell'Italia centrale (DELL'UOMO, 1991, 1996, 1999; DELL'UOMO e TANTUCCI, 1996; DELL'UOMO e GRANDONI, 1997; DELL'UOMO *et al.*, 1999; GRANDONI e DELL'UOMO, 1996), mentre sono ancora scarse le indagini sui popolamenti diatomici in Piemonte (FASINA, 2001; GRISELLI *et al.* 2003; PASTORIS 2003).

Da alcuni anni in ARPA Piemonte e presso l'Università di Torino si sta sperimentando il metodo EPI-D su alcuni corsi d'acqua della regione. Gli obiettivi di tale studio sono: a) saggiare e standardizzare le varie fasi applicative del metodo al fine di ridurre la soggettività, b) verificare l'applicabilità ed utilità degli indicatori diatomici, c) confrontare i valori di EPI-D con altri parametri utilizzati nel monitoraggio dei corpi idrici, primo fra tutti l'IBE; d) approfondire le conoscenze sullo stato dei corsi d'acqua del Piemonte, e) pervenire alla stesura di una prima check-list delle specie diatomiche piemontesi.

A tal fine sono stati indagati 4 corpi idrici: il Po, due suoi affluenti di sinistra rappresentati dall'Orco e dal Malone ed il Chiusella che si immette nella Dora Baltea, anch'essa affluente di sinistra del Po.

## MATERIALI E METODI

Nella tabella I sono riassunte alcune informazioni relative ai corpi idrici indagati.

In totale sono state monitorate 26 stazioni nel periodo compreso tra maggio 2000 e maggio 2003. Tali stazioni erano rappresentative di ambienti estremamente eterogenei: alpino, prealpino e planiziale, talora sottoposti a forti pressioni antropiche.

Per ogni stazione (ad eccezione di alcuni punti sul Malone: le stazioni M1 e M2, localizzate più a monte, sono state aggiunte nella seconda campagna) sono stati effettuati due campionamenti in periodi successivi e complessivamente sono state effettuate 50 valutazioni dell'Indice EPI-D.

In tutti i punti di campionamento sono stati determinati i seguenti parametri chimico-fisici e biologici: N totale, N nitrico, Bicarbonati, Cloruri, Solfati, Conduttività, Durezza, IBE, *Escherichia coli*, ad eccezione della campagna del 2000 sul Malone in cui non era stato effettuato l'IBE.

Si è proceduto all'identificazione di tutte le specie presenti ed alla conta di almeno 400 individui secondo quanto indicato da CEN prEN 14407:2002 (E).

L'EPI-D è stato applicato seguendo la metodologia proposta da DELL'UOMO (1996).

Per il calcolo dell'EPI-D è stata utilizzata la formula di ZELINKA e MARVAN (1961) e sono stati utilizzati gli indici aggiornati di "affidabilità" e quello "integrato ponderato di sensibilità" rinvenuti nel software Omnidia 3.2.

Poichè la metodologia di calcolo dell'EPI-D prevedeva una stima dell'abbondanza con l'attribuzione di un valore che va da 5 a 1 a seconda che la specie sia dominante (5), codominante (4), in discreta quantità (3), in modesta quantità (2) o rara (1), i rilevamenti diatomici sono stati elaborati utilizzando quattro differenti criteri (A, B, C, D) di stima dell'abbondanza: i primi tre semiquantitativi ed il quarto quantitativo, inserendo il valore percentuale delle specie senza adozione di classi di abbondanza (GRISELLI, *et al.* 2003).

È stato utilizzato il test non parametrico di Spearman ( $r_s$ ), che si basa su un'analisi di rango, per valutare le correlazioni tra l'EPI-D e l'IBE, e tra i due bioindicatori ed i parametri microbiologici e chimico-fisici (programma STATISTICA 5.1).

Sulla matrice delle frequenze percentuali delle specie rinvenute è stata eseguita un'analisi statistica multivariata di classificazione (Cluster analysis) utilizzando il programma STATISTICA 5.1.

L'analisi multivariata è stata eseguita con lo scopo di individuare stazioni omogenee per quanto riguarda la composizione delle specie diatomiche ed evidenziare fattori ambientali che ne influenzano la distribuzione. La classificazione delle stazioni è stata effettuata secondo il metodo di Ward ed utilizzando come criterio di legame la distanza euclidea.

Tab. I. Corpi idrici monitorati.

Corpo idrico	N° stazioni monitorate	Tot. EPI-D valutati	Periodo indagine	Lunghezza (km)**	Range altitudinale (m)**	Ampiezza bacino(kmq)*
Po	3	6	10/02 - 05/03	23	180-160	9700
Malone	14	26	05/00 - 05/01	42	1070-180	345
Orco	6	12	10/02 - 05/03	67	1590-180	909
Chiusella	3	6	10/02 - 05/03	40	720-220	210

\* sotteso nel punto più a valle del monitoraggio

\*\* compreso tra il punto di monitoraggio più a monte e quello più a valle

È stato applicato il test statistico non parametrico di Kruskal e Wallis per individuare i parametri chimico-fisici e biologici discriminanti i cluster.

## RISULTATI

### Considerazioni metodologiche

L'utilizzo di diversi criteri di stima dell'abbondanza può portare all'ottenimento di differenti classi di qualità. Nella tabella II sono riportate le classi rinvenute elaborando i dati relativi al Malone.

I valori di EPI-D sono stati correlati con i parametri chimico-fisici e biologici. Nella tabella III sono riportati i valori dei coefficienti di correlazione di Spearman ed i relativi limiti di confidenza. L'indice ricavato utilizzando come stima dell'abbondanza la frequenza percentuale delle specie è risultato nel complesso più correlato con i parametri confrontati. Le elaborazioni successive dei dati sono state effettuate utilizzando il valore percentuale della specie come stima dell'abbon-

danza.

Sono state identificate 131 tra specie e varietà diatomiche e, considerata la molteplicità degli habitat monitorati, si può ritenere la lista ottenuta già rappresentativa di buona parte della flora diatomica reofila del Piemonte.

I valori di EPI-D rinvenuti variano da un minimo di 0,5 a un massimo di 3,2 ricomprendendo ambienti a differente grado di compromissione; si passa infatti da stazioni caratterizzate da qualità eccellente a stazioni in cui il corpo idrico risulta completamente degradato. Il Po è risultato il corso d'acqua maggiormente compromesso, seguito dal Malone. Nella figura 1 sono rappresentati i grafici che descrivono gli andamenti dell'EPI-D partendo da monte.

### Qualità dei corpi idrici

MALONE: i punti M1, M2, M3 si trovano in ambiente montano e pedemontano ed in base alla scala inter-

**Tab. II.** Classi di qualità rinvenute sul Malone (punti di monitoraggio M1-M14 da monte a valle) usando differenti criteri di stima dell'abbondanza (A, B, C, D).

	anno 2000					anno 2001			
	CLASSE EPI-D A	CLASSE EPI-D B	CLASSE EPI-D C	CLASSE EPI-D D		CLASSE EPI-D A	CLASSE EPI-D B	CLASSE EPI-D C	CLASSE EPI-D D
M1	/	/	/	/	M1	2	2	2	2
M2	/	/	/	/	M2	2	2	2	1
M3	3	2	2	1	M3	3	3	3	1
M4	2	2	3	2	M4	4	4	4	3
M5	5	5	5	7	M5	5	6	5	5
M6	4	5	5	6	M6	5	5	5	6
M7	5	5	5	6	M7	5	5	5	5
M8	6	6	6	7	M8	5	5	5	6
M9	5	5	5	7	M9	6	6	6	7
M10	5	6	6	6	M10	6	6	6	7
M11	5	5	5	7	M11	6	6	6	7
M12	4	6	6	7	M12	4	5	5	6
M13	6	6	7	8	M13	5	5	5	6
M14	5	5	5	7	M14	5	5	5	6

EPI-D	1	2	3	4	5	6	7	8
Classi Qualità								

#### Nota sui criteri di stima dell'abbondanza:

- è stato attribuito valore 5 alla specie dominante; 4 alle specie codominanti, comprese tra il valore percentuale della dominante ed il valore pari alla sua metà; 3 alle specie in percentuale compresa tra la metà ed  $\frac{1}{4}$  della dominante; 2 alle specie con percentuale  $< \frac{1}{4}$  della dominante, ma presenti con più di un singolo individuo; 1 per le specie rare, che sono state conteggiate una sola volta o risultano presenti, ma sono state rinvenute al di fuori del conteggio.
- è stato attribuito valore 5 a tutte le specie presenti con frequenza  $> 75\%$ ; 4 a quelle comprese tra il 75% e il 50%; 3 alle specie comprese tra il 50% e il 25%; 2 tra il 25% e il 5%; 1 alle specie con frequenza  $< 5\%$ .
- è stato attribuito valore 5 a tutte le specie presenti con frequenza  $> 40\%$ ; 4 a quelle comprese tra il 40% e il 30%; 3 alle specie comprese tra il 30% e il 15%; 2 a quelle comprese tra il 15% e il 5%; 1 alle specie con frequenza  $< 5\%$ .
- è stato inserito il valore percentuale delle specie senza adozione di classi di abbondanza.

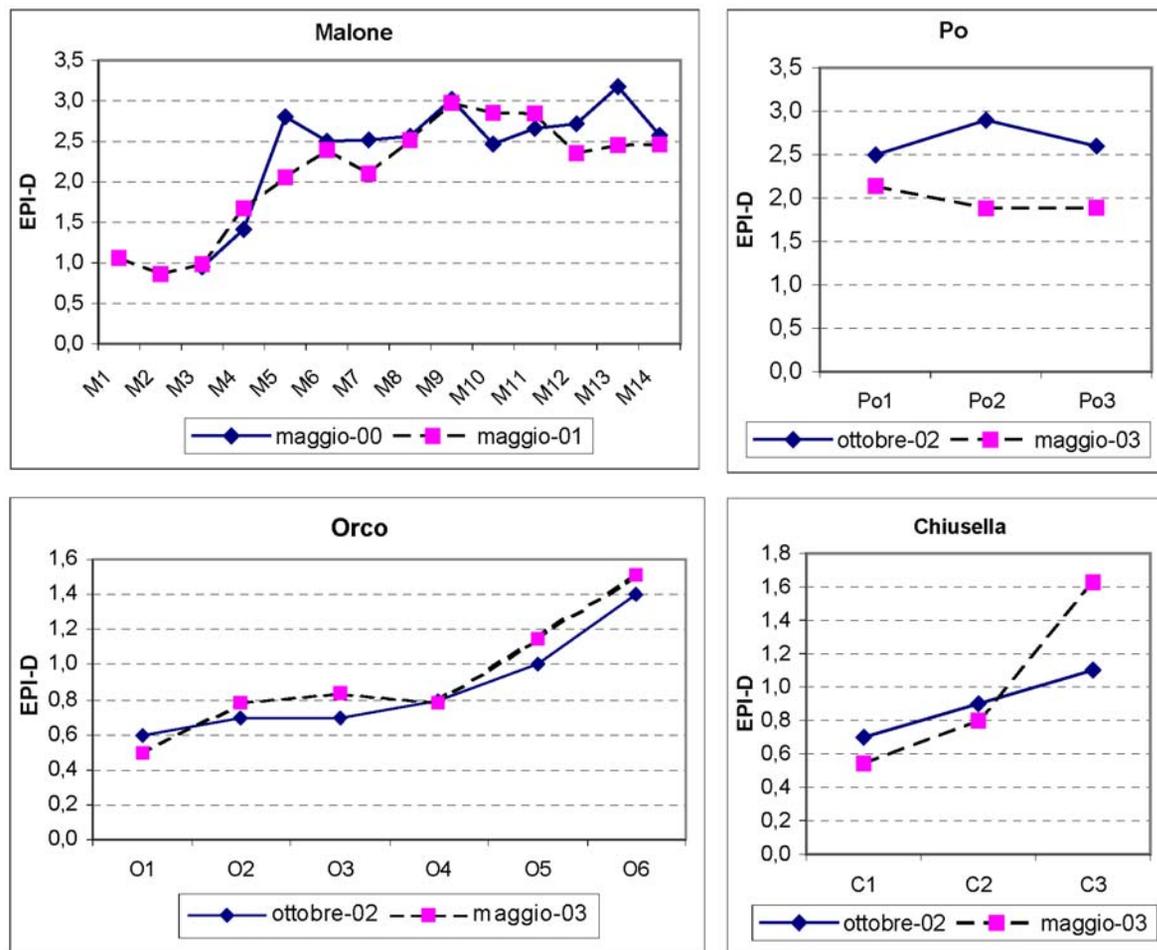
**Tab. III.** Correlazioni tra valori EPI-D rinvenuti nel Malone e calcolati con i criteri A, B, C, D di stima dell'abbondanza (vedi nota in Tab. II) e parametri chimico-fisici e biologici.

	EPI-D A	EPI-D B	EPI-D C	EPI-D D
<b>IBE</b>	0,5 (p=0,240)	0,7 (p=0,042)	0,6 (p=0,133)	0,7 (p=0,066)
<b>E. coli</b>	0,5 (p=0,005)	0,4 (p=0,051)	0,4 (p=0,024)	0,5 (p=0,009)
<b>N totale</b>	0,5 (p=0,006)	0,6 (p=0,002)	0,6 (p=0,002)	0,7 (p=0,000)
<b>N nitrico</b>	0,5 (p=0,013)	0,5 (p=0,004)	0,6 (p=0,002)	0,7 (p=0,000)
<b>Bicarbonati</b>	0,6 (p=0,001)	0,6 (p=0,003)	0,6 (p=0,001)	0,6 (p=0,001)
<b>Cloruri</b>	0,5 (p=0,008)	0,6 (p=0,002)	0,6 (p=0,002)	0,5 (p=0,008)
<b>Solfati</b>	0,7 (p=0,000)	0,5 (p=0,005)	0,5 (p=0,005)	0,6 (p=0,003)
<b>Conducibilità</b>	0,6 (p=0,001)	0,5 (p=0,005)	0,6 (p=0,002)	0,6 (p=0,001)
<b>Durezza</b>	0,6 (p=0,000)	0,6 (p=0,001)	0,7 (p=0,000)	0,7 (p=0,000)

pretativa, comprendente 8 classi di qualità, risultano ambienti di qualità eccellente e buona. Un drastico peggioramento si osserva a partire dalla stazione M4. Le stazioni da M4 a M14 sono in un'area di pianura in cui la presenza di attività industriali risulta superiore alla media piemontese e sono presenti un gran numero di scarichi di piccole e medie dimensioni. Fra i punti M4 e M5 si hanno le immissioni del Viana e Fandaglia, due affluenti con un forte carico inquinante. La qualità del corpo idrico nel tratto pianiziale è decisamente compromessa e la maggior parte delle stazioni è rappresentativa di un ambiente pesantemente inquinato.

ORCO: i punti di monitoraggio O1, O2, O3 sono in ambiente montano, il corpo idrico risulta di qualità eccellente e buona ed i punti O4-O6, pur essendo di pianura ed interessati dalla presenza di centri urbani di una certa rilevanza (Cuornè, Castellamonte, Rivarolo, Chivasso), permangono in tali condizioni.

PO: sono stati monitorati 3 punti, quello più a monte, circa 20 km a valle della città di Torino, risente ancora



**Fig. 1.** Stazioni di monitoraggio con i valori di EPI-D.

dell'immissione dello scarico del depuratore SMAT che raccoglie i reflui di tutto l'hinterland torinese. Nella campagna autunnale del 2002 ed in quella primaverile del 2003 infatti, il punto Po1 è risultato rispettivamente in condizioni di forte e moderato inquinamento.

Nella campagna autunnale, caratterizzata da livelli idrometrici inferiori, i punti sono risultati in situazioni di forte e pesante inquinamento. Tra il punto Po1 e Po2 si ha l'immissione del Malone e dell'Orco, nonché il prelievo idrico del canale Cavour; questo determina, in condizioni di minor portata, un forte impatto sulla acque per l'apporto e concentrazione di inquinanti dovuto soprattutto al Malone ed alla captazione irrigua. Tra i punti Po2 e Po3 si ha l'immissione della Dora Baltea che ha un effetto positivo per

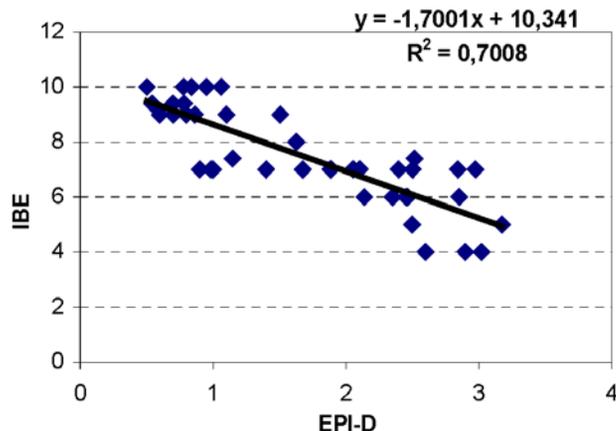


Fig. 2. Correlazione tra EPI-D e IBE (r Spearman -0,83 p<0,000).

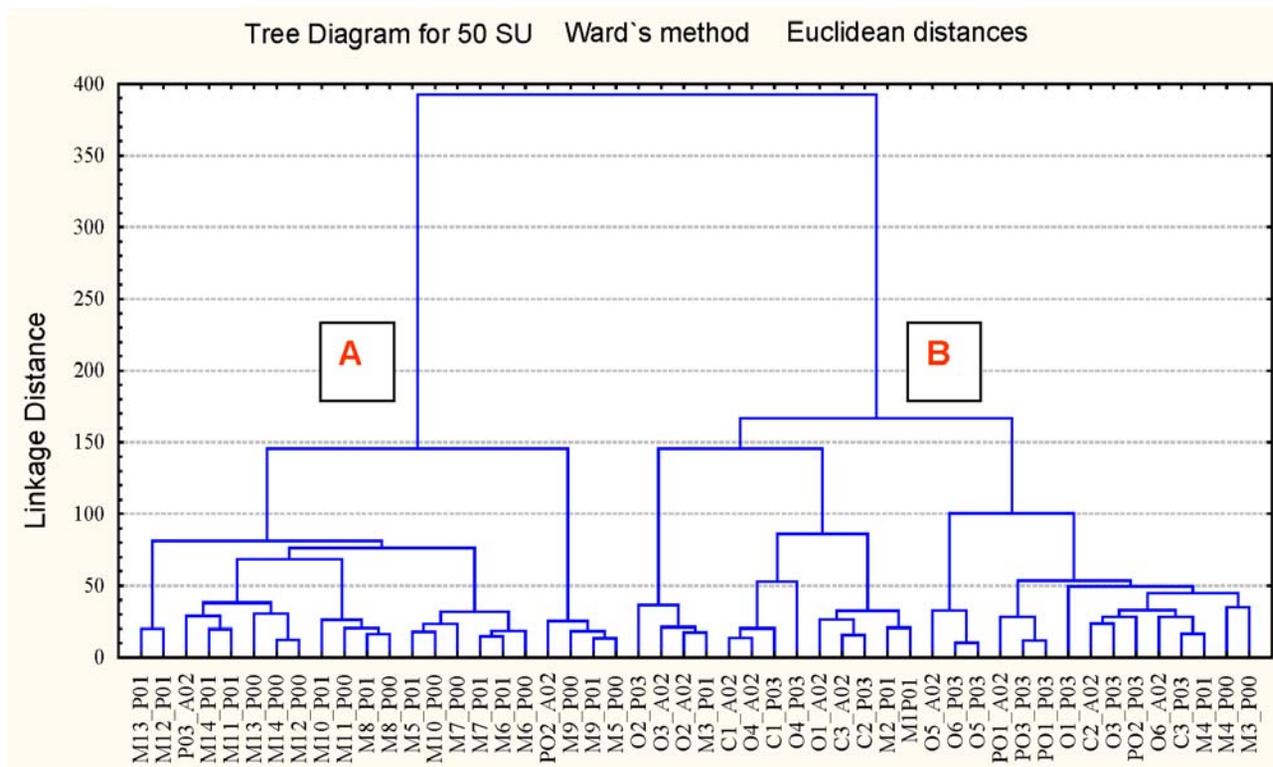


Fig. 3. Dendrogramma delle stazioni. Si evidenziano 2 clusters: A e B che differiscono significativamente ( $p \leq 0,05$ ) per: EPI-D, IBE, E.coli, N nitrico, N ammoniacale, cloruri, bicarbonati, ortofosfati, solfati e durezza.

Tab. IV. Analisi di correlazione ( $p \leq 0,05$ ). I parametri durezza e conducibilità non sono risultati correlati.

		E. coli	N totale	N nitrico	P totale	Ortofosfati	Cloruri	Solfati
EPI-D	r Spearman	0,71	0,93	0,91	0,74	0,82	0,89	0,89
IBE	r Spearman	-0,64	-0,86	-0,81	-0,64	-0,78	-0,77	-0,71

l'aumento della portata del fiume senza un forte apporto di inquinanti.

CHIUSELLA: dei 3 punti monitorati uno risulta in ambiente montano; nel complesso il torrente risulta di qualità eccellente/buona e solamente nel punto più a valle si è evidenziata una situazione di lieve inquinamento probabilmente dovuto all'immissione del Rio Ribes inquinato da scarichi domestici.

### Elaborazione statistica

I valori di EPI-D e IBE hanno esibito una forte correlazione negativa ( $r$  Spearman  $-0,83$   $p < 0,000$ ) (Fig. 2). I due indici sono stati inoltre correlati con parametri biologici e chimico-fisici (*E. coli*, N totale, N nitrico, P totale, Ortofosfati, Cloruri, Solfati, Durezza e Conducibilità). Ad eccezione di Durezza e Conducibilità tutti i parametri sono risultati significativamente correlati e l'EPI-D rispetto all'IBE ha evidenziato correlazioni più forti (Tab. IV). Questa evidenza è giustificata dal fatto che l'EPI-D è determinato sulla base di indici ecologici specifici delle specie, tarati in funzione della reattività delle diatomee alla polluzione organica, minerale e al grado trofico.

Dalla cluster analysis si sono evidenziati due raggruppamenti: A e B che separano nettamente le stazioni del Malone, ad eccezione delle 4 stazioni localizzate più a monte e le due stazioni localizzate sul Po, dalle restanti (Fig. 3). Il cluster A, che comprende 22 stazioni, è caratterizzato da un valore medio di EPI-D di 2,6 corrispondente ad ambiente pesantemente inquinato; il cluster B, che comprende 28 stazioni, è caratterizzato da un valore medio di EPI-D di 1,1 corrispondente ad un ambiente di buona qualità.

Dall'applicazione del test statistico non parametrico di Kruskal Wallis si è evidenziato che i cluster A e B differiscono significativamente ( $p \leq 0,05$ ) per gli indici EPI-D e IBE e per i parametri biologici e chimico fisici *E. coli*, N nitrico, N totale, Cloruri, Bicarbonati, Ortofosfati, Solfati, e Durezza; la Conducibilità non è risultata discriminante.

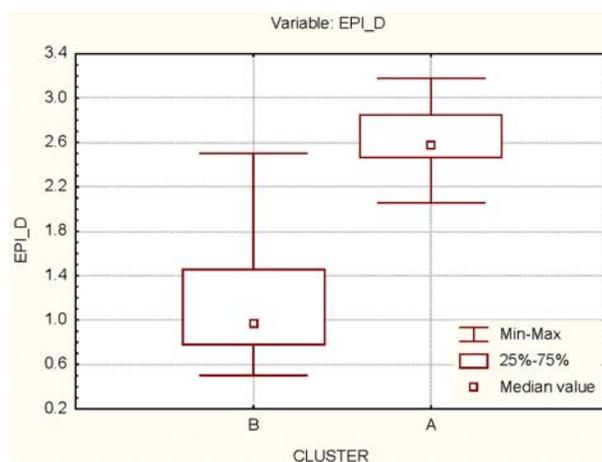
Nelle figure 4 e 5 sono rappresentati rispettivamente la distribuzione dei valori di EPI-D e di un parametro chimico (solfati) tra i due *clusters* mediante grafici "box" con indicazione della mediana, dei valori minimi e massimi e del 25° e 75° percentile. È evidente una netta diversificazione dei valori corrispondenti.

Per quanto riguarda la composizione floristica dei cluster si sono evidenziate delle specie che li caratterizzano sulla base della loro diffusione (presenza/assenza) e abbondanza; si sono considerate le sole specie con indice di affidabilità buono o elevato (3-5).

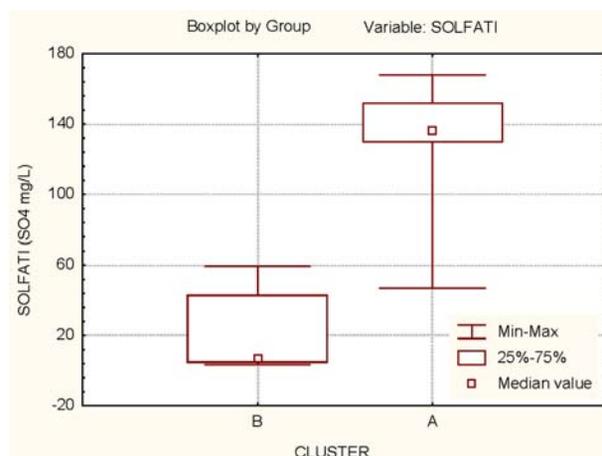
Cluster A: questo gruppo è risultato caratterizzato dalla presenza di specie tipiche di acque trofiche/inquinata. Si segnalano specie appartenenti al genere

*Navicula* (*Navicula minima* Grunow, *Navicula subminuscola* Manguin, *Navicula saprophila* Lange-Bertalot & Bonik) e al genere *Nitzschia*: *Nitzschia acicularis* (Kützing) W. Smith. Queste specie sono caratterizzate da indici specifici di eutrofizzazione/polluzione compresi tra 3,0 e 3,5.

Cluster B: questo gruppo è caratterizzato da specie sensibili alla presenza di sali ed all'eutrofizzazione; si segnalano in particolare alcune specie appartenenti al genere *Achnantes* (*Achnantes biasoletiana* Grunow, *Achnantes bioretii* Germain, *Achnantes lanceolata* (Brébisson) Grunow, *Achnantes minutissima* Kützing), al



**Fig. 4.** Distribuzione dei valori di EPI-D rinvenuti nei 2 clusters. Cluster A: EPI-D medio 2,6 (Classe di qualità 6: ambiente pesantemente inquinato). Cluster B: EPI-D medio 1,1 (Classe di qualità 2: ambiente di buona qualità).



**Fig. 5.** Distribuzione dei valori di concentrazione dei solfati rinvenuti nei 2 clusters. Cluster A: concentrazione media 133 mg/L. Cluster B: concentrazione media 20 mg/L.

genere *Fragilaria* (*Fragilaria capucina* Desmazières, *Fragilaria arcus* (Ehrenberg) Cleve) e al genere *Diatoma*: *Diatoma mesodon* (Ehrenberg) Kützing. Queste specie presentano indici specifici di eutrofizzazione/polluzione compresi tra 0,2 e 1,0.

## DISCUSSIONE

Al fine di giungere ad una completa standardizzazione dell'indice sono state sperimentate differenti metodologie di stima dell'abbondanza, fattore che interviene nell'applicazione della formula di calcolo dell'EPI-D. Da un punto di vista metodologico si è evidenziato che l'inserimento del valore percentuale delle specie risulta il metodo meno soggettivo e nel complesso quello che meglio correla l'EPI-D ai parametri chimico-fisici e biologici. Si auspica quindi che possa essere adottato in modo preferenziale al fine di rendere confrontabili i dati derivanti da differenti monitoraggi.

L'Indice EPI-D, in base alle prime osservazioni effettuate, è risultato un buon indicatore della qualità dei corpi idrici. L'Indice diatamico, rispetto all'IBE, mette maggiormente in evidenza situazioni di criticità associate all'eutrofizzazione delle acque, inoltre può essere applicato anche in condizioni in cui, per l'ec-

cessiva corrente o profondità, non è possibile scendere in alveo. Il suo utilizzo routinario allo stato attuale non è realizzabile con la frequenza ed abbondanza di stazioni con cui viene monitorato l'IBE. La determinazione sistematica delle diatomee, infatti, è molto complessa; alcune specie possono avere caratteristiche morfologiche che ne rendono facile il riconoscimento, altre invece possono risultare molto simili morfologicamente, ma avere valenze ecologiche molto diverse e quindi differenti indici specifici di eutrofizzazione e polluzione.

È necessario quindi che la metodologia venga applicata da operatori esperti. I tempi richiesti per il conteggio di un numero sufficiente di individui rappresentano un elemento limitante, essi possono essere tuttavia ridotti passando dall'osservazione dell'intero vetrino a un conteggio random di almeno 400 individui, che risulta sufficientemente rappresentativo dell'intera popolazione.

Per quanto riguarda la sistematica si ritiene indispensabile avviare un progetto che porti alla stesura di una check-list delle specie diatomiche del Nord Italia e, conseguentemente, ad una chiave sistematica ridotta e semplificata.

## BIBLIOGRAFIA

- AFNOR, 2000. *Norme française NF T90-354: Qualité de l'eau - Détermination de l'Indice Biologique Diatomées (IBD)*. Paris: Association Française de Normalisation. 63 pp.
- CEN, 2002. prEN 14407:2002 (E) Water quality - *Guidance standard for the identification and enumeration of benthic diatom samples from rivers, and their interpretation*. (Under Approval). CEN/TC 230-Work programme.
- DELL'UOMO A., 1991. Use of benthic macroalgae for monitoring rivers in Italy. In: Whitton B.A. Rott, E. & Friedrich G. (eds). *Use of algae for monitoring rivers*. Innsbruck: Universität, Institut für Botanik: 129-137.
- DELL'UOMO A., 1996. Assessment of water quality of an Apennine river as a pilot study for diatom-based monitoring of Italian watercourses. In: WHITTON B.A. & ROTT E. (eds.). *Use of algae for monitoring rivers II*. Innsbruck: Universität, Institut für Botanik: 65-72.
- DELL'UOMO A., 1999. Use of algae for monitoring rivers in Italy: current situation and perspectives. In: Prygiel, J., Whitton B.A. & Bukowska J. (eds.). *Use of algae for monitoring rivers III. Proceedings of an International Symposium held at the Agence de l'Eau Artois-Picardie: Douai, France, 29 September - 1 October 1997*. Douai Cedex: Agence de l'Eau Artois-Picardie: 17-25.
- DELL'UOMO A., GRANDONI P., 1997. Diatomee e qualità dell'acqua: biomonitoraggio del Fiume Sentino (bacino del Fiume Esino, Marche). In: Atti Conv. Scient. "S.It.E." **18**: 445-448.
- DELL'UOMO A., PENSIERI A., CORRADETTI D., 1999. Epilithic diatoms from the Esino river (central Italy) and their use for the evaluation of the biological quality of the water. *Cryptogam. Algol.*, **20** (3): 253-269.
- DELL'UOMO A., TANTUCCI C., 1996. Impiego delle Diatomee nel monitoraggio biologico del Fiume Musone (Marche). *S.It.E. Atti*, **17**: 499-502.
- GRANDONI P., DELL'UOMO A., 1996. Biomonitoraggio dell'alto corso del Fiume Potenza (Marche) mediante impiego di Diatomee. *Riv. Idrobiol.*, **35** (1/2/3): 71-85.
- GRISELLI B., FOGLIATI P.L., GHIONE M., STIVALETTI C., ZAMBELLI P., 2003. Biomonitoraggio delle acque correnti mediante l'impiego di indicatori algali, studio pilota sul Malone e suoi affluenti. *ARPA Piemonte* 50 pp., dicembre 2003.
- FASSINA S., 2001. *Applicazione e comparazione di tre Indici Diatomici e dell'Indice Biotico Esteso per la valutazione della qualità ambientale in ecosistemi fluviali*. Tesi di laurea in Scienze Naturali. Università degli Studi di Torino, Facoltà di

- Scienze M.F.N, Relatore G. Badino, 130 pp
- PASTORIS F., 2003. *L'indice diatamico E.P.I. (Eutrophication and Pollution Index) nella valutazione della qualità ambientale dei corsi d'acqua canavesani*. Tesi di laurea in Scienze Naturali, Università degli Studi di Torino, Facoltà di Scienze M.F.N., Relatore G. Badino, 202 pp.
- PRYGIEL J., COSTE M., BUKOWSKA J., 1999. Review of the major diatom-based techniques for the quality assessment of rivers - State of the art in Europe. In: Prygiel J., Whitton B.A., Bukowska, J. (eds.). *Use of algae for monitoring rivers III. Proceedings of an International Symposium held at the Agence de l'Eau Artois-Picardie: Douai, France, 29 September - 1 October 1997*. Douai Cedex: Agence de l'Eau Artois-Picardie: 224-238.
- ZELINKA M., MARVAN P., 1961. Zur Präzisierung der biologischen Klassifikation der Reinheit fließender Gewässer. *Arch. Hydrobiol.*, **57**: 389-407.

# Diatomee come indicatori della qualità biologica dei corsi d'acqua. EPI-D ed altri metodi europei a confronto: il caso studio del fiume Tevere

**Cristina Cappelletti<sup>1\*</sup>, Francesca Ciutti<sup>1</sup>, Alessandra Crippa<sup>1</sup>,  
Laura Mancini<sup>2</sup>, Maria Elena Beltrami<sup>2</sup>, Elio Pierdominici<sup>2</sup>, Antonio Dell'Uomo<sup>3</sup>**

*1 Istituto Agrario di San Michele all'Adige - Via E. Mach, 1 - 38010 San Michele all'Adige (TN)*

*2 Istituto Superiore di Sanità - Viale Regina Elena, 299 - 00161 Roma*

*3 Università di Camerino, Dipartimento di Botanica ed Ecologia, Via Pontoni, 5 - 62032 Camerino (MC)*

*\* Referente per la corrispondenza (Fax 0461 650956; cristina.cappelletti@iasma.it)*

## Riassunto

L'analisi della comunità delle diatomee epilithiche è utilizzata in molti paesi europei ed extraeuropei come strumento di valutazione della qualità biologica delle acque correnti.

Scopo del presente lavoro è verificare l'applicabilità dell'Indice Diatomico di Eutrofizzazione/Polluzione (EPI-D) sul fiume Tevere e su un suo tributario (Aniene) e valutare la correlazione con i principali indici diatomici europei. A tal fine il calcolo degli indici è stato effettuato attraverso l'impiego del software Omnidia 3.2.

Lo studio ha permesso di identificare un elevato numero di taxa ed ha rilevato una scadente qualità dei corsi d'acqua oggetto dell'indagine. L'EPI-D ha evidenziato una correlazione significativa con tutti gli indici considerati, ad eccezione di % PT e di IDG.

PAROLE CHIAVE: Diatomee epilithiche / indici diatomici / EPI-D / Direttiva 2000/60/CE / Tevere

## Diatoms as indicators of biological quality of rivers. A comparison among EPI-D and other European methods: a case study of Tiber river

Epilithic diatoms are used for biological quality assessment in running waters in many European countries. This study represents a first attempt to apply EPI-D diatom index to the Tiber and Aniene rivers. Other European diatom indices have been also calculated using OMNIDIA 3.2 software and a correlation among indices has been estimated.

124 diatom species have been identified. EPI-D values showed a bad quality in almost all sampling stations. EPI-D revealed a significant correlation with all considered indices, except for %PT and IDG.

KEY WORDS: Epilithic diatoms / diatom index / EPI-D / Water Framework Directive 2000/60/EC / Tevere

## INTRODUZIONE

La Direttiva 2000/60/CE (UNIONE EUROPEA, 2000) individua tra gli elementi biologici necessari per la classificazione dello stato ecologico dei corsi d'acqua, la "composizione e abbondanza della flora acquatica". In questo contesto le Diatomee, organismi acquatici tra i più sensibili nella definizione della qualità biologica dei fiumi e già utilizzati in molti paesi europei ed extraeuropei (WHITTON *et al.*, 1991; WHITTON e ROTT, 1996; PRYGIEL *et al.*, 1999), possono essere elette come rappresentanti della comunità algale.

In Italia, a seguito di studi svolti su corsi d'acqua di tipologia appenninica, è stato sviluppato un indice diatomico -EPI-D, Indice di Eutrofizzazione/Polluzione- basato sulla sensibilità delle Diatomee nei confronti

della sostanza organica, dei sali nutritivi e della mineralizzazione dell'acqua, più specificatamente dei cloruri (DELL'UOMO, 1996; DELL'UOMO e TANTUCCI, 1996; GRANDONI e DELL'UOMO, 1996; DELL'UOMO e GRANDONI, 1997; DELL'UOMO, 1999; DELL'UOMO *et al.*, 1999; TORRISI e DELL'UOMO, 2001; DELL'UOMO, 2004). Tale indice è stato applicato sporadicamente anche in realtà differenti, come, ad esempio, quelle dei corsi d'acqua alpini (CIUTTI *et al.*, 2000; CAPPELLETTI *et al.*, 2003; CIUTTI *et al.*, 2004).

Il presente lavoro è parte integrante di un più ampio progetto di ricerca dell'Istituto Superiore di Sanità dal titolo "Indicatori di sostenibilità per la valutazione integrata degli impatti antropici sulle acque superficiali e

strategie di protezione delle risorse idriche per le popolazioni: il caso di studio del bacino idrografico del fiume Tevere”, condotto nel corso del 2002 e del 2003. Scopo del lavoro è valutare l’efficacia dell’EPI-D nella definizione della qualità di acque mediamente-pesantemente impattate e confrontarlo con gli altri indici europei.

## MATERIALI E METODI

### Area di studio

L’indagine è stata condotta nel corso del 2002 (febbraio, maggio e ottobre) sul bacino idrografico del fiume Tevere, su quattro stazioni dell’asta principale (Passo Corese - PC, Castel Giubileo - CG, Magliana - MA e Mezzocamino - ME) e su una stazione sita sul fiume Aniene a Ponte Mammolo (A) (Fig. 1).

La stazione Passo Corese è sita circa 20 Km a monte di Roma. Il territorio circostante è adibito a coltivazioni agricole e la vegetazione perifluviale è limitata ad una ristretta fascia arborea, spesso discontinua.

La prima stazione localizzata all’interno della città di Roma, Castel Giubileo, si trova a valle di uno sbarramento idroelettrico, i cui rilasci causano frequenti oscillazioni della portata e del livello dell’acqua. L’area circostante è caratterizzata da coltivazioni e sporadiche aree urbanizzate, mentre la fascia perifluviale presenta vegetazione riparia arborea discontinua. La stazione Magliana è localizzata a monte del depuratore ROMA SUD. L’area circostante è principalmente agricola con qualche insediamento urbano. La fascia di vegetazione riparia, arborea ed arbustiva, è molto stretta e discontinua. La stazione Mezzocamino è localizzata a valle del depuratore ROMA SUD in un’area principalmente agricola. La fascia di vegetazione perifluviale, stretta e spesso interrotta, è arborea. Il detrito è frequentemente anaerobico. Nelle stazioni indagate l’alveo è raddrizzato, la corrente è uniforme e i sedimenti sono sabbiosi o limosi. Il periphyton è generalmente sviluppato, mentre le macrofite acquatiche sono rare. La larghezza dell’alveo è stimata tra i 40 e i 60 metri.

La stazione Ponte Mammolo è invece situata sul fiume Aniene, affluente in riva sinistra del Tevere con confluenza all’interno della città di Roma. L’area circostante la stazione di campionamento è urbanizzata con sporadiche aree coltivate e presenta una fascia riparia arbustiva. I sedimenti sono sabbiosi e spesso il detrito è anaerobico. L’alveo, largo 8-10 metri, presenta una sezione naturale, mancano raschi e pozze, la corrente è uniforme.

### Studio della comunità diatomica

Il campionamento è stato effettuato secondo metodiche standardizzate (KELLY *et al.*, 1998). Le Diatomee epilittiche sono state prelevate raschiando con uno

spazzolino i substrati duri presenti (ciottoli o, in talune stazioni, substrati verticali inerti, es. piloni di ponti). Il materiale raccolto è stato fissato in formalina al 4%. I campioni sono stati trattati in laboratorio con acqua ossigenata a 130 vol. fino a completa ossidazione della sostanza organica e con acido cloridrico per la dissoluzione del carbonato di calcio. I frustuli puliti sono stati quindi montati in vetrini permanenti utilizzando la resina sintetica Naphrax (indice di rifrazione 1.7) (EN 13946, 2003). La determinazione tassonomica è stata effettuata fino al livello di specie con osservazione al microscopio ottico a 1000 ingrandimenti e l’impiego di chiavi dicotomiche (KRAMMER e LANGE-BERTALOT, 1986-2000).

La valutazione dell’abbondanza relativa delle specie è stata compiuta attraverso il conteggio di 400 valve secondo procedure standardizzate (EN 14407, 2004). Tale metodo è stato preferito a quello dell’attribuzione

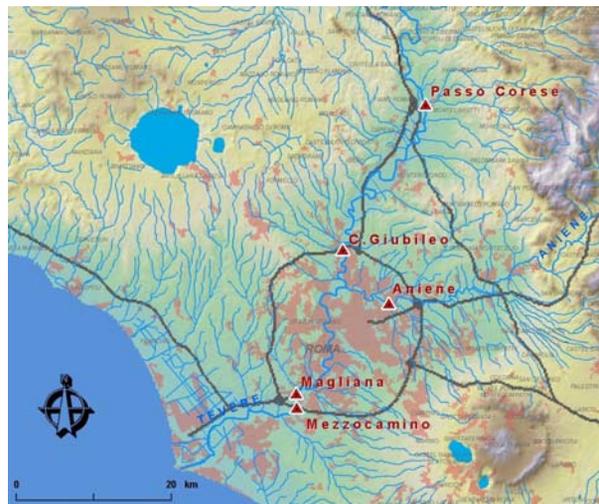


Fig. 1. Mappa delle stazioni (Passo Corese PC, Castel Giubileo CG, Magliana MA, Mezzocamino ME, Aniene A).

Tab. I. Elenco dei generi e loro ricchezza in specie e varietà rilevate nella conta di 400 valve per campione.

Genere	n° sp. e var.	Genere	n° sp. e var.
<i>Achnanthes</i>	7	<i>Fragilaria</i>	7
<i>Amphipleura</i>	1	<i>Frustulia</i>	1
<i>Amphora</i>	6	<i>Gomphonema</i>	5
<i>Asterionella</i>	1	<i>Gyrosigma</i>	1
<i>Bacillaria</i>	1	<i>Melosira</i>	1
<i>Caloneis</i>	1	<i>Navicula</i>	31
<i>Cocconeis</i>	4	<i>Nitzschia</i>	33
<i>Cyclostephanos</i>	1	<i>Reimeria</i>	1
<i>Cyclotella</i>	9	<i>Rhoicosphenia</i>	1
<i>Cymbella</i>	3	<i>Stephanodiscus</i>	2
<i>Diatoma</i>	2	<i>Surirella</i>	4
<i>Diploneis</i>	1	<b>Tot. specie e varietà</b>	<b>124</b>

di classi di abbondanza –da 1, specie presente a 5, specie dominante– (DELL’UOMO *et al.*, 1999; DELL’UOMO, 2004), al fine di uniformare la procedura con quella già adottata da altri metodi europei (CIUTTI *et al.*, 2004).

Il calcolo degli indici che utilizzano le Diatomee, compreso l’EPI-D è stato effettuato attraverso l’impiego del software Omnidia 3.2 (LECOINTE *et al.*, 1993; LECOINTE *et al.*, 1999). I valori ottenuti sono standardizzati in scala 1 a 20, così da rendere più semplice ed immediato il confronto tra i diversi metodi. Gli altri indici calcolati sono: Indice di Polluzione Specifica - IPS (CEMAGREF, 1982), Indice di Sladeczek - SLA (SLADECEK, 1986), Indice di Descy - DES (DESCY, 1979), Indice di Leckerq e Maquet - L&M (LECKERQ e MAQUET, 1987), Indice di Steinberg e Schiefele - SHE (STEINBERG e SCHIEFELE, 1988, SCHIEFELE e SCHREINER, 1991), Indice di Watanabe - WAT (WATANABE, 1982, 1990), Indice Trofico Diatomico di Kelly e Whitton - TDI (KELLY e WHITTON, 1995; KELLY, 1998), Indice Saprobico di Rott - ROTT (ROTT *et al.*, 1997), Indice Diatomico Generico - IDG (COSTE e AYPHASSORHO, 1991), Indice di Descy e Coste - CEE (DESCY e COSTE, 1991) - Indice Biologico Diatomico - IBD (LENOIR e COSTE, 1996, PRYGIEL e COSTE, 2000), Indice Diatomico Artois-Picardie - IDAP (PRYGIEL *et al.*, 1996). L’analisi di correlazione fra gli indici (matrice di correlazione con  $n=12$  e  $p<0,05$ ) è stata effettuata utilizzando il software STATISTICA 4.0.

## RISULTATI

L’analisi dei 15 campioni ha evidenziato, nel solo conteggio di 400 valve per campione, la presenza di un elevato numero di specie e varietà (124), appartenenti a 23 generi (Tab. I). Il maggior numero di taxa appartiene ai generi *Navicula* Bory sensu lato (31) e *Nitzschia* A. H. Hassall (33), tipicamente presenti nel tratto medio e terminale del corso d’acqua e in ambienti

polluti. Il numero totale di taxa individuati nei singoli campioni varia da 16 a 56. Il numero minore di taxa (16) è stato rilevato nel campione di maggio nella stazione Castel Giubileo; il numero maggiore (56) nei campioni di maggio e di ottobre nella stazione Passo Corese. Delle 124 specie identificate, 15 non sono comprese nell’elenco delle specie di Omnidia 3.2 utili al fine del calcolo dell’EPI-D, poiché per esse mancano i valori di *i* (indice integrato ponderato di sensibilità della specie) ed *r* (affidabilità della specie come indicatore): risulta pertanto che una percentuale di valve variabile dallo 0,3 % al 15,6%, a seconda dei campioni, non viene considerata dal software per il calcolo dell’indice. I risultati del monitoraggio biologico effettuato attraverso l’analisi della comunità delle Diatomee epilittiche con il metodo EPI-D sono riportati nella tabella II. In generale si osserva una qualità scadente delle stazioni in tutte le campagne di indagine, ad eccezione della stazione Passo Corese nella data di febbraio, che presenta una II classe di qualità. Le sezioni indagate, sia sul Tevere sia sull’Aniene, infatti, evidenziano condizioni di marcato degrado e si collocano in ambienti di IV e V classe di qualità (8 dati su 12).

Il confronto fra gli indici è stato effettuato considerando la classificazione proposta da PRYGIEL *et al.* (1999), che distingue tre categorie principali di metodi: quelli che valutano la qualità generale dell’acqua e quelli che valutano il solo livello trofico o il solo livello saprobico (Tab. III). In particolare nella figura 2 sono riportati i valori degli indici che, come l’EPI-D, valutano la qualità generale dell’acqua, tutti rapportati alla scala 1-20. Non sono stati considerati gli indici saprobici e quelli trofici, che riguardano più specificatamente una delle componenti responsabili della qualità globale del corpo idrico. Si può notare che gli indici presentano un andamento abbastanza simile, a dimostrazione che tutti i metodi denotano una qualità scadente dell’ambiente in studio, ad esclusione di IDG ed

**Tab. II.** Valori di EPI-D (in scala 1-20 ed in scala 0-4), classi e giudizi di qualità delle stazioni indagate (Passo Corese PC, Castel Giubileo CG, Magliana MA, Mezzocamino ME, Aniene A) nei periodi febbraio (feb), maggio (mag) e ottobre (ott) 2002.

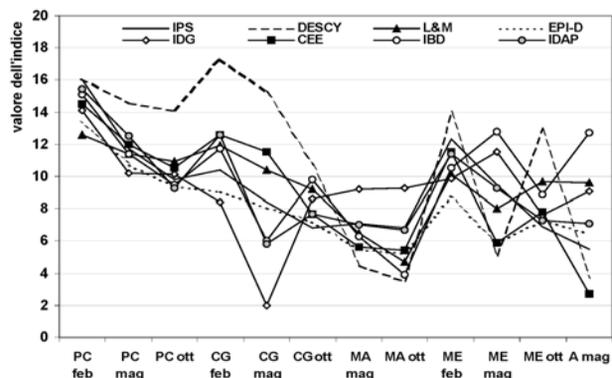
stazione	data	valori EPI-D scala 1-20	valori EPI-D scala 0-4	classe	qualità
PC	feb	13,4	1,39	II	buona
PC	mag	10,7	1,96	III	mediocre
PC	ott	9,4	2,23	III	mediocre
CG	feb	9,1	2,29	III/IV	mediocre/cattiva
CG	mag	8,1	2,51	IV	cattiva
CG	ott	7,2	2,69	IV	cattiva
MA	mag	5,5	3,05	V	pessima
MA	ott	5,2	3,12	V	pessima
ME	feb	8,7	2,38	IV	cattiva
ME	mag	5,9	2,97	IV/V	cattiva/pessima
ME	ott	7,3	2,67	IV	cattiva
A	mag	6,5	2,84	IV	cattiva

indice di Descy, che, in determinate stazioni, hanno un'evoluzione opposta a quella generale degli altri.

L'andamento comune degli indici trova conferma nell'analisi di correlazione (Tab. IV). L'EPI-D è infatti significativamente correlato con tutti gli indici, ad eccezione di IDG, che è l'unico, tra quelli considerati, a prevedere la determinazione delle Diatomee al livello di genere. L'altro indice che presenta bassa correlazione con l'EPI-D è %PT (% numerica –sulla conta delle valve– di individui tolleranti l'inquinamento), che non è propriamente un indice, ma un dato necessario ed ausiliario per l'interpretazione del TDI. La correlazione è buona, non solo con gli indici che valutano la qualità generale dell'acqua, ma anche con quelli che stimano il livello saprobico e quello trofico dell'acqua. Nella matrice di correlazione (Tab. IV) sono riportati anche i valori di correlazione significativa e altamente significativa per gli altri indici.

## DISCUSSIONE

In generale tutti gli indici evidenziano la situazione di degrado ambientale del tratto di bacino indagato, in quanto le Diatomee (produttori primari) sono in grado di rilevare con puntualità l'impatto determinato dall'aumento dei fattori eutrofizzanti e inquinanti. I soli indici che, in situazioni puntuali, hanno evidenziato un andamento diverso rispetto agli altri sono l'IDG, per il quale già DELL'UOMO *et al.* (1999) avevano evidenziato una bassa correlazione con l'EPI-D e l'indice di Descy. Quest'ultimo è, peraltro, il primo indice diatomico sviluppato che, pur sensibile soprattutto al carico organico (DESCY, 1979), considera però un numero



**Fig. 2.** Andamento degli indici che valutano la qualità generale dell'acqua (riportati all'intervallo 1-20) delle stazioni indagate (Passo Corese PC, Castel Giubileo CG, Magliana MA, Mezzocamino ME, Aniene A) nei periodi febbraio (feb), maggio (mag) e ottobre (ott) 2002.

esiguo di taxa (106 specie e varietà) e pertanto, non è in grado di descrivere in modo appropriato la situazione compromessa del Tevere. Si deve comunque tener presente che altre eventuali discordanze tra gli indici possono essere legate al fatto che metodi diversi si basano su liste specifiche non coincidenti e sviluppate in realtà differenti. Ad esempio, nell'ambiente in studio, sono state rinvenute quindici specie non comprese nell'elenco dei taxa considerati dall'EPI-D. Da qui emerge la necessità di avviare una raccolta di dati in diverse realtà italiane per procedere alla messa a punto di una metodica standardizzata che possa essere applicata correntemente in tutta la nazione. Si osserva comunque, che in ambienti inquinati, come quello ogget-

**Tab. III.** Classificazione degli indici basati sulle Diatomee proposta da PRYGIEL *et al.* (1999).

### Metodi per la valutazione della qualità generale dell'acqua

Comprendono gli INDICI DIATOMICI, basati su abbondanza, sensibilità all'inquinamento, valore indicatore ed utilizzano la formula di ZELINKA e MARVAN (1961), che deriva dal sistema saprobico:

- DES - Indice di Descy (DESCY, 1979)
- IPS - Indice di Polluzione Specifico (Coste, in CEMAGREF, 1982)
- IDG: Indice Diatomico Generico (RUMEAU e COSTE, 1988)
- L&M : Indice di Leclercq e Maquet (LECLERCQ e MAQUET, 1987)
- IDAP: Indice Diatomico Artois Picardie (PRYGIEL *et al.*, 1996)
- IBD: Indice Biologico Diatomico (LENOIR e COSTE, 1996)
- EPI-D: Indice di Eutrofizzazione e Polluzione (DELL'UOMO, 1996)

Ed altri indici:

- CEE: Indice di Descy e Coste (DESCY e COSTE, 1990; 1991)
- Indice di Round (ROUND, 1993)

### Metodi per la valutazione del livello saprobico

- SHE: Indice di Steinberg e Schiefele (STEINBERG e SCHIEFELE, 1988, SCHIEFELE e SCHREINER, 1991)
- SLA: Indice di Sládeček (SLÁDEČEK, 1986)
- WAT: Indice Saproibico di Watanabe (WATANABE, 1982 e 1990)

### Metodi per la valutazione del livello trofico

- TDI: Indice Diatomico Trofico di Schiefele e Kohmann (SCHIEFELE e KOHMANN, 1993)
- KEL: Indice Diatomico Trofico di Kelly e Whitton (KELLY e WHITTON, 1995)

**Tab. IV.** Matrice di correlazione (programma STATISTICA) tra gli indici selezionati (\*: correlazione significativa; \*\*: correlazione altamente significativa).

	IPS	SLA	DES	L_M	SHE	WAT	TDI	%PT	EPI_D	ROTT	IDG	CEE	IBD	IDAP
IPS	1	0,65340*	0,64447*	0,63892*	0,81289**	0,89782**	-0,49735	-0,01649	0,86734**	0,81161**	0,52986	0,83518**	0,57191	0,91320**
SLA		1	0,93403**	0,85227**	0,87962**	0,72709**	-0,59190*	0,24954	0,81871**	0,9086**	-0,19686	0,9192**	0,28905	0,54107
DES			1	0,85174**	0,94457**	0,65875*	-0,46992	0,07794	0,80438**	0,95093**	-0,11205	0,93364**	0,30182	0,58978
L_M				1	0,82278**	0,81473**	-0,47526	0,01696	0,86153**	0,85416**	0,09022	0,76458**	0,68360*	0,67366
SHE					1	0,75378**	-0,57586	-0,03718	0,91148**	0,95295**	0,15987	0,96470**	0,41165	0,75099**
WAT						1	-0,53872	0,01309	0,89896**	0,80623**	0,39844	0,76959**	0,69436*	0,85978**
TDI							1	0,24142	-0,74206**	-0,43263	-0,14748	-0,57337	-0,14411	-0,45587
%PT								1	-0,17066	0,14673	-0,50636	0,09666	-0,09586	-0,19161
EPI_D									1	0,85426**	0,35401	0,87194**	0,59255*	0,83644**
ROTT										1	0,08780	0,96296**	0,44225	0,74688**
IDG											1	0,07150	0,61245*	0,66193
CEE												1	0,30592	0,73153**
IBD													1	0,72782**
IDAP														1

to di indagine, il metodo EPI-D mostra una buona correlazione con gran parte degli indici europei.

Lo studio conferma inoltre, come osservato in un lavoro precedente (CIUTTI *et al.*, 2004,) che la metodica di assegnazione delle abbondanze attraverso il conteggio di un numero definito di valve (400) descrive in modo appropriato, sia pur nei suoi limiti intrinseci, la comunità diatomica. Essa rappresenta pertanto una valida modalità di assegnazione dell'abbondanza relativa da utilizzarsi in modo routinario e speditivo ai fini della sorveglianza ambientale.

## CONCLUSIONI

In un ambiente con elevato grado di contaminazio-

ne, come quello in studio, l'EPI-D ha evidenziato una correlazione significativa con la maggior parte degli indici considerati. Tale risultato andrà confermato da ulteriori ricerche e verificato anche in realtà con diversa tipologia e grado di contaminazione. Le indicazioni ottenute possono costituire comunque, un supporto al processo di standardizzazione del metodo proposto per l'Italia, indispensabile per la predisposizione di una metodica d'indagine biologica che utilizzi i bioindicatori algali per la valutazione dello "stato ecologico" dei corsi d'acqua, come previsto dalla Water Framework Directive (CIUTTI, 2003). Il presente lavoro fornisce inoltre un contributo conoscitivo sulla presenza e distribuzione delle Diatomee epilittiche nei corsi d'acqua italiani.

## BIBLIOGRAFIA

- CAPPELLETTI C., CIUTTI F., TORRISI M., 2003. Diatomee epilittiche e qualità biologica del torrente Noce (Trentino). In: Baldaccini G.N. e G. Sansoni (eds.), Atti del Seminario di Studi "Nuovi orizzonti dell'ecologia". Trento, 18-19 aprile 2002. Provincia Auton. di Trento, APPA Trento, CISBA. Trento: 177-181.
- CEMAGREF, 1982. *Etude des méthodes biologiques d'appréciation quantitative de la qualité des eaux*. Rapport Q.E. Lyon-A.F. Bassin Rhône-Méditerranée-Corse, Lyon, France, 218 pp.
- CIUTTI F., 2003. Monitoraggio dei corsi d'acqua con indicatori algali (Diatomee). In: *Le acque superficiali e i sedimenti*. Ann. Ist. Super. Sanità 2004/1 (in stampa).
- CIUTTI F., CAPPELLETTI C., CORRADINI F., 2004. Applicazione dell'indice EPI-D a un corso d'acqua delle Alpi (Torrente Fersina): osservazioni sulla metodica di determinazione delle abbondanze relative. *Studi Trentini di Scienze Naturali, Acta Biologica*, **80**: 97-102.
- CIUTTI F., CAPPELLETTI C., MONAUNI C., SILIGARDI M., DELL'UOMO A., 2000. Qualità biologica e funzionalità del torrente Fersina (Trentino). *Dendronatura*, **20** (2): 12-22.
- COSTE M., AYPHASSORHO H., 1991. *Etude de la qualité des eaux du bassin Artois-Picardie à l'aide des communautés de diatomées benthiques*. Application des indices diatomiques au réseau. Cemagref Bordeaux - Agence de l'Eau Artois-Picardie. Rapport Convention d'étude n. 90 X 3300 du 19 Juin 1990, 227 pp.
- DELL'UOMO A., 1996. Assessment of water quality of an apennine river as a pilot study for Diatom-based monitoring of italian watercourses. In: Whitton B.A., Rott E. (eds.), *Use of algae for monitoring rivers II*. Institut für Botanik, Universität Innsbruck: 65-72.
- DELL'UOMO A., 1999. Use of algae for monitoring rivers in Italy: current situation and perspectives. In: Prygiel J., Whitton B.A. & Bukowska J. (eds.), *Use of algae for monitoring rivers III*. Agence de l'Eau Artois-Picardie, Douai, France: 17-25.
- DELL'UOMO A., 2004. *L'indice diatomico di eutrofizzazione/polluzione (EPI-D) nel monitoraggio delle acque correnti*. APAT, CTN-AIM c/o ARPA Toscana, Firenze, 101 pp.
- DELL'UOMO A., GRANDONI P., 1997. Diatomee e qualità dell'acqua: biomonitoraggio del Fiume Sentino (bacino del Fiume Esino, Marche). In: Atti dell'Ottavo Congresso Nazionale della S.It.E "Ecologia", Parma, 10-12 settembre 1997. S.It.E Atti, **18**: 445-448.
- DELL'UOMO A., PENSIERI A., CORRADETTI D., 1999. Diatomées épilithiques du fleuve Esino (Italie centrale) et leur utilisation pour l'évaluation de la qualité biologique de l'eau. *Cryptogamie, Algologie*, **20** (3): 253-269.
- DELL'UOMO A., TANTUCCI C., 1996. Impiego delle Diatomee nel monitoraggio biologico del Fiume Musone (Marche). In: Atti del Settimo Congresso Nazionale della S.It.E "Ecologia",

- Napoli, 11-14 settembre 1996. S.It.E Atti, **17**: 499-502.
- DESCY J.P., 1979. A new approach to water quality estimation using diatoms. *Nova Hedwigia*, **64**: 305-323.
- DESCY J.P., COSTE M., 1990. *Utilisation des diatomées benthiques pour l'évaluation de la qualité des eaux courantes*. EEC contract B-71-23, final report. UNCED, FNDP, Namur, Belgium - Cemagref, Bordeaux, 64 pp.
- DESCY J.P., COSTE M., 1991. A test of methods for assessing water quality based on diatoms. *Verhandlungen der Internationalen Vereinigung Für Theoretische und Angewandte Limnologie*, **24**: 2112-2116.
- EN 13946, 2003. *Water quality - Guidance Standard for the routine sampling and pre-treatment of benthic diatom samples from rivers*, 14 pp.
- EN 14407, 2004. *Water quality - Guidance Standard for the identification, enumeration and interpretation of benthic diatom samples from running waters*. European Committee for Standardization, Brussels, 12 pp.
- GRANDONI P., DELL'UOMO A., 1996. Biomonitoraggio dell'alto corso del Fiume Potenza (Marche) mediante impiego di Diatomee. *Riv. Idrobiol.*, **35**: 71-85.
- KELLY M.G., 1998. Use of the trophic diatom index to monitor eutrophication in rivers. *Water Research*, **36**: 236-242.
- KELLY M.G., CAZAUBON A., CORING E., DELL'UOMO A., ECTOR L., GOLDSMITH B., GUASCH H., HÜRLIMANN J., JARLMAN A., KAWECKA B., KWANDRANS J., LAUGASTE R., LINDSTRØM E.A., LEITAO M., MARVAN P., PADISÁK J., PIPP E., PRYGIEL J., ROTT E., SABATER S., VAN DAM H., VIZINET J., 1998. Recommendations for routine sampling of diatoms for water quality assessment in Europe. *J. Appl. Phycol.*, **10**: 215-224.
- KELLY M.G., WHITTON B.A., 1995. The Trophic Diatom Index: a new index for monitoring eutrophication in rivers. *J. Appl. Phycol.*, **7**: 433-444.
- KRAMMER K., LANGE-BERTALOT H., 1986, 1988, 1991a, 1991b, 2000. *Bacillariophyceae*. Susswasserflora von Mitteleuropa. 2(1-5), G Fischer, Stuttgart. 876 + 596 + 576 + 437 + 311 pp.
- LECLERCQ L., MAQUET B., 1987. *Deux nouveaux indices chimique et diatomique de qualité d'eau courante. Application au Samson et à ses affluents (Bassin de la Meuse Belge). Comparaison avec d'autres indices chimiques, biocénétiques et diatomiques*. Inst. Royal des Sc. Nat. de Belgique, Doc. de Travail, 38, 113 pp.
- LECOINTE C., COSTE M., PRYGIEL J., 1993. OMNIDIA software for taxonomy, calculation of diatom indices and inventories management. *Hydrobiologia*, **269/270**: 509-513.
- LECOINTE C., COSTE M., PRYGIEL J., ECTOR L., 1999. Le logiciel Omnidia version 2, une puissante base de données pour les inventaires de diatomées et pour le calcul des indices diatomiques européens. *Cryptogamie, Algologie*, **20** (2): 132-134.
- LENOIR A., COSTE M., 1996. Development of a practical diatom index of overall water quality applicable to the French national water Board network. In: Whitton B.A., Rott E. (eds.), *Use of algae for monitoring rivers II*. Institut für Botanik, Universität Innsbruck: 29-43.
- PRYGIEL J., COSTE M., BUKOWSKA J., 1999. Review of major diatom - based techniques for the quality assessment of rivers - State of the art in Europe. In: Prygiel J., Whitton B.A. e Bukowska J. (eds.), *Use of algae for monitoring rivers III*. Agence de l'Eau Artois-Picardie, Douai, France: 224-238.
- PRYGIEL J., COSTE M., 2000. *Guide méthodologique pour la mise en œuvre de l'Indice Biologique Diatomées*. NF T 90-354. Agences de l'eau - Cemagref, Douai, 134 pp.
- PRYGIEL J., LÉVEQUE L., ISERENTANT R., 1996. Un nouveau indice diatomique pratique pour l'évaluation de la qualité des eaux en réseau de surveillance. *Rev. Sci. Eau*, **1**: 97-113.
- PRYGIEL J., WHITTON B.A., BUKOWSKA J., 1999. *Use of algae for monitoring rivers III*. Proc. International Symposium, Douai, France 29 september-1 october 1997, Agence de l'Eau Artois-Picardie, 271 pp.
- ROTT E., HOFMANN G., PALL K., PFISTER P., PIPP E., 1997. *Indikationslisten für Aufwuchsalgen in österreichischen Fließgewässern. Teil I: Saprobielle Indikation (Indicator species lists for periphyton in Austrian rivers. Part I: Saprobic indication)*. Wasserwirtschaftskataster, Bundesministerium f. Land - und Forstwirtschaft, Wien, 73 pp.
- ROUND F.E., 1993. *A review and methods for the use of epilithic diatoms for detecting and monitoring changes in river water quality*. Methods for the examination of water and associated materials. HMSO, London, 63 pp.
- RUMEAU A., COSTE M., 1988. Initiation à la systématique des Diatomees d'eau douce. *Bull. Fr. Peche Piscic.*, **309**: 1-69.
- SCHIEFELE S., KOHMANN F., 1993. *Bioindikation der Trophie in Fließgewässern*. Umweltforschungsplan des Bundesministers für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit. Forschungsbericht Nr. 102 01 504.
- SCHIEFELE S., SCHREINER C., 1991. Use of diatoms for monitoring nutrient enrichment, acidification and impact of salt in rivers in Germany and Austria. In: Whitton B.A., Rott E., Friedrich G. (eds), *Use of algae for monitoring rivers*. Düsseldorf, Germany. Institut für Botanik Universität Innsbruck, Studia Student. G.m.b.H., Innsbruck: 103-110.
- SLÁDEČEK V., 1986. Diatoms as indicators of organic pollution. *Acta Hydrochimica Hydrobiologica*, **14**: 555-566.
- STEINBERG C., SCHIEFELE S., 1988. Biological indication of trophy and pollution of running waters. *Z. Wasser-Abwasser-Forsch.*, **21**: 227-234.
- TORRISI M., DELL'UOMO A., 2001. Les diatomées benthiques des parties rhithrales et potamales des cours d'eau de l'Apennin central (Italie) et leurs significations écologiques. *Algological Studies*, **102**: 35-47.
- UNIONE EUROPEA, 2000. Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy. *Official Journal of the European Communities* L327, 73 pp.
- WATANABE T., 1982. Numerical assessment of river pollution based on the water quality chart. *Research report on Environmental Science*, B121-R-12-10, 92-95.
- WATANABE T., 1990. Numerical simulation of organic pollution in flowing waters. In: *Encyclopedia of Environmental Technology*, Vol. 4. Hazardous Waste Containment and Treatment. Gulf Publishing Company, Houston, Texas: 251-281.
- WHITTON B.A., ROTT E., FRIEDRICH G., 1991. *Use of algae for monitoring rivers*. Proc. International Symposium, Düsseldorf, Germany 26-28 May 1991. Institut für Botanik, Univ. Innsbruck, 193 pp.
- WHITTON B.A., ROTT E., 1996. *Use of algae for monitoring rivers II*. Proc. International Symposium, Innsbruck, Austria 17-19 September 1995, Inst. für Botanik, Univ. Innsbruck, 196 pp.
- ZELINKA M., MARVAN P., 1961. Zur Präzisierung der biologischen Klassifikation der Reinheit fließender Gewässer. *Arch. Hydrobiol.*, **57**: 389-407.

## Esperienze di studio della qualità biologica di corsi d'acqua italiani mediante l'uso delle diatomee

**Maurizio Battezzore<sup>1\*</sup>, Stefano Fenoglio<sup>2</sup>, Luana Gallo<sup>3</sup>, Lucio Lucadamo<sup>3</sup>, Angelo Morisi<sup>1</sup>**

*1 A.R.P.A. Piemonte, Dipartimento di Cuneo, via D'Azeglio 4, I-12100 Cuneo.*

*2 Di.S.A.V., Università del Piemonte Orientale, C.so Borsalino 54, I-15100 Alessandria*

*3 Università della Calabria, Dip.di Ecologia, v.Ponte P. Bucci 4B, I-87036 Arcavacata di Rende (CS)*

*\* Referente per la corrispondenza (fax 0171 6075205; m.battezzore@arpa.piemonte.it)*

### Riassunto

Il presente studio è stato condotto nel Novembre 2000 su 6 corsi d'acqua del Parco Nazionale del Pollino per valutarne la qualità sulla base delle comunità di Diatomee bentoniche. Sono stati identificati 67 taxa, sulla base dei quali è stato calcolato il valore dell'indice di inquinamento/eutrofizzazione EPI-D. Con i dati tassonomici, assieme a quelli di 5 variabili chimico-fisiche, è stata effettuata l'analisi delle corrispondenze (CORANA). Questi risultati, insieme a quelli dell'indice NNS che valuta il disturbo fisico, hanno permesso di distinguere le stazioni del versante tirrenico (risultate di qualità migliore) da quelle lucane. Inoltre, sono state esaminate due situazioni particolari: la stazione sul Fiume Sarmento con una proporzione bassa di taxa mobili e la stazione sul Fiume Peschiera con valori relativamente elevati degli indici NNS ed EPI-D. Come cause sono state ipotizzate rispettivamente i fattori idrologici e l'ombreggiatura. Un secondo studio, condotto nel 2001 su 6 corsi d'acqua sorgivi nella Valle Pesio, ha permesso, attraverso gli indici citati e l'analisi TWINSpan di mettere in evidenza una qualità complessivamente elevata, ma anche gli effetti di alcune attività antropiche. Complessivamente, gli indici diatomici hanno mostrato di essere applicabili in diversi ambienti di acqua corrente, in aree geografiche lontane caratterizzate da climi e altitudini differenti. Le Diatomee bentoniche rivestono un particolare interesse ai fini della Direttiva 2000/60/UE: si possono utilizzare per il monitoraggio qualitativo delle acque correnti anche laddove altri metodi, compresi quelli attualmente più utilizzati, sono difficili o impossibili da applicare.

PAROLE CHIAVE: Diatomee / Indici biotici / Direttiva 2000/60/CE

### Experiences in quality evaluation of italian watercourses based on diatoms

The benthic Diatom communities in 6 rivers in the Pollino National Park were sampled in November 2000. 67 taxa were identified and values of EPI-D eutrophication/pollution index and NNS, an index based on the proportion of motile diatom species for the evaluation of the degree of physical disturbance, were calculated. The stations on the Argentino and Abatemarco rivers (Tyrrhenian basins) showed higher quality than those situated within the Ionian basins. Correspondence analysis (CORANA) performed on taxonomic and chemical-physical data discriminated the "Tyrrhenian" stations from the "Ionian" ones. The station on the Sarmento R. showed the lowest NNS value, and the one on the Peschiera R. showed a high value for both NNS and EPI-D. We hypothesize hydrological factors and shading of the stream bed, respectively, as explanations. The second study was undertaken on 6 spring environments in the upper Pesio Valley, NW Italy. 98 taxa were identified in the samples taken in spring, summer and autumn of 2001. EPI-D values were always in the first quality class. The NNS index and TWINSpan classification indicated a slight degree of impact, in two springs, presumably due to a combination of pasture and recreational activities.

The 2 indices proved to be appropriate for the evaluation of the quality of a variety of watercourses, in geographically separate areas and situated in a wide range of different altitudes and climatic conditions. Both indices can be used in environments where other standardized methods (including currently adopted ones) can prove difficult to use.

KEY WORDS: Diatoms / Biotic Indices / 2000/60/CE Directive

### INTRODUZIONE

Le Diatomee sono generalmente ritenute un gruppo tassonomico particolarmente idoneo per valutare non solo la qualità biologica delle acque, ma anche altri aspetti dell'ecologia degli ambienti delle acque corren-

ti, compresi quelli dove altre componenti, quali quella ittica o quella macrobentonica, risultano assenti o difficilmente campionabili. Infatti, ogni taxon delle Diatomee si colloca entro una gamma di risposte possibili ai

fattori ambientali o entro un gradiente di fattori biologici. A tali caratteristiche delle Diatomee (la tolleranza ai fattori ambientali e le caratteristiche biologiche) è stato dato il nome di "attributes" o attributi (VAN DAM *et al.*, 1994). Gli attributi meglio conosciuti sono l'umidità, la salinità, il pH, l'esigenza rispetto all'azoto organico, il grado di ossigenazione, quello di trofia, la sensibilità all'inquinamento e la mobilità (o risposta al disturbo fisico). A molte specie di Diatomee è stato attribuito un valore corrispondente alla loro collocazione nel gradiente del singolo attributo.

L'attributo della sensibilità all'inquinamento assume una grande importanza alla luce dell'attuazione della Direttiva 2000/60/CE che prevede l'ampliamento della gamma di organismi e di metodi da utilizzare nel monitoraggio dei corsi d'acqua. Un altro attributo importante è quello della mobilità, che può fornire informazioni sul grado di disturbo fisico di un ecosistema acquatico ed è quindi complementare a quello citato precedentemente.

Lo studio delle Diatomee è ancora molto poco sviluppato nel nostro Paese, nonostante la DIR 2000/60/CE preveda metodi basati sul perifiton nel monitorag-

gio routinario dei corsi d'acqua; due studi condotti in alcuni corsi d'acqua nell'area del Parco Nazionale del Pollino (Calabria e Lucania) e a valle di alcune sorgenti sul versante piemontese delle Alpi Liguri, costituiscono l'oggetto del presente lavoro, finalizzato a valutare l'utilizzabilità dei metodi basati sulle Diatomee in aree geografiche e condizioni ambientali differenti. Parte dei risultati dei due lavori citati, compresi gli elenchi floristici completi di tutti i campioni, è riportata rispettivamente in BATTEGAZZORE *et al.* (2004a, 2004b). Con il presente articolo si intende invece verificare l'adeguatezza dei metodi basati sulle Diatomee in tipologie di corsi d'acqua italiani molto diverse dal punto di vista geografico, climatico, geologico, dell'altitudine e dei fattori ambientali, in vista di un loro uso ai sensi della normativa comunitaria.

## METODI

Il primo studio è stato effettuato in 7 stazioni, 4 delle quali sono situate sul versante Ionico (fiumi Sarmento, Sinni, Peschiera e Frida) e 3 su quello Tirrenico (fiumi Argentino ed Abatemarco) nel Parco Nazionale del Pollino (Fig. 1), in un'unica campagna di campiona-

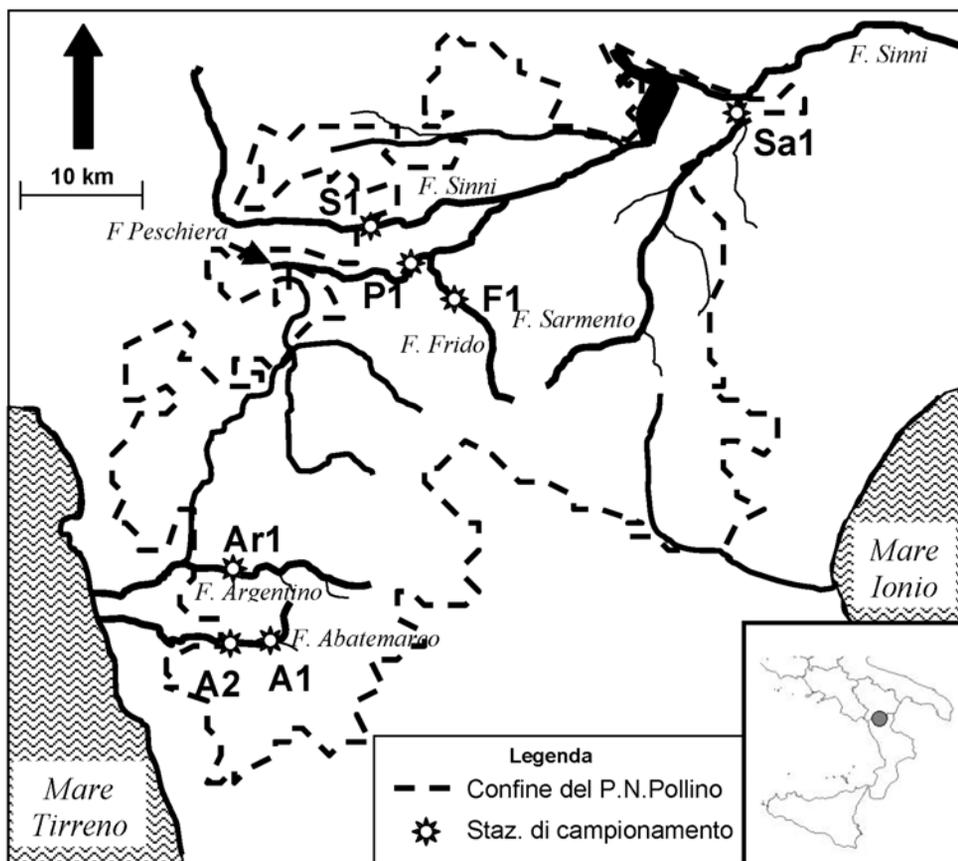
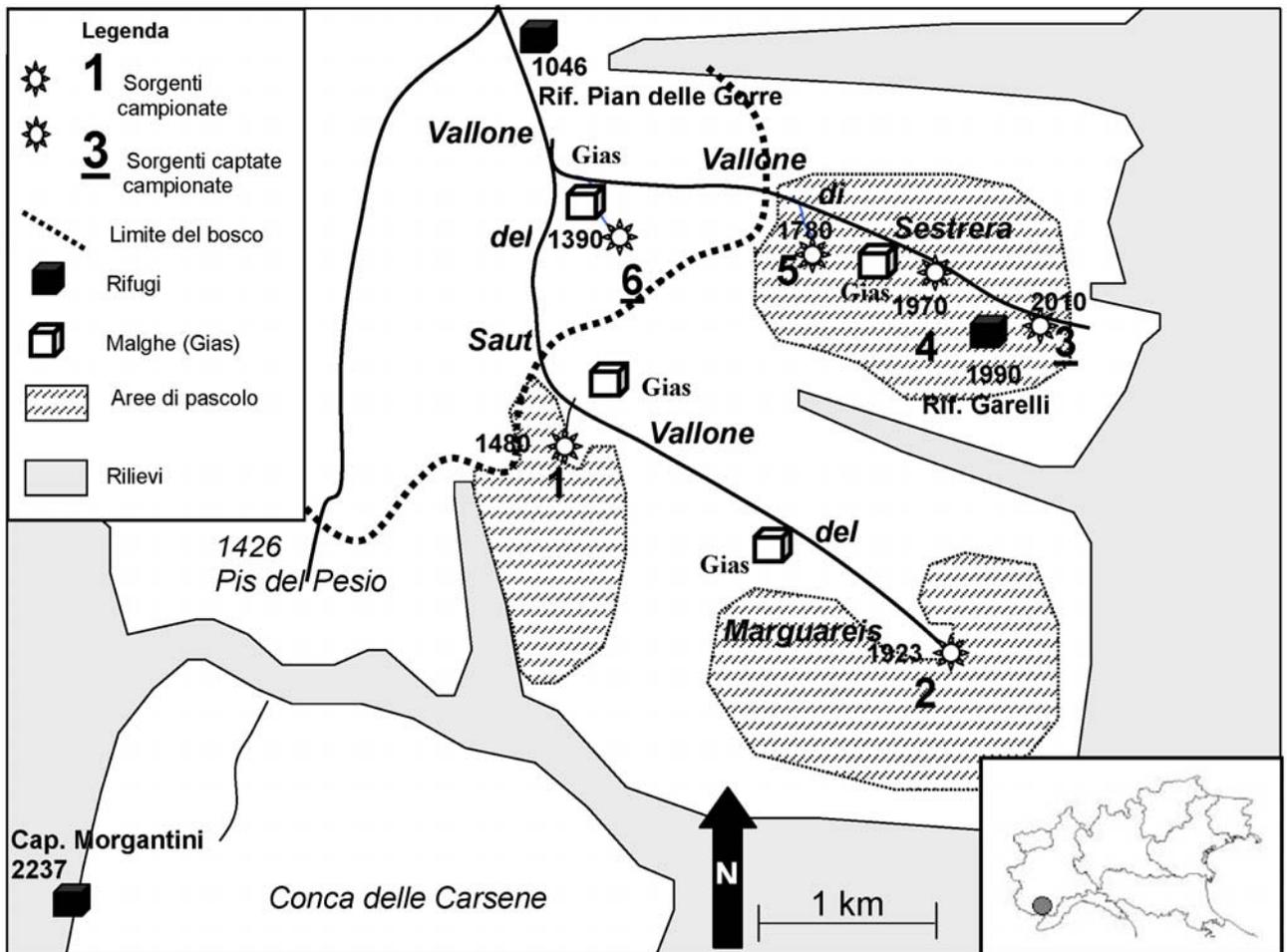


Fig. 1. Area di studio nel territorio del Parco Nazionale del Pollino con l'indicazione delle stazioni campionate nel 2000.



**Fig. 2.** Area di studio dei corsi d'acqua sorgentizi dell'Alta Valle Pesio, con indicazione delle principali attività antropiche (*gias* ossia edifici adibiti alla pastorizia, aree di pascolo, rifugi, sorgenti captate). Le stazioni, indicate coi numerie da 1 a 6, corrispondono alle sigle da Pe1 a Pe6 riportate in altre parti di questo lavoro.

menti condotta nel Novembre 2000. Su ognuno dei fiumi era collocata una stazione di campionamento, mentre sul fiume Abatemarco ne sono state individuate due.

Nel secondo studio sono stati condotti 3 campionamenti (Maggio, Agosto e Ottobre 2001) in 6 stazioni situate a valle di altrettante sorgenti nella parte superiore del bacino del T. Pesio (nel Parco regionale Alta Valle Pesio e Tanaro in Prov. di Cuneo, Piemonte – Fig.2).

Nella tabella I vengono riportati alcuni dati che caratterizzano le stazioni di campionamento. Oltre alle differenze climatiche e geografiche, le stazioni della Valle Pesio sono ubicate in una fascia altitudinale più alta rispetto alle stazioni del Pollino. Dal punto di vista geologico, le stazioni del Pollino sono tutte situate in aree a substrato sedimentario, caratterizzate da rocce carbonatiche calcareo-dolomitiche. I substrati delle stazioni della Valle Pesio possono invece essere distinti

in base alla prevalenza di rocce carbonatiche (stazioni Pe1 e Pe2 nel Vallone del Marguareis) oppure di rocce silicee (stazioni dalla Pe3 alla Pe6 nel Vallone di Sestrerà).

Tutte le sorgenti sono in qualche misura interessate da vicino dalle attività estive di pascolo, come si può notare nella Fig. 2, dove sono indicate anche le ubicazioni dei “gias”, aree di sosta del bestiame con edifici tipici utilizzati dai pastori; le sorgenti Pe3 e Pe4 sono altresì molto prossime ad un rifugio molto frequentato dagli escursionisti. Le sorgenti Pe3 e Pe6 sono anche utilizzate per l’approvvigionamento idrico, la prima a servizio del rifugio, la seconda di un “gias”.

Le Diatomee sono state campionate spazzolando 5 sassi per una superficie complessiva di circa 200 cm<sup>2</sup> e conservate in formalina. In laboratorio, sono stati preparati vetrini permanenti centrifugando i campioni per 3 volte a 1500 giri al minuto, calcinando un’aliquota a 550 °C per 1h e fissandola con il mezzo ottico

Naphrax™. L'identificazione tassonomica è stata realizzata utilizzando un microscopio Leica DMLS™ dotato di camera lucida, con l'ausilio delle guide di KRAMMER e LANGE-BERTALOT (1991-2000).

DELL'UOMO (1996, 1999, 2004) e DELL'UOMO *et al.* (1999) hanno elaborato per l'Italia l'EPI-D, un indice di inquinamento dei corsi d'acqua basato sulle diatomee:

$$EPI - D = \frac{\sum_{j=1}^n a_j r_j i_j}{\sum_{j=1}^n a_j r_j}$$

dove *i* è il valore indicatore del *j*-esimo taxon (variabile da 0,0 a 4,0) ed *r* è il valore di affidabilità come indicatore (valori possibili 1, 3 o 5). L'abbondanza *a* invece è stata stimata sulla base di una scala di numeri interi da 1 (pochi individui) a 5 (specie dominante). L'indice è strutturato in modo che i valori possano essere compresi in un intervallo fra 0,0 e 4,0.

Allo scopo di permettere l'uniformazione delle scale degli indici diatomici a livello europeo, esiste uno schema di trasformazione dei valori delle Classi dalla scala 0-4 alla scala 1-20 (Tab. II).

Tenuto conto delle osservazioni di HILL *et al.* (2001) che hanno rilevato come le specie appartenenti ai generi *Navicula*, *Nitzschia* e *Surirella* siano caratterizzate da un grado elevato di mobilità, e di quelle di BAHLS (1993) che ha proposto di stimare il grado di disturbo fisico dovuto ai fenomeni di sedimentazione e risospensione con la percentuale di specie mobili in un campione, viene qui utilizzato l'indice NNS (BATTEGAZZORE *et al.*, 2004a):

$$NNS = \frac{S_{Navicula} + S_{Nitzschia} + S_{Surirella}}{S_{Tot.}} * 100$$

dove *S* è il numero di taxa appartenenti rispettivamente ai generi *Navicula*, *Nitzschia* e *Surirella*.

Sono state effettuate analisi chimico-fisiche secondo le metodiche APHA (1998). In particolare, nelle stazioni del Pollino sono stati rilevati i parametri temperatura, pH, conducibilità, durezza e ossigeno disciolto (O.D.). Nelle stazioni delle sorgenti del Pesio, nel corso del campionamento dell'Ottobre 2001 sono stati rilevati temperatura, pH, conducibilità, durezza, Ca, Mg, ammoniaca, nitrati, nitriti, fosforo reattivo solubile (SRP), cloruri e solfati.

Per quanto riguarda le analisi statistiche, sui dati delle comunità di Diatomee (considerando i 32 taxa più comuni) e sui 5 parametri chimico-fisici rilevati nello studio sul Pollino è stata effettuata l'analisi delle corri-

spondenze CORANA utilizzando il software Systat (WILKINSON, 1992). Per le sorgenti del T. Pesio è stata effettuata la classificazione dei campioni di Diatomee mediante il programma TWINSPAN (HILL, 1979).

## RISULTATI E DISCUSSIONE

Nel lavoro sul Pollino sono stati identificati complessivamente 98 taxa. Alcune specie relativamente tolleranti l'inquinamento –quali *Navicula cryptotenella*, *N. viridula* e *Diatoma vulgare*– erano relativamente comuni nelle stazioni S1, Sa1, F1 e P1. Nelle stazioni tirreniche, i taxa indicatori di ambienti ben ossigenati e puliti –*Diatoma mesodon*, *D. hyemalis* e *Cymbella delicatula*– erano ben rappresentati.

Nella Tab. III vengono riportati i valori dell'EPI-D

**Tab. I.** Alcuni elementi di caratterizzazione delle stazioni di campionamento nei due studi.

Arece di studio	Staz.	Altitudine [m s.l.m.]	Bacino
Pollino	Ar1	180	Argentino
	A1	475	Abatemarco
	A2	359	Abatemarco
	F1	775	Frida
	P1	629	Peschiera
	Sa1	158	Sarmento
	S1	458	Sinni
Alta Valle Pesio	Pe1	1480	Vallone del Margareis
	Pe2	1923	Vallone del Margareis
	Pe3	2010	Vallone di Sestrera
	Pe4	1970	Vallone di Sestrera
	Pe5	1700	Vallone di Sestrera
	Pe6	1390	Vallone di Sestrera

**Tab. II.** Classi di Qualità in base ai possibili valori dell'EPI-D in scala 0-4 e 1-20 (DELL'UOMO, 2004).

Classe Qualità	EPI-D (scala 0-4)	EPI-D (scala 1-20)	Giudizio	Colore
I	≥ 0,0 ≤ 1,0	15 - 20	Ottima	Blu
II	> 1,0 ≤ 1,7	12 - 15	Buona	Verde
III	> 1,7 ≤ 2,3	9 - 12	Mediocre	Giallo
IV	> 2,3 ≤ 3,0	6 - 9	Cattiva	Arancione
V	> 2,5 ≤ 3,0	1 - 6	Pessima	Rosso

**Tab. III.** Valori degli indici EPI-D<sub>(0-4)</sub> e dell'indice NNS rilevati nel Nov. 2000 in tutti i campioni del Pollino.

Indici	Stazioni tirreniche			Stazioni ioniche			
	Ar1	A1	A2	F1	P1	Sa1	S1
EPI-D	0,63	0,62	0,93	1,28	1,68	1,06	1,69
NNS	26,1	23,8	25,0	18,8	36,4	10,0	41,2

(scala 0-4) e dell'indice NNS per tutti i campioni.

Le stazioni "tirreniche" rientrano nella prima Classe di Qualità dell'EPI-D, mentre quelle "ioniche" sono nella seconda Classe. I valori dell'indice NNS presentano un quadro più diversificato. Infatti, mentre alcune stazioni dei bacini ionici (S1 e P1) presentano percentuali relativamente elevate di taxa mobili, e quindi una indicazione di disturbo fisico piuttosto significativo, altre (F1 e, soprattutto, Sa1) presentano valori addirittura più bassi di quelli delle stazioni tirreniche. Per quest'ultima stazione, situata nel tratto potamale del T. Sarmento, si può ipotizzare un effetto del regime idrologico caratterizzato dal frequente alternarsi di forti piene e magre molto spinte, che ostacola la colonizzazione stabile delle Diatomee mobili, come riportato da STEVENSON (1996). Anche i valori di NNS e di EPI-D

della stazione P1, situata nel bosco Magnano, caratterizzata da acque peraltro di qualità chimico-fisica piuttosto buona (Tab. IV e Fig. 3), potrebbero essere impropriamente influenzati proprio dal fatto che si tratta dell'unica stazione situata in un tratto fortemente ombreggiato, selettivo per molti taxa.

I dati chimico-fisici per le stazioni sono riportati nella tabella IV. Si può osservare come nelle stazioni del versante tirrenico i valori di conducibilità fossero più bassi rispetto a quelli dei bacini ionici. L'ossigeno disciolto non è mai risultato inferiore agli 8,0 mg L<sup>-1</sup>, mentre il pH era sempre compreso fra 8,1 e 8,3, con l'eccezione della stazione Sa1, risultata leggermente meno basica.

Nella figura 3 viene presentato il diagramma di ordinazione dell'analisi CORANA per i campioni e le

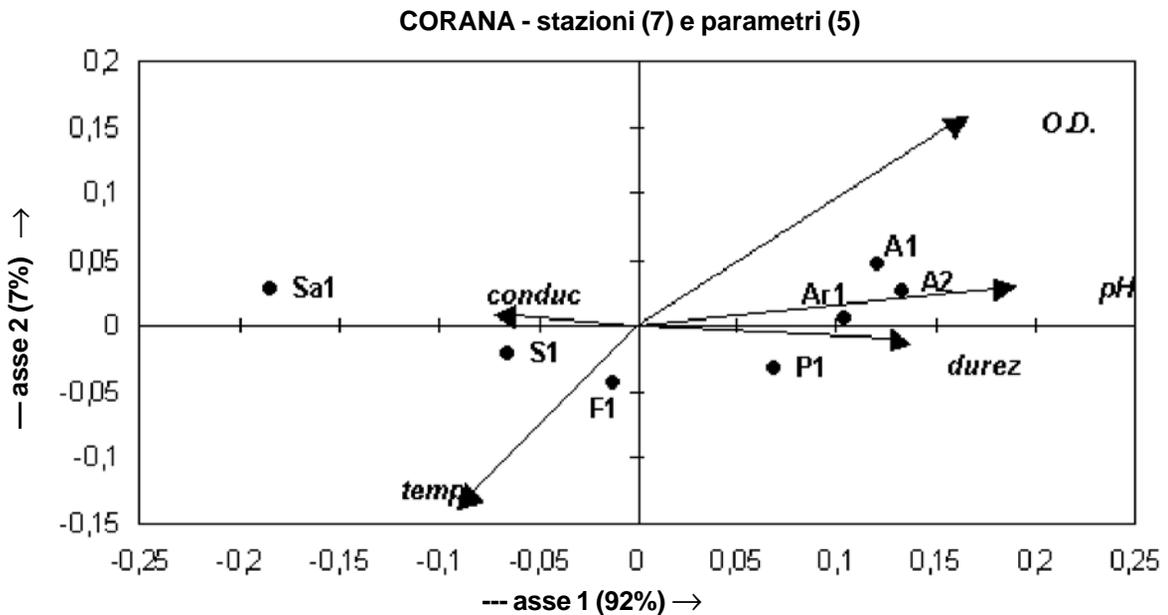


Fig. 3. Grafico dei primi 2 assi dell'Analisi delle Corrispondenze realizzata con il programma Systat (WILKINSON, 1992).

La variabilità complessiva dei dati spiegata dall'ordinazione è del 99%. Il primo asse corrisponde -da sin. a dx.- ad un gradiente decrescente di conducibilità e temperatura e crescente degli altri parametri (O.D., pH e durezza), mentre le stazioni si dispongono lungo tale gradiente da quelle ioniche Sa1, S1, F1 e P1 fino a quelle tirreniche Ar1, A1 e A2.

Tab. IV. Valori delle 5 variabili ambientali rilevate nello studio dei corsi d'acqua del Pollino.

Stazione	Temperatura [°C]	pH [μS cm <sup>-1</sup> ]	Conducibilità [mg L <sup>-1</sup> CaCO <sub>3</sub> ]	Durezza [mgL <sup>-1</sup> ]	O.D.
S1	25,1	8,3	504	205,4	9,1
Sa1	27,3	7,6	665	198,7	11,4
P1	18,5	8,3	358	193,9	8,7
F1	23,7	8,3	426	196,2	8,1
A2	11,3	8,2	302	179,8	10,4
A1	10,4	8,2	272	155,2	10,7
Ar1	13,5	8,1	353	202,0	9,8

variabili ambientali, dal quale si può osservare come il primo asse spieghi il 92% della variabilità complessiva dei dati mentre il secondo asse ne spieghi il 7%. È piuttosto evidente il gradiente da sinistra verso destra dalle stazioni tirreniche, maggiormente correlate alla conducibilità e alla temperatura, fino a quelle ioniche, positivamente correlate a ossigeno disciolto, durezza e pH.

Nel lavoro sulle sorgenti del Pesio sono stati determinati complessivamente 67 taxa, dei quali i più comuni erano *Achnanthes lanceolata* (Brebisson) Grunow ssp. *lanceolata* var. *lanceolata*, *Achnanthes minutissima* Kützing, *Diatoma mesodon* (Ehrenberg) Kützing e *Meridion circulare* (Greville) Agardh. Nella stazione Pe1 *Achnanthes biasoletiana* Grunow era molto abbondante, mentre *Tabellaria flocculosa* Roth (Kützing) lo era nel campione di Agosto della sorgente Pe5. Nella tabella V si possono osservare i valori degli indici EPI-D ed NNS nelle 3 date.

Si può osservare come i valori dell'EPI-D siano quasi sempre entro la prima Classe di Qualità; tuttavia, alcune considerazioni meritano di essere fatte. La stazione Pe5 in Agosto ha mostrato un minimo davvero ragguardevole, indicando una qualità eccezionalmente buona. Per contro, i valori dell'EPI-D di Ottobre sono scesi alla seconda Classe nelle sorgenti Pe3 e Pe4. Queste due stazioni sono anche quelle con i valori più alti dell'indice NNS, sia ad Ottobre che come valore medio su tutte le date. Pertanto, è ipotizzabile una fonte

di disturbo fisico che potrebbe consistere nell'effetto combinato di attività turistiche collegate al vicino rifugio e attività di pascolo. Le captazioni presenti nelle sorgenti 3 e 6 non sembrano invece produrre effetti negativi sulla qualità così come rilevata dai due indici.

Nella tabella VI vengono riportati i valori dei rilevamenti chimico-fisici effettuati nel corso del campionamento di Ottobre nelle stazioni in Valle Pesio.

Come si può notare, i valori dei solfati sono nettamente più elevati nella stazione Pe1 rispetto alle altre; ciò può essere spiegato dalla presenza di gesso nel substrato geologico di quell'area del Vallone del Margareis. Il substrato spiega anche le differenze fra sorgenti in termini di Ca e di Mg: le stazioni Pe1 e Pe2 risultano le più carbonatiche, mentre la Pe5 e la Pe6, trovandosi in aree a substrato siliceo (SAPPA e PIOVANO, 1947), presentano valori nettamente più bassi. Fra i sali nutrienti, solo i nitrati erano rilevabili, mentre i cloruri erano presenti a concentrazioni piuttosto ridotte.

Nella figura 4 si può osservare il dendrogramma dell'analisi TWINSPAN sui 18 campioni di Diatomee.

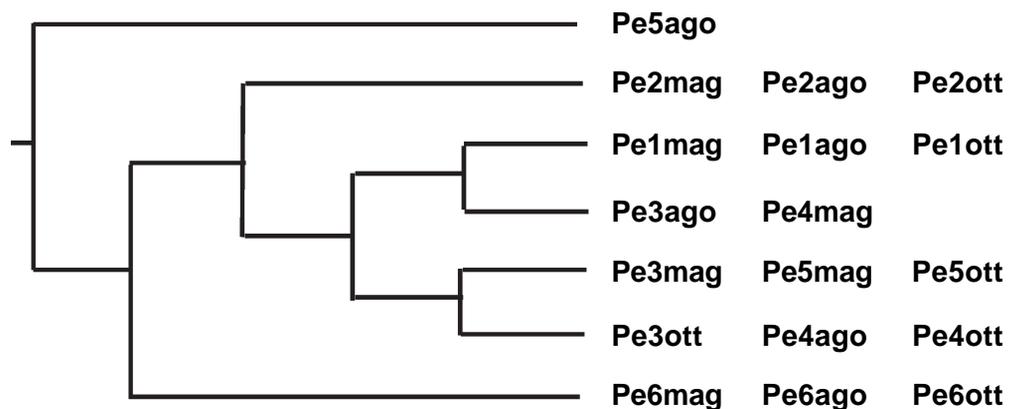
Dopo 5 divisioni, i 3 campioni della sorgente Pe1 erano ancora raggruppati insieme. Lo stesso dicasi per le stazioni Pe2 e Pe6. Queste 3 sorgenti sono quindi risultate quelle con comunità di Diatomee che hanno subito meno cambiamenti nella composizione tassonomica nel corso dei campionamenti. Il campione di Agosto della stazione Pe5 è quello che più si distingue

Tab. V. Valori singoli e medi degli indici EPI-D<sub>(0-4)</sub> ed NNS nelle stazioni della Valle Pesio.

Stazione→	Pe1	Pe2	Pe3	Pe4	Pe5	Pe6
EPI-D Mag	0,77	0,68	0,76	0,80	0,70	0,68
EPI-D Ago	0,80	0,84	0,77	0,75	0,22	0,97
EPI-D Ott	0,81	0,84	1,16	1,13	0,73	0,63
<b>EPI-D medio</b>	<b>0,79</b>	<b>0,79</b>	<b>0,90</b>	<b>0,89</b>	<b>0,55</b>	<b>0,76</b>
NNS Mag	22,2	6,3	13,3	21,4	0,0	18,9
NNS Ago	15,4	13,3	16,7	19,0	6,3	12,5
NNS Ott	12,5	13,6	40,0	37,5	25,0	21,4
<b>NNS medio</b>	<b>16,7</b>	<b>11,1</b>	<b>23,3</b>	<b>26,0</b>	<b>10,4</b>	<b>17,6</b>

Tab. VI. Valori delle variabili ambientali rilevate nel corso del campionamento dell'Ottobre 2001 nelle stazioni della Valle Pesio.

Stazione	Temp. (°C)	Cond. (µS/cm)	Durezza (°F)	pH	Ca (mg/L)	Mg (mg/L)	Ca+Mg (mg/L)	NH <sub>4</sub> (mg/L)	P (SRP) (mg/L)	N-NO <sub>3</sub> (mg/L)	N-NO <sub>2</sub> (mg/L)	Cl (mg/L)	SO <sub>4</sub> (mg/L)
<b>Pe1</b>	6,4	176	≤1	8,0	37,0	6,0	43,0	n.r.	n.r.	0,68	n.r.	0,0	22,6
<b>Pe2</b>	2,3	104	≤1	8,0	19,6	4,9	24,5	n.r.	n.r.	1,27	n.r.	1,6	3,7
<b>Pe3</b>	3,7	72	≤1	7,9	17,9	0,4	18,3	n.r.	n.r.	0,85	n.r.	1,4	2,8
<b>Pe4</b>	6,3	84	≤1	7,6	21,0	0,1	21,1	n.r.	n.r.	0,45	n.r.	3,5	2,5
<b>Pe5</b>	5,1	21	≤1	7,4	5,7	0,1	5,8	n.r.	n.r.	1,36	n.r.	3,9	4,0
<b>Pe6</b>	6,0	42	≤1	7,4	8,4	0,5	8,9	n.r.	n.r.	1,58	n.r.	1,9	3,9



**Fig. 4.** Dendrogramma di classificazione dei 18 campioni di Diatomee del 2001 nell'Alta Valle Pesio con analisi effettuata col programma TWINSpan (HILL, 1979) fermata dopo 5 divisioni. Si può osservare come la comunità nella stazione Pe5 di Agosto sia risultata la meno simile rispetto a tutte le altre. I campioni stagionali della stazioni Pe1 (ma anche quelli delle stazioni Pe2 e Pe6) sono risultati sempre più simili tra di loro che con gli altri campioni. Invece, le comunità della sorgente Pe4 e - ancora di più - della Pe3, sono risultati piuttosto dissimili tra loro nel corso dei campionamenti, anche a causa delle variazioni della qualità delle acque e di fattori di disturbo fisico.

dagli altri (presumibilmente a causa della prevalenza di taxa indicatori di una qualità particolarmente elevata, in accordo con quanto scritto sopra).

Le altre stazioni che hanno evidenziato scostamenti nella composizione nel corso dei 3 campionamenti sono la Pe 4 e, soprattutto, la Pe3, per la quale i 3 campioni hanno mostrato di essere sempre più simili a campioni di altre stazioni che tra di loro. In definitiva, ciò conferma quanto già emerso con gli indici diatOMICI, cioè che le sorgenti 3 e 4 sono da ritenersi quelle che subiscono i peggioramenti di qualità relativamente più grandi nel corso dei campionamenti. Tra le cause di tale sia pur modesto grado di alterazione che è stato riscontrato, possono essere ipotizzate la combinazione delle attività di pascolo e di quelle ricreative legate alla presenza del rifugio, con una prevalenza di queste ultime. Sembrano da escludere, invece, effetti significativi dovuti alle captazioni idriche delle sorgenti 3 e 6 (di modesta entità e realizzate con tecniche poco impattanti).

## CONCLUSIONI

Nel quadro della Direttiva 2000/60/UE, il presente lavoro conferma che le comunità di Diatomee possono

essere un importante complemento dei metodi più collaudati per la classificazione ecologica dei corsi d'acqua: a) per il loro diverso intervallo di risposta ai fattori di inquinamento, b) per l'ampia varietà di habitat colonizzabili, c) per la significativa estensione geografica, climatica e altitudinale degli ambienti acquatici nei quali si trovano comunità di Diatomee ben strutturate e d) per la loro risposta misurabile anche rispetto a fattori di disturbo di tipo fisico.

Le comunità di Diatomee sembrano rispondere anche a piccole variazioni dei fattori ambientali; tuttavia, nel confronto fra campioni, occorre prestare attenzione ai fattori diversi dall'inquinamento che selezionano i taxa di Diatomee, come la luminosità, l'idrologia e la tipologia di substrato geologico. Il grado di standardizzazione dei protocolli applicativi dei metodi basati sugli indici diatOMICI potrebbe e dovrebbe essere migliorato per ridurre questi problemi.

Infine, con poche eccezioni, in Italia la preparazione tassonomica necessaria per il riconoscimento delle Diatomee a livello di specie è attualmente carente sia nelle Agenzie Regionali per la Protezione Ambientale che nelle Università; andrebbe pertanto attuato un grande sforzo di formazione in questa direzione.

## BIBLIOGRAFIA

- APHA, American Public Health Association, 1998. *Standard methods for the examination of water and wastewater*, 22 nd Ed., Washington DC.
- BAHLS L.L. (1993). *Periphyton bioassessment methods for Montana streams*. Water Quality Bureau, Dept. Of Health and Environmental Sciences, Helena, Montana.

- BATTEGAZZORE M., MORISI A., GALLINO B., FENOGLIO S., 2004 a. Environmental quality evaluation of alpine springs in NW Italy using benthic Diatoms. *Diatom Research Diatom Research*, **19** (2): 149-165.
- BATTEGAZZORE M., GALLO L., LUCADAMO L., MORISI A., 2004b. Quality of the main watercourses in the Pollino National Park

- (Apennine Mts., S Italy) on the basis of the Diatom benthic communities. Atti XVI Convegno del Gruppo per l'Ecologia di Base "G. Gadio" *Il fiume e il suo bacino* Pavia, 10-12 maggio 2003. *Studi Trentini di Sc. Nat. - Acta Biologica*, **80**: 89-93.
- DELL'UOMO A., 1996. Assessment of water quality of an Apennine river as a pilot study for diatom-based monitoring of Italian watercourses. In: Whitton BA & Rott E (eds), *Use of algae for monitoring rivers II*, Institut für Botanik, Universität Innsbruck: 65-72.
- DELL'UOMO A., 1999. Use of algae for monitoring rivers in Italy: current situation and perspectives. In: Prygiel J., Whitton B.A., Bukowska J. (eds), *Use of algae for monitoring rivers III*, Agence de l'Eau Artois-Picardie, Douai (France): 17-25.
- DELL'UOMO A., PENSIRI A., CORRADETTI D., 1999. Diatomees épilithiques du fleuve Esino (Italie centrale) et leur utilisation pour l'évaluation de la qualité biologique de l'eau. *Cryptogamie, Algologie*, **20**: 253-269.
- DELL'UOMO A., 2004. *Indice Diatomico di Eutrofizzazione/Polluzione (EPI-D) nel monitoraggio delle acque correnti. Linee Guida*. APAT, Roma.
- HILL M.O., 1979. *TWINSPAN. A FORTRAN program for arranging multivariate data in an ordered two-way table by classification of individuals and attributes*. Microcomputer Power, New York.
- HILL B.H., STEVENSON R.J., PAN Y., HERLIHY A.T., KAUFMANN P.R., JOHNSON C.B., 2001. Comparison of correlations between environmental characteristics and stream diatom assemblages characterized at genus and species levels. *J.N.Am.Benthol.Soc.* **20** (2): 299-310.
- KRAMMER K., LANGE-BERTALOT H., 1991-2000. 2. Bacillariophyceae (1-5). In: Ettl H., Gerloff J., Heynig H. and Mollenhauer D., *Susswasserflora von Mitteleuropa*. Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg, Berlin.
- SAPPA F., PIOVANO G., 1947. La valle Pesio e la sua vegetazione (Alpi Marittime). *Lavori di Botanica*, Istituto Botanico dell'Università di Torino, **VIII**: 201-222.
- STEVENSON, R.J., 1996. An introduction to algal ecology in freshwater benthic habitats. In: *Algal Ecology*, R.J. Stevenson, M.L. Bothwell & R.L. Lowe (Ed.), Academic Press: 3-30.
- VAN DAM H., MERTENS A., SINKELDAM J., 1994. A coded checklist and ecological indicator values of freshwater Diatoms from the Netherlands. *Netherlands Journal of Aquatic Ecology*, **28** (1): 117-133.
- WILKINSON L., 1992. *Systat 8.0*. SPSS Ed. Chicago.

*Biologia Ambientale*, **19** (1): 117-122.

Atti del Seminario: *Classificazione ecologica delle acque interne. Applicabilità della Direttiva 2000/60/CE*. Trento, 12-13 febbraio 2004. G.N. Baldaccini e G. Sansoni (eds.). Ed. APAT, APPA Trento, CISBA. Trento, 2005.

## Dal Decreto Legislativo 152/99 alla Direttiva Quadro: ruolo dell'Ecotossicologia

Eros Bacci\*, Davide Baroni, Samantha Caneschi

Dipartimento di Scienze Ambientali - Università degli Studi di Siena, Via P.A. Mattioli, 4 - 53100 Siena

\* Referente per la corrispondenza (bacci@unisi.it)

### Riassunto

L'evolversi della normativa a tutela della qualità degli ecosistemi acquatici chiama le discipline ambientali ad un adeguamento dei *curricula* formativi universitari. Con la nuova normativa, all'Ecotossicologia viene chiesto di contribuire alla definizione di linee-guida, criteri di qualità e standard di legge per il controllo dei microcontaminanti. Le strategie proposte per combattere l'inquinamento idrico pongono particolare attenzione ad una lista di sostanze prioritarie, allo scopo di eliminare le sostanze pericolose introdotte dall'uomo e portare ai valori di fondo quelle naturali. Queste sono state individuate sulla base di analisi di rischio incentrate sulla determinazione dell'ecotossicità acquatica e della tossicità di ritorno sulla specie umana, via i sistemi acquatici. La norma non pretende di essere esaustiva, tassativa e perfetta: infatti contiene imperfezioni ed imprecisioni che potranno essere corrette, ponendo al centro uno sforzo diretto all'analisi dei diversi sistemi. L'Ecotossicologia può essere d'aiuto nell'identificare e classificare i diversi problemi di contaminazione o inquinamento eventualmente presenti, dopo aver esaminato sorgenti, destino, effetti e trend delle diverse sostanze presenti in un determinato ambito territoriale. L'integrazione delle acquisizioni fornite dai diversi indicatori di stato dei sistemi acquatici permetterà di quantificare il grado di naturalità dei diversi ambienti, evidenziando punti di attrito e necessità d'intervento.

PAROLE CHIAVE: Qualità sistemi acquatici / Nuova normativa / Ecotossicologia / Priorità d'intervento

### Freshwater quality conservation: from past to new regulation. The role of Ecotoxicology

The evolution of environmental regulation is asking Academy for an effort in making environmental disciplines able to contribute in preserving or recovering naturalness in aquatic ecosystems. Ecotoxicology contributes in defining guide-lines, quality criteria and legal standards for microcontaminants. A list of priority hazardous substances, selected on a risk-based assessment, is suggested to achieve the elimination of xenobiotics and to reach concentrations near background values for naturally occurring substances. Priority lists actually should be considered as general indications, and verified on a local basis, after an exhaustive system analysis and some adjustment. Ecotoxicology may help in identifying and ranking contamination and pollution problems, after the examination of sources (past and active), fate, effects and trends of different substances of a given environment. The integration of different indicators will lead to quantify the degree of naturalness in different environments, revealing hot spots and indicating action needs.

KEY WORDS: Aquatic system quality / New regulation / Ecotoxicology / Action priorities

### INTRODUZIONE

L'evoluzione della normativa nazionale e dell'Unione Europea in materia di tutela della qualità degli ecosistemi acquatici chiama anche l'Accademia ad una verifica dell'adeguatezza dei *curricula* formativi delle discipline ambientali. Tra queste anche l'Ecotossicologia, che studia il destino e gli effetti dei contaminanti nei sistemi naturali, anche con metodi predittivi, a diversi livelli di organizzazione (BACCI e VIGHI, 1998), deve trovare una collocazione adeguata alle necessità applicative del momento, pur non dimenticando lo

sviluppo di strategie e ricerche di base proprie. Del resto i criteri scientifici su cui si fondano le norme devono continuare ad essere sviluppati nelle sedi proprie della ricerca ed, in particolare, nelle Università.

In passato l'Ecotossicologia ha contribuito alla definizione di linee-guida, criteri di qualità, standard di legge per diverse sostanze biologicamente attive, e questo ruolo le viene riconosciuto e conservato anche nella Direttiva Quadro. Questa costituisce uno strumento comunitario d'azione per la conservazione della

qualità dei sistemi acquatici, intesi come ecosistemi caratterizzabili sulla base di un set di descrittori biologici, chimico-fisici ed idromorfologici.

All'Ecotossicologia viene chiesto di contribuire al mantenimento o al recupero del "buono stato" e di impedire il deterioramento dei sistemi acquatici. Le strategie proposte per combattere l'inquinamento idrico pongono particolare attenzione ad una lista di sostanze prioritarie. Queste sono state individuate sulla base di analisi di rischio incentrate sulla determinazione dell'ecotossicità acquatica e della tossicità di ritorno sulla specie umana via i sistemi acquatici. Si parla di rischio "intrinseco", legato alla natura delle diverse sostanze, più che alle caratteristiche del sistema in cui vengono immesse. Nuovi standard di qualità dovranno essere adottati per le acque superficiali, per i sedimenti, per gli organismi acquatici. L'armonizzazione di questi potrà essere via via perfezionata tenendo conto dei meccanismi di partizione dei contaminanti, migliorando le conoscenze sui fenomeni che ne governano il destino ambientale.

Ecco che, finalmente, l'Ecotossicologia non potrà più chiudersi in un mondo ristretto, quello sostanzialmente della Tossicologia Acquatica, non poi così dissimile da quella Classica ed includere, finalmente, tutti quegli aspetti relativi alla comprensione delle traiettorie ambientali dei contaminanti, ancora troppo poco considerate.

Inoltre il controllo dello stato degli ecosistemi acquatici impone un'analisi, da effettuare caso per caso, in grado di identificare, nell'ambito di distinte Ecoregioni, i diversi "tipi" di riferimento e le deviazioni dalla naturalità che possono manifestarsi come conseguenza di pressione antropica. Quest'analisi porta alla quantificazione del disturbo, alla valutazione dell'impatto. Emergeranno, inevitabilmente, le criticità che potranno essere non necessariamente dipendenti solo dall'azione di sostanze "tossiche" (biocidi, elementi in tracce pericolosi ...).

Con questi nuovi (ma in realtà già "vecchi") compiti, l'Ecotossicologia, intesa come disciplina trasversale a Ecologia, Tossicologia Ambientale e Chimica Ambientale, potrà uscire dal suo ruolo consolidato e fornire un supporto adeguato alle necessità di uno sviluppo un po' meno insostenibile.

Di seguito si cercherà di illustrare in modo più esaustivo questi concetti fondamentali.

### **1. La norma deriva da criteri scientifici applicati non senza forzature e compromessi**

Ogni volta che si mettono in pratica i dettami delle leggi ci si dovrebbe ricordare che il dettaglio di una tabella riportante, ad esempio, una concentrazione limite da non superare, nasce da una serie di conoscen-

ze scientifiche (criterio) che hanno dato origine:

- a) alle finalità della legge;
- b) ai limiti di legge.

Se per le finalità, di regola, non esistono importanti problemi di trasferimento da criterio a norma, quando si formulano "tabelle", non sempre si è in grado di rispettare i criteri scientifici di base e lo spirito stesso della norma.

La Direttiva Quadro, con l'Allegato X (Decisione 2455/2001/CE del Parlamento Europeo e del Consiglio del 20 novembre 2001) indica un elenco di sostanze prioritarie, che comprende pesticidi, elementi in tracce, prodotti *anti-fouling*, cloroparaffine, contaminanti globali ... che, paradossalmente, può risultare fuorviante allo scopo di un'azione di monitoraggio dello stato di contaminazione di un ecosistema acquatico.

Con l'Allegato VIII della Direttiva 2000/60/CE sopra richiamata si fornisce un "elenco indicativo dei principali inquinanti". Questo comprende:

1. composti organoalogenati e sostanze che possono dare origine a tali composti nell'ambiente acquatico;
2. composti organofosforici;
3. composti organostannici;
4. sostanze e preparati, o i relativi prodotti di decomposizione, di cui è dimostrata la cancerogenicità o mutagenicità e che possono avere ripercussioni sulle funzioni steroidea, tiroidea, riproduttiva o su altre funzioni endocrine connesse nell'ambiente acquatico o attraverso di esso;
5. idrocarburi persistenti e sostanze organiche tossiche persistenti e bioaccumulabili;
6. cianuri (da intendersi, probabilmente "cianuri liberi");
7. metalli e relativi composti;
8. arsenico e relativi composti;
9. biocidi e prodotti fitosanitari;
10. materia in sospensione;
11. sostanze che contribuiscono all'eutrofizzazione (in particolare nitrati e fosfati);
12. sostanze che hanno effetti negativi sul bilancio dell'ossigeno (e che possono essere misurate con parametri come BOD, COD, etc.).

Se proviamo a pensare di mettere in pratica le indicazioni dell'Allegato VIII, in fase di individuazione della pressione antropica in un determinato distretto idrografico, ci rendiamo conto della difficoltà oggettiva della predisposizione di un Regolamento Attuativo della norma, demandato ai singoli Paesi membri dell'UE.

Ed ecco come si comportano i Governi: con Decreto 6 novembre 2003, n° 367 il Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio ha emanato il Regolamento concernente la fissazione di standard di qualità nell'ambiente acquatico per le sostanze pericolose, ai

sensi dell'art. 3, comma 4, del D. Lgs. 11 maggio 1999, n° 152.

Testuale: «Le Regioni individuano le sostanze pericolose da controllare in funzione della loro potenziale presenza» ... *omissis* ...

Se si procederà come per la norma VIA, molte competenze saranno in seguito trasferite alle Province e ai Comuni. Considerata la “potenza di fuoco” delle strutture in forza presso gli Enti Locali, viene da chiedersi cosa accadrà, di fatto.

Scorrendo l'elenco indicativo dei principali inquinanti, nonché la lista delle sostanze prioritarie (che, nel prossimo futuro non potrà che allungarsi), viene da domandarsi quanta acqua, quanti sedimenti, quanti organismi e, soprattutto quale sforzo di lavoro ed economico saranno necessari per le analisi. Ai tempi dell'atrazina, una signora proprietaria di un lago artificiale si rivolse ai nostri laboratori chiedendo di effettuare “tutte le analisi”. Mi permisi di far notare alla signora che prima di muovere la macchina delle analisi, occorreva analizzare il problema per restringere il campo d'azione. Se si trattava di un erbicida, avremmo dovuto indirizzarci su quel composto o sui suoi derivati, altrimenti forse tutta l'acqua del lago non sarebbe stata sufficiente per i campionamenti.

La macchina delle analisi costa tempo, denaro, impegno umano che non possono essere impiegati a caso. La lista dell'Allegato VIII è un'affermazione di principio indiscutibile, ma difficilmente praticabile, oltre ad essere ricca di imprecisioni. Viene alla memoria il cammino tortuoso che a livello di Unione Europea sta caratterizzando l'evolversi (o meglio il non evolversi) della normativa in materia di Valutazione d'Impatto Ambientale Strategica (VAS): per superare la Valutazione d'Impatto Ambientale (VIA) che opera a livello di Progetto (ed opera, in maniera abbastanza efficace), si è voluto agire a livello di Politiche, Piani e Programmi (PPP).

Già dalle origini, la VIA chiusa sul piano progettuale presentava contraddizioni con le sue aspirazioni d'intervento a livello politico-decisionale. Nonostante la VIA pretenda di soppesare “tutti” gli aspetti (sociali, economici, ambientali ...), portata sul piano strategico (PPP) mostra difficoltà ad assolvere pienamente il suo compito. CARATTI e TARQUINI (2002) hanno recentemente sottolineato come l'inadeguatezza della VIA per un ruolo strategico consista in:

- sfasatura temporale tra le decisioni politiche e quelle “tecniche” tipiche di una procedura di VIA;
- la natura delle decisioni: più generiche e generali in politica, più pragmatiche e tecnocratiche nella VIA;
- il livello di conoscenze: per la VIA è piuttosto vasto ed articolato, non così per la politica e per la pianificazione.

In questo modo la VAS si dirige verso un ruolo diverso dalla VIA, avente per obiettivo la promozione dello sviluppo sostenibile e di politiche più sensibili agli aspetti ambientali (PARTIDARIO, 2000). Paradossalmente, alzando il “tiro” dalla VIA alla VAS si giunge a vanificarne i risultati: spesso l'oggetto della VAS viene ridotto al rango di modeste “implicazioni” (neanche “effetti”), quando non si afferma che la valutazione non è affatto tale e si limita a fornire un '*holistic understanding*' che lascia il tempo che trova.

Il risultato: un proliferare di convenzioni internazionali, dichiarazioni, raccomandazioni che raccolgono l'impegno delle Parti contraenti o dei Governi degli Stati destinatari ad applicare la procedura di VIA strategica.

Qui corriamo lo stesso rischio: per cercare “tutti” gli inquinanti *possibili* (senza prima individuare i *probabili*), l'azione legislativa, paradossalmente, perde tragicamente di efficacia e cade in una sorta di Babele dalla quale occorrerà uscire, prima ancora di entrarci.

## 2. Le imprecisioni: inevitabili

Venendo alle imprecisioni, di seguito qualche esempio.

*Composti organoalogenati e sostanze che possono dare origine a tali composti nell'ambiente acquatico*

I processi di sanitarizzazione delle acque ad uso potabile, come pure i processi di trattamenti *anti-fouling* di acque di raffreddamento di impianti industriali o centrali termo-elettriche fanno uso di sostanze ossidanti alogenati che danno origine a *trialometani* (più precisamente: cloroformio, bromoformio, diclorobromometano, dibromoclorometano). Questi tendono a trasferirsi in aria dopo un tempo più o meno lungo trascorso nei corpi idrici riceventi le acque trattate. Una ricerca di questi composti in acque non turbolente potrà dare facilmente positività anche oltre la tolleranza di cui al D. Lgs. 2 febbraio 2001, n° 31 che stabilisce i limiti per le acque destinate ad uso potabile.

Se poi si cercano contaminanti globali, come i polioclorobifenili, sarà facile incorrere in “problemi”: la norma per le bonifiche stabilisce che per l'uso residenziale ed a verde (sarà difficile attribuire ad un corso d'acqua un uso “industriale”) il limite per i suoli è 0,001 mg/kg. Applicando la norma dei suoli, i PCB nei sedimenti sicuramente supereranno il limite per l'uso verde. Valori di 2÷15 mg/kg si trovano nei sedimenti di laghi alpini d'alta quota (GRIMALT *et al.*, 2004). Una riduzione della frazione di carbonio organico presente nei sedimenti può diminuirne l'affinità per sostanze idrofobe come i PCB, permettendone un avvicinamento ai nuovi standard di qualità già adottati nella normativa nazionale (vedi Tabella 2 in Allegato A al Decreto 6

novembre 2003, n. 367, Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio. Regolamento concernente la fissazione di standard di qualità nell'ambiente acquatico per le sostanze pericolose, ai sensi dell'articolo 3, comma 4, del decreto legislativo 11 maggio 1999, n. 152. GU n. 5 del 8-1-2004). I nuovi standard per i sedimenti di ambienti marino-costieri, lagune e stagni di costa indicano "provvisoriamente" una concentrazione di 4 mg/kg. Con oltre 3 milioni di tonnellate di PCB immesse nei sistemi naturali della Terra, sarà difficile rientrare nello standard di qualità anche nel 2015, considerata l'inerzia del Pianeta ed il fatto che i PCB non sono più in uso solo nei Paesi sviluppati, che continuano a produrli per quelli in via di sviluppo.

Per gli organoclorogenati, solo definire la lista, che include policlorodibenzo-*para*-diossine e dibenzofurani (PCDD/F) e cloroparaffine C<sub>10</sub>-C<sub>13</sub> non sarà cosa da poco. Di queste ultime non si sa molto, se non che stanno creando qualche problema in più alle linee analitiche: di fatto non esiste metodica analitica accreditata. Per PCDD/F, non si deve dimenticare che derivano non solo dalla combustione di rifiuti solidi urbani e assimilabili, ma anche dal consumo di combustibili, inclusi quelli per autotrazione. Il "fondo" di PCDD/F nei sedimenti di corsi d'acqua, laghi, lagune o stagni costieri in corrispondenza di aree urbane è spesso dell'ordine di qualche pg/g, come concentrazione tossica equivalente (TEC), superiore all'1,5 pg equivalenti per grammo indicati in Tabella 2 in Allegato A al Decreto 6 novembre 2003, n. 367, Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio.

*Sostanze e preparati, o i relativi prodotti di decomposizione, di cui è dimostrata la cancerogenicità o mutagenicità e che possono avere ripercussioni sulle funzioni steroidea, tiroidea, riproduttiva o su altre funzioni endocrine connesse nell'ambiente acquatico o attraverso di esso*

Si lascia intendere una equivalenza sostanziale tra cancerogeno e mutageno. È da tempo dimostrato come le sostanze mutagene possono avere la stessa probabilità di essere cancerogene di quelle non mutagene. Ad esempio, il test di Ames sulle retromutazioni di ceppi di salmonella o l'*umu* test presentano un valore di concordanza dell'ordine del 65% (REIFFERSCHIED e HEIL, 1996), forse non troppo distante dalla relazione casuale (concordanza del 50%). ZEIGER (2001) osserva che la maggior parte delle sostanze mutagene sulla *Salmonella* produce mutazioni *in vitro* in colture cellulari. Questo non comporta, automaticamente, fenomeni di cancerogenesi in animali di laboratorio in quanto l'insorgenza di un tumore è tipicamente il risultato di una successione di eventi dei quali il danno genetico ne rappresenta solo il primo.

Se si passa a considerare i meccanismi riproduttivi, questi sono molto delicati e possono essere compromessi con quasi tutte le sostanze note, con dosi o livelli di esposizione opportuni: non sarà facile riuscire a definire, in modo stabile, la lista delle sostanze che appartengono a questo gruppo.

#### *Idrocarburi persistenti e sostanze organiche tossiche persistenti e bioaccumulabili*

La persistenza non è una proprietà intrinseca delle sostanze, ma dipende dalla capacità di ricambio del sistema (BACCI, 1994). In determinate condizioni sostanze facilmente degradabili divengono persistenti (perché reimmesse continuamente), mentre sostanze non degradabili possono essere persistenti in alcuni comparti di sequestro (es. sedimenti), con un modesto ritorno in rete alimentare. La octaclorodibenzo-*p*-diossina (OCDD) è ubiquitaria e persistente, ma di scarso significato tossicologico. Nonostante questo, nella norma si è deciso di adottare, per tale sostanza, un Fattore di Equivalenza Tossica rispetto alla "Diossina di Seveso" (2,3,7,8-tetraclorodibenzo-*p*-diossina) dieci volte superiore a quello indicato dalla WHO nella riunione di esperti di Stoccolma (Svezia) nel giugno 1997 (10<sup>-3</sup> contro 10<sup>-4</sup>; VAN LEEUWEN *et al.*, 2000). È probabile che quest'eccessiva cautela provochi più di un problema, in sede di applicazione dei nuovi standard di qualità, anche in considerazione del fatto che la OCDD che si ritrova, ad esempio, nei sedimenti di sistemi acquatici può derivare da una sintesi *de novo* in atmosfera a partire da vapori di pentaclorofenolo (BAKER e HITES, 2000).

### **3. Non la ricerca dei contaminanti da una lista preconfezionata, ma l'analisi del sistema**

L'Ecotossicologia si colloca, nella normativa corrente (D. Lgs. 11 maggio 1999, n° 152 modificato dal D. Lgs. del 18 agosto 2000, n° 258), tra SECA (Stato Ecologico dei Corsi d'Acqua) e SACA (Stato Ambientale dei Corsi d'Acqua).

Il valore di SECA si ottiene incrociando gli indici ricavati dai descrittori LIM (Livello di Inquinamento da Macrodescrittori, derivato dai sette parametri macrodescrittori chimici e microbiologici: Azoto nitrico, Azoto ammoniacale, Ossigeno disciolto, BOD<sub>5</sub>, COD, Fosforo totale, *Escherichia coli* o, in alternativa, il 90% del valore dei Coliformi Fecali; SPAGGIARI e FRANCESCHINI, 2000) e di IBE (Indice Biotico Esteso ricavato dallo studio della comunità macrobentonica del corso d'acqua).

Lo Stato Ambientale del corso d'acqua (SACA) deriva dall'incrocio dello stato ecologico con lo stato chimico (si può distinguere un SECA derivante dalle indagini svolte sulla colonna d'acqua da un SECA

complessivo che prende in considerazione anche lo stato dei sedimenti). Lo Stato Chimico viene definito in base al superamento di valori soglia per microinquinanti o sostanze chimiche pericolose.

La Direttiva Quadro (All. V), fornisce i criteri di classificazione dei corpi idrici e l'Ecotossicologia viene chiamata in causa con la procedura per la fissazione degli standard di qualità chimica. La contestualizzazione degli studi sulla distribuzione di microcontaminanti permetterà di rilevare le criticità presenti, se del caso, e le necessità d'intervento. Come già ricordato sopra, l'art. 2 del D. 6 novembre 2003, n° 367 emanato dal Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio recita, al primo comma: "Le regioni individuano le sostanze pericolose da controllare in funzione della loro potenziale presenza: a) nei cicli industriali; b) negli scarichi in fognatura e nei corpi idrici ricettori; c) nelle produzioni agricole; d) in ogni altro centro di attività che possa determinare situazioni di pericolo attraverso inquinamento di origine diffusa nell'ambiente idrico".

Lo sforzo richiesto dalle nuove norme chiama la necessità di una pianificazione degli interventi in modo da razionalizzare gli impieghi di risorse umane, tecnologiche e finanziarie. Importante sottolineare che la normativa europea non intende indicare priorità, ma elenchi di sostanze prioritarie (vedi la Rettifica della citata Direttiva, pubblicata nella Gazzetta ufficiale delle Comunità europee L 327 del 22 dicembre 2000): le priorità d'intervento dovranno essere definite caso per caso dalle regioni.

Se è vero che le proprietà delle sostanze, più che quelle dei sistemi naturali, ne guidano le traiettorie ambientali ed il destino finale, è altrettanto vero che lo studio della contaminazione deve essere contestualizzato: rimanendo nel tema delle acque interne, zone urbane, periurbane o agricole risentiranno in diversa misura della contaminazione locale, ma in ugual misura di quella a medio e lungo raggio. Pertanto sarà necessario individuare i valori di fondo specifici del sito sia per le sostanze naturali (es. gli elementi in tracce come As, Cd, Hg ...) che per le sostanze generate dall'uomo ("xenobiotici") o la cui immissione nei sistemi naturali è stata fortemente accelerata dall'uomo (molti idrocarburi policiclici aromatici, polifosfati, nitrati ...). Il rischio che si corre è quello di trovare ovunque gli stessi contaminanti, con meraviglia, dimenticando che si tratta, magari, di contaminanti globali (BACCI, 1994). La rimozione o il controllo di questi ultimi richiede tempi piuttosto lunghi, legati all'inerzia del sistema.

Il ricorso ai saggi di tossicità, utili nel derivare gli standard di qualità ambientale per la protezione del biota acquatico, sul campo dovrebbe essere ridotto al minimo: il Buono Stato di un sistema acquatico naturale, anche se in parte compromesso dalle attività ama-

ne, spesso non ha molto a che vedere con la tossicologia di laboratorio. Inoltre si rischiano artefatti, falsi positivi (VIGANÒ *et al.*, 2003) o, comunque, indagini fuori luogo in grado di fornire risposte anche ottime, ma a domande sbagliate. Le ragioni di fondo di questa asserzione stanno nelle seguenti considerazioni:

- 1) i sistemi naturali acquatici soffrono anche per l'immissione di sostanze non tossiche: si pensi al potere modificante di un eccesso di nutrienti;
- 2) la tossicologia deve fornire livelli di pericolo per le sostanze tossiche, ma questi non devono essere raggiunti, e tanto meno superati, nei sistemi naturali;
- 3) la presenza di elevati livelli di alcune sostanze tossiche note può portare ad attribuire a queste effetti dovuti ad altri fattori, non considerati.

#### 4. Privilegiare il quadro d'insieme

In questo la normativa è eccellente: le imperfezioni a cui si è fatto riferimento nelle pagine precedenti trovano, alla fine, una via d'uscita se non ci si chiuderà entro i limiti di numeri e tabelle e si forniranno valutazioni basate sulla reale pericolosità legate alla presenza di determinate forme di contaminazione chimica, sempre tenendo a riferimento i livelli del fondo naturale e di quello procurato dall'uomo con i contaminanti a largo raggio d'azione. Spesso, specie nell'analisi di sedimenti, si possono trovare le tracce di contaminazioni cessate da tempo: di queste sarà opportuno conoscere la tendenza. In caso di attenuazione in corso per fenomeni naturali, la velocità di recupero può essere d'importanza strategica al fine di stabilire se intervenire o meno. L'approccio da tenere è quello di collegare sempre le sorgenti di contaminazione con i siti dove questa viene rilevata e sapere se la contaminazione è ancora in corso o in fase di regressione. Sostanze degradabili (es.: idrocarburi) o inertizzabili da processi naturali (As in presenza di Fe in condizioni ossidanti; Hg in condizioni riducenti) di cui sia cessata ogni immissione possono dare luogo a fenomeni di attenuazione della contaminazione in tempi anche più brevi di quelli di una bonifica.

Paradossalmente gli aspetti legati alla contaminazione da sostanze potenzialmente pericolose non più efficaci per processi di degradazione o di sequestro possono arrivare a mettere in secondo piano eventi di portata "disastrosa" come la modifica dell'alveo, la modifica delle sponde, l'artificializzazione del corso d'acqua, la sottrazione di acqua sino alla caduta di portata al di sotto di un deflusso minimo vitale, in senso letterale. La crescente domanda d'acqua per soddisfare le esigenze umane entra in conflitto con le necessità di conservazione degli ecosistemi acquatici e riduce il potenziale di diluizione ed autodepurazione dei corsi d'acqua.

## CONCLUSIONI

Rispetto alla vecchia "Legge Merli" del 1976 sono stati fatti progressi importanti: allora si controllava la concentrazione allo scarico, senza aver cura degli effetti sul recettore. Inoltre si poneva l'accento sull'inquinamento chimico o batteriologico, lasciando intendere che solo questi fossero i malanni dei corsi d'acqua.

Con il D. Lgs. 152/99 si introducono i concetti del risanamento dei corpi idrici inquinati, la sostenibilità degli usi della risorsa idrica, insieme con la capacità naturale di autodepurazione e la capacità di sostenere comunità animali e vegetali ben diversificate. Compare

il concetto di rinaturalizzazione dei corsi d'acqua. La Direttiva Quadro (2000/60 CE) ha per finalità la protezione ed il miglioramento della qualità degli ecosistemi acquatici, la promozione di usi sostenibili dell'acqua, la riduzione o eliminazione degli inquinanti pericolosi, il controllo delle inondazioni, in modo da portare al mantenimento o al recupero del "Buono Stato" al 2015. Nonostante i condizionamenti culturali del passato, dominato da approcci di settore e da esigenze di natura igienico-sanitaria, il futuro è senz'altro promettente. A una condizione: che in sede attuativa di norme e regolamenti prevalgano buon senso e pragmatismo e si mantenga alto il livello scientifico.

## BIBLIOGRAFIA

- BACCI E., 1994. *Ecotoxicology of Organic Contaminants*. CRC/ Lewis Publishers, Boca Raton, FL (USA).
- BACCI E., VIGHI M., 1998. Tossicologia classica, ambientale, ecotossicologia: metodi, strategie, obiettivi. In: Vighi M., Bacci E. *Ecotossicologia*, UTET, Torino: 3-7.
- BAKER J.I., HITES R.A., 2000. Siskiwit Lake revisited: time trends of polychlorinated dibenzo-*p*-dioxin and dibenzofuran deposition at Isle Royale, Michigan. *Environmental Science & Technology*, **34**: 2887-2891.
- CARATTI P., TARQUINI R., 2002. La Valutazione Ambientale Strategica tra valutazione d'impatto e processo decisionale. Convegno "Prospettive di Sviluppo della Valutazione Ambientale Strategica in Italia". Fondazione ENI Enrico Mattei, 5 febbraio 2002: 1-22.
- GRIMALT J.O., VAN DROOGE B.L., RIBES A., VILANOVA R.M., FERNANDEZ P., APPLEBY P., 2004. Persistent organochlorine compounds in soil and sediments of European high altitude mountain lakes. *Chemosphere*, **54**: 1549-1561.
- PARTIDARIO M.R., 2000. Elements of an SEA framework - Improving the added value of SEA. *Environmental Impact Assessment Review*, **20**: 647-663.
- REIFFERSCHIED D., HEIL J., 1996. Validation of the SOS/*umu* test using test results of 486 chemicals and comparisons with the Ames test and carcinogenicity data. *Mutation Research*, **369**: 129-145.
- SPAGGIARI R., FRANCESCHINI S., 2000. Procedure di calcolo dello stato ecologico dei corsi d'acqua e di rappresentazione grafica delle informazioni. *Biologia Ambientale*, **14**: 1-6.
- VAN LEEUWEN F.X.R., FEELY M., SCHRENK D., LARSEN J.C., FARLAND W., YOUNES M., 2000. Dioxins: WHO's tolerable daily intake (TDI) revisited. *Chemosphere*, **40**: 1095-1101.
- VIGANÒ L., ARILLO A., BUFFAGNI A., CAMUSSO M., CIANNARELLA R., CROSA G., FALUGI C., GALASSI S., GUZZELLA L., LOPEZ A., MINGAZZINI M., PAGNOTTA R., PATROLECCO L., TARTARI G., VALSECCHI S., 2003. Quality assessment of bed sediments of the Po River (Italy). *Water Research*, **37**: 501-518.
- ZEIGER E., 2001. Mutagens that are not carcinogens: faulty theory of faulty tests? *Mutation research*, **492**: 29-38.

## **Effetti di un impianto di depurazione sul fiume Tevere: tossicità su *Daphnia* e qualità biologica delle acque**

**Daniela Mattei<sup>1</sup>, Laura Mancini<sup>1</sup>, Luciana Migliore<sup>2\*</sup>, Lorenzo Tancioni<sup>2</sup>, Stefano Cataudella<sup>2</sup>**

*1* Dipartimento di Ambiente e Connessa Prevenzione Primaria, Istituto Superiore di Sanità, Viale Regina Elena 229 I-00161 Roma;

*2* Dipartimento di Biologia, Università "Tor Vergata", Via della Ricerca Scientifica I-00133 Roma.

\* Referente per la corrispondenza (Fax +39 06 72595994; luciana.migliore@uniroma2.it)

### **Riassunto**

La qualità delle acque del fiume Tevere in prossimità di un impianto di depurazione è stata valutata, in quattro stagioni, sia attraverso un'indagine ecotossicologica (test di tossicità acuta e di riproduzione su *Daphnia*), sia attraverso l'analisi della comunità macrobentonica. Le acque del fiume presso l'uscita dell'impianto di depurazione hanno mostrato tossicità acuta su *Daphnia* solo in estate, mentre le acque a valle non hanno determinato effetti tossici. La tossicità estiva è stata correlata all'uso di disinfettanti, largamente impiegati nel periodo. A sostegno di tale ipotesi è stata valutata, su *Daphnia*, la tossicità acuta e riproduttiva di tre disinfettanti utilizzati nella depurazione dell'effluente dell'impianto: ipoclorito di sodio, acido peracetico e biossido di cloro. I tre disinfettanti riducono significativamente la sopravvivenza alle concentrazioni consentite per legge nei reflui, e la riproduzione alla NOEC (No Observed Effect Concentration). L'analisi della struttura della comunità macrobentonica e la determinazione dell'Indice Biotico Esteso hanno permesso di valutare la qualità ecologica del tratto studiato: a monte dell'impianto di depurazione le condizioni del fiume –mediamente buone– sono stazionarie, mentre a valle si registra una riduzione della qualità in autunno, con un'isteresi di una stagione rispetto ai dati di tossicità acuta e di riproduzione su *Daphnia*.

Vengono discussi gli effetti di questo tipo di contaminazione, la capacità di diluizione del fiume e l'utilizzo di diversi endpoint per una valutazione efficace delle perturbazioni ambientali sui corsi d'acqua.

PAROLE CHIAVE: *Daphnia* / Indice biotico / Biossido di cloro / Acido peracetico / Ipoclorito di sodio / Fiume Tevere

### **Effects of a wastewater treatment plant: toxicity to *Daphnia* and biological quality of waters**

The evaluation of Tiber River quality, in a stretch including a sewage treatment plant, has been carried out by the contemporary evaluation of water toxicity and benthic macroinvertebrates community structure. Sampling was conducted in the four seasons, upstream and downstream a sewage treatment plant. Water at the outflow of the plant showed very high acute toxicity to *Daphnia* in summer; upstream and downstream waters showed no acute toxicity. Disinfectants (NaClO, PAA, ClO<sub>2</sub>) were also checked for acute toxicity on the same experimental system. Results were consistent with the hypothesis that disinfectants, mainly used in summer to reduce the microbial count of discharging waters, are responsible of the acute toxicity we found.

Reproduction toxicity test on *Daphnia* females were performed on all water samples but in summer at the outflow, due to the high acute toxicity; only a slight, not significant, reduction of survival and fecundity was found. Disinfectants at NOEC caused a significant reproduction toxicity.

Macroinvertebrate benthic community was evaluated upstream and downstream the sewage treatment plant, by measuring Extended Biotic Index (EBI), that give a score as quality class. Reduction of water quality score was found downstream the plant, one season delayed (autumn) from the output of toxicant.

The effect of this type of discharge, river dilution capability on a short scale and the use of different endpoints are discussed.

KEY WORDS: *Daphnia* / acute toxicity / reproduction toxicity / Biological quality index / Chlorine dioxide / Peracetic acid / Sodium hypochlorite / Tiber River

## INTRODUZIONE

Negli ultimi anni, la legislazione italiana ha introdotto l'utilizzo di una serie di *endpoint* per monitorare la qualità degli ecosistemi acquatici: fattori chimici, fisici, tossicologici e analisi della comunità macrobentonica (D. Lgs. 152/99).

Tra gli *endpoint* maggiormente utilizzati si possono annoverare il test acuto e di riproduzione con *Daphnia* spp. e l'Indice Biotico Esteso (IBE) (GHETTI, 1997), acquisito dalla normativa italiana e regolarmente impiegato.

Scopo di questo lavoro è stato valutare, con i test di tossicità su *Daphnia* e l'analisi della comunità macrobentonica, la qualità di un tratto del fiume Tevere che riceve l'effluente di un impianto di depurazione delle acque.

Il test con *Daphnia* è stato utilizzato anche per valutare la tossicità di alcuni tra i maggiori contaminanti sversati nei corpi idrici dagli impianti di depurazione: i disinfettanti. Sono stati saggiati: ipoclorito di sodio e biossido di cloro, comunemente impiegati nei processi di depurazione, e acido peracetico, di recente introduzione.

## MATERIALI E METODI

Nel 2001, le acque del Fiume Tevere sono state campionate stagionalmente (Marzo, Luglio, Ottobre e Dicembre) in tre siti:

1. Fosso della Pisana [M= monte] (600 m a monte del depuratore);
2. sbocco del depuratore [D= depuratore];
3. Mezzocammino [V= valle] (200 m a valle del depuratore).

Entro 12 ore dal prelievo i campioni sono stati analizzati, mediante sonda multiparametrica P4F/SET-3 WTW, i parametri chimici e fisici delle acque campionate -temperatura (°C), ossigeno disciolto (% e mg/L), conducibilità (µS/cm) e pH- e utilizzati per allestire i test tossicologici con *Daphnia*. L'acqua è stata preventivamente filtrata (filtri di carta Whatman numero 4) e distinta in varie aliquote per allestire i test di tossicità e per consentire il rinnovo durante i 21 giorni dei test di riproduzione. L'aliquota per il test è stata posta a temperatura di saggio e ossigenata se il

valore dell'ossigeno era inferiore al 40% del valore di saturazione; le aliquote per il rinnovo sono state conservate a -20 °C.

Per il test con *Daphnia* sono stati utilizzati individui geneticamente omogenei generati da una singola femmina proveniente da una popolazione naturale allevata presso il laboratorio di Ecologia Sperimentale ed Acquacoltura dell'Università di Roma "Tor Vergata".

I test acuti e di riproduzione sono stati condotti in accordo con i protocolli IRSA-CNR (1994). I dati di mortalità sono stati analizzati con il test del  $\chi^2$ , i dati di riproduzione con il *t* di Student.

Ipoclorito di sodio, biossido di cloro e acido peracetico sono stati saggiati su *Daphnia* per determinare con i test acuti:

1. i valori di EC<sub>50</sub> (concentrazione efficace in grado di determinare il 50% di mortalità/immobilizzazione degli organismi saggiati);
2. i valori NOEC (concentrazione di non effetto). Le NOEC determinate con il test acuto sono state impiegate nei test di riproduzione.

L'intervallo delle concentrazioni saggate per i test acuti, scelto in base ai dati bibliografici di tossicità e mutagenicità (BUSCHINI *et al.*, 2001; MONARCA *et al.*, 2000) è stato: 1,5-0,015 mg/L, in progressione geometrica.

Per l'analisi della comunità macrobentonica, sono stati svolti campionamenti stagionali (Marzo, Luglio, Ottobre e Dicembre) nel 2001 in due siti:

1. Fosso della Pisana [M= monte] (600 m a monte del depurazione);
2. Mezzocammino [V= valle] (200 m a valle del depuratore).

Gli organismi sono stati identificati al livello tassonomico richiesti dal metodo (RUFFO, 1977-85; SANSONI, 1988; CAMPAIOLI *et al.*, 1994).

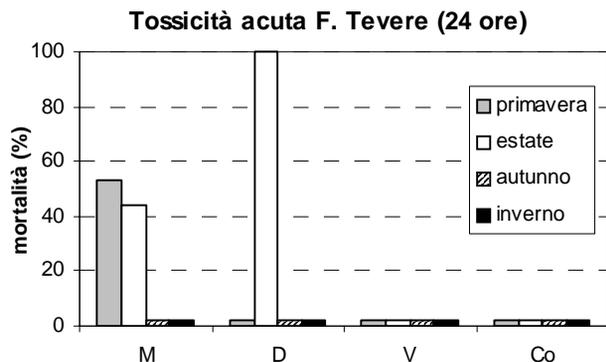
## RISULTATI

### Analisi chimiche e fisiche

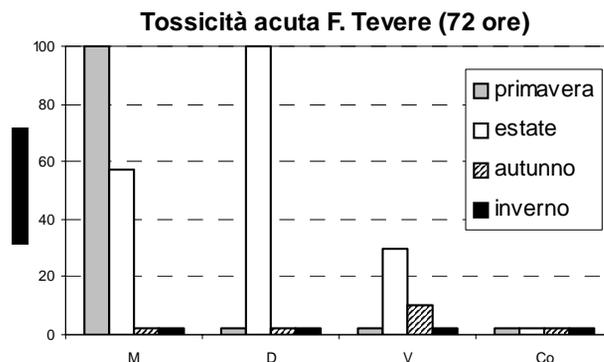
Nella tabella I sono riportati il valore più basso e più alto per i parametri dei campioni analizzati nelle quattro stagioni. I dati dimostrano la compatibilità delle acque

**Tab. I.** Parametri chimici e fisici delle acque provenienti dai vari siti di campionamento (valori minimi e massimi registrati durante l'anno).

Parametro		Sito M Min-Max	Sito D Min-Max	Sito V Min-Max	Controllo Min-Max
T	°C	10,6-22,8	11,7-22,2	8,3-23,3	19,7-21,8
O <sub>2</sub>	mg/L	2,07-5,29	5,05-8,62	4,81-9,74	6,98-8,56
O <sub>2</sub>	%	24,0-46,7	54,7-90,4	53,7-92,5	87,8-96,2
Conducibilità	µS/cm	1040-1073	823-981	867-1290	378-437
pH		7,68-7,85	7,48-7,81	7,36-7,84	7,65-7,8



**Fig. 1.** Tossicità acuta (mortalità dopo 24 ore) delle acque del Fiume Tevere su *Daphnia*. M = monte; D = depuratore; V = valle; Co= controllo.



**Fig. 2.** Tossicità acuta (mortalità dopo 72 ore) delle acque del Fiume Tevere su *Daphnia*. M = monte; D = depuratore; V = valle; Co = controllo.

saggiare con le caratteristiche necessarie allo svolgimento dei test di tossicità con *Daphnia* (in accordo con REPORT EPS 1/RM/11, 1990).

**Test sul fiume Tevere**

**Test acuto:** i risultati dei test acuti, dopo 24 e 72 ore di esposizione, svolti su *Daphnia* con le acque dei tre siti campionati nelle quattro stagioni sono riportati nelle figure 1 e 2.

Dopo 24 ore, l'acqua del sito M ha causato mortalità in primavera e in estate; l'acqua del sito D ha causato una mortalità del 100% in estate; il risultato è stato confermato da saggi settimanali condotti per tutto il mese di luglio, sia sul campione tal quale sia diluito al 50%. L'acqua del sito V e l'acqua di allevamento non hanno provocato mortalità.

Dopo 72 ore la mortalità, già registrata a 24 ore, è stata più spiccata.

L'analisi del  $\chi^2$  (Tab. II) ha messo in evidenza differenze significative tra sito M e il controllo in primavera e in estate, a 24 e 72 ore; tra sito D e controllo in estate; nessuna differenza significativa è stata trovata tra sito V e controllo, in nessuna stagione, né a 24 né a 72 ore.

**Test di riproduzione:** i risultati (mortalità e ripro-

duzione) dei test a 21 giorni condotti su *Daphnia* con le acque campionate nei tre siti menzionati, nelle quattro stagioni sono riportati nelle figure 3 e 4.

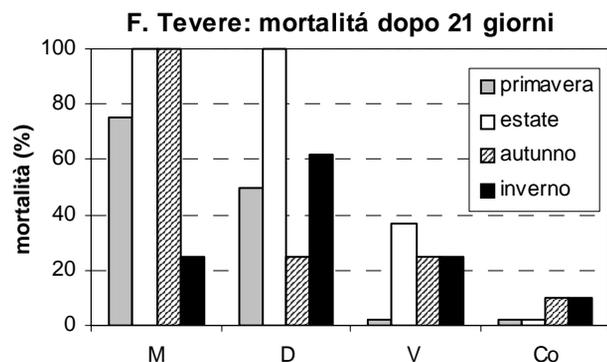
**MORTALITÀ:** in primavera dopo 21 giorni, hanno causato mortalità l'acqua proveniente dal sito M (75%) e dal sito D (50%); l'acqua del sito V non ha causato mortalità. In estate, l'acqua del sito M ha determinato il 100% di mortalità, l'acqua del sito V il 37%. Non è stato possibile condurre alcun test di riproduzione a 21 giorni con le acque provenienti dal sito D per la mortalità acuta del 100% causata da quest'acqua già nelle prime 24 ore. In autunno hanno causato mortalità l'acqua del sito M (100%) e l'acqua del sito D e V (25%). In inverno, l'acqua del sito M e V hanno causato il 25% di mortalità, l'acqua del sito D il 62%.

L'analisi del  $\chi^2$  (Tab. III) ha messo in evidenza differenze significative in primavera tra i siti M e D e il controllo; in estate e autunno, tra il sito M e il controllo, in inverno tra il sito D e il controllo.

**RIPRODUZIONE:** è stato valutato il numero medio dei piccoli nati per femmina durante i 21 giorni di test. In primavera, l'acqua del sito M ha ridotto la fecondità delle femmine da 36,68 nati/femmina del controllo a 25,65 nati/femmina; gli altri siti, nella stessa stagione, hanno mostrato la stessa fecondità rispetto al controllo. In estate, l'acqua campionata al sito M ha ridotto la

**Tab. II.** Test di tossicità acuta nelle quattro stagioni (a 24 e 72 ore). Confronto tra la mortalità determinata dall'acqua dei siti di campionamento e controllo. Valori del  $\chi^2$ : ns= non significativo; \* = p<0,001; \*\* = p<0,005; N.D. = non determinato (mortalità del 100% entro 24 ore).

Sito	Primavera		Estate		Autunno		Inverno	
	24h	72h	24h	72h	24h	72h	24h	72h
M	24,631*	52,795*	19,247**	9,697**	2,411 ns	12,800 **	0,393 ns	1,422 ns
D	0,001 ns	0,185 ns	60,067*	N.D.	0,517 ns	0,517 ns	0,120 ns	2,131 ns
V	1,403 ns	0,873 ns	0,001ns	1,422 ns	1,403ns	2,588 ns	1,298 ns	0,523 ns



**Fig. 3.** Test di riproduzione: mortalità (%) di *Daphnia* dopo 21 giorni (Fiume Tevere) M = monte; D = depuratore; V = valle; Co = controllo.

fecondità a 9 nati/femmina, l'acqua campionata al sito V a 61,7 rispetto ai 72,26 nati/femmina del controllo. In autunno non sono state registrate sensibili differenze rispetto al controllo in nessuno dei tre siti campionati. In inverno, l'acqua campionata al sito M ha provocato un incremento della fecondità a 95,1 nati/femmina rispetto a 71,0 del controllo e degli altri siti.

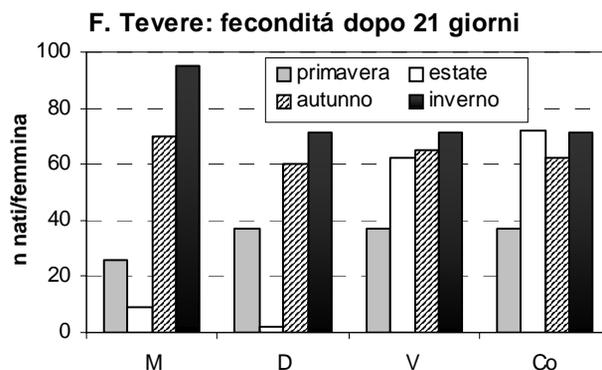
L'analisi del *t* di Student (Tab. IV) ha messo in evidenza differenze significative in primavera tra sito M, sito D e controllo, in inverno tra il sito M e controllo. In quest'ultimo caso la fecondità è stata significativamente più alta rispetto al controllo. Anche in estate, al sito V, la fecondità è stata leggermente più alta rispetto al controllo, ma tale differenza non è risultata statisticamente significativa.

### Test con i disinfettanti

**Test acuto:** i risultati dei test acuti (24 ore) su *Daphnia* con i tre disinfettanti sono riportati in tabella V. Il biossido di cloro ( $\text{ClO}_2$ ) ha causato mortalità del 100% nei piccoli (<24 ore di età) da 1,5 mg/L a 0,125 mg/L, 83% di mortalità a 0,062 mg/L, 63% a 0,031 mg/L. L'ipoclorito di sodio ( $\text{NaClO}$ ) ha causato mortalità del 100% nei piccoli da 1,5 mg/L a 0,062 mg/L. L'acido peracetico (PAA) ha causato mortalità del 100% nei piccoli da 1,5 mg/L a 0,062 mg/L, 27% di mortalità a 0,031 mg/L.

Sulla base dei risultati di tossicità con il test acuto, è stata determinata la NOEC per i tre disinfettanti come concentrazione che determina al massimo il 20% di mortalità negli organismi esposti, normalizzata al controllo (differenza non statisticamente significativa con il test del  $\chi^2$ ):  $\text{ClO}_2$  e PAA 0,015 mg/L;  $\text{NaClO}$  0,031 mg/L (Tab. V).

**Test di riproduzione:** i risultati (mortalità e riproduzione) dei test a 21 giorni condotti alla NOEC dei tre disinfettanti sono riportati nelle figure 5 e 6.



**Figura 4.** Test di riproduzione: fecondità (numero medio di nati/femmina) di *Daphnia* dopo 21 giorni (Fiume Tevere) M = monte; D = depuratore; V = valle; Co = controllo

**Tab. III.** Test di tossicità riproduttiva, mortalità delle femmine (a 21 giorni). Confronto tra la mortalità determinata dall'acqua dei siti di campionamento e controllo. Valori del  $\chi^2$ . ns= non significativo; \* =  $p < 0,001$ ; \*\* =  $p < 0,005$ ; N.D. = non eseguito (mortalità del 100% entro 24 ore).

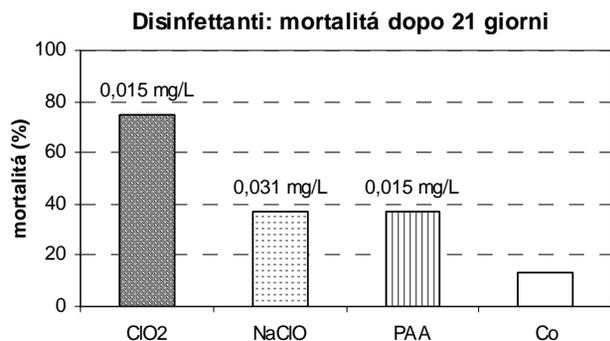
Sito	Primavera	Estate	Autunno	Inverno
M	9,143 **	16,254 **	16,254 **	1,641 ns
D	4,654 **	N.D.	1,641 ns	6,667 *
V	0,001 ns	3,00 ns	1,691 ns	3,000 ns

**Tab. IV.** Test di tossicità riproduttiva, fecondità delle femmine (a 21 giorni). Confronto tra la fecondità determinata dall'acqua dei siti di campionamento e di controllo. Valori del *t* di Student. ns= non significativo; \* =  $p < 0,001$ ; \*\* =  $p < 0,005$ ; N.D. = non eseguito per mortalità elevata.

Sito	Primavera	Estate	Autunno	Inverno
M	2,833? *	N.D.	0,514 ns	-3,142 *
D	3,427 *	N.D.	0,524 ns	1,232 ns
V	0,854 ns	-0,821 ns	0,519 ns	1,011 ns

**Tab. V.** Test di tossicità acuta con i disinfettanti. Mortalità dopo 24 ore. \* = NOEC.

Conc. (mg/L)	Mortalità dopo 24 ore (%)		
	$\text{ClO}_2$	$\text{NaClO}$	PAA
1,5	100	-	100
1,0	100	100	100
0,5	100	100	100
0,25	100	100	100
0,125	100	100	100
0,062	83	100	100
0,031	63	0*	27
0,015	13*	-	10*
<b>Controllo</b>	<b>7</b>	<b>0</b>	<b>0</b>



**Fig. 5.** Test di riproduzione: mortalità (%) di *Daphnia* dopo 21 giorni alla NOEC per i tre disinfettanti ClO<sub>2</sub> (NOEC= 0,015 mg/L) = biossido di cloro; NaClO (NOEC= 0,031 mg/L) = ipoclorito di sodio; PAA (NOEC= 0,015 mg/L) = acido peracetico; Co= controllo.

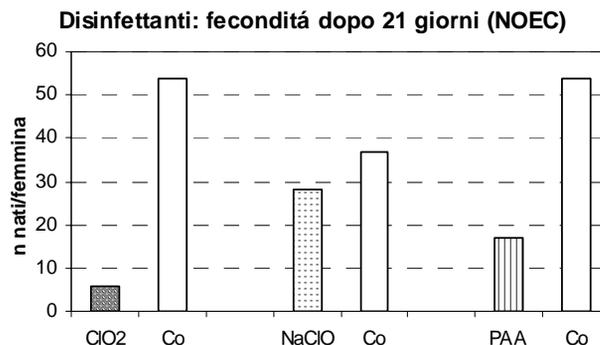
**MORTALITÀ:** il biossido di cloro (NOEC=0,015 mg/L) ha causato 75% di mortalità (13% nel controllo), l'ipoclorito di sodio (NOEC=0,031 mg/L) il 37,5% (10% nel controllo), l'acido peracetico (NOEC= 0,015 mg/L) l'87,5% (13% nel controllo).

L'analisi del  $\chi^2$  ha evidenziato differenze significative rispetto al controllo in tutti e tre i casi (ClO<sub>2</sub>  $\chi^2$  =9,143 p<0,05; NaClO  $\chi^2$  =4.654 p<0,05; PAA  $\chi^2$  =12,250 p<0,005).

**RIPRODUZIONE:** è stato valutato il numero medio dei piccoli nati per femmina durante i 21 giorni di test alla NOEC dei tre disinfettanti. ClO<sub>2</sub> riduce la fecondità da 53,8 (controllo) a 6,4 nati/femmina; NaClO da 36,9 (controllo) a 28,4 nati/femmina; PAA da 53,8 (controllo) a 17,4 nati/femmina (Fig. 7). Il *t* di Student mette in evidenza differenze significative rispetto al controllo in tutti e tre i casi (ClO<sub>2</sub> *t* = 5,728 p<0,05; NaClO *t* = 2,429 p<0,05; PAA *t* = 4,173 p<0,05).

**Analisi della comunità macrobentonica**

La composizione della comunità macrobentonica varia da monte a valle (Tab. VI): i Chironomidae sono abbondanti in entrambi i siti durante tutto l'anno, *Bythynia* in estate e autunno è presente nel sito M e abbondante nel sito D; i Gammaridae sono abbondanti sia nel sito M che V in primavera ed estate, ma in autunno e in inverno si ritrovano, come abbondanti e presenti rispettivamente, solo nel sito M. Il numero di *taxa* è ridotto al sito V, se comparato al sito M: in primavera da 12 a 5 unità sistematiche, in estate da 12 a 11, in autunno ed inverno da 11 a 7. I valori di IBE mostrano una riduzione analoga: in primavera da 6 a 4, in estate da 6 a 6-5, in autunno da 6-5 a 3 e in inverno da 6-5 a 4. La classe di qualità, per lo più costante nelle quattro stagioni per il sito M, è peggiore nel sito V durante tutto l'anno, in particolare in autunno (Fig. 7).

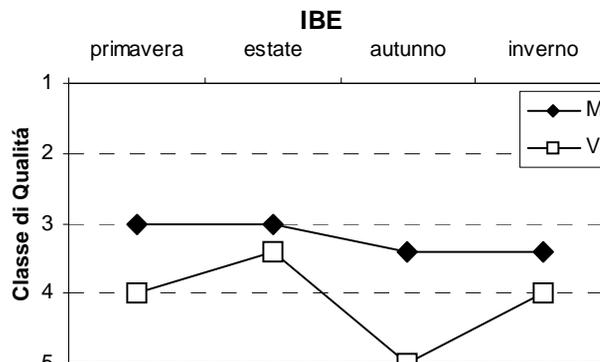


**Fig. 6.** Test di riproduzione: fecondità (numero medio di nati/femmina) di *Daphnia* dopo 21 giorni alla NOEC dei tre disinfettanti. ClO<sub>2</sub> (NOEC= 0,015 mg/L) = biossido di cloro; NaClO (NOEC=0,031 mg/L) = ipoclorito di sodio; PAA (NOEC= 0,015 mg/L) = acido peracetico; Co= controllo.

**DISCUSSIONE E CONCLUSIONI**

I test di tossicità acuta su *Daphnia* mostrano, in primavera ed estate, tossicità delle acque del Fiume Tevere, a monte di un impianto di depurazione (sito M). Le acque dello stesso sito causano, nei test di riproduzione, mortalità e riduzione della fecondità nelle femmine di *Daphnia*, in primavera, estate ed autunno. Non è possibile individuare la sostanza responsabile degli effetti osservati, a causa della composizione complessa e ignota delle acque.

Al depuratore (sito D) si registra un'elevata tossicità acuta solo in estate; durante il test a 21 giorni un'elevata mortalità e riduzione della riproduzione si registra nelle femmine di *Daphnia* in primavera e autunno. Tali effetti possono essere attribuiti al refluo del depuratore



**Fig. 7.** Classi di qualità del Fiume Tevere nei siti a monte (M) e a valle (V) dell'impianto di depurazione, determinate sulla base dei valori IBE durante le quattro stagioni di campionamento (2001). Il campo di variazione delle Classi di Qualità va da I (ambiente non inquinato o non alterato) a V (ambiente fortemente inquinato o alterato).

**Tab. VI.** Composizione della comunità macrobentonica del Fiume Tevere nei siti a monte (M) e a valle (V) dell'impianto di depurazione. \* = taxa considerati di *drift* e perciò non considerati per il calcolo dell'IBE. P = presente; A = abbondante; D = dominante. U. S. = Unità Sistematiche; IBE = valori dell'Indice Biotico Estesio; C.Q. = Classe di Qualità.

Taxa ↓	Stagione → Sito →	primavera		estate		autunno		inverno	
		M	V	M	V	M	V	M	V
<b>EPHEMEROPTERA</b>	<i>Baetis</i>	*		*					
<b>ODONATA</b>	<i>Ischnura</i>	P			P			P	
	<i>Platycnemis</i>	P							
	<i>Phyrosoma</i>					P			
	<i>Orithetrum</i>				P				
<b>DIPTERA</b>	Chironomidae	A	A	A	A	A	A	A	A
	Psychodidae								
	Simuliidae	*							
<b>HETEROPTERA</b>	<i>Micronecta</i>		P		P	P		P	P
<b>AMPHIPODA</b>	Gammaridae	A	A	A	A	A		P	
<b>DECAPODA</b>	Palemonidae	P	P	P	A	P			
<b>ISOPODA</b>	Asellidae	P			P				P
<b>GASTROPODA</b>	Limneidae			P	P		P		P
	<i>Theodoxus</i>	P				P		P	
	<i>Valvata</i>	P			P		P		
	<i>Bithynia</i>	P		P	A	P	A	P	P
	Physidae			P		P	P	P	
	Hydrobioidea			P	D	P	P		P
<b>BIVALVIA</b>	Sphaeriidae	P					A	P	
<b>HIRUDINAEA</b>	<i>Herpobdella</i>	P		P				P	
	<i>Dina</i>			P					
<b>OLIGOCHAETA</b>	Tubificidae	A	P	P		P		P	P
	Naididae			P		P		P	
<b>TRICLADIDA</b>	<i>Dugesia</i>			P					
<b>U.S. →</b>		<b>12</b>	<b>5</b>	<b>12</b>	<b>11</b>	<b>11</b>	<b>7</b>	<b>11</b>	<b>7</b>
<b>IBE →</b>		<b>6</b>	<b>4</b>	<b>6</b>	<b>6-5</b>	<b>6-5</b>	<b>3</b>	<b>6-5</b>	<b>4</b>
<b>C.Q. →</b>		<b>III</b>	<b>IV</b>	<b>III</b>	<b>III-IV</b>	<b>III-IV</b>	<b>V</b>	<b>III-IV</b>	<b>IV</b>

e, in particolare nel periodo estivo, all'uso di disinfettanti largamente impiegati per abbattere la carica microbica delle acque immesse nel fiume (WHITE, 1996).

Al sito V non si rileva mai tossicità acuta; le acque causano, nei test di riproduzione, mortalità e riduzione della fecondità nelle femmine di *Daphnia* solo in estate. L'assenza di tossicità può essere spiegata con la capacità del fiume di diluire contaminanti nell'arco di un breve tratto.

Per valutare la tossicità dei disinfettanti su *Daphnia*, sono stati saggati: ipoclorito di sodio (NaClO), biossido di cloro (ClO<sub>2</sub>) ed acido peracetico (PAA). I test di laboratorio hanno messo in evidenza tossicità acuta (100% mortalità) fino alla concentrazione di 0,031 mg/L per il biossido di cloro e acido peracetico fino a 0,062 mg/L per l'ipoclorito di sodio. Inoltre, i test di riproduzione hanno dimostrato che, alla NOEC, tutti e tre i disinfettanti mostrano effetti tossici, relativi sia alla mortalità che alla capacità riproduttiva; l'ordine decrescente di tossicità è: PAA > ClO<sub>2</sub> > NaClO per la

mortalità; e NaClO > PAA > ClO<sub>2</sub> per la riproduzione.

Questi dati sono in accordo con quelli di letteratura sulla tossicità dei composti a base di cloro sugli organismi acquatici (BRUNGS, 1973; FISHER e BURTON, 1993; FISHER *et al.*, 1994; YONKOS *et al.*, 2001). Nonostante la loro diffusione, l'utilizzo dei composti a base di cloro è pericoloso per la loro capacità di produrre sottoprodotti nocivi, quali trialometani e acidi aloacetici (ROOK, 1974; HALL *et al.*, 1981); non ci sono invece dati sugli effetti collaterali dell'acido peracetico (MONARCA *et al.*, 2000; MATTEI, 2002): sicuramente non contribuisce alla formazione di composti alogenati (VESCHETTI *et al.*, 2003), perché sprovvisto di atomi di cloro nella sua formula di struttura, ma reflui trattati con acido peracetico hanno mostrato un'attività genotossica su piante (MONARCA *et al.*, 2000).

L'analisi della struttura della comunità macrobentonica nei siti a monte e a valle dell'impianto di depurazione nelle quattro stagioni ha mostrato che la composizione in taxa è diversa in tutto l'anno, in particolare il

sito a monte mostra una qualità ecologica migliore rispetto al sito a valle, la cui qualità peggiora soprattutto durante la stagione autunnale.

I dati completano il quadro già evidenziato con i test su *Daphnia*, dimostrando che l'ecosistema fluviale, nonostante la perturbazione puntiforme rappresentata dal reflujo del depuratore, è in grado di diluire i contaminanti in poche centinaia di metri. Nel sito a valle la qualità ecologica è peggiore rispetto al sito a monte, soprattutto durante l'autunno, una stagione successiva rispetto ai dati di tossicità su *Daphnia*, a dimostrazione dei diversi tempi e meccanismi di riposta tra le singole specie e la comunità.

L'analisi di comunità per valutare gli effetti dell'in-

quinamento è comunemente impiegata (WASHINGTON, 1984; GUHL, 1987; PINDER *et al.*, 1987; BOYLE *et al.*, 1990; PRAT e MUNNÉ, 2000; SORACE *et al.*, 2002), ma da sola non sembra esaustiva. Un approccio integrato, in cui i dati chimici, fisici e tossicologici sono stati affiancati dall'analisi della comunità macrobentonica, è stato recentemente condotto in uno studio sul fiume Po (VIGANÒ *et al.*, 2003): l'uso combinato di diversi *endpoint*, che prendono in esame sia dati chimici e fisici, sia diversi livelli di organizzazione biologica (popolazioni, comunità), sembra in grado di fornire una visione migliore delle reali condizioni di un ecosistema, come nel caso specifico del reflujo dell'impianto di depurazione.

## BIBLIOGRAFIA

- BOYLE T.P., SMILLIE G.M., ANDERSON J.C., BEESON D.R., 1990. A sensitivity analysis of nine diversity and seven similarity indices. *Research Journal of the Water Pollution Control Federation* **165** (62): 749-762.
- BRUNGS W.A., 1973. Effects of residual chlorine on aquatic life. *Journal of the Water Pollution Control Federation* **45**: 2180-2193.
- BUSCHINI A., MARTINO A., GUSTAVINO B., MONFRINOTTI M., POLI P., ROSSI C., SANTORO M., RIZZONI M., 2001. Genotoxicity detected with comet assay and micronucleus test in *Cyprinus carpio* specimens exposed *in situ* to Trasimeno Lake waters treated with disinfectants for potabilisation. In: *30<sup>th</sup> Annual Meeting of European Environmental Mutagen Society*, Gand (Belgium), 1-5 September.
- CAMPAIOLI S., GHETTI P.F., MINELLI A., RUFFO S., 1994. *Manuale per il riconoscimento dei macroinvertebrati delle acque dolci italiane*. Vol. 1. Provincia Autonoma di Trento, Museo di Storia Naturale di Trento.
- FISHER D.J., BURTON D.T., 1993. *The acute effects of continuous and intermittent application of chlorine dioxide and chlorite on Daphnia magna, Pimephales promelas, and Oncorhynchus mykiss*. WREC-93-B4, University of Maryland, Wye Research and Education Center, Queenstown, MD.
- FISHER D.J., BURTON D.T., YONKOS L.T., TURLEY S.D., TURLEY B.S., ZIEGLER G.P., ZILLIOUX E.J., 1994. Acute and short-term chronic effects of continuous and intermittent chlorination on *Mysidopsis bahia* and *Menidia beryllina*. *Environmental Toxicology and Chemistry* **13**: 1525-1534.
- GHETTI P.F., 1997. *Manuale di applicazione dell'Indice Biotico Esteso (IBE). I macroinvertebrati nel controllo della qualità degli ambienti di acque correnti*. Prov. Autonoma di Trento, Agenzia provinciale per la protezione dell'ambiente, Trento.
- GUHL W., 1987. Aquatic ecosystem characterisation by biotic indices. *Internationale Revue der Gesamten Hydrobiologie* **72**: 431-455.
- HALL L.W., HELZ G.R., BURTON D.T., 1981. *Power Plant Chlorination: A Biological and Chemical Assessment*. Ann Arbor Science, Ann Arbor, MI, USA.
- IRSA-CNR, 1994. *Metodi analitici per le acque*. Poligrafico dello Stato. Quaderno **100**: 336-342.
- MATTEI D., 2002. *Valutazione ecotossicologica dei disinfettanti per le acque: determinazioni sul campo (fiume Tevere) e indagini di laboratorio*. Tesi di laurea, Univ. "Tor Vergata", Roma.
- MONARCA S., FERETTI D., COLLIVIGNARELLI C., GUZZELLA L., ZERBINI I., 2000. The influence of different disinfectants on mutagenicity and toxicity of urban wastewater. *Water Research* **34** (17): 4261-4269.
- PINDER L.C.V., LADLE M., GLEDHILL T., BASS J.A.B., MATTHEWS A.M., 1987. Biological surveillance of water quality. A comparison of macroinvertebrate surveillance methods in relation to assessment of water quality in a chalk stream. *Hydrobiology* **109** (2): 207-226.
- PRAT N., MUNNÉ A., 2000. Water use and quality and stream flow in a Mediterranean stream. *Water Research* **34** (15): 3876-3881.
- REPORT EPS 1/RM/11, 1990. *Biological Test Method: Acute lethality Test Using Daphnia spp.*
- ROOK J.J., 1974. Formation of haloforms during chlorination of natural waters. *Water Treatment and Examination* **23**: 234-243.
- RUFFO S., 1977-85. *Guide per il riconoscimento delle specie animali delle acque interne italiane*. Collana del Progetto Finalizzato "Promozione della Qualità dell'Ambiente", CNR, Roma.
- SANSONI G., 1988. *Atlante per il riconoscimento dei macroinvertebrati dei corsi d'acqua italiani*. Provincia Autonoma di Trento, Centro Italiano Studi di Biologia Ambientale.

- SORACE A., FORMICCHETTI P., BOANO A., ANDREANI P., GRAMEGNA C., MANCINI L., 2002. The presence of a river bird, the dipper, in relation to water quality and biotic indices in central Italy. *Environmental Pollution* **118**: 89-96.
- VESCHETTI E., CUTILLI D., BONADONNA L., BRIANCESCO R., MARTINI C., CECCHINI G., ANASTASI P., OTTAVIANI M., 2003. Pilot-plant comparative study of peracetic acid and sodium hypochlorite wastewater disinfection. *Water Research* **37**: 78-94.
- VIGANÒ L., ARILLO A., BUFFAGNI A., CAMUSSO M., CIANNARELLA R., CROSA G., FALUGI C., GALASSI S., GUZZELLA L., LOPEZ A., MINGAZZINI M., PAGNOTTA R., PATROLECCO L., TARTARI G., VALSECCHI S., 2003. Quality assessment of bed sediments of the Po River (Italy). *Water Research* **37**: 501-518.
- WASHINGTON H.G., 1984. Diversity, biotic and similarity indices. *Water Research* **18**: 653-694.
- WHITE G.C., 1986. *Handbook of Chlorination*, II Ed., Van Nostrand Reinhold, New York, USA.
- WOODIWISS F.S., 1981. *Biological Water Assessment Methods, Nottingham-Abrided Report of Working Group Expert (ENV/416/80)*, Commission of the European Community.
- YONKOS L.T., FISHER D.J., BURTON D.T., WHITEKETTLE W.K., PETRILLE J.K., 2001. Effectiveness of the Sulphur(IV) compound, sodium bisulphite, in reducing Chlorine, Chlorine dioxide, and Chlorite toxicity to *Daphnia magna* in well and pond water. *Environmental Toxicology and Chemistry* **20** (3): 530-536.

*Biologia Ambientale*, **19** (1): 131-137.

Atti del Seminario: *Classificazione ecologica delle acque interne. Applicabilità della Direttiva 2000/60/CE*. Trento, 12-13 febbraio 2004. G.N. Baldaccini e G. Sansoni (eds.). Ed. APAT, APPA Trento, CISBA. Trento, 2005.

## **Valutazione biologica ed ecotossicologica di sedimenti fluviali. Un esempio di approccio integrato**

**Silvia Marchini\***, Daniela Mattei, Alberto Sorace,  
Elio Pierdominici, Paolo Formichetti, Laura Mancini

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

\* Referente per la corrispondenza (fax 06 49387139; marchini@iss.it)

### **RIASSUNTO**

L'integrazione dell'informazione tossicologica sui sedimenti con quella fornita dagli indicatori biologici sullo stato di salute della comunità bentonica consente di individuare il rischio di sedimenti contaminati per la vita acquatica e di mettere in luce il ruolo di fattori abiotici.

Nel presente lavoro è stata investigata la corrispondenza tra lo stato biologico di sedimenti fluviali e la loro tossicità in siti campione selezionati nel tratto urbano di Roma. In particolare è stata valutata l'adeguatezza di un organismo pelagico standard esposto all'acqua interstiziale nel rilevare la tossicità dei sedimenti e l'utilità dell'informazione generata.

L'indagine biologica è stata condotta mediante il calcolo dell'Indice Biotico Esteso (IBE) mentre quella ecotossicologica con test acuti e cronici su *Ceriodaphnia dubia*. I valori IBE indicano che i siti investigati sono tutti al di sotto della qualità "buona", evidenziando un debole gradiente da monte a valle di Roma dove, nel sito di chiusura del bacino idrografico, si registra una qualità pessima. I sedimenti raccolti nei diversi siti hanno mostrato invece una notevole differenza negli effetti tossici, che variano dalla totale assenza di tossicità sia acuta che cronica ad una elevatissima tossicità acuta, in un ordine che ricalca quello della qualità biologica. L'elevata tossicità misurata nei siti dove la comunità bentonica era maggiormente compromessa indica che l'alterazione del benthos è da mettere in relazione alla contaminazione presente, adeguatamente messa in evidenza dal sistema sperimentale utilizzato, mentre per il sito a monte di Roma, dove all'alterazione biologica dei sedimenti non corrispondeva alcuna tossicità, sono necessari approfondimenti per identificare i fattori chimici e/o fisici responsabili.

PAROLE CHIAVE: sedimenti / tossicità / Indice Biotico Esteso / *Ceriodaphnia dubia*

### **Biological and ecotoxicological evaluation of river sediments. An example of integrated approach**

The integration of information on benthic community health and sediment toxicity permits to identify the risk of contaminated sediments to aquatic life and to highlight the role of abiotic factors.

In this paper the correspondence between the biological status of river sediments, collected in selected sites in the urban area of Rome, and their toxicity has been investigated.

Specific purpose of the study was to evaluate the adequacy of a standard pelagic test species exposed to interstitial water in detecting sediment toxicity and the utility of the information obtained. The results of the biological survey have been reported as Extended Biotic Index (EBI) values, while the toxicity has been investigated by means of acute and chronic tests with *Ceriodaphnia dubia*.

The EBI values indicate that the sites under study are all below the "good" quality level, showing a weak downstream gradient; at the basin closing station the quality is at its worst.

On the contrary, the collected sediments produced remarkably different toxic effects, which vary from absence of any acute or chronic toxicity to extremely high acute toxicity, ranking the sites in the same order of that observed for the biological quality.

The high toxicity measured in those sites where the community was more compromised indicates that the poor condition of the benthos can be related to sediment contamination, which has been adequately detected by the experimental system used. For the upstream site, where the biological alteration of the sediment could not be explained by its toxicity, further investigation is necessary to identify the responsible chemical and/or physical factors.

KEY WORDS: sediments / toxicity / Extended Biotic Index / *Ceriodaphnia dubia*

## INTRODUZIONE

I sedimenti, come è ormai universalmente riconosciuto, giocano un ruolo fondamentale per la salute degli ecosistemi acquatici in quanto habitat di molti organismi e sostegno di tutta la fauna acquatica. Essi rappresentano altresì il comparto dove si depositano molti dei contaminanti più pericolosi in quanto tossici, persistenti e bioaccumulabili, che, oltre a produrre effetti diretti sugli organismi bentonici, pongono un rischio continuo e a lungo termine per tutta la vita – acquatica e non solo – a causa del loro trasferimento attraverso la catena alimentare ai vari livelli trofici e della loro diffusione e risospensione nella colonna d'acqua (POWER e CHAPMAN, 1992). L'analisi tossicologica dei sedimenti può fornire informazioni molto importanti sullo stato di salute di un corpo d'acqua, soprattutto laddove la stessa analisi condotta sulla colonna d'acqua non evidenzia un rischio.

Indagini di tipo biologico e tossicologico sui sedimenti costituiscono approcci complementari nella valutazione della loro qualità (TONKES *et al.*, 1995; ASTM, 1997), ognuna caratterizzata da vantaggi e limiti peculiari (US EPA, 2002).

Le comunità bentoniche rispondono ad alterazioni della qualità dell'acqua, dei sedimenti e dell'habitat. Le variazioni nella struttura delle comunità forniscono informazioni direttamente rilevanti per la valutazione dell'impatto della contaminazione, in altre parole degli effetti *in situ*, ma non sono diagnostiche di per sé di contaminazione o tossicità. Infatti l'integrazione di tutti i fattori biotici ed abiotici, implicita nell'analisi biologica, fa sì che essa non distingua tra fattori stressanti di tipo chimico, fisico e biologico, e possa riflettere condizioni pregresse.

I test di tossicità forniscono, in tempi brevi, informazioni di tipo quantitativo sui potenziali effetti tossici di sedimenti contaminati sugli organismi esposti. A differenza delle analisi chimiche, che possono non essere sufficienti per predire i possibili effetti della contaminazione sul biota per i molteplici fattori che concorrono a determinarne e modularne la biodisponibilità e la tossicità, i risultati di test tossicologici esprimono il significato biologico della contaminazione, integrando sia la biodisponibilità sia tutte le interazioni tra le sostanze chimiche presenti. D'altro canto i test tossicologici potrebbero non essere sufficientemente sensibili, specie se a breve termine e se eseguiti con una sola specie test; i risultati potrebbero essere influenzati dalla perdita di integrità del campione durante la sua raccolta/manipolazione e, da soli, non possono predire gli effetti ecologici. L'integrazione degli indici biologici e tossicologici consente di superare i limiti dei due approcci, riducendo l'incertezza della valutazione del rischio, e di pianificare gli interventi mirati al rag-

giungimento degli obiettivi di qualità ecologica.

Tra le varie fasi che vengono utilizzate per saggiare la tossicità dei sedimenti, l'acqua interstiziale rappresenta una fase molto significativa per valutare gli effetti *in situ*, in quanto gli organismi bentonici sono direttamente esposti ad essa. Vari studi hanno mostrato che le concentrazioni tossiche nei sedimenti erano correlate alle concentrazioni nell'acqua interstiziale e la frazione disciolta dei contaminanti è considerata in molti casi quella biodisponibile (DI TORO *et al.*, 1991). Da test condotti su specie pelagiche e bentoniche, esposte alle varie fasi di sedimenti diversi per natura e contaminazione, è risultato che l'acqua interstiziale rappresenta una frazione idonea per predire la tossicità di sedimenti *in toto* (ANKLEY *et al.*, 1991).

Tra gli organismi da utilizzare per i test con acqua interstiziale, *Ceriodaphnia* si presenta particolarmente idonea, anche se la base di dati è ancora limitata. Essa infatti, al pari di *Daphnia magna*, è un organismo molto sensibile ai tossici presenti nei sedimenti (BURTON, 1991; BURTON *et al.*, 2003) e in alcuni casi ha mostrato una sensibilità maggiore di *Hyalella azteca* e altri organismi bentonici (BURTON *et al.*, 1989; SUEDEL *et al.*, 1995; BURKEPILE *et al.*, 2000). Un test acuto di 48 ore con *Ceriodaphnia* consente, attraverso la misura della mortalità, di identificare i siti altamente contaminati, e quindi è idoneo in fase di screening. Il maggiore vantaggio dell'uso di questo organismo risiede comunque nella capacità di fornire in soli 7 giorni dati sugli effetti subletali quali la riproduzione (MOUNT e NORBERG, 1984), particolarmente rilevanti per predire gli effetti sulle comunità naturali e per la identificazione di siti con contaminazione moderata ma biologicamente significativa. Un vantaggio di ordine pratico è dato dalle sue piccole dimensioni che richiedono un volume ridotto di medium.

Scopo del presente lavoro è quello di indagare la relazione tra indicatori ecologici e tossicologici per l'analisi della qualità di un corso d'acqua, valutando al contempo l'adeguatezza del metodo sperimentale tossicologico in termini di matrice d'esposizione e organismo test, e valutare l'utilità dell'informazione generata.

## MATERIALI E METODI

### Area di studio e campionamenti

L'area di studio è rappresentata dal bacino del Fiume Tevere nei dintorni di Roma, sul quale insiste una elevatissima pressione antropica, dovuta ad inquinamento diffuso e puntiforme proveniente da attività civili, industriali ed agricole. Numerose opere quali dighe, sbarramenti e traverse interrompono inoltre il flusso in termini di corrente e apporti (nutrienti, contaminanti, affluenti) dando luogo a processi di decanta-

zione distribuiti lungo l'asta. I siti selezionati per lo studio seguono una direttrice monte-valle rispetto alla città di Roma, secondo criteri di uso del territorio e gradienti di impatto.

L'indagine è stata inizialmente condotta su cinque siti, per ottenere indicazioni sull'applicabilità del metodo tossicologico utilizzato, sui livelli di tossicità e le condizioni del benthos. Successivamente lo studio è stato focalizzato su tre siti, uno sul Fiume Tevere a monte di Roma (Passo Corese – dove insiste una pressione prevalentemente agricola e viaria), il secondo a valle della città (Mezzocammino – che rappresenta la stazione di chiusura) ed il terzo sul Fiume Aniene poco prima della sua confluenza nel Tevere (Aniene – all'altezza di Ponte Mammolo). I campionamenti sono stati eseguiti su base stagionale utilizzando dove necessario barche o chiatte. Per la raccolta del benthos si è utilizzato un retino immanicato o una benna a seconda delle esigenze; per l'analisi tossicologica i sedimenti sono stati raccolti con la benna.

### Analisi biologica

La valutazione biologica dello stato dei sedimenti è stata condotta mediante il calcolo dell'Indice Biotico Esteso (IBE), che richiede un riconoscimento sistematico dei macroinvertebrati raccolti fino al livello tassonomico di genere o famiglia. Si fa poi riferimento ad una tabella a doppia entrata, dove l'ingresso orizzontale è determinato dal taxon più sensibile raccolto e quello verticale dal numero totale di unità sistematiche presenti. Dal punto di intersezione si ricavano i valori dell'indice, ai quali corrispondono cinque classi di qualità, dalla I (ambiente non inquinato o non alterato in modo sensibile) fino alla V (ambiente fortemente inquinato o alterato). Per una descrizione dettagliata del metodo si rimanda a GHETTI (1997).

### Test tossicologici

Gli organismi sottoposti a test provenivano da un allevamento stabile di *Ceriodaphnia dubia*, originato da individui provenienti dai Laboratori di US EPA – Duluth (MN), mantenuto a temperatura costante di  $25^{\circ}\text{C} \pm 1$ , con fotoperiodo di 16 ore di luce e illuminazione di 500 lux.

Il sedimento raccolto in ogni sito, all'arrivo in laboratorio, è stato omogeneizzato a mano dopo l'eliminazione dei materiali estranei grossolani, quindi ripartito in contenitori di vetro o teflon e conservato al buio a  $4^{\circ}\text{C}$  per un massimo di 7 giorni. Il campione, a partire dal giorno successivo alla sua raccolta, è stato centrifugato a 10000 giri per 30 minuti a  $4^{\circ}\text{C}$ . L'acqua interstiziale estratta veniva utilizzata immediatamente ed una aliquota conservata a  $4^{\circ}$  al buio per 24 ore (48 ore nel fine settimana). Prima dell'allestimento del test,

la temperatura dell'acqua era riportata gradualmente a quella del test e quindi misurata la concentrazione di ossigeno disciolto. Qualora l'ossigeno risultasse  $< 40\%$  il campione veniva areato per un massimo di 30 minuti.

I test sono stati condotti in camera termostata nelle stesse condizioni ambientali utilizzate per l'allevamento. Nel test acuto sono stati utilizzati 15 individui di età  $< 24$  ore (5 animali per replica), esposti in beaker di vetro da 30 mL al campione tal quale (25 mL) per 48 ore. Al termine del test venivano registrati gli individui morti. In alcuni casi una drastica diminuzione di ossigeno nel tempo ha reso necessario il rinnovo del mezzo dopo le 24 ore. Per valutare tale necessità ai beaker sperimentali veniva affiancato un analogo contenitore extra dove veniva effettuata la misura.

Il test cronico è stato allestito con neonati di età  $< 24$  ore, prodotti in un arco di tempo inferiore alle 10 ore. Per ogni campione sono state allestite 10 repliche individuali, ognuna costituita da un beaker di vetro di 30 mL riempito con 15 mL di acqua interstiziale. Ogni 24 ore gli individui test venivano controllati per la mortalità e quelli sopravvissuti erano trasferiti nel mezzo fresco. Nel mezzo vecchio si contava il numero di neonati prodotti.

In tutti i test, nel mezzo fresco e vecchio di 24/48 ore venivano effettuate le misure di ossigeno disciolto, pH, temperatura, conducibilità e durezza. Come controllo si è utilizzata l'acqua di allevamento.

### Analisi statistica

A seconda della loro natura, i dati sono stati analizzati con test di statistica parametrica, dopo aver verificato la distribuzione normale delle variabili con il test di Kolmogorov-Smirnov, o non parametrica.

## RISULTATI

I risultati dell'analisi biologica, relativi a 5 campionamenti, sono riassunti in figura 1 dove, per ogni sito, sono riportati i valori dell'Indice Biotico Esteso e le rispettive assegnazioni alla classe di qualità (GHETTI, 1997). L'analisi della composizione della comunità di macroinvertebrati bentonici ha mostrato una prevalenza assoluta di taxa molto tolleranti, quali ditteri chironomidi ed oligocheti, che non hanno permesso mai, in nessun campionamento, il raggiungimento di elevati valori dell'indice (IBE  $< 5,6$ ).

Le classi di qualità ottenute, di conseguenza, non sono quindi mai state superiori alla III-IV (ambiente inquinato/alterato-molto inquinato/alterato), con un debole gradiente in direzione monte-valle, dove si è registrato il pessimo stato della stazione di chiusura (C – Mezzocammino, classe V = ambiente fortemente inquinato/alterato). In genere l'andamento stagionale è stato abbastanza uniforme, ad eccezione del campio-

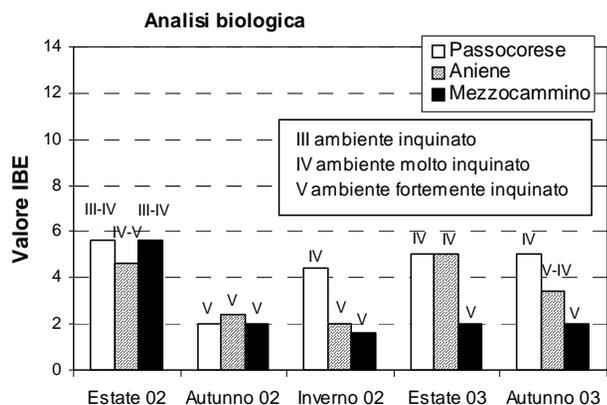


Fig. 1. Valori di IBE (Indice Biotico Estesio) calcolati nei siti A-C e rispettive attribuzioni alla classe di qualità (III-IV - V).

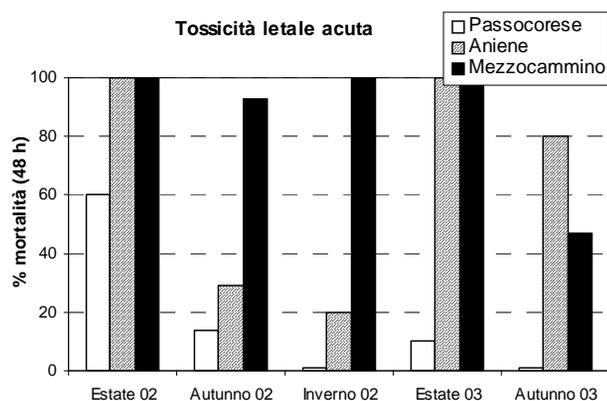


Fig. 2. Tossicità acuta dell'acqua interstiziale di sedimenti raccolti nei siti A-C, espressa come % di mortalità di *Ceriodaphnia dubia* in test a 48 ore.

namento dell'estate 2002 quando, specialmente per il sito C, si sono ottenuti valori IBE insolitamente elevati, probabilmente a causa di un'esplosione di macrofite che rappresentano supporto e fonte di cibo per vari gruppi di macroinvertebrati. Il confronto tra i tre siti eseguito con ANOVA non ha evidenziato differenze statisticamente significative nei valori IBE ( $F_{2,12} = 1,79$ ;  $p = 0,21$ ), risultato confermato nei confronti a coppie tramite il Tukey test.

I risultati dell'indagine tossicologica si riferiscono a test condotti sul campione di acqua interstiziale tal quale. I test a 48 ore hanno messo in luce marcate differenze nel potenziale tossico dei sedimenti raccolti nei 3 siti (Fig. 2). Il sito A, a monte di Roma, ha mostrato tossicità acuta (mortalità = 60%) solo nel primo campionamento (estate 2002) e successivamente assenza di tossicità (0-14%). Nel sito B è stata misurata una tossicità letale variabile nel tempo: la mortalità è oscillata da valori statisticamente non diversi dal controllo per i campioni di autunno ed inverno

2002 (test di  $\chi^2$  con correzione di Yates) fino a percentuali del 100% (estate 2002 e 2003). Nel sito C a valle di Roma i campioni sono risultati sempre tossici e quasi sempre letali per la totalità degli organismi esposti. L'analisi statistica ha confermato le differenze complessive significative tra i tre siti ed il controllo (ANOVA,  $F = 12,03$ ,  $p = 0,0002$ ); in particolare, con il test di Tukey, il sito A è risultato significativamente diverso dai siti B ( $p = 0,03$ ) e C ( $p = 0,003$ ), i quali sono risultati tossici in maniera non statisticamente diversa tra loro. La tossicità del sito A è paragonabile a quella del controllo.

I sedimenti raccolti nei campionamenti di autunno 2002, inverno 2002 ed estate 2003 sono stati sottoposti anche a test cronici, per indagare gli effetti letali e subletali su *Ceriodaphnia dubia* a seguito di esposizione prolungata in quei campioni che nel test acuto non avevano mostrato effetti tossici. I risultati (Fig. 3a) mostrano che per il sito a monte di Roma (Passocorese), anche prolungando l'esposizione a 7 giorni, non è stata osservata nessuna tossicità letale significativa dell'acqua interstiziale (mortalità  $\leq 20\%$ ), mentre per il sito B è stata messa in evidenza una mortalità

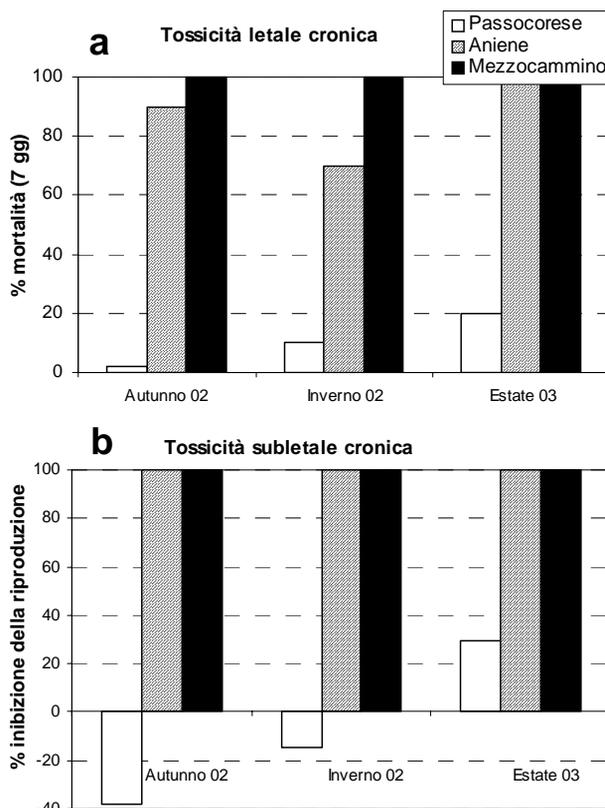


Fig. 3. Tossicità cronica dell'acqua interstiziale di sedimenti raccolti nei siti A-C, espressa come % di mortalità (a) o % di inibizione della riproduzione (b) di *Ceriodaphnia dubia* in test a 7 giorni.

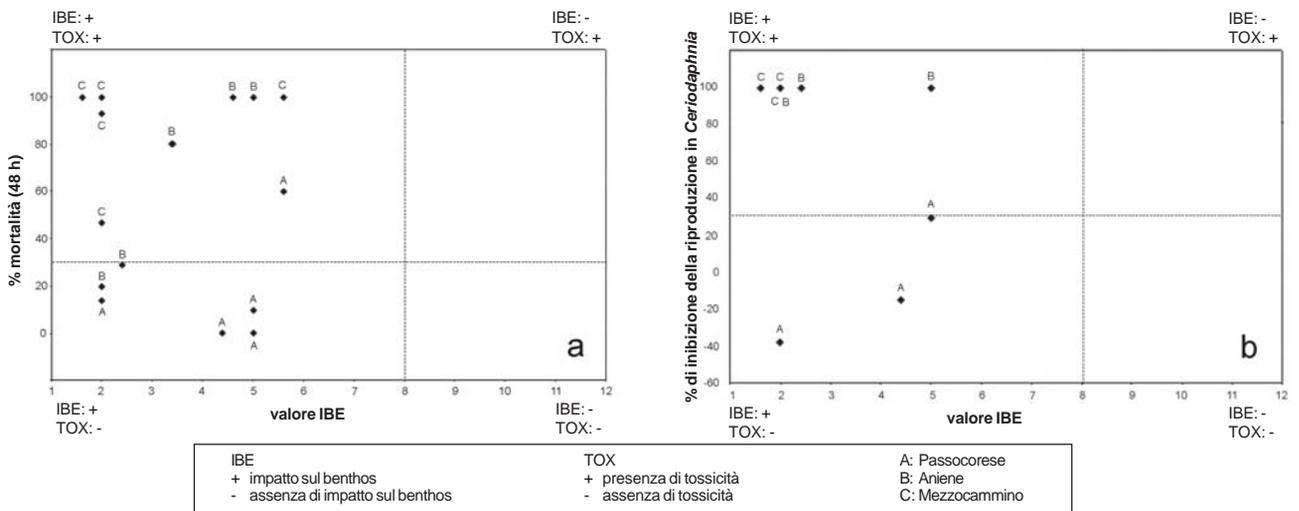
elevata (90 e 70%) anche in quei campioni dove il test a 48 ore aveva misurato effetti molto limitati (29 e 20%, rispettivamente per il campione di autunno 2002 e inverno 2002) (Fig. 2). Il sito a valle di Roma (Mezzocammino) si è confermato, come atteso, molto tossico avendo causato la morte di tutti gli organismi.

Gli effetti sulla riproduzione, calcolati come % di riduzione del numero di piccoli prodotti rispetto al controllo (Fig. 3b), mostrano che nei campioni di Aniene e Mezzocammino, dove la mortalità era molto elevata, l'inibizione della riproduzione è stata totale (nessuna nascita). Al contrario, nel sedimento raccolto a Passocorese, dove non si erano osservati effetti letali, non si sono misurati nemmeno effetti sulla riproduzione; non solo, ma anzi gli organismi esposti all'acqua interstiziale hanno fatto registrare, in due casi, un incremento del numero di piccoli nati rispetto all'acqua di controllo, che per il campionamento di autunno 2002 è risultato statisticamente significativo ( $t$  di Student = 2,57,  $gl$  =18,  $p$  = 0,019). Nei campioni di inverno 2002 ed estate 2003 di Passocorese le percentuali di incremento (14,7%) o inibizione (29,5%) della riproduzione rispetto al controllo non sono significative (rispettivamente  $t$  = 1,50,  $gl$  =16,  $P$  = 0,15 e  $t$  = 1,5,  $gl$  =16,  $P$  = 0,15).

Per indagare la relazione tra indicatori biologici e tossicità sono stati costruiti due grafici (Fig. 4), dove ogni punto rappresenta, per ogni campione analizzato, la coppia di valori IBE-effetto tossico acuto (mortalità, Fig. 4a) o cronico (inibizione della riproduzione, Fig. 4b). Come si deduce dalla dispersione dei punti, e come era da attendersi dal tipo di test utilizzato (campione tal quale) e dalle scale temporali diverse a cui fanno riferimento gli indicatori ecologico e tossicologi-

co, non esiste una correlazione in senso matematico tra i due indicatori tale che al campione con peggiore stato del benthos corrisponda necessariamente una tossicità più severa ( $r$  = -0,04,  $t$  = 0,14,  $n$  = 15,  $p$  = 0,89 per i dati di mortalità acuta, e  $r$  = 0,08,  $t$  = 0,79,  $n$  = 9,  $p$  = 0,45 per i dati di tossicità cronica subletale). L'area dei grafici è stata quindi suddivisa in quadranti da due linee. La linea verticale è tracciata in corrispondenza di un valore IBE uguale a 8, che rappresenta il limite inferiore corrispondente alla classe di qualità II, cioè quel valore che secondo l'attuale legislazione italiana in materia di acque (D. Lgs. 152/99) deve essere raggiunto entro l'anno 2016; quella orizzontale interseca l'ordinata ad una percentuale di effetto tossico, acuto o cronico, tale da separare i campioni con tossicità statisticamente significativa rispetto al controllo (al di sopra della linea) da quelli non tossici (al di sotto della linea). In questo modo vengono individuati quattro quadranti, ai quali corrispondono le quattro combinazioni possibili di impatto/non impatto sul benthos e di presenza/assenza di tossicità (acuta o cronica).

Per prima cosa si osserva che, indipendentemente dal tipo di effetto tossico, nessuno dei campioni si colloca nei due quadranti a destra della linea verticale, cioè nessun campione risulta esente da effetti sul benthos; viceversa tutti i campioni mostrano deterioramento della qualità del benthos anche se a diversi livelli di severità (IBE = 1,6–5,6). Nel quadrante in alto a sinistra, dove l'alterazione del benthos è associata ad una misura di tossicità acuta (Fig. 4a), si collocano in grande prevalenza i campioni raccolti nei siti Aniene (B) e Mezzocammino (C), ossia quelli con il benthos più deteriorato. La corrispondenza tra i parametri bio-



**Fig. 4.** Corrispondenza tra indicatori biologici (IBE) e tossicità acuta (% mortalità dopo 48 ore) (a) o tossicità cronica (% di inibizione della riproduzione dopo 7 giorni) (b) per *Ceriodaphnia dubia* nei siti oggetto di studio (A-C).

logico e tossicologico, per i siti B e C, è resa ancora più evidente nel grafico relativo alla tossicità cronica (Fig. 4b), dove tutti i campioni sono estremamente tossici. Tale corrispondenza non è invece osservabile per il sito a monte di Roma (Passocorese, A), dove a valori anche molto bassi di IBE non fa riscontro una tossicità significativa, ad eccezione di un campione con tossicità acuta a 48 ore.

## DISCUSSIONE E CONCLUSIONI

I risultati dell'analisi tossicologica dei sedimenti hanno mostrato l'influenza della città sulla qualità dei sedimenti del Tevere, che a valle di Roma acquisiscono una tossicità letale, spesso di tipo acuto, completamente assente a monte della città. Tali osservazioni suffragano l'ipotesi di un'insufficiente efficacia dei diversi sistemi di depurazione. Il sito localizzato nell'Aniene è quasi altrettanto compromesso di quello a valle di Roma, come facilmente prevedibile dalle conoscenze riguardanti tipologia e numero di fonti di inquinamento che insistono su di esso.

L'analisi di corrispondenza tra indicatori biologici e la tossicità misurata in laboratorio ha messo in luce una buona concordanza per i sedimenti dei siti più degradati (Aniene e Mezzocammino); viceversa nel sito a monte di Roma (Passocorese) la scarsa qualità evidenziata delle comunità macrobentoniche non ha trovato corrispondenza con effetti tossici del sedimento: al contrario, test cronici hanno evidenziato un incremento del potenziale riproduttivo, dovuto probabilmente ai nutrienti presenti. L'elevata tossicità misurata nei siti dove la comunità bentonica era maggiormente compromessa indica che l'alterazione del benthos è da mettere in relazione (anche) con la presenza di sostanze tossiche in concentrazioni letali nella frazione acquosa ed ha dimostrato l'adeguatezza del sistema sperimentale utilizzato, sia in termini di specie test (*Ceriodaphnia dubia*) che di fase (acqua interstiziale). I risultati dei test di tossicità hanno confermato che gli *endpoint* cronici sono capaci di predire meglio gli effetti sulle comunità bentoniche e la loro misura è importante per evitare i falsi negativi che potrebbero derivare dai test acuti.

Nel sito dove non c'era concordanza tra valori IBE e tossicità non si può escludere la presenza di una contaminazione chimica dei sedimenti, che potrebbe essere messa in luce utilizzando una specie caratteriz-

zata da vie di esposizione diverse e/o una diversa fase sperimentale, p.e. un organismo bentonico esposto al sedimento *in toto*. La eventuale dimostrazione di tossicità potrà indirizzare le ulteriori indagini verso i contaminanti legati alla frazione solida. Nel caso in cui l'assenza di tossicità venisse confermata, l'eventuale contaminazione chimica sarebbe da considerarsi tossicologicamente non rilevante in quanto non biodisponibile, e le ragioni della riduzione della diversità nella comunità bentonica potrebbero essere ricercate nell'alterazione strutturale dei substrati e dell'ambiente abiotico in generale. Infatti le misure sul benthos possono riflettere, oltre alla risposta ai contaminanti, altri fattori come variazioni del regime idrico e della struttura fisica dell'ecosistema fluviale, concentrazioni di carbonio organico, caratteristiche del substrato, granulometria del sedimento, profondità dell'acqua. Di per sé l'alterazione delle comunità bentoniche (assenza di organismi, distribuzione e abbondanza) non è necessariamente indice di contaminazione chimica, in quanto la distribuzione degli invertebrati può presentare elevata variabilità spaziale e temporale (a breve termine e stagionale) ed essere influenzata da fattori chimici (ammoniaca, ossigeno disciolto) e fisici (temperatura, qualità nutrizionali dei substrati). A tale proposito va detto che in corrispondenza dei siti oggetto di studio è presente un substrato omogeneo che, riducendo la diversità della comunità, non permette il raggiungimento di valori di IBE elevati; inoltre per il sito di Passocorese sono da segnalare le frequenti captazioni abusive di acqua di irrigazione che portano a regime di magra il fiume mettendo in asciutto le sponde.

Le informazioni sulla concordanza tra indicatori biologici e tossicità possono essere utilizzate per identificare i siti a maggior rischio (*hot spots*) e stabilire priorità di intervento. Le misure analitiche dei contaminanti presenti consentono di individuare le cause di tossicità (in termini di tipo di contaminanti, contributo alla tossicità di sostanze naturalmente presenti quali l'ammoniaca, ecc.) e conseguentemente interpretare i risultati e mirare adeguatamente gli interventi.

## RINGRAZIAMENTI

Si esprimono ringraziamenti alla dr.ssa Antonella Anselmo per il contributo alla sperimentazione ed al Sig. Roberto Da Gai per la fornitura di colture algali utilizzate nella dieta degli organismi test.

## BIBLIOGRAFIA

ANKLEY G.T., SCHUBAUER-BRIGAN M.K., DIERKES J.R., 1991. Predicting the toxicity of Bulk sediments to aquatic organisms with aqueous test fractions: Pore water vs. elutriate.

*Environmental Toxicology and Chemistry*, **10**: 1359-1366.  
ASTM, 1997. *ASTM E1525-94a Standard Guide for Designing Biological Tests with Sediments*. American Society for Te-

- sting and Materials, West Conshohocken, PA.
- BURKEPILE D.E., MOORE M.T., HOLLAND M.M., 2000. Susceptibility of five nontarget organisms to aqueous diazinon exposure. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, **64**: 114-121.
- BURTON G.A. JR., 1991. Assessing the toxicity of freshwater sediments. *Environmental Toxicology and Chemistry*, **10**: 1585-1627.
- BURTON G.A., STEMMER B.L., WINKS K.L., ROSS P.E., BURNETT L.C., 1989. A multitrophic level evaluation of sediment toxicity in Waukegan and Indiana Harbours. *Environmental Toxicology and Chemistry*, **8**: 1057-1066.
- BURTON G.A. JR., DENTON D.L., KAY HO, D.S. IRELAND, 2003. Sediment Toxicity Testing: Issues and Methods. In: Hoffman D.J., Rattner B.A., Burton G.A., Jr, Cairns J. Jr. (eds.), *Handbook of Ecotoxicology*. 2<sup>nd</sup> ed., CRC Press.
- DI TORO D.M., ZARBA C.S., HANSEN D.J., BERRY W.J., SWARTZ R.C., COWAN C.E., PAVLOU S.P., ALLEN H.E., THOMAS N.A., PAQUIN P.R., 1991. Technical basis for establishing sediment quality criteria for non-ionic organic chemicals using equilibrium partitioning. *Environmental Toxicology and Chemistry*, **10**: 1541-1583.
- GHETTI P.F., 1997. *Indice Biotico Esteso (IBE). I macroinvertebrati nel controllo della qualità degli ambienti di acque correnti*. Trento: Provincia Autonoma di Trento, Agenzia Provinciale per la protezione dell' Ambiente.
- MOUNT D.I., NORBERG T.J., 1984. A seven-day life-cycle cladoceran toxicity test. *Environmental Toxicology and Chemistry*, **3**: 425-434.
- POWER E.A., CHAPMAN P.M., 1992. Assessing Sediment Quality. In: Burton Jr. G.A. (ed.), *Sediment Toxicity Assessment*. CRC Press, Boca Raton (FL).
- SUEDEL B. C., DEEVER E., RODGERS J. JR., 1995. Experimental Factors That May Affect Toxicity of Aqueous and Sediment-Bound Copper to Freshwater Organisms. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*. **30**: 40-46.
- TONKES M., VAN DER GUCHTE C., BOTTERWEG J., DE ZWART D., HOFM., 1995. *Monitoring water quality in the future. Volume 4: Monitoring strategies for complex mixtures*. Institute for Inland Water Management and Waste Water Treatment (RIZA), Lelystad, The Netherlands.
- US ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY, 2002. *A guidance manual to support the assessment of contaminated sediments in freshwater ecosystems*. Vol III. EPA-905-B02-001-C, Dec. 2002. Great Lakes National Program Office. Chicago, Illinois.



# POSTER

*Biologia Ambientale*, a. **19**, n. 1.

Atti del Seminario: *Classificazione ecologica delle acque interne. Applicabilità della Direttiva 2000/60/CE*. Trento, 12-13 febbraio 2004.  
G.N. Baldaccini e G. Sansoni (eds.). Ed. APAT, APPA Trento, CISBA. Trento, 2005.



*Biologia Ambientale*, **19** (1): 141-146.

Atti del Seminario: *Classificazione ecologica delle acque interne. Applicabilità della Direttiva 2000/60/CE*. Trento, 12-13 febbraio 2004. G.N. Baldaccini e G. Sansoni (eds.). Ed. APAT, APPA Trento, CISBA. Trento, 2005.

## Il bacino idrografico del fiume Marta: caratterizzazione ecologica mediante l'utilizzo di indici biotici

Domenico Venanzi, Ernesto Dello Vicario, Paolo Andreani\*

*Provincia di Viterbo – Assessorato Ambiente – Settore Tutela Acque, Via Saffi, 49 – 01100 Viterbo.*

\* *Referente per la corrispondenza (fax: 0761 342924; andreani@provincia.vt.it)*

### RIASSUNTO

Lo studio si propone di verificare lo stato qualitativo dei principali corsi d'acqua del bacino idrografico del fiume Marta, mediante l'applicazione dell'Indice Biotico Esteso (I.B.E.) e dell'Indice di Funzionalità Fluviale (I.F.F.). Per l'I.B.E. sono state scelte in totale 37 stazioni, del fiume Marta e degli affluenti principali, mentre per l'applicazione dell'I.F.F. sono stati percorsi per l'intera lunghezza tutti i corsi d'acqua interessati da questa indagine. I risultati mostrano una stretta concordanza tra le informazioni ottenute dai due sistemi di indicazione, che attribuiscono valori qualitativi del tutto simili in quasi tutte le stazioni analizzate. Dai dati raccolti emerge come nel bacino idrografico del fiume Marta possano essere individuate zone distinte, ognuna delle quali risente in modo differente dei fattori di stress di origine diversa che il fiume subisce nel suo decorso verso valle; l'utilizzo dei due di indici, inoltre, sembra evidenziare una tipologia di impatto prevalentemente di tipo diffuso.

PAROLE CHIAVE: bacino idrografico / monitoraggio biologico / Indice Biotico Esteso / Indice di Funzionalità Fluviale / fascia perfluviale.

### The Marta river basin: the ecological characterization through the application of biotic indexes

The present study aims to verify the assessment of environmental impact on the Marta river basin, according to the Extended Biotic Index (IBE) and River Functionality Index (IFF).

37 sites representative of the study area hydrographic network have been selected to evaluate the IBE, while all the rivers involved in this study were walked along thoroughly to apply the IFF procedure.

The results show a tied accordance between the information obtained through the two index systems, which assign environmental quality values completely similar in all the analysed sites. From the data obtained emerge as on the Marta basin hydrographic network distinct zones could be detected, each of them is affected in a different way by the stress factors which the river meets through his flow towards the valley. In addition, the two index application seems to highlight a typology of environmental impact mainly of spread type.

KEY WORDS: hydrographic basin / biological monitoring / Extended Biotic Index (IBE) / River Functional Index (IFF) / perfluvial vegetation zone.

### INTRODUZIONE

L'utilizzo di varie metodologie di monitoraggio per l'analisi dello stato di qualità dei corpi idrici superficiali rappresenta uno dei principali strumenti di conoscenza delle politiche attuate a livello locale. Al fine di rendere il monitoraggio più completo e significativo,

è ormai indispensabile utilizzare parametri ed informazioni ambientali eterogenee, la cui analisi ed interpretazione richiede la messa a punto di metodiche di sintesi, per attribuire alle acque un valore di qualità globale confrontabile con gli standard legislativi di riferimen-

to.

In questo lavoro viene presentata la prima caratterizzazione ecologica del bacino idrografico del fiume Marta mediante applicazione dell'Indice Biotico Esteso e dell'Indice di Funzionalità Fluviale. L'indagine, protratta dall'ottobre

2002 al dicembre 2003, è stata condotta lungo l'asta principale del fiume Marta e sui sette affluenti principali: i torrenti Biedano, Leia, Traponzo, Urcionio, Pantacciano e Rigomero, affluenti di sinistra, ed il torrente Maschiolo, affluente di destra.

L'Indice Biotico Esteso (I.B.E.) (GHETTI, 1997), si basa sullo studio della comunità dei macroinvertebrati che colonizzano le diverse tipologie fluviali, analizzandone la ricchezza in taxa e la diversa sensibilità agli inquinanti.

L'importanza di tale indice trova riscontro nel suo inserimento tra le metodiche rese obbligatorie dalla legislazione nazionale ed europea per la determinazione dello stato ecologico delle acque superficiali.

L'Indice di Funzionalità Fluviale (I.F.F.) (SILIGARDI *et al.*, 2000) nasce come indice fondato su informazioni provenienti dall'intero ecosistema fluviale e non solo dalla qualità dell'acqua: esso permette la valutazione complessiva dello stato dell'ambiente fluviale e della sua funzionalità, risultato del sinergismo e dell'integrazione tra i fattori biotici ed abiotici dell'ecosistema acquatico e di quello terrestre ad esso collegato.

Gli ambienti fluviali sono ecosistemi aperti e quindi fortemente legati alla tipologia e all'uso del suolo dei terreni limitrofi: la diversità morfologica, la varietà di microhabitat e la presenza di una fascia di vegetazione perifluviale ben strutturata e diversificata concorrono al mantenimento di una elevata funzionalità fluviale. Modificazioni di questi fattori si ripercuotono negativamente sul potere autodepurante del corso d'acqua, con effetti drammatici sia per il corso d'acqua stesso, che per le comunità animali e vegetali che in esso vivono. Tale indice risulta

estremamente importante per le informazioni che riesce a fornire sullo stato dell'intero ecosistema fluviale e rientra tra i metodi di monitoraggio per i quali il D.Lgs. 152/99 auspica la diffusione a larga scala.

## MATERIALI E METODI

Dall'ottobre 2002 al dicembre 2003 sono stati condotti campionamenti stagionali per la valutazione della qualità delle acque attraverso l'applicazione dell'I.B.E.; i rilievi relativi all'I.F.F., così come previsto dal metodo (SILIGARDI *et al.*, 2000), sono stati invece effettuati una volta l'anno, nel periodo vege-

tativo delle piante.

Per la realizzazione dello studio sono state scelte in totale 37 stazioni, di cui 17 sull'asta principale del fiume Marta e 20 sugli affluenti principali (Fig. 1).

Delle 17 stazioni che riguardano il fiume Marta, le prime 3 (Ma17, Ma16 e Ma15), si trovano a ridosso dell'abitato di Marta, ricadendo in un'area del tutto o parzialmente urbanizzata; procedendo verso valle, il fiume scorre in una zona a prevalente uso agricolo, caratterizzata dalla presenza di tre centrali idroelettriche che prelevano costantemente acqua dall'alveo,

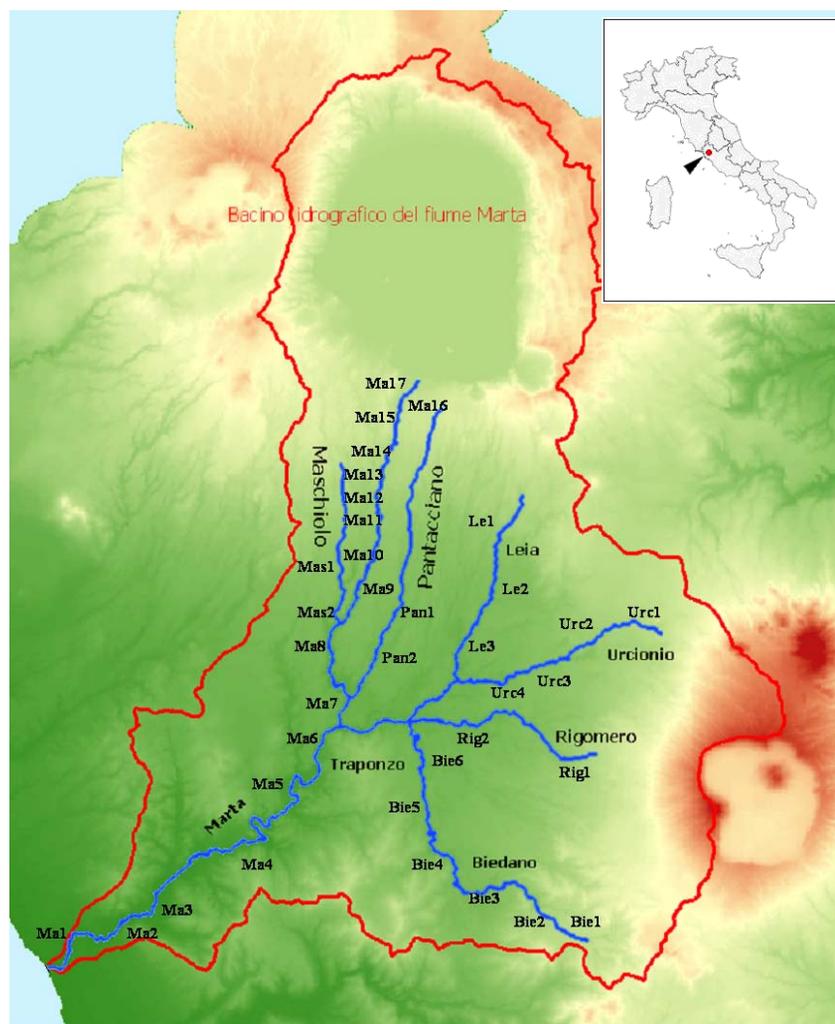


Fig. 1. Bacino idrografico del Fiume Marta: localizzazione delle stazioni di campionamento.

fino a ridosso del centro abitato di Tuscania (stazioni Ma14, Ma13, Ma12, Ma11, Ma10, Ma9): qui il fiume attraversa il paese e riceve anche gli scarichi di una piccola fabbrica (Ma8). Allontanandosi dal centro abitato, il corso d'acqua scorre fino alla foce sul Mar Tirreno in condizioni naturali, dove gli unici impatti sul corso d'acqua sono provocati dall'agricoltura intensiva praticata nei terreni circostanti (stazioni Ma7, Ma6, Ma5, Ma4, Ma3, Ma2, Ma1) e da uno sbarramento utilizzato per scopi irrigui.

Per quanto concerne gli affluenti, sul torrente Maschiolo sono state scelte due stazioni di studio, la prima delle quali in località San Savino (Mas1), mentre la seconda (Mas2) poco più a monte della confluenza sul fiume Marta. Sul torrente Biedano sono state studiate 6 stazioni, di cui la prima (Bie1), si trova in prossimità della sorgente, sui Monti di Blera. Procedendo verso valle, il torrente scorre all'interno del territorio comunale di Vetralla, dove sono localizzate le stazioni Bie2 e Bie3, rispettivamente a monte e a valle della cittadina. Allontanandosi dall'abitato di Vetralla, il corso d'acqua torna a scorrere in un'area dominata da boschi, dove sono state posizionate le stazioni Bie4, Bie5 e Bie6. Il torrente Rigomero è un piccolo affluente del torrente Traponzo sul quale sono state studiate 2 stazioni, la prima delle quali (Rig1) situata in prossimità del ponte sulla strada provinciale Tuscania-Vetralla, mentre la seconda (Rig2), è posta poco prima della confluenza sul Biedano. Sul torrente Pantacciano sono state posizionate 2 stazioni, (Pan1 e Pan2), che ricadono entrambe all'interno di aree con prevalenza di boschi. Il torrente Urcionio è stato indagato con 4 stazioni di studio, di cui la prima (Urc1) in prossimità della sorgente, sui mon-

ti della Palanzana; la seconda (Urc2), si trova a ridosso della città di Viterbo, mentre la terza (Urc3) è posizionata a valle del depuratore comunale; infine la quarta (Urc4), ricade poco prima della confluenza sul fosso Leia. Sul fosso Leia sono state scelte 3 stazioni, la prima delle quali (Le1) situata in località Piano del Chigi, la seconda (Le2), in località La Polveriera e la terza (Le3) in località Casale del

Leia. Le acque del torrente Leia si uniscono con quelle del torrente Biedano per formare il torrente Traponzo, sul quale è stata scelta una stazione di studio (Tra1) in località Rocca Respampani, in un contesto completamente naturale.

## RISULTATI

Dai risultati (Tab. I e Fig. 2) emerge in quasi tutti i siti di campionamento una stretta concor-

**Tab. I.** Risultati dell'applicazione dell'I.B.E. e dell'I.F.F. nel bacino idrografico del fiume Marta.

Cod. staz.	Nome stazione	Valore IFF		Liv. funzionalità		C.Q. (I.B.E.)
		Sx	Dx	Sx	Dx	
Ma1	Litoranea	201	201	II	II	III
Ma2	Cascatelle	165	146	III	III	II/III
Ma3	Monte Cartiera Tarquinia	210	210	II	II	II/III
Ma4	Poggio Ancarano valle	195	195	II-III	II-III	II
Ma5	Castellaccio	265	265	I	I	II
Ma6	Centrale Traponzo	285	285	I	I	II/III
Ma7	San Giusto	205	205	II	II	III/IV
Ma8	Tuscania	141	156	III	III	V
Ma9	Monte Cartiera	180	190	II-III	II-III	II
Ma10	Pian di Mola	290	280	I	I	II
Ma11	Centrale elettrica n.1	171	171	III	III	III
Ma12	Fontanile del Guidozzo	216	216	II	II	II
Ma13	Mezzagna del Leone	200	200	II-III	II-III	II/III
Ma14	Castello Araldo	270	270	I	I	II
Ma15	Sollevamento 20	190	190	II-III	II-III	II
Ma16	Marta	137	103	III	III-IV	III/IV
Ma17	Paratoie a Marta	43	43	V	V	IV
Bie1	Barbarano Romano	295	295	I	I	I/II
Bie2	Blera	200	186	II-III	II-III	II
Bie3	I Ponticelli	170	170	III	III	II
Bie4	Cinelli	220	215	II	II	II
Bie5	Casalone	205	205	II	II	II
Bie6	Roccevecchia	245	245	II	II	II
Le1	Piano del Chigi	170	165	III	III	II
Le2	La Polveriera	205	205	II	II	II
Le3	Casale del Leia	190	165	II-III	III	III
Urc1	Palanzana	225	225	II	II	II
Urc2	Viterbo	170	170	III	III	III
Urc3	Valle depuratore	115	105	III-IV	III-IV	V
Urc4	Piano del Chigi	130	130	III	III	IV
Pan1	Castel di Salce	250	240	II	II	I/II
Pan2	Rocca Vecchia	250	250	II	II	II
Rig1	Ponte Tuscania-Vetralla	255	255	I-II	I-II	I/II
Rig2	La Rocca	240	240	II	II	I/II
Mas1	San Savino	190	190	II-III	II-III	II
Mas2	Tuscania	205	191	II	II-III	II
Tra1	Rocca Vecchia	265	265	I	I	II

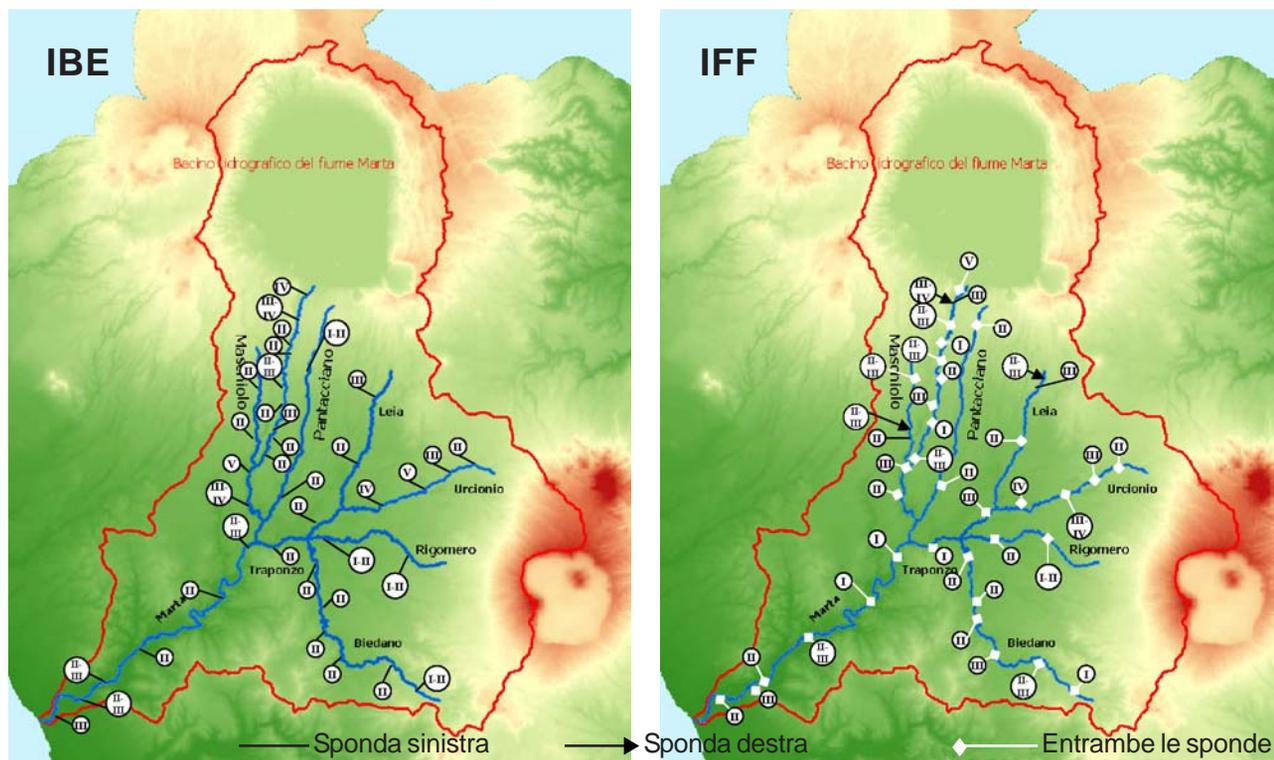


Fig. 2. Risultati dell'applicazione dell'I.B.E. (a sinistra) e dell'I.F.F. (a destra).

danza tra le metodiche di indagine utilizzate: già a partire dalla prima stazione sul fiume Marta (Ma17) si osserva come sia l'I.B.E. che l'I.F.F. attribuiscono una qualità ambientale decisamente scarsa, che tende lentamente a migliorare nelle due stazioni immediatamente a valle (Ma16 e Ma15), man mano che il fiume si allontana dall'abitato di Marta. Nella stazione successiva (Ma14) l'I.F.F. attribuisce un Giudizio di Funzionalità elevato, mentre l'I.B.E., con una II Classe di Qualità, fornisce un quadro leggermente peggiore. Nelle tre stazioni successive (Ma13, Ma12 e Ma11), si registra un sensibile peggioramento della qualità ambientale, concordemente registrato da entrambi gli indici. Procedendo verso valle si nota come il fiume, scorrendo all'interno di una forra (Ma10) migliori la propria qualità ambientale, come testimoniano in modo coerente sia l'I.B.E. che l'I.F.F.; questa

situazione ottimale si mantiene fino a ridosso dell'abitato di Tuscania, dove nella stazione Ma9 il fiume risente degli effetti di una, seppur modesta, urbanizzazione, rilevata in maniera più sensibile dall'I.F.F. rispetto all'I.B.E. La stazione successiva (Ma8), pur mantenendosi invariata per quel che riguarda l'uso del territorio e la fascia di vegetazione periferuale, risulta compromessa nella struttura in alveo, con riduzione delle tipologie che favoriscono la diversità ambientale e semplificazione strutturale a carico della comunità macrobentonica: tale situazione di degrado viene maggiormente evidenziata dall'I.B.E., che fornisce una V Classe di Qualità, mentre l'I.F.F. attribuisce un quadro migliore, con un III Livello di Funzionalità. Superato l'abitato di Tuscania, il fiume prosegue il suo percorso in un contesto completamente naturale, recuperando progressivamente la sua capacità

funzionale. Già a partire dalla stazione successiva (Ma7), sia l'I.F.F. che l'I.B.E. assumono giudizi migliori, anche se quest'ultimo tende ancora ad essere più pessimista rispetto all'I.F.F.; nelle due stazioni più a valle (Ma6 e Ma5), la qualità ambientale migliora ulteriormente, con i due indici che forniscono informazioni leggermente discordanti, attribuendo l'I.B.E. un giudizio ambientale buono e l'I.F.F. un giudizio di funzionalità elevato. Procedendo verso la foce il fiume attraversa il territorio comunale di Tarquinia, dove l'uso agricolo del territorio circostante il corso d'acqua concorre alla riduzione della fascia riparia e alla semplificazione strutturale della comunità macrobentonica: di conseguenza, nelle stazioni Ma4, Ma3, Ma2 e Ma1 sia l'I.B.E. che l'I.F.F. assumono punteggi più bassi rispetto alle stazioni precedenti, attribuendo in maniera concorde un giudizio am-

bientale sempre compreso tra il sufficiente ed il buono.

Per quanto concerne gli affluenti, il quadro ambientale risulta nel complesso buono. Nel torrente Maschiolo, l'I.B.E. attribuisce mediamente una II Classe di Qualità sull'intera asta fluviale, sostanzialmente in linea con quanto emerso dall'I.F.F., che fornisce un Livello di Funzionalità compreso tra II e III. Un quadro molto simile si ha anche sul torrente Pantacciano, dove entrambi gli indici concordano nel descrivere una situazione ambientale buona.

Tra tutti gli affluenti, quello che presenta qualità peggiore è il torrente Urcionio, che mostra una qualità buona nel tratto iniziale (Urc1), per poi risentire pesantemente degli effetti antropici provocati dalla città di Viterbo: il degrado ambientale di questo corso d'acqua, è sentito in misura maggiore nella stazione Urc3, con l'I.B.E. che registra una V Classe di Qualità e l'I.F.F. che attribuisce un III/IV Livello di Funzionalità.

Allontanandosi dalla città di Viterbo, nella stazione Urc4 il quadro ambientale migliora lievemente, con l'I.B.E. e l'I.F.F. che arrivano ad assumere rispettivamente IV Classe di Qualità e III Livello di Funzionalità. Questo corso d'acqua si immette quindi nel torrente Leia, che mostra nel tratto superiore (Le2) una situazione ambientale sostanzialmente buona, indicata dal giudizio buono ottenuto da entrambi gli indici, mentre a valle dell'immissione del torrente Urcionio la situazione peggiora sensibilmente, con l'I.B.E. che raggiunge la III Classe di Qualità: questo deterioramento ambientale viene percepito anche dall'I.F.F., che attribuisce Livello di Funzionalità III per la sponda destra e II/III per quella sinistra.

Nel torrente Rigomero entram-

bi gli indici concordano nell'attribuire una qualità ambientale decisamente buona, anche se l'I.B.E., con una I/II Classe di Qualità, fornisce un giudizio lievemente migliore rispetto all'I.F.F., che attribuisce un II Livello di Funzionalità. Il torrente Biedano presenta qualità ambientale elevata nel tratto iniziale (Bie1), con l'I.B.E. che fornisce una I/II Classe di Qualità e l'I.F.F. un I Livello di Funzionalità, mentre nelle altre stazioni e fino alla confluenza sul torrente Traponzo si registra un quadro ambientale buono, uniformemente registrato da entrambi gli indici.

Il torrente Biedano si unisce quindi con i torrenti Leia e Rigomero per formare il torrente Traponzo, che presenta qualità ambientale tra il buono e l'elevato per tutto il suo decorso, fino alla confluenza sul fiume Marta.

## DISCUSSIONE

Il monitoraggio del fiume Marta ha consentito di individuare lungo il suo corso sei zone distinte: la prima, a ridosso dell'abitato di Marta, in cui la qualità ambientale risente degli effetti dell'urbanizzazione, che impedisce lo sviluppo di una fascia di vegetazione riparia costringendo il fiume a scorrere in un canale raddrizzato, con conseguenze gravi anche per la comunità macrobentonica. La seconda, in cui la naturalità dell'ambiente circostante, la presenza di una fascia di vegetazione riparia arborea molto sviluppata e la diversità in alveo ed una comunità macrobentonica ben differenziata permettono il raggiungimento di una buona qualità ambientale.

La terza zona sembra risentire degli effetti provocati dalle opere di presa di tre centrali idroelettriche le quali determinano frequenti oscillazioni di portata che comportano variazioni significative del-

l'estensione dell'alveo e potrebbero compromettere l'efficienza autodepurativa.

La quarta zona si trova a ridosso dell'abitato di Tuscania, in cui la qualità ambientale risulta compromessa dall'uso intensivo del territorio circostante e dall'impatto antropico provocato dalla suddetta cittadina, che causano la riduzione sensibile della diversità in alveo e la drastica semplificazione della comunità macrobentonica, malgrado in questo tratto del fiume confluiscono le acque dei due affluenti Maschiolo e Pantacciano che, con le loro acque relativamente pulite, aumentano l'effetto diluente.

Nella quinta zona si assiste ad un sensibile recupero della qualità ambientale, favorita dal fatto che il corso d'acqua scorre in un contesto completamente naturale, lontano da impatti di qualunque tipo, e dall'immissione nelle proprie acque di quelle del torrente Traponzo, con portata elevata e buona qualità, che favoriscono i processi autodepurativi. Infine, l'ultima zona individuata interessa il tratto potamale, dove la qualità ambientale risulta parzialmente compromessa dall'uso agricolo intensivo del territorio limitrofo che, oltre a provocare uno stress diretto a carico della comunità dei macroinvertebrati, impedisce anche lo sviluppo di una adeguata fascia di vegetazione riparia.

I dati ottenuti mostrano chiaramente come tra i due sistemi di indicazione utilizzati esista una stretta concordanza, tranne in qualche caso particolare: si è osservato, infatti, come entrambi gli indici vadano quasi sempre di pari passo nel formulare un giudizio qualitativo e come l'I.B.E. risulti, tuttavia, più efficiente nel rilevare gli effetti dell'inquinamento puntiforme rispetto all'I.F.F., che si mostra invece più sensibile a quello diffuso.

## CONCLUSIONI

Dall'analisi dei risultati è possibile concludere che il bacino idrografico del fiume Marta presenta, seppur con qualche eccezione, una buona qualità ambientale, subendo variazioni del tutto particolari legate da un lato all'uso del territorio e dall'altro all'influenza negativa delle attività antropiche di origine diversa. L'utilizzo dell'I.F.F. a sostegno dell'I.B.E. nell'analisi della qualità ambientale ha permesso di ottenere informazioni dettagliate, fornendo un contributo significativo per la gestione del territorio: i due indici giungono, nella maggior parte delle stazioni investigate,

a risultati del tutto simili, indicando come l'intero bacino idrografico sembrerebbe risentire maggiormente degli effetti dell'inquinamento diffuso, piuttosto che di quello puntiforme.

È importante sottolineare come le pressioni maggiori avvengono a carico della fascia perifluviale, un ecosistema-filtro che merita, quindi, particolare attenzione, considerato che una gestione eco-compatibile della fascia riparia permetterebbe al fiume Marta di potenziare notevolmente la sua capacità autodepurativa. Ciò riveste un'importanza notevole, visto che tale corso d'acqua subisce pressio-

ni dovute ad attività antropiche che in alcuni tratti ne pregiudicano notevolmente la qualità. La politica ambientale futura, che si attua attraverso le competenze di pianificazione territoriale, non può quindi prescindere dal tenere nella giusta considerazione l'ambiente naturale. Il presente lavoro conferma l'importanza del ricorso all'I.F.F. come strumento di supporto ai sistemi di monitoraggio tradizionali, per fornire valutazioni sintetiche e preziose sulle cause del deterioramento fluviale, consentendo di ottenere indicazioni per orientare gli interventi di riqualificazione e stimarne (anche preventivamente) l'efficacia.

## Bibliografia

GHETTI P.F., 1997. *Manuale di applicazione. Indice Biotico Esteso (I.B.E.). I macroinvertebrati nel controllo della qualità degli ambienti di acque correnti.* Ed. Provincia Autonoma di Trento,

Agenzia provinciale per la protezione dell'ambiente.  
SILIGARDI M., BERNABEI S., CAPPELLETTI C.,  
CHIERICI E., CIUTTI F., EGGADI F.,  
FRANCESCHINI A., MAIOLINI B., MANCINI

L., MINCIARDI M.R., MONAUNI C., ROSSI G., SANSONI G., SPAGGIARI R., ZANETTI M., 2000. *I.F.F., Indice di Funzionalità Fluviale.* ANPA, APPA Trento. Roma, 223 pp.

*Biologia Ambientale*, **19** (1): 147-151.

Atti del Seminario: *Classificazione ecologica delle acque interne. Applicabilità della Direttiva 2000/60/CE*. Trento, 12-13 febbraio 2004. G.N. Baldaccini e G. Sansoni (eds.). Ed. APAT, APPA Trento, CISBA. Trento, 2005.

## Applicazione dell'Indice di Funzionalità Fluviale (IFF) ad un fiume minore della pianura trevigiana: il Meolo

Ornella De Ros<sup>1</sup>, Mara Zanette<sup>2</sup>, Maurizio Siligardi<sup>3</sup>, Pier Francesco Ghetti<sup>2</sup>, Paolo Negri<sup>3</sup>, Paola Camuccio<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Provincia di Treviso - Settore Gestione del Territorio - Via Manin 73 - 31100 Treviso

<sup>2</sup> Università Ca' Foscari di Venezia - Dipartimento di Scienze Ambientali - Calle Larga Santa Marta, 2173 - 30132 Venezia

<sup>3</sup> APPA Trento - Via Mantova, 16 - 38100 Trento

\* Referente per la corrispondenza (fax 0422 582499; oderos@provincia.treviso.it)

### Riassunto

Nel corso dell'anno 2003 la Provincia di Treviso in collaborazione con l'Università Ca' Foscari di Venezia ha svolto una campagna di applicazione dell'Indice di Funzionalità Fluviale (IFF) all'asta del Fiume Meolo.

Obiettivo della ricerca è stato quello di ampliare le conoscenze relative al fiume attraverso una prima individuazione dei fattori che incidono maggiormente sulla funzionalità dell'ecosistema fluviale e l'identificazione di tratti del corso d'acqua a differente grado di naturalità e/o alterazione.

Dai risultati dell'applicazione dell'IFF si evince che gran parte dei tratti fluviali analizzati presenta un giudizio di funzionalità scadente (con alternanza di tratti mediocri e mediocri-scadenti), principalmente in ragione dell'assenza della fascia di vegetazione perfluviale, della monotonia del territorio agrario circostante, della "canalizzazione-rettifica" del fiume. Le domande appartenenti al gruppo funzionale n° 1 (condizioni vegetazionali delle rive e del territorio circostante al corso d'acqua) presentano infatti i punteggi più invalidanti la funzionalità del fiume. Solo il tratto di sorgente presenta un giudizio di funzionalità buono con una estensione pari all'11% dell'asta fluviale.

L'analisi statistica PCA ha fornito risultati apprezzabili, permettendo di ottenere sintetiche espressioni valutative del complesso sistema della funzionalità fluviale e di individuare raggruppamenti delle variabili riferibili a specifici attributi dell'ecosistema, oltre che variabili critiche per la tipologia ambientale del fiume in oggetto.

PAROLE CHIAVE: Indice di funzionalità Fluviale / fasce riparie / agroecosistema / acqua superficiale / piccolo bacino idrografico

### Application of the Fluvial Functioning Index (IFF) on Meolo river

During 2003 Provincia di Treviso and Ca' Foscari University of Venice has carried out an application of the Fluvial Functioning Index (IFF) on Meolo river. The research was aimed to increase the river knowledge in order to identify which factors mostly affect river functionality and to classify river segments on the basis of their degrees of naturalness or alteration.

The results of Index application suggest that most of the fluvial segments present a scarce value in river functionality (sometimes alternated with mediocre and mediocre-scarce value segments) mainly by reason of lack of riparian vegetation, agricoecosystem monotony, river embankments and straightened stream. By grouping the Index questions as IFF handbook explains, it becomes infact clear that questions group n. 1 (vegetational bank conditions and sourrounding area attributes) mostly affects river functionality. Only the upper part of the river (11% of total lenght), coinciding with springs area, presents a good IFF value.

Principal Component Analysis (PCA) has provided satisfactory results, furnishing concise evaluating expression of river functionality complexity and pointing out variable groups related to specific ecosystem attributes other than critical variables for the mentioned river typology.

KEY WORDS: Fluvial Functioning Index / riparian buffer strip / agroecosystem / surface water / small watershed

## INTRODUZIONE

Il monitoraggio e la tutela dei corsi d'acqua superficiali sono aspetti che meritano sicuramente la massima attenzione da parte dei soggetti coinvolti nella gestione di questi ecosistemi, oggi sempre più minacciati da molteplici fonti di pressione di origine antropica.

Tra i corsi d'acqua della bassa pianura trevigiana, il fiume Meolo è fra quelli che maggiormente risentono di una situazione di pesante degrado ambientale, attribuibile all'artificializzazione del territorio ed al carico inquinante derivante sia da scarichi puntiformi che, soprattutto, da inquinamento diffuso di origine agricola.

La Provincia di Treviso, in collaborazione con l'Università Ca' Foscari di Venezia, ha ritenuto perciò importante organizzare questa ricerca allo scopo di conoscere lo stato di funzionalità del fiume, anche in vista di eventuali interventi di rinaturalizzazione.

## MATERIALI E METODI

La provincia di Treviso è caratterizzata da una presenza considerevole di acque superficiali sia di origine alpina che di risorgiva.

Oggetto della presente ricerca è il fiume Meolo, compreso quasi interamente entro i limiti amministrativi della Provincia. Il fiume si origina in comune di Breda di Piave ad est della città di Treviso, nella fascia dei fontanili compresa tra Treviso e Ponte di Piave e, dopo un percorso di circa 22 Km, confluisce nel fiume Vallio, in provincia di Venezia.

Il bacino idrografico del fiume si estende per circa 3.000 ha e rientra nel cosiddetto Bacino del Vela, a sua volta parte integrante del bacino scolante in laguna di Venezia. Il territorio è utilizzato prevalentemente per pratiche agricole di tipo intensivo: l'80% circa

della SAU (Superficie Agricola Utilizzabile) è destinata al seminativo ed il 20% alla viticoltura (zona DOC "Vini del Piave").

Il deflusso idrico nel bacino è a carattere prettamente naturale e solo saltuarie operazioni di diversione a scopo irriguo ne possono influenzare il naturale regime, strettamente dipendente dall'acquifero indifferenziato dal quale trae origine. La portata è quindi determinata in misura percentualmente limitata dagli apporti meteorici efficaci, ed in misura preponderante dalle dispersioni in alveo dei corsi d'acqua superiori (GIARDINI e GIUPPONI, 1998).

Il monitoraggio biologico mediante IBE (GHETTI, 1997), effettuato ad anni alterni su un'unica stazione di misura, ha dato risultati che oscillano tra lo stato di "ambiente alterato" e quello di "ambiente molto alterato" (ARPAV, 2001 e 2002).

L'applicazione dell'IFF (SILIGARDI *et al.*, 2000) all'asta del fiume Meolo si è svolta nei mesi di Agosto e Settembre 2003.

L'IFF, attraverso l'indagine dettagliata dell'ambiente fluviale, si propone di valutare la sua funzionalità attraverso l'integrazione di diversi fattori biotici e abiotici sia dell'ecosistema acquatico che di quello terrestre associato.

La metodologia IFF, promossa e raccomandata da ANPA, risulta essere uno strumento di monitoraggio adeguato per la valutazione degli elementi biologici e idromorfologici così come prevista dalla Direttiva Europea 2000/60/CE.

Al fine di investigare i dati di campo è stato utilizzato il software statistico SPSS 7.5 così come proposto da FONDAZIONE LOMBARDIA PER L'AMBIENTE (2002).

## RISULTATI E DISCUSSIONE

Il corso d'acqua è stato suddiviso in 38 tratti omogenei per un totale di 43 km di sponde investigate, ovvero 21,5 km per sponda. Gran parte di questi tratti presenta un giudizio di funzionalità scadente (con alternanza di tratti mediocri e talvolta mediocre-scadenti e scadente-pessimi). Solo il tratto di sorgente presenta un giudizio buono (Fig. 1).

L'analisi del primo gruppo funzionale di domande (così come raggruppate dal Manuale di applicazione IFF) dimostra che i punteggi, ad esclusione di alcuni picchi, sono generalmente molto bassi, in ragione della monotonia del territorio agrario, solo saltuariamente interrotto da piccoli centri urbani. Appare evidente l'aumento del punteggio per le schede di monte, ove è presente la vegetazione riparia.

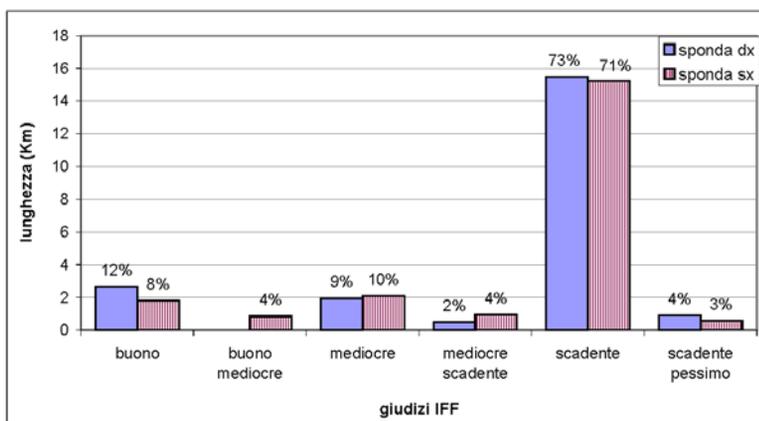


Fig. 1. Lunghezza percentuale dei tratti raggruppati per Livello di Funzionalità.

**Tab. I.** Matrice di correlazione di Spearman applicata alle 14 variabili corrispondenti alle 14 domande dell'IFF.

	TER	VEG	AMP	CON	IDR	RIV	RIT	ERO	NAT	FON	RAS	PER	DET	MBT
<b>TER</b>	1,000	0,271	0,330	0,418	-	0,330	0,336	0,308	0,329	0,302	0,151	0,066	0,321	0,314
<b>VEG</b>	0,271	1,000	<b>0,863</b>	<b>0,743</b>	-	<b>0,687</b>	0,342	0,302	<b>0,601</b>	0,551	0,331	0,449	0,505	0,556
<b>AMP</b>	0,330	0,863	1,000	<b>0,692</b>	-	<b>0,602</b>	0,208	0,256	<b>0,605</b>	0,409	0,331	0,343	0,387	0,413
<b>CON</b>	0,418	0,743	0,692	1,000	-	<b>0,672</b>	0,434	0,464	<b>0,672</b>	0,366	0,340	0,191	0,377	0,384
<b>IDR</b>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<b>RIV</b>	0,330	0,687	0,602	0,672	-	1,000	<b>0,603</b>	0,397	<b>0,640</b>	0,379	0,428	0,270	0,303	0,374
<b>RIT</b>	0,336	0,342	0,208	0,434	-	0,603	1,000	0,305	0,255	0,242	0,251	0,089	0,254	0,248
<b>ERO</b>	0,308	0,302	0,256	0,464	-	0,397	0,305	1,000	<b>0,708</b>	0,381	0,502	0,271	0,244	0,372
<b>NAT</b>	0,329	0,601	0,605	0,672	-	0,640	0,255	0,708	1,000	0,620	0,631	0,450	0,437	0,613
<b>FON</b>	0,302	0,551	0,409	0,366	-	0,379	0,242	0,381	<b>0,620</b>	1,000	0,448	<b>0,766</b>	<b>0,833</b>	<b>0,993</b>
<b>RAS</b>	0,151	0,331	0,331	0,340	-	0,428	0,251	0,502	<b>0,631</b>	0,448	1,000	0,242	0,368	0,435
<b>PER</b>	0,066	0,449	0,343	0,191	-	0,270	0,089	0,271	0,450	0,766	0,242	1,000	<b>0,659</b>	<b>0,768</b>
<b>DET</b>	0,321	0,505	0,387	0,377	-	0,303	0,254	0,244	0,437	0,833	0,368	<b>0,659</b>	1,000	<b>0,884</b>
<b>MBT</b>	0,314	0,556	0,413	0,384	-	0,374	0,248	0,372	<b>0,613</b>	0,993	0,435	<b>0,768</b>	<b>0,884</b>	1,000

I punteggi del secondo gruppo di domande presentano escursioni ridotte con un comportamento abbastanza costante lungo tutto il tratto e, dal momento che la domanda 5 assume lo stesso valore per tutta la lunghezza del fiume, la variabilità è data solo dalla domanda 6.

Il terzo gruppo di domande presenta valori caratterizzati da evidenti escursioni i cui minimi sono localizzati presso i centri abitati di Monastier di Treviso e San Biagio di Callalta, caratterizzati da rive totalmente artificiali. Complessivamente si nota una tendenza al miglioramento nella zona di monte. Questa tendenza si può ricollegare alla variazione della struttura del fondo dell'alveo ed alla naturalità della sezione.

Per il quarto gruppo funzionale, riportante la qualità biologica del fiume, viene raggiunto il massimo in alcune sezioni e si raggiunge quasi la metà del valore massimo nella maggioranza dei casi. La situazione migliore si verifica nella parte sorgentizia, i minimi si raggiungono invece in corrispondenza di un consistente scarico da azienda zootecnica (pescicoltura ed allevamento suini) e di uno scarico da depuratore pubblico.

#### Calcolo del coefficiente di correlazione non parametrico $\rho$ (rho) di Spearman

Questo tipo di analisi è appropriata per dati su scala intervallare che non soddisfano l'assunzione di normalità, come quelli in questione.

L'indice di Spearman evidenzia come le domande relative alla vegetazione perifluviale (tipologia, ampiezza e continuità), alla conformazione delle rive ed alla naturalità della sezione trasversale siano fortemente correlate fra loro ( $\rho > 0,60$ ). Quest'ultima caratteristica risulta inoltre fortemente correlata all'erosione ( $\rho > 0,70$ ). Lo stesso dicasi per le tre domande relative al comparto biologico, le quali risultano peraltro correlate anche alla struttura del fondo dell'alveo ( $\rho > 0,65$ ). Si sottolinea come lo stato del territorio circostante non risulti correlato in maniera evidente ad alcuna variabile (Tab. I).

#### Analisi delle Componenti Principali (Principal Component Analysis, PCA)

Data la costanza del punteggio assegnato alla domanda sulle condizioni idriche dell'alveo, la variabile denominata IDR (domanda IFF n. 5) è stata esclusa dall'analisi

PCA.

La varianza spiegata raggiunge valori prossimi all'80% al quarto componente. La saturazione della prima componente è comunque molto elevata essendo pari al 49%. Tale componente è connessa con la maggior parte delle variabili, sia riferibili alla vegetazione perifluviale (tipologia, ampiezza, continuità) che alle caratteristiche biologiche, che alla conformazione delle rive, del fondo dell'alveo e della sezione trasversale (coefficiente fattoriale minimo pari a 0,70). Questa prima componente dimostra quanto le pressioni antropiche esercitate per ragioni di bonifica, agrocolturali ed idrauliche, abbiano compromesso la funzionalità fluviale sotto numerosi aspetti. La seconda componente non risulta associata in maniera evidente ad alcuna variabile.

La terza componente fornisce una spiegazione di tipo "morfologico-biologica" sul funzionamento dell'ecosistema poiché le variabili connesse risultano l'erosione, la presenza di meandri e di strutture di ritenzione della sostanza organica (macrofite acquatiche e canneto).

È da sottolineare il valore del coefficiente fattoriale legato alla

variabile territorio circostante della quarta componente (pari a 0,66). Questo risultato si può spiegare con la monotonia del paesaggio agrario che finisce per essere piuttosto indipendente da ogni altra caratteristica (Tab. II).

Dal momento che la correlazione delle prime due componenti non ha fornito indicazioni statistiche significative (coefficiente di determinazione  $r^2 = 0,081$ ) si è proceduto con la rappresentazione delle posizioni spaziali delle componenti 1 e 3. Il diagramma evidenzia l'addensarsi delle variabili intorno ad una retta di regressione avente funzione  $y = 1,355x + 0,985$  e supportata dal coefficiente  $r^2 = 0,638$  per un livello di significatività  $p < 0,05$ . Si evidenziano nuovamente i due raggruppamenti delle variabili già descritti (Fig. 2).

Al fine di ricercare correlazioni più strette entro le variabili di pertinenza della prima componente, si è comunque proceduto alla rappresentazione delle posizioni spaziali delle prime due componenti. La seconda componente, infatti, consente di suddividere le variabili afferenti alla prima in due sottogruppi, secondo il modello già fornito dal calcolo del coefficiente di correlazione di Spearman.

Il primo gruppo è connesso con le variabili più strettamente riferibili alla parte immediatamente esterna dell'ambiente acquatico (ivi compresa la conformazione delle rive) ed alla naturalità della sezione trasversale. Questo raggruppamento si riferisce ad un costrutto che possiamo indicare come "ecotonale", ove si pone in evidenza la rilevanza della zona riparia e di riva.

La stretta correlazione esistente tra dette variabili si spiega con la diffusa artificializzazione della sezione trasversale (sagomatura dell'alveo) e con la banalizzazione del-

l'ambiente di riva.

Dal secondo gruppo di variabili si può estrarre un costrutto di tipo "idrobiologico", ove le variabili prettamente biologiche (vegetazione in alveo, detrito, macroben-

thos) sono tra loro fortemente correlate, così come con la struttura del fondo dell'alveo.

Le variabili che appaiono chiaramente distinte al centro del diagramma (erosione, strutture di

Tab. II. Relazioni tra le 14 variabili dell'IFF e le prime 4 componenti estratte.

Variabile	Componente			
	1	2	3	4
TER	0,432	0,244	0,378	<b>0,661</b>
VEG	<b>0,845</b>	0,271	-0,319	0,0175
AMP	<b>0,706</b>	0,386	-0,349	0,01301
CON	<b>0,734</b>	0,463	-0,225	-0,0196
RIV	<b>0,814</b>	0,347	-0,105	-0,188
RIT	0,445	0,339	<b>0,427</b>	0,173
ERO	0,293	0,250	<b>0,667</b>	-0,191
NAT	<b>0,848</b>	0,124	0,06756	-0,269
FON	<b>0,843</b>	-0,447	0,04624	0,05517
RAS	0,458	-0,220	<b>0,518</b>	-0,432
PER	<b>0,702</b>	-0,472	-0,249	-0,0281
DET	<b>0,786</b>	-0,448	0,03233	0,208
MBT	<b>0,857</b>	-0,462	0,03881	0,119

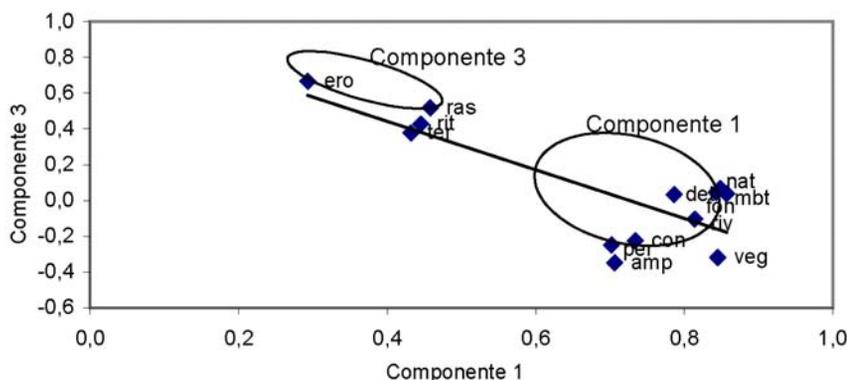


Fig. 2. Diagramma di dispersione delle variabili nel piano delle componenti 1 e 3.

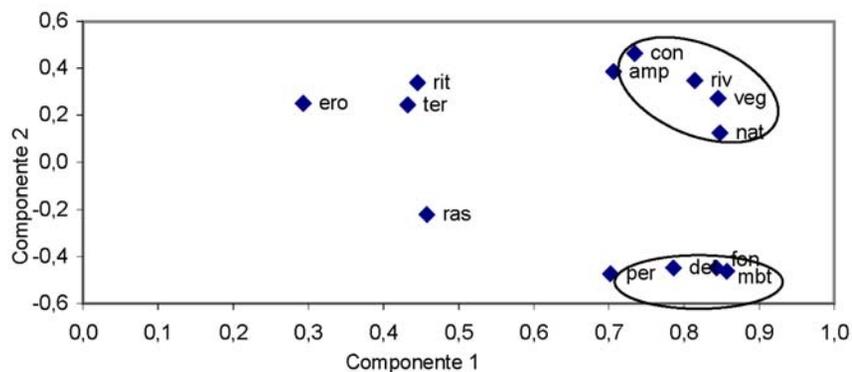


Fig. 3. Diagramma di dispersione delle variabili nel piano delle componenti 1 e 2.

ritenzione, territorio circostante, raschi pozze e meandri) e che risultano avere una bassa correlazione con le tre principali componenti, sono classificabili come critiche in quanto presentano una ridotta variabilità legata sia alla monotonia dell'ambiente oggetto di studio che ai naturali limiti di applicazione del metodo su tipologie fluviali planiziali (Fig. 3).

## CONCLUSIONI

Malgrado i limiti che il meto-

do presenta quando applicato ai corsi d'acqua planiziali di modeste dimensioni, come quello oggetto del presente studio, la PCA ha fornito risultati apprezzabili, consentendo di ottenere sintetiche espressioni valutative del complesso sistema della funzionalità fluviale.

I risultati ottenuti unitamente alle considerazioni emerse durante il lavoro di campagna ed inerenti la conformazione delle rive e l'utilizzo del territorio circostante, indicano che eventuali interventi

di riqualificazione localizzati lungo l'asta fluviale sarebbero molto difficilmente realizzabili.

Il decadimento della qualità delle acque suggerisce piuttosto la necessità di sviluppare scelte di pianificazione a livello di bacino idrografico, ed in particolare a livello di "vegetazione riparia" (siepi e vegetazione arborea) associata al reticolo idrografico secondario dell'agroecosistema, anche per l'abbattimento dei nutrienti di origine agricola.

## Bibliografia

- ARPAV, 2001. *Monitoraggio biologico delle acque correnti della provincia di Treviso. Anno 2001.*
- ARPAV, 2002. *Monitoraggio biologico delle acque correnti della provincia di Treviso. Anno 2002.*
- FONDAZIONE LOMBARDIA PER L'AMBIENTE, 2002. *Applicazione dell'Indice di Funzionalità Fluviale (IFF) al sistema idrografico del Fiume Ticino.* Ed. Fondazione Lombardia per l'Ambiente, Milano. 294 pp.
- GHETTI P.F., 1997. *Manuale di applicazione Indice Biotico Esteso (I.B.E.). I macroinvertebrati nel controllo della qualità degli ambienti di acque correnti.* Ed. Provincia autonoma di Trento, Stazione sperimentale Agraria Forestale, S. Michele. 141 pp.
- GIARDINI L., GIUPPONI C., 1998. *Analisi agro-ambientale sul Bacino del Fiume Meolo.* Università degli Studi di Padova, Ministero per le Politiche Agricole, Consorzio di Bonifica Destra Piave.
- SILIGARDI M., BERNABEI S., CAPPELLETTI C., CHIERICI E., CIUTTI F., EGGADI F., FRANCESCHINI A., MAIOLINI B., MANCINI L., MINCIARDI M.R., MONAUNI C., ROSSI G., SANSONI G., SPAGGIARI R., ZANETTI M., 2000. *I.F.F., Indice di Funzionalità Fluviale.* ANPA, APPA Trento. Roma, 223 pp.



*Biologia Ambientale*, **19** (1): 153-156.

Atti del Seminario: *Classificazione ecologica delle acque interne. Applicabilità della Direttiva 2000/60/CE*. Trento, 12-13 febbraio 2004. G.N. Baldaccini e G. Sansoni (eds.). Ed. APAT, APPA Trento, CISBA. Trento, 2005.

## Valutazione della qualità del fiume Pescara mediante l'applicazione dell'Indice di Funzionalità Fluviale (I.F.F.)

Elona Xhebraj<sup>1</sup>, Maria Silvia Bucci<sup>2</sup>, Giovanna Martella<sup>3\*</sup>

<sup>1</sup> *Libero professionista - Pescara*

<sup>2</sup> *Libero professionista - Campobasso*

<sup>3</sup> *Agenzia Regionale Tutela per l'Ambiente - Dipartimento di Pescara, Viale G. Marconi, 51 - 65126 Pescara*

\* *Referente per la corrispondenza (fax 085 4254505; giovanna.martella@virgilio.it)*

### RIASSUNTO

Il fiume Pescara, un corso d'acqua naturale di primo ordine le cui sorgenti sono localizzate nei pressi di Popoli a 260 m s.l.m., è caratterizzato da captazioni per scopi idroelettrici che ne riducono drasticamente la portata per il 70 % del percorso.

In questo studio è stato applicato l'Indice di Funzionalità Fluviale (I.F.F.) seguendo le indicazioni espresse nel manuale di applicazione; la distribuzione percentuale dei livelli di funzionalità osservata su tutta l'asta fluviale evidenzia una situazione di alterazione degli equilibri di funzionalità, attribuibili a pressioni antropiche scaturite da una cattiva gestione del territorio, sia per l'utilizzo agrario che per ragioni idrauliche e di pianificazione urbanistica.

PAROLE CHIAVE: I.F.F. / Funzionalità fluviale / Fiume Pescara

### Quality valuation of the Pescara river by mean fluvial functionality index application

Pescara river, a first order natural water course, is the object of this ecologic appraisal, whose sources are located near Popoli (260 m above sea level). Four water captures, for hydroelectric scopes, reduce drastically the capacity, 70 %, along the river length.

In this study has been applied the Fluvial Functionality Index (I.F.F.) following the indications on the application's handbook. The percentage distribution of functionality levels observed river lengthways give evidence to an altered situation of functionality equilibrium, attributable to the anthropic pressures gushed from a bad territory management is for agrarian uses than for hydraulic reasons and urban planning.

KEY WORDS: I.F.F. / Fluvial Functioning / Pescara River

### INTRODUZIONE

Il presente lavoro è finalizzato alla valutazione dello stato complessivo del fiume Pescara e della sua funzionalità, intesa come risultato della sinergia e dell'integrazione di una serie di fattori biotici ed abiotici presenti nell'ecosistema acquatico e in quello terrestre ad esso collegato.

È stato applicato l'Indice di Funzionalità Fluviale lungo tutta l'asta del fiume Pescara per verifi-

care l'entità dell'impatto antropico e delle derivazioni idriche che su di esso insistono.

### MATERIALI E METODI

L'ambiente oggetto di questa valutazione biologica è il fiume Pescara, il cui bacino si estende su un'area di 1190 km<sup>2</sup>; è un corso d'acqua naturale le cui sorgenti sono localizzate nei pressi di Popoli a 260 m s.l.m. e formano un

biotopo di grande interesse ecologico inserito nei Siti di Importanza Comunitaria.

Il fiume Pescara, lungo 68 Km e con una portata media annua di circa 45 mc/s, è caratterizzato da quattro captazioni per scopi idroelettrici che ne riducono drasticamente la portata per il 70 % del percorso; infatti l'ultima restituzione avviene solo a 15 Km dalla foce.

Nel periodo fine settembre-ini-

zio ottobre 2003 è stato applicato su tutto il corso d'acqua l'Indice di Funzionalità Fluviale (I.F.F.) seguendo le indicazioni espresse nel manuale di applicazione (SILICARDI *et al.*, 2000) e utilizzando le carte tematiche e le ortofotocarte laddove non era possibile effettuare un sopralluogo diretto; i primi 10 Km di rilevamento sono stati effettuati anche con l'ausilio di un mezzo nautico; in totale è stato percorso circa il 90 % del corso d'acqua.

Dai risultati ottenuti si è calcolata la distribuzione percentuale dei livelli di funzionalità, verificato l'accorpamento delle domande nei quattro gruppi funzionali con il calcolo delle percentuali relative rispetto al massimo valore raggiungibile da ogni gruppo di domande, effettuata l'elaborazione statistica mediante la PCA (Analisi delle Componenti Principali) e applicata l'analisi multivariata per dati non parametrici (Cluster Analysis).

**RISULTATI E DISCUSSIONE**

L'indagine effettuata ha portato alla compilazione di 34 schede, per un totale di 64 km di corso d'acqua. La distribuzione percentuale dei livelli di funzionalità di tutta l'asta fluviale e delle due sponde, riferita anche alla lunghezza dei tratti in km, è riportata nelle figure 1, 2 e 3.

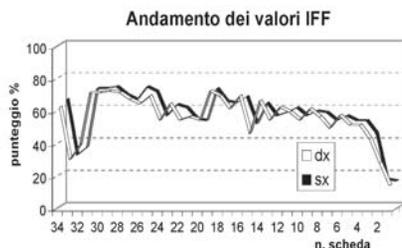
Non si notano tratti di elevata funzionalità in quanto subito a valle dell'invaso della sorgente il fiume subisce un considerevole impatto antropico. In pochi chilometri riceve il carico organico del fiume Aterno, attraversa un'area urbanizzata, la fascia riparia subisce un drastica riduzione, compaiono arginature artificiali che ne interrompono la continuità trasversale compromettendone la funzionalità fluviale e, per ultimo, riceve il carico organico di un depuratore di reflui urbani. Una situazione simi-

le si evidenzia anche nel tratto finale dove il fiume attraversa una zona industriale e un'area fortemente urbanizzata, in corrispondenza della città omonima.

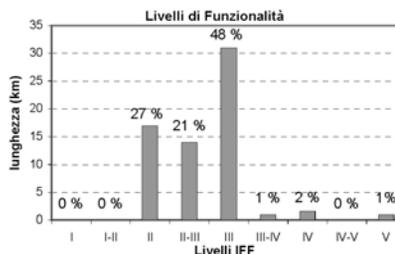
L'analisi dei quattro gruppi funzionali di domande (Fig. 4) evidenzia un alternarsi di condizioni positive e negative per entrambe le

sponde, con punteggi percentuali che scendono spesso sotto il 50%, nei tratti penalizzati già descritti e lungo tutta l'asta fluviale.

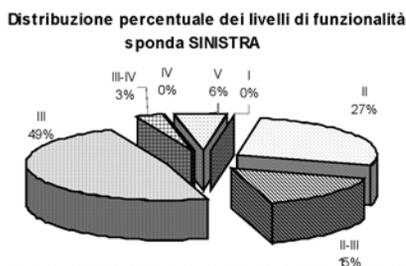
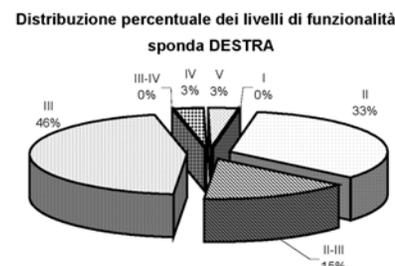
Il risultato dell'analisi PCA (Analisi delle Componenti Principali) con la ricerca di 3 fattori mostra una matrice di autovalori (Tab I) da cui si evince che esistono 3



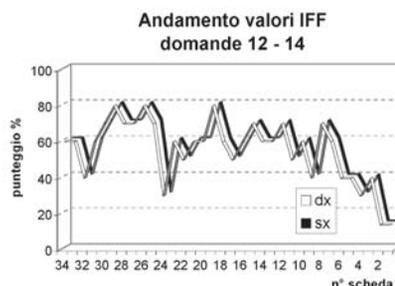
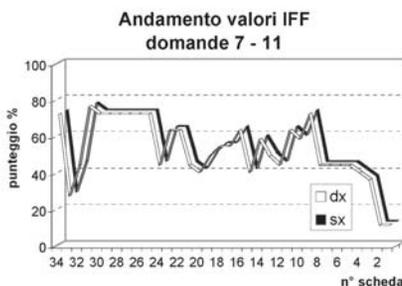
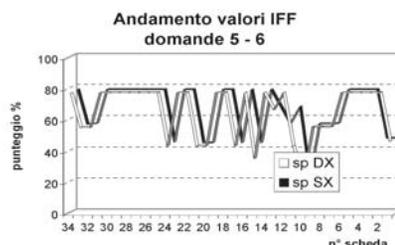
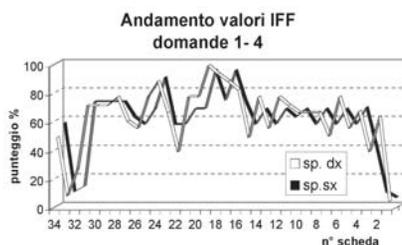
**Fig. 1.** Fiume Pescara: andamento dei valori percentuali di IFF nei 34 tratti esaminati.



**Fig. 2.** Fiume Pescara: distribuzione percentuale dei livelli di funzionalità.



**Fig. 3.** Fiume Pescara: distribuzione percentuale dei livelli di funzionalità.



**Fig. 4.** Fiume Pescara: andamento percentuale dei valori IFF dei quattro gruppi funzionali di domande.

fattori che spiegano oltre il 70% della varianza e che possiamo definire come segue:

1. Fattore 1 = la saturazione delle variabili NAT, ERO, VEG1, CON, AMP, prese in ordine percentuale, esprime un costrutto prettamente legato alle condizioni vegetazionali della zona perfluviiale e che potremo definire come "ripario funzionale".
2. Fattore 2 = la consistente saturazione delle variabili, in ordine di peso percentuale, MTB, DET, VEG, RIT, FON, RAS fa pensare ad un costrutto legato essenzialmente alla parte bentonica che potremo definire come "bentonico funzionale".

3. Fattore 3 = la saturazione delle variabili RIV, IDR, RIT, FON definisce un costrutto ideale che riguarda essenzialmente la morfologia e il regime idraulico che potremo definire come "morfo-idraulico".

In conclusione l'analisi pone in rilievo la presenza di tre fattori o dimensioni sottese ai dati che sembrano indicare tre differenti condizioni di funzionalità sinergicamente operanti nell'ecosistema fiume; sembra apparentemente avulsa da questo coinvolgimento la variabile riferita al territorio circostante (SILIGARDI *et al.*, 2003).

I dendrogrammi di associazione tra i gruppi di domande, per le

due sponde (Fig. 5) mettono in evidenza le principali correlazioni e i gruppi di associazione delle domande.

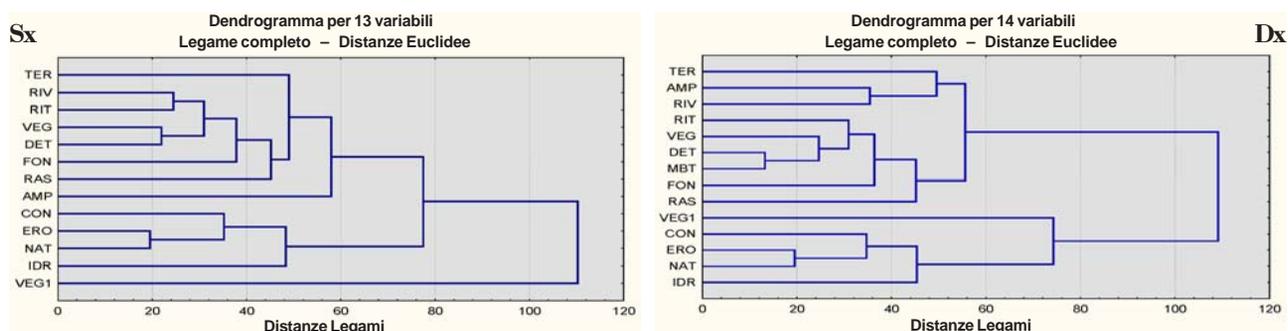
La Cluster Analysis sui dati della sponda sinistra mostra chiaramente come la variabile VEG1 (vegetazione riparia) sia decisamente staccata dagli altri raggruppamenti e perciò elemento avulso rispetto alla funzionalità. Inoltre si riconoscono due gruppi: 1) RIV-RIT-VEGT-DET e 2) CON-ERO-NAT-IDR. I raggruppamenti confermano la similarità dei valori delle variabili inerenti l'autodepurazione e la funzionalità biologica con le condizioni di morfodiversità.

La Cluster Analysis sui dati

**Tab. I.** Analisi delle Componenti Principali: matrice di autovalori

	F1 %	cum%		F2 %	cum %		F3 %	cum %
NAT	17,594	<b>17,594</b>	MBT	16,14	<b>16,14</b>	RIV	22,67	<b>22,67</b>
ERO	16,525	<b>34,119</b>	DET	15,45	<b>31,59</b>	IDR	22,21	<b>44,88</b>
VEG1	15,397	<b>49,516</b>	VEG	11,69	<b>43,28</b>	RIT	17,51	<b>62,39</b>
CON	14,617	<b>64,133</b>	RIT	11,40	<b>54,68</b>	FON	13,37	<b>75,76</b>
AMP	13,503	<b>77,635</b>	FON	11,07	<b>65,75</b>	CON	10,76	86,52
DET	6,230	83,865	RAS	10,45	<b>76,20</b>	RAS	10,16	96,68
RIV	6,212	90,078	TER	7,56	83,76	TER	6,70	103,39
TER	5,855	95,933	NAT	6,82	90,58	VEG	4,76	108,15
RIT	5,723	101,655	ERO	5,16	95,74	AMP	2,78	110,93
MBT	5,422	107,077	VEG1	4,48	100,22	NAT	2,70	113,63
VEG	3,117	110,194	RIV	3,78	103,99	DET	2,23	115,86
RAS	2,594	112,788	IDR	-1,14	102,85	ERO	-3,25	112,61
IDR	-6,104	106,684	AMP	-1,41	101,44	MBT	-6,09	106,52
FON	-6,684	100,000	CON	-1,44	100,00	VEG1	-6,52	100,00

F% = rapporto percentuale della varianza spiegata dalla variabile e la varianza totale; cum% = percentuale della varianza cumulata spiegata; i valori in grassetto evidenziano almeno il 70 % della varianza. Le sigle delle variabili sono l'abbreviazione degli elementi considerati dalle 14 domande dell'IFF.



**Fig. 5.** Dendrogrammi di associazione tra gruppi di domande, per la sponda sinistra e destra.

della sponda destra mostra i due gruppi: 1) ERO-NAT-CON-IDR e 2) RIT-VEG-DET-MBT-FON-RAS. Essi evidenziano la similarità dei valori delle variabili legate alle caratteristiche idromorfologiche e alle caratteristiche biologico-funzionali.

L'esclusione di TER e VEG1 dimostra l'esigenza di intervenire per un recupero delle condizioni di funzionalità con una gestione più ocu-

lata del territorio circostante e un ripristino ove possibile di una fascia perfluviale adeguata alla funzione filtro e fornitrice di sostanza organica (FUGANTI *et al.*, 2002).

#### CONCLUSIONI

I risultati ottenuti dall'applicazione dell'IFF sul fiume Pescara mettono in evidenza una situazione di alterazione degli equilibri di

funzionalità, attribuibili a pressioni antropiche e scaturite da una cattiva gestione del territorio sia per l'utilizzo agrario che per ragioni idrauliche e di pianificazione urbanistica.

È necessario attivare una politica di gestione e pianificazione territoriale che garantisca una maggiore funzionalità dell'ecosistema fiume.

#### Bibliografia

FUGANTI A., SILIGARDI M., MONAUNI C., POZZI S., 2002. Il fiume Sarca (Trentino): studio della funzionalità fluviale. In: Baldaccini G.N. e Sansoni G., (Eds.), Atti del seminario "Nuovi orizzonti dell'ecologia". Trento, 18-19 aprile 2002. Pro-

vincia Autonoma di Trento, APPA Trento, CISBA.

SILIGARDI M., BERNABEI S., CAPPELLETTI C., CHIERICI E., CIUTTI F., EGGADI F., FRANCESCHINI A., MAIOLINI B., MANCINI L., MINCIARDI M.R., MONAUNI C., ROSSI G., SANSONI G., SPAGGIARI R., ZANETTI

M., 2000. *I.F.F., Indice di Funzionalità Fluviale*. ANPA, APPA Trento. Roma, 223 pp.

SILIGARDI M., DI VENTURA P., MARTELLA G., 2003. *Caratterizzazione ambientale del torrente Mavone (Teramo)*. ARTA Abruzzo - APPA TN.

*Biologia Ambientale*, **19** (1): 157-160.

Atti del Seminario: *Classificazione ecologica delle acque interne. Applicabilità della Direttiva 2000/60/CE*. Trento, 12-13 febbraio 2004. G.N. Baldaccini e G. Sansoni (eds.). Ed. APAT, APPA Trento, CISBA. Trento, 2005.

## Prima caratterizzazione ecologica del fiume Trigno mediante l'applicazione dell'Indice Biotico Esteso (IBE) e dell'Indice di Funzionalità Fluviale (IFF)

Maria Silvia Bucci<sup>1</sup>, Concetta Tamburro<sup>2</sup>, Annamaria Manuppella<sup>2</sup>, Laurita Martone<sup>1</sup>

<sup>1</sup> ARPA Molise, Dipartimento Provinciale di Campobasso, Via U. Petrella 1

<sup>2</sup> ARPA Molise, Dipartimento Provinciale di Isernia Via Berta 1 - Pal. Provincia

\* Referente per la corrispondenza (fax 0865 414986; isernia.dip@arpamolise.it)

### RIASSUNTO

Scopo del lavoro è caratterizzare lo scenario ecologico del fiume Trigno, uno dei corsi d'acqua più importanti della regione Molise, utilizzando metodiche di valutazione della qualità dell'ambiente acquatico (Indice Biotico Esteso) e della sua funzionalità (Indice di Funzionalità Fluviale). La scelta di tali metodiche nasce dalla forte esigenza di approfondire le conoscenze del territorio molisano, da reimpiegare come strumento progettuale di pianificazione, sviluppo, recupero e salvaguardia dello stesso.

I risultati dell'indagine hanno permesso di individuare, lungo il corso del fiume, sette tratti contraddistinti da condizioni ambientali e caratteristiche funzionali simili. È emerso un dato di fatto costante: sia la qualità biologica (IBE) che il livello di funzionalità (IFF) decrescono via via che ci si avvicina alla foce. Complessivamente lo studio ha evidenziato la presenza di forme di degrado che trovano la loro origine in interventi artificiali legati alla destinazione d'uso del suolo. Tale situazione sottolinea la necessità di interventi volti all'inversione del trend negativo, soprattutto per salvaguardare ciò che questo ambiente riesce ancora a conservare. Infatti, nonostante il sistema fluviale sia sofferente, si evidenzia ancora una eterogeneità ambientale di grande importanza per la conservazione della biodiversità.

PAROLE CHIAVE: funzionalità fluviale / comparti ecosistemici / ambiente acquatico / qualità biologica

### First ecological characterization of the River Trigno (Molise, Italy) by means of the IBE and the IFF

The aim of the present work is to characterize the ecological scenery of the river Trigno, one of the most important watercourses in Molise region. Methods of surveys of the quality of the water environment and of its functioning have been used. Such methods have been applied because of the strong urge of deepening the knowledge of the territory of Molise and of using such a wider knowledge as a means of planning, developing, protecting and increasing the value of the territory itself. The surveys have been carried out by the use of the Extended Biotic Index to evaluate the quality of the water environment on the basis of the composition of the macroinvertebrate community; and the Fluvial Functioning Index in order to provide a reference complete description of the ecological functioning of the river, considered as a whole of different interconnected ecosystems.

The use of such methods and the consequent processing of the data have allowed to identify, along the river, seven tracts characterized by similar environmental conditions and functioning features. A specific feature appears constant: either the biological (IBE) and the functional (IFF) indexes decrease as one gets near the mouth. What in general comes out from the present work is the deterioration of the environment, originating from artificial intervention or, in any case, from the various employments of the soil. This situation makes clear the urge to turn these negative aspects upside down and protect what this environment can still safeguard. Indeed, even if the fluvial system is unhealthy, it can still maintain an environmental heterogeneity which is of great value for the conservation of the biodiversity.

KEY WORDS: Fluvial Functioning / interconnected ecosystems / water environment / biological quality

### INTRODUZIONE

Nell'ambito delle attività previste nei piani di lavoro dell'ARPA Molise è stato programmato, nell'anno 2003, uno studio sperimentale sul fiume Trigno, uno dei corsi d'acqua più importanti della regio-

ne Molise. Scopo principale di tale studio è stato quello di approfondire le conoscenze a livello ecosistemico di tale corso d'acqua, cercando di ampliare le informazioni, importanti ma riduttive, fornite dai soli descrittori chimici e microbiologici.

Tale esigenza è nata dalla necessità di disporre di nuovi strumenti di valutazione ambientale da reimpiegare come mezzo progettuale di pianificazione per salvaguardare un territorio che presenta ancora vaste zone caratterizzate da una notevole naturalità nonostante gli impatti di natura antropica esistenti.

Sul bacino del Trigno gravitano 25 comuni con un totale di 34 depuratori, di cui alcuni non funzionanti; le attività economiche principali sono per lo più agricole a livello familiare, zootecniche e industriali con caseifici, mattatoi, frantoi oleari. Di notevole impatto le attività estrattive in alveo e la presenza di cantieri, in agro di Chiauci, per la costruzione di un invaso le cui acque verranno adoperate per uso civile, agricolo e industriale dalle regioni Abruzzo, Molise e Puglia.

## MATERIALI E METODI

Il fiume Trigno ha una lunghezza di circa 89 Km e un bacino idrografico di 1283 Km<sup>2</sup>, di cui 347 appartenenti all'Abruzzo e 936 al Molise; nasce nell'alto Molise, in agro di Vastogirardi (IS) da un gruppo di sorgenti ai piedi del monte Capraio.

Il suo primo tratto, di circa 35 Km, scorre interamente in territorio molisano, successivamente, per altri 45 Km, ovvero per gran parte del suo tratto potamale, segna il confine con l'Abruzzo per poi sfociare in Adriatico nei pressi di Montenero di Bisaccia (CB).

Nella parte iniziale il fiume

ha un corso tranquillo, ma nei pressi di Chiauci assume un carattere impetuoso prima di formare una cascata di 60 m di dislivello, tra Chiauci e Civitanova. Successivamente, nonostante diminuisca la velocità della corrente, il corso d'acqua conserva un carattere torrentizio fino a quando giunge nell'agro di Trivento, dove la ridotta pendenza del territorio gli fa assumere un aspetto meandriforme (Fig. 1).

Le indagini sono state effettuate utilizzando l'Indice Biotico Esteso (IBE) (GHETTI, 1997) come strumento di valutazione della qualità dell'ambiente acquatico attraverso lo studio delle comunità di macroinvertebrati, e l'Indice di Funzionalità Fluviale (IFF) (SILICARDI *et al.*, 2000) per ottenere un quadro di riferimento sulle capacità ecofunzionali del fiume, inteso come insieme di comparti ecosistemici in interconnessione tra loro.

Per l'applicazione dell'IFF si è ritenuto opportuno effettuare uno studio preliminare del territorio su ortofotocarte e carte tematiche. Le caratteristiche morfologiche del territorio hanno consentito di percorrere l'intero corso del fiume.

Per l'elaborazione dei dati sono state utilizzate alcune metodiche statistiche come la correlazione di Pearson e le analisi multivariate Cluster Analysis e delle Componenti Principali (PCA), utilizzando il pacchetto applicativo STATISTICA 5.0.

Le analisi sono state applicate alle seguenti variabili dell'IFF: TER-stato del territorio circostante; VEG-vegetazione; AMP-ampiezza della fascia di vegetazione; CON-continuità; IDR-condizioni idriche dell'alveo; RIV-conformazione delle rive; RIT-ritenzione; ERO-erosione; NAT-sezione trasversale; RAS-raschi, pozzi e meandri; VEA-vegetazione in alveo; DET-detrito; MBT-comunità macrobentonica.

## RISULTATI E DISCUSSIONE

L'applicazione di tali metodi e la successiva elaborazione dei dati hanno permesso di individuare, lungo il corso del fiume, sette tratti contraddistinti da condizioni ambientali e caratteristiche funzionali simili (Fig. 2, 3 e 4).

Un primo lungo tratto, che vede interessata la zona alta del fiume da Vastogirardi fino a Civitanova del Sannio, presenta un ambiente abbastanza integro in cui l'alveo, ben diversificato, tipico dei tratti montani, è caratterizzato da una comunità macrobentonica ben strutturata con prevalenza di unità sistematiche sensibili all'inquinamento. Tali elementi insieme ad una fascia riparia continua, prevalentemente arborea, ed alla naturalità dell'ambiente circostante, garantiscono un elevato livello di funzionalità.

Un secondo tratto, in prossimità degli agglomerati di Chiauci



Fig. 1. Il Trigno nel tratto terminale.

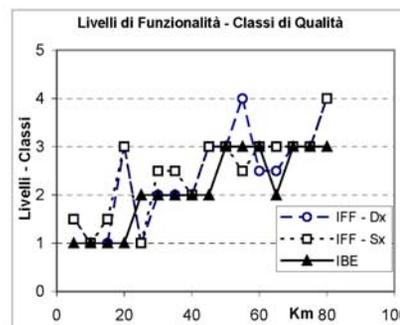


Fig. 2. Dalla sorgente alla foce del fiume Trigno: andamento dei valori IFF relativi alle 2 sponde e dei valori IBE.



Fig. 3. F. Trigno: livelli di Funzionalità (IFF).

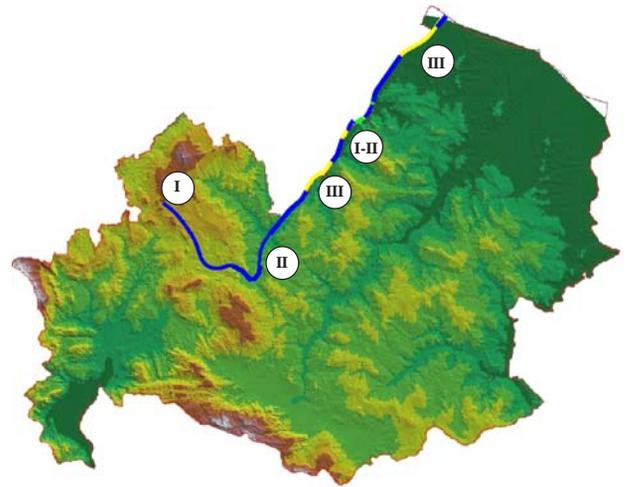


Fig. 4. F. Trigno: classi di qualità (IBE).

e Civitanova del Sannio, vede il ridursi della funzionalità fluviale –per la presenza di cantieri dovuti alla costruzione di un invaso ad uso prevalentemente irriguo– accompagnato da un peggioramento della qualità biologica, che mantiene comunque una comunità sufficientemente strutturata.

Quest'ultimo aspetto si mantiene costante nel tratto successivo dove, invece, la funzionalità torna ad essere elevata. Il fiume, infatti, presenta in tale tratto un alto grado di integrità, con alveo ben diversificato e stabile e fasce perfluviali ben consolidate e continue a cui si contrappone l'impatto dovuto al sottodimensionamento del depuratore di Civitanova del Sannio.

In un quarto tratto, dal bivio di Bagnoli del Trigno a Trivento, il fiume viene penalizzato dalla presenza di pressioni antropiche di varia natura: opere di artificializzazione delle sponde, attività industriali e agricoltura. In questa zona la condizione qualitativa del corpo idrico si presenta alterata, con una comunità macrobentonica scarsa e poco strutturata, ed anche la funzionalità degrada ad un livello medio-basso.

Il quinto tratto presenta una morfologia leggermente anastomiz-

zata, con ampio alveo e assenza di una fascia riparia strutturata; tuttavia la buona diversificazione del fondo consente la presenza di una discreta comunità bentonica. Tale situazione si riscontra anche nel tratto successivo dove è importante segnalare (in agro di Roccavivara) la presenza di un impianto di captazione che, soprattutto nei periodi estivi, compromette ancor più la capacità funzionale del corso d'acqua mettendo a rischio anche il Deflusso Minimo Vitale (DMV).

L'ultimo tratto è caratterizzato da una funzionalità prevalentemente scadente, a causa di attività agricole intensive e di numerosi interventi di artificializzazione riguardanti soprattutto la sponda sinistra. Il diverso regime idraulico produce situazioni di qualità diversificate, con un miglioramento della classe IBE in regime di morbida.

Dalle osservazioni suddette emerge un dato di fatto costante: sia la qualità biologica (IBE) che la funzionalità (IFF) decrescono via via che ci si avvicina alla foce (Fig. 2). L'analisi statistica mostra una buona correlazione tra i valori IFF delle due sponde con una  $r = 0,87$  significativa per  $p < 0,05$ .

Le correlazioni tra i valori IFF e IBE sono invece leggermente infe-

riori, con  $r = 0,70$  in sponda destra e  $r = 0,64$  in sponda sinistra. Tuttavia tali risultati sono sufficienti per dimostrare che l'andamento qualitativo decrescente è comune e tale evidenza permette di mettere in relazione l'IFF con l'IBE soprattutto per quelle variabili che riguardano direttamente il biota, come il Detrito, la Ritenzione, la Naturalità, la Vegetazione in alveo, ecc.

Applicando un'analisi statistica multivariata di associazione tra le variabili dell'IFF, si nota come tra le due sponde esista un assortimento delle similitudini con raggruppamenti che prevedono le stesse variabili (Fig. 5 e 6).

In sintesi le due sponde presentano tre raggruppamenti:

- il primo formato dalle variabili TER, IDR, FON, RAS le quali non sembrano contenere proprietà correlabili e quindi la loro associazione per similarità è dovuta ai casuali assortimenti dei risultati;
- il secondo gruppo –formato da AMP, CON, RIV e ERO– mostra invece che le condizioni evidenziate sono regolari nelle loro differenze lungo tutto il fiume e determinano una caratteristica legata alla zona perfluviale. A questo gruppo ci si aspettava

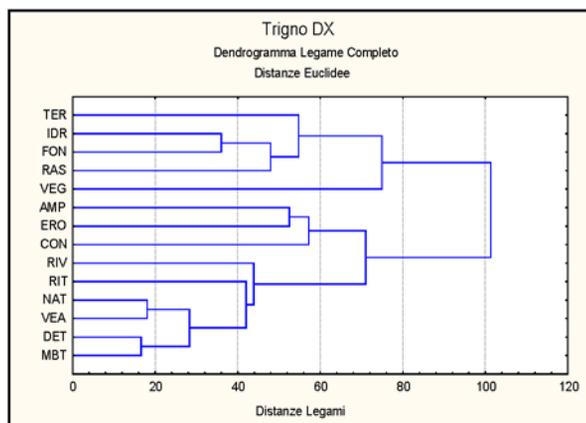


Fig. 5. Dendrogramma di similitudine per le variabili della sponda destra.

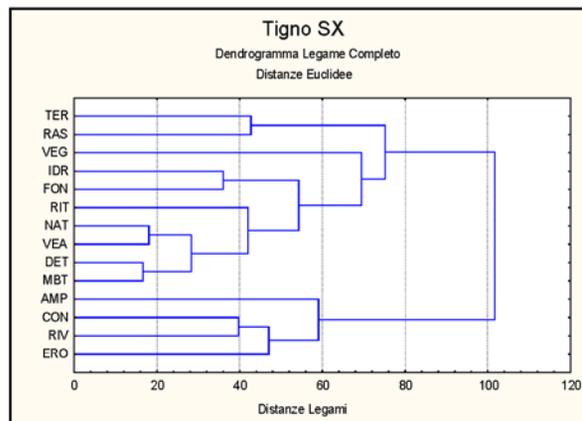


Fig. 6. Dendrogramma di similitudine per le variabili IFF della sponda sinistra

doesse appartenere anche la variabile VEG che, invece, compone un gruppo a sé stante; ciò è probabilmente imputabile alla forte variabilità da tratto a tratto della composizione della vegetazione perifluviale;

- il terzo gruppo è formato dalle rimanenti variabili, cioè RIT, NAT, VEA, DET, MBT. Esse indirizzano l'attenzione sul biota in alveo guidando la correlazione tra IFF e IBE. Questo spiega il modesto valore di correlazione sopracitato dovuto, appunto, al concorso di poche variabili e soprattutto al fatto che alcune variabili non presentano una similitudine spiegabile.

## CONCLUSIONI

I campionamenti IBE lungo il corso d'acqua hanno reso possibile ricostruire la struttura delle comunità macrobentoniche del fiume Trigno acquisendo specifiche

informazioni del comparto alveo bagnato; l'applicazione dell'IFF, indice di natura olistica e sintetica, ha permesso di valutare come le caratteristiche morfologiche strutturali e biotiche possono influire sugli ecosistemi fluviali condizionando la loro vulnerabilità nei confronti dell'attività umana.

Complessivamente ciò che risulta da questo studio è la presenza di forme di degrado che trovano la loro origine in interventi artificiali o comunque legati alla destinazione d'uso del suolo. Tale situazione evidenzia la necessità di interventi volti all'inversione del trend negativo soprattutto per salvaguardare ciò che questo ambiente riesce ancora a conservare. Infatti, nonostante il sistema fluviale sia sofferente, riesce ancora a mantenere una eterogeneità ambientale di grande importanza per la conservazione della biodiversità: a tal proposito ricordiamo che quest'am-

biente acquatico segna il limite settentrionale della distribuzione di *Alburnus albidus* (endemismo italiano).

Lo studio ha portato anche a delle considerazioni sulle metodologie applicate. La scelta di utilizzare l'IBE e l'IFF sul fiume Trigno ha consentito di porre in evidenza come gli indici biologici e fisionomici costituiscano strumenti indispensabili per una politica ambientale e come forte sia la necessità di integrare queste metodologie per una indagine completa ed approfondita del territorio.

Inoltre l'Indice di Funzionalità Fluviale (IFF) appare particolarmente adatto come strumento da utilizzarsi nei processi progettuali di gestione e pianificazione territoriale e fluviale rispecchiando appieno alcune importantissime disposizioni riportate nella direttiva 2000/60/UE riguardo la tutela degli ecosistemi acquatici e terrestri.

## Bibliografia

GHETTI P.F., 1997. *Manuale di applicazione. Indice Biotico Esteso (I.B.E.). I macroinvertebrati nel controllo della qualità degli ambienti di acque correnti.* Ed. Provincia Autonoma di Trento,

APPA.  
SILIGARDI M., BERNABEI S., CAPPELLETTI G.,  
CHIERICI E., CIUTTI F., ECCADI F.,  
FRANCESCHINI A., MAIOLINI B., MANCINI  
L., MINCIARDI M.R., MONAUNI C., ROSSI

G., SANSONI G., SPAGGIARI R., ZANETTI  
M., 2000. *I.F.F., Indice di Funzionalità Fluviale.* ANPA, APPA Trento.  
Roma, 223 pp.

*Biologia Ambientale*, **19** (1): 161-164.

Atti del Seminario: *Classificazione ecologica delle acque interne. Applicabilità della Direttiva 2000/60/CE*. Trento, 12-13 febbraio 2004. G.N. Baldaccini e G. Sansoni (eds.). Ed. APAT, APPA Trento, CISBA. Trento, 2005.

## L'utilizzo di subindici derivati dall'IFF per la caratterizzazione ed il monitoraggio degli ambienti fluviali

Gian Luigi Rossi<sup>1</sup>, Maria Rita Minciardi<sup>1</sup>, Rossana Azzollini<sup>2</sup>, Stefania Poma<sup>3</sup>

<sup>1</sup> ENEA – Sezione Biologia Ambientale e Conservazione della Natura – Centro Ricerche Saluggia, strada per Crescentino – 13040 Saluggia (VC)

<sup>2</sup> Provincia di Torino – Servizio Pianificazione Risorse Idriche, via Valeggio 5 – 10128 Torino

<sup>3</sup> Ente di Gestione del Sistema delle Aree protette della Fascia fluviale del Po – tratto vercellese/alessandrino e del Torrente Orba, piazza Giovanni XXIII 6 – 15048 Valenza (AL)

\* Referente per la corrispondenza (fax 0161 483353; [ecologia@saluggia.enea.it](mailto:ecologia@saluggia.enea.it))

### Riassunto

I rilievi effettuati per l'applicazione dell'Indice di Funzionalità Fluviale IFF consentono, tra l'altro, di disporre di informazioni di dettaglio tematico che possono essere utilmente elaborate in maniera complementare all'indice complessivo. Sono stati definiti due subindici, relativi rispettivamente alla funzionalità della vegetazione perifluviale ed alla funzionalità morfologica. Tali subindici derivano dall'aggregazione ed elaborazione dei risultati scaturiti da gruppi tematici di domande ed a ciascuno di essi è associata una scala di valutazione a cinque livelli.

L'uso dei due subindici permette di valutare il contributo fornito, da parte di ciascuna delle due componenti esaminate, alla funzionalità globale del corso d'acqua.

PAROLE CHIAVE: Indice di Funzionalità Fluviale / Vegetazione riparia / Morfologia fluviale

### Use of IFF derived sub-indexes to characterize and monitor river environment

The survey carried out to apply the River Functionality Index (IFF) allow to make use of detailed information, which may be useful for further additional processing.

To this end, two sub-indexes have been formalized: as regards the functionality of riparian vegetation and morfological functionality. These sub-indexes are obtained through the aggregation and the elaboration of results carried out from thematic groups of questions. Each index is associated to an assessment scale in five levels.

These two subindex allow to evaluate the contribution provided, from each of the two examined components, to the river functionality.

KEY WORDS: River Functionality Index / Riparian vegetation / River morfology

### INTRODUZIONE

L'elaborazione dell'Indice di Funzionalità Fluviale (SILICARDI *et al.*, 2000), ha reso disponibile in Italia un metodo per la valutazione ambientale degli ecosistemi fluviali che, pur prendendo in considerazione un aspetto specifico tra i diversi che possono contribuire a descrivere la qualità di un sistema ecologico (la funzionalità), costitui-

sce uno strumento di grande efficacia e di relativa semplicità di applicazione per la caratterizzazione ed il monitoraggio del territorio. La rapida diffusione che tale metodo ha avuto nel corso del poco tempo trascorso dalla sua formalizzazione dimostra quanto sia rilevante la necessità di disporre di metodiche standardizzate, confrontabili e ri-

producibili per la valutazione globale dell'ambiente, anche nel campo dell'idrobiologia, che è stato comunque il primo, storicamente, ad utilizzare metodi sintetici di bioindicazione.

L'IFF prevede, nella sua applicazione, il rilievo, lungo tutto il corso d'acqua esaminato, di una serie di caratteristiche relative alle

componenti biotiche ed abiotiche, con particolare riferimento alla fascia di vegetazione perifluviale, alle comunità animali e vegetali in alveo, alle caratteristiche morfologiche trasversali e longitudinali dell'alveo stesso. Ciascuna di tali caratteristiche contribuisce, attraverso le modalità di calcolo dell'Indice, alla determinazione della funzionalità globale del singolo tratto rilevato.

È evidente, però, che per rispondere a ciascuna singola domanda, il rilevatore raccoglie una quantità di dati che costituiscono un patrimonio informativo che può essere utilizzato con modalità tali da integrare le risultanze dell'applicazione del metodo secondo le procedure stabilite.

A questo scopo, sono stati elaborati due subindici specifici, relativi rispettivamente alla funzionalità della fascia perifluviale ed alla funzionalità morfologica del corso d'acqua, il cui calcolo può essere effettuato semplicemente attraverso l'estrazione di alcune domande della scheda IFF compilata in campo.

## MATERIALI E METODI

### Subindice "Funzionalità della vegetazione perifluviale"

La valutazione della funzionalità della vegetazione perifluviale è effettuata calcolando la somma delle risposte alle domande 2 o 2bis (vegetazione presente nella fascia perifluviale primaria o secondaria), 3 (ampiezza della fascia di vegetazione perifluviale arborea ed arbustiva) e 4 (continuità della fascia di vegetazione perifluviale arborea ed arbustiva) della scheda IFF.

I valori dell'indice di funzionalità della vegetazione perifluviale variano quindi tra 3 (fascia di vegetazione erbacea rada o vegeta-

**Tab. I.** Casistiche riferibili al subindice "funzionalità della vegetazione perifluviale".

<b>Funzionalità elevata</b>	
Arborea riparia in primaria continua > 30 m	70
Arborea riparia in primaria continua 5-30 m	65
Arbustiva riparia in primaria continua > 30 m	65
Arborea riparia in primaria discontinua > 30 m	60
Arborea riparia in secondaria continua > 30 m	60
Arbustiva riparia in primaria continua 5-30 m	60
<b>Funzionalità buona</b>	
Arborea riparia in primaria continua 1-5 m	55
Arborea riparia in primaria discontinua 5-30 m	55
Arborea riparia in primaria interruzioni freq > 30 m	55
Arborea riparia in secondaria continua 5-30 m	55
Arbustiva riparia in primaria discontinua > 30 m	55
Arbustiva riparia in secondaria continua > 30 m	55
<b>Funzionalità mediocre</b>	
Arborea non riparia in primaria continua > 30 m	50
Arborea riparia in primaria interruzioni freq 5-30 m	50
Arborea riparia in secondaria discontinua > 30 m	50
Arbustiva riparia in primaria continua 1-5 m	50
Arbustiva riparia in primaria discontinua 5-30 m	50
Arbustiva riparia in primaria interruzioni freq > 30 m	50
Arbustiva riparia in secondaria continua 5-30 m	50
Arborea non riparia in primaria continua 5-30 m	45
Arborea non riparia in secondaria continua > 30 m	45
Arborea riparia in primaria discontinua 1-5 m	45
Arborea riparia in secondaria continua 1-5 m	45
Arborea riparia in secondaria discontinua 5-30 m	45
Arborea riparia in secondaria interruzioni freq > 30 m	45
Arbustiva riparia in primaria interruzioni freq 5-30 m	45
Arbustiva riparia in secondaria discontinua > 30 m	45
<b>Funzionalità scadente</b>	
Arbustiva non riparia continua > 30 m	41
Arborea non riparia in primaria discontinua > 30 m	40
Arborea non riparia in secondaria continua 5-30 m	40
Arborea riparia in primaria interruzioni freq 1-5 m	40
Arborea riparia in secondaria interruzioni freq 5-30 m	40
Arbustiva riparia in primaria discontinua 1-5 m	40
Arbustiva riparia in secondaria continua 1-5 m	40
Arbustiva riparia in secondaria discontinua 5-30 m	40
Arbustiva riparia in secondaria interruzioni freq > 30 m	40
Arbustiva non riparia continua 5-30 m	36
Arborea non riparia in primaria continua 1-5 m	35
Arborea non riparia in primaria discontinua 5-30 m	35
Arborea non riparia in primaria interruzioni freq > 30 m	35
Arborea non riparia in secondaria discontinua > 30 m	35
Arborea riparia in secondaria discontinua 1-5 m	35
Arbustiva riparia in primaria interruzioni freq 1-5 m	35
Arbustiva riparia in secondaria interruzioni freq 5-30 m	35
<b>Funzionalità pessima</b>	
Arbustiva non riparia con interruzioni > 30 m	31
Arborea non riparia in primaria interruzioni freq 5-30 m	30
Arborea non riparia in secondaria continua 1-5 m	30
Arborea non riparia in secondaria discontinua 5-30 m	30
Arborea non riparia in secondaria interruzioni freq > 30 m	30

(segue)

(segue Tab. I)

Arborea riparia in secondaria interruzioni freq 1-5 m	30
Arbustiva riparia in secondaria discontinua 1-5 m	30
Arbustiva non riparia con interruzioni 5-30 m	26
Arbustiva non riparia continua 1-5 m	26
Arbustiva non riparia interruzioni freq > 30 m	26
Arborea non riparia in primaria discontinua 1-5 m	25
Arborea non riparia in secondaria interruzioni freq 5-30 m	25
Arbustiva riparia in secondaria interruzioni freq 1-5 m	25
Arbustiva non riparia interruzioni freq 5-30 m	21
Arborea non riparia in primaria interruzioni freq 1-5 m	20
Arborea non riparia in secondaria discontinua 1-5 m	20
Arbustiva non riparia discontinua 1-5 m	16
Arborea non riparia in secondaria interruzioni freq 1-5 m	15
Arbustiva non riparia interruzioni freq 1-5 m	11
Arborea ed arbustiva assente, presenza di erbacea continua	7
Arborea ed arbustiva ass., pres. di erbacea rada o suolo nudo	3

zione assente) e 70 (presenza di formazioni arboree riparie senza interruzioni, di ampiezza maggiore di 30 metri). Per definire delle classi di funzionalità della vegetazione perfluviale, si è proceduto quindi a verificare tutte le possibili combinazioni tra tipologia di vegetazione, ampiezza e continuità (Tab. I), giungendo a strutturare una suddivisione in intervalli/livelli non omogenei dal punto di vista numerico, ma coerenti dal punto di vista ecologico (Tab. II).

Nel caso della fascia di vegetazione perfluviale, la funzionalità frequentemente coincide con la naturalità. Infatti, la funzionalità stessa decresce nel passare da situazioni a maggiore naturalità verso condizioni di alterazione sempre maggiore.

Eccezioni a questa stretta correlazione sono rappresentate dai tratti torrentizi in quota, oltre il limite della vegetazione arborea, dove le condizioni estreme e la fragilità dell'ecosistema determinano una funzionalità fisiologicamente limitata ed in corrispondenza di alvei profondamente incisi laddove la limitata presenza di formazioni arboree riparie è da correlare alla limitata estensione dell'ambito di influenza del corso d'acqua.

### Subindice

#### “Funzionalità morfologica”

La funzionalità morfologica dell'alveo è valutata attraverso la somma dei punteggi relativi alle domande 6 (Conformazione delle rive), 8 (Erosione), 9 (Sezione trasversale) e 11 (Raschi, pozze o meandri) della scheda I.F.F.

I valori dell'indice di funzionalità morfologica si collocano in un intervallo complessivo compreso tra 4 e 85. Il giudizio viene espresso attraverso una scala di 5 livelli in ordine decrescente di funziona-

lità, definiti dividendo l'intervallo totale in cinque parti uguali (Tab. III).

In questo caso, la valutazione della funzionalità morfologica non esprime in alcun modo un concetto di naturalità, in quanto già nell'elaborazione del metodo IFF sono state riunite nella stessa risposta (in quanto presentano condizioni di funzionalità equivalente) situazioni a naturalità estremamente diversa.

Ad esempio, nella valutazione relativa all'erosione, viene attribuito lo stesso punteggio a situazioni di erosione naturale molto evidente con rive scavate o franate (come è frequente in ambiti calanchivi) ed a situazioni di artificializzazione totale delle rive.

### RISULTATI E DISCUSSIONE

I subindici proposti sono stati utilizzati nell'ambito di studi relativi a corsi d'acqua molto diversificati, da ambienti ritrati alpini, montani e pedemontani (MINCIARDI *et al.*, 2003a), a situazioni potamali di grandi fiumi di pianura (MINCIARDI *et al.*, 2003b), ed hanno fornito informazioni a minore livello di ag-

Tab. II. Classificazione della funzionalità della vegetazione perfluviale.

Valori	Giudizio Livello di funzionalità	Rappresentazione grafica colorimetrica
$70 \leq x \leq 56$	Elevata	Blu
$x = 55$	Buona	Verde
$54 \leq x \leq 45$	Mediocre	Giallo
$44 \leq x \leq 35$	Scadente	Arancio
$34 \leq x \leq 3$	Pessima	Rosso

Tab. III. Classificazione della funzionalità morfologica.

Valori	Giudizio Livello di funzionalità	Rappresentazione grafica colorimetrica
$85 \leq x \leq 69$	Elevata	Blu
$68 \leq x \leq 53$	Buona	Verde
$52 \leq x \leq 36$	Mediocre	Giallo
$35 \leq x \leq 20$	Scadente	Arancio
$19 \leq x \leq 4$	Pessima	Rosso

gregazione rispetto a quanto desumibile dai risultati dell'applicazione dell'IFF nel suo complesso.

Infatti, è stato possibile discriminare, ad esempio, nei casi in cui la Funzionalità Fluviale si presenta compromessa, quanto tale alterazione derivi dalla funzionalità della vegetazione riparia (o, più genericamente, perifluviale) piuttosto che dalla funzionalità morfologica dell'alveo.

In questo modo è possibile individuare gli ambiti di miglioramento da perseguire prioritariamente, fornendo indicazioni gestio-

nali mirate (e documentabili oggettivamente) al soggetto preposto alla gestione territoriale (Pubblica Amministrazione, Autorità di Bacino, Ente di Gestione di Area Protetta, Consorzio di Bonifica).

Inoltre, la configurazione di scenari post-operam rispetto a specifici interventi o progetti, può permettere di valutare con maggiore dettaglio le conseguenze degli interventi stessi, sia si tratti di progetti di ripristino e recupero ambientale, sia ci si trovi nella necessità di esprimere giudizi di compatibilità ambientale (Valutazioni di impatto

ambientale, Valutazioni ambientali strategiche, Valutazioni di incidenza).

## CONCLUSIONI

La proposta di utilizzare in forma disaggregata, o diversamente aggregata, i dati rilevati nel corso dell'applicazione dell'IFF, va nella direzione di separare il momento del rilevamento da quello della valutazione, nell'ottica di proporre l'istituzione di sistemi di inventario dei dati ambientali, sulla base dei quali procedere all'utilizzo di metodiche di valutazione.

## Bibliografia

- MINCIARDI M.R., ROSSI G.L., AZZOLLINI R., BETTA G., 2003a. *Linee Guida per il biomonitoraggio di corsi d'acqua in ambiente alpino*. Provincia di Torino, 64 pp.
- MINCIARDI M.R., POMA S., ROSSI G.L., 2003b. *L'applicazione dell'Indice di*

- Funzionalità Fluviale lungo il tratto vercellese alessandrino del fiume Po*. Rapporto tecnico ENEA. Progetto "Applicazione pilota dei Sistemi di Gestione ambientale nella Aree naturali protette", 8 pp.
- SILIGARDI M., BERNABEI S., CAPPELLETTI C.,

- CHIERICI M., CIUTTI F., EGADDI F., FRANCESCHINI A., MAIOLINI B., MANCINI L., MINCIARDI M.R., MONAUNI C., ROSSI G.L., SANSONI G., SPAGGIARI R., ZANETTI M., 2000. *Indice di Funzionalità Fluviale I.F.F..Manuale di applicazione*. ANPA, 222 pp.

*Biologia Ambientale*, **19** (1): 165-170.

Atti del Seminario: *Classificazione ecologica delle acque interne. Applicabilità della Direttiva 2000/60/CE*. Trento, 12-13 febbraio 2004. G.N. Baldaccini e G. Sansoni (eds.). Ed. APAT, APPA Trento, CISBA. Trento, 2005.

## Analisi multivariata dei dati di monitoraggio annuale del lago di transizione Miseno

Fabrizia Giovinnazzi<sup>1\*</sup>, Claudia D'Avino<sup>1</sup>, Giovanni La Magna<sup>1</sup>, Pietro Mainolfi<sup>2</sup>

<sup>1</sup> ARPAC, Dipartimento tecnico del Dipartimento Provinciale di Napoli, Via Don Bosco 4/F – 80132 Napoli.

<sup>2</sup> ARPAC, Dipartimento tecnico del Dipartimento Provinciale di Benevento.

\* Referente per la corrispondenza (fax 081 2545956; fgiovinnazzi@tin.it)

### Riassunto

Il lago Miseno (NA) è un lago salmastro, poiché ha scambi con il mare attraverso due foci, di cui una non funzionante per insabbiamento. Per questa sua natura è soggetto al controllo periodico secondo il Decreto Legislativo 152 del 1999, come acque di transizione. Una analisi ambientale del lago è stata effettuata tenendo conto dei parametri di base utilizzati per la classificazione delle acque marino costiere: Temperatura, pH, Salinità, Ortofosfati e Fosforo totale, Azoto Nitroso, Nitrico, Ammoniacale e totale, clorofilla "a", Ossigeno disciolto, Enterococchi nelle acque e Carbonio Organico totale nel sedimento. I parametri sono stati misurati con cadenza stagionale su campioni prelevati in sei stazioni lungo le rive del lago e in una al centro. Per stabilire lo Stato Ambientale del Miseno è stata fondamentale l'integrazione dei dati relativi al sedimento con quelli relativi alle acque. Durante il campionamento, infatti, non si sono mai riscontrati valori di ossigeno tali da far considerare il Miseno anossico ma, d'altro canto, si sono misurati valori elevati di tutti i nutrienti e, in alcuni casi, dei parametri microbiologici. Lo stato trofico del bacino, esaminato nell'arco di 12 mesi, è stato valutato quindi tramite analisi multivariata utilizzando il software Statistica 6.0.

PAROLE CHIAVE: acque di transizione / monitoraggio / analisi multivariata / lago Miseno

### Multivariate analysis to define the ecological quality of Miseno lake

Miseno (NA) is a transitional lake. That's why it is monitored for the parameters that D. Lgs. 152/99 consider for transitional waters. We analyzed: Temperature, pH, salinity, orthophosphate, total phosphorus, nitrate, nitrite, ammonia and total nitrogen, chlorophyll a, dissolved oxygen, Enterococcus in water and total organic Carbon in sediments. We analyzed, seasonally, champions taked in six stations around the lake and in one in their center. We integrated the results of the sediment's analysis with them of the waters. The lake was never anoxic, but nutrients and microbiological analysis superate in many cases the limits of law. The trophic Miseno's state was evaluated by multivariate analysis using Statistica 6.0 software.

KEY WORDS: transitional waters / monitoring / multivariate analysis / Miseno lake

### INTRODUZIONE

Il lago Miseno (NA) è situato in una zona di grande interesse culturale e paesaggistico: i Campi Flegrei. È un lago salmastro, poiché ha scambi con il mare attraverso due foci, di cui una non funzionante per insabbiamento. Per questa sua natura è soggetto al controllo periodico secondo il Decreto Le-

gislativo 152 del 1999, come acque di transizione.

### MATERIALI E METODI

Un monitoraggio ambientale del lago è stato effettuato tenendo conto dei parametri di base utilizzati per la classificazione delle acque marino costiere: Temperatura,

pH, Salinità, Ortofosfati e Fosforo totale, Azoto Nitroso, Nitrico, Ammoniacale e totale, clorofilla "a", Ossigeno disciolto, Enterococchi e indici microbiologici di fecalizzazione nelle acque e Carbonio Organico totale nel sedimento. I parametri sono stati misurati con cadenza stagionale su campioni pre-

levati in sei stazioni lungo le rive del lago e in una al centro (Fig. 1):

- stazione 1: lato Nord del lago nei pressi della zona urbanizzata;
- stazione 2: nei pressi dell'area mercatale di Bacoli;
- stazione 3: foce aperta di Casevecchie, unico scambio con il mare;
- stazione 4: foce chiusa di Mili-scola, attualmente soggetta a lavori di ripristino;
- stazione 5: nel punto più a Nord-Nord Ovest;
- stazione 6: nel punto più a Sud-Sud Ovest;
- stazione 7: centro lago;
- stazione 8: punto di controllo di immissione delle acque marine provenienti dal canale di Procida.

Lo stato trofico del bacino, esaminato nell'arco di 12 mesi, è stato valutato quindi tramite analisi multivariata. Per consentire una più facile interpretazione dei risultati raccolti, i dati della campagna di monitoraggio sono stati sottoposti ad analisi fattoriale che ha inoltre consentito il conseguimento dei seguenti risultati:

- 1- riduzione del numero di parametri usato per stabilire la qualità ambientale del lago e individuazione di un gruppo di parametri da utilizzare eventualmente in altre campagne di monitoraggio;
- 2- individuazione degli indici globali di inquinamento;
- 3- esecuzione dell'analisi temporale dei dati.

Per effettuare questo studio è

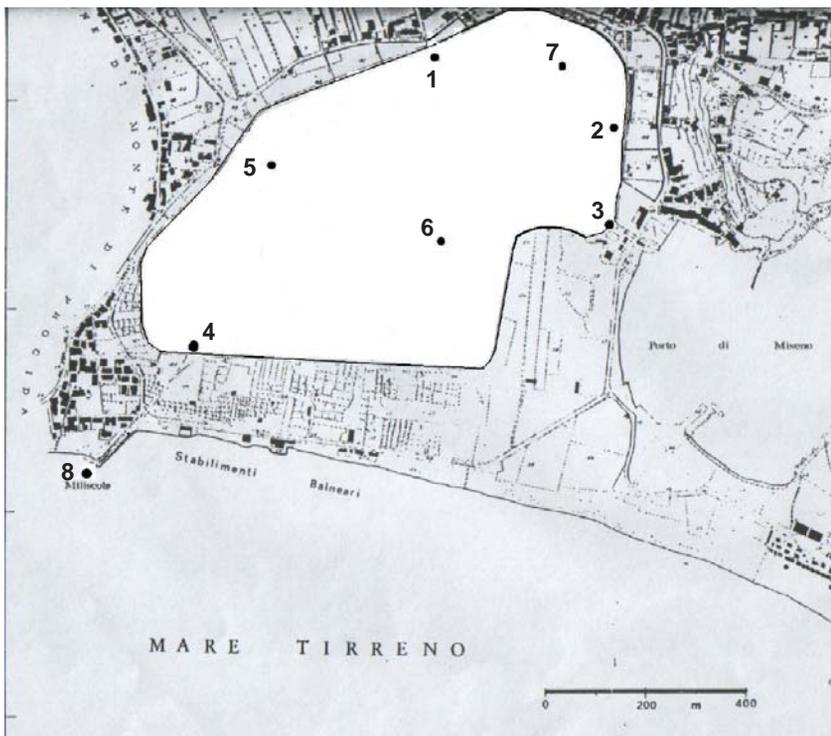


Fig. 1. Stazioni di campionamento.

stato utilizzato il software Statistica 6.0 (SALIN, 1992).

Le fasi principali del procedimento analitico utilizzato sono descritte di seguito.

*Costruzione della matrice di correlazione*

La matrice -che mostra la relazione esistente tra le variabili- è stata costruita mettendo sulle colonne i parametri analizzati (chimici e microbiologici in funzione del tempo) e sulle righe le stazioni di campionamento (RASPA *et al.*, 1993). Successivamente sono stati calcolati i coefficienti di correlazione, che indicano l'intensità e la direzione della relazione tra le va-

riabili. Tali coefficienti sono stati raccolti in una nuova matrice, detta delle Somiglianze.

La matrice di somiglianza è stata analizzata tramite l'analisi delle componenti principali (PCA). Con questo metodo sono stati estratti dei fattori o autovalori, basandosi sulla combinazione lineare tra le variabili.

*Validazione del Test*

Poiché il modello dell'analisi fattoriale non è sempre applicabile, per verificare la validità dello studio, sono stati eseguiti i seguenti test (Tab. I):

- 1 - Bartlett's Test of Sphericity, attraverso il quale è possibile verificare se la matrice di correlazione è una matrice di identità. In una matrice di questo tipo le variabili sono indipendenti, per cui non è possibile applicare l'analisi fattoriale (GRIMALDI, 1998);
- 2 - test di Kaiser-Meyer-Olkin in cui,

Tab. I. Test eseguiti per la validazione dell'analisi fattoriale.

KMO and Bartlett's Test		
Kaiser-Meyer-Olkin Measure of Sampling Adequacy		0,575
Approx. Chi-Square	834,370	
Degree of freedom	136	
Bartlett's Test of Sphericity	Significativity	0,000

se l'indice è maggiore di 0,5, il modello fattoriale è adeguato a spiegare la correlazione tra le variabili di partenza;

- 3- test del Chi-quadro che serve per verificare la relazione tra le variabili, partendo dall'ipotesi nulla che le variabili siano indipendenti.

*Normalizzazione dei dati ed estrazione dei fattori iniziali*

L'estrazione dei fattori è stata ottenuta mediante l'Analisi delle

Componenti Principali (SPSS, 1992). Con questo metodo è stato determinato un certo numero di fattori basandosi sulla combinazione lineare tra le variabili. Infatti la prima componente principale, Fattore 1, raccoglie la maggior quota di varianza, la seconda componente, non essendo correlata alla prima, raccoglie una seconda quota di varianza e così via (SALIN, 1992).

*Rotazione Varimax con estrazione dei Fattori terminali (Factor Loadings)*

I Factor Loadings, o pesi fattoriali, servono a definire il peso di ogni Fattore riferito alla singola variabile.

La matrice dei Fattori iniziali indica quanto ogni variabile sia correlata con le componenti principali. A volte però, questa matrice è di difficile interpretazione per cui si applica la rotazione Varimax che permette una migliore distribuzione delle variabili tra i Fattori in modo da rendere la tabella più leggibile (SALIN, 1992).

**Tab. II.** Matrice di correlazione tra i parametri. Le migliori correlazioni sono evidenziate in grigio.

		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	
1 DATA	Corr	1,000																		
	Sign	.																		
2 T° acqua	Corr	0,928	1,000																	
	Sign	0,000	.																	
3 O2	Corr	-0,526	<b>-0,599</b>	1,000																
	Sign	0,001	<b>0,000</b>	.																
4 PH	Corr	-0,572	-0,349	0,161	1,000															
	Sign	0,000	0,040	0,354	.															
5 Cloruri	Corr	0,278	0,389	-0,384	0,362	1,000														
	Sign	0,106	0,021	0,023	0,033	.														
6 SALINITÀ	Corr	0,278	0,389	-0,384	0,362	1,000	1,000													
	Sign	0,106	0,021	0,023	0,033	0,000	.													
7 Cond	Corr	0,378	0,330	-0,243	-0,161	0,040	0,040	1,000												
	Sign	0,025	0,053	0,159	0,355	0,819	0,819	.												
8 NO2-N	Corr	0,206	0,210	-0,097	0,097	0,231	0,231	0,013	1,000											
	Sign	0,236	0,227	0,578	0,580	0,182	0,182	0,939	.											
9 NO3-N	Corr	-0,356	-0,415	0,398	-0,005	-0,376	-0,376	-0,248	-0,237	1,000										
	Sign	0,036	0,013	0,018	0,979	0,026	0,026	0,151	0,170	.										
10 N tot	Corr	0,461	0,451	-0,164	-0,379	0,241	0,241	-0,237	0,298	-0,052	1,000									
	Sign	0,005	0,006	0,346	0,025	0,164	0,164	0,171	0,083	0,766	.									
11 N-NH3	Corr	0,012	-0,001	0,282	-0,190	-0,083	-0,083	-0,359	-0,064	<b>0,629</b>	0,419	1,000								
	Sign	0,946	0,997	0,101	0,274	0,637	0,637	0,034	0,714	<b>0,000</b>	0,012	.								
12 P tot	Corr	-0,293	-0,191	0,051	0,246	0,144	0,144	-0,098	-0,101	0,252	-0,201	0,068	1,000							
	Sign	0,087	0,273	0,772	0,154	0,410	0,410	0,575	0,562	0,144	0,247	0,700	.							
13 PO4-P	Corr	-0,264	-0,147	-0,182	0,309	0,146	0,146	<b>-0,571</b>	-0,061	0,126	-0,027	0,134	0,093	1,000						
	Sign	0,125	0,398	0,297	0,071	0,402	0,402	<b>0,000</b>	0,729	0,472	0,879	0,441	0,595	.						
14 Chl a	Corr	0,413	0,385	-0,075	-0,268	-0,109	-0,109	0,099	-0,077	0,476	0,049	0,258	0,183	-0,139	1,000					
	Sign	0,014	0,022	0,669	0,120	0,533	0,533	0,570	0,658	0,004	0,781	0,135	0,292	0,427	.					
15 Coli tot	Corr	-0,088	-0,121	0,246	-0,156	-0,130	-0,130	-0,422	0,028	<b>0,557</b>	0,425	<b>0,844</b>	-0,013	0,081	0,089	1,000				
	Sign	0,614	0,487	0,155	0,371	0,455	0,455	0,012	0,873	<b>0,001</b>	0,011	<b>0,000</b>	0,943	0,643	0,612	.				
16 Coli Fec	Corr	-0,093	-0,226	0,395	-0,223	-0,331	-0,331	-0,397	0,035	0,476	0,237	<b>0,548</b>	-0,049	0,040	0,034	<b>0,759</b>	1,000			
	Sign	0,596	0,192	0,019	0,199	0,052	0,052	0,018	0,840	0,004	0,170	<b>0,001</b>	0,779	0,818	0,845	<b>0,000</b>	.			
17 E.coli	Corr	-0,188	-0,299	0,310	-0,103	-0,285	-0,285	-0,390	0,071	0,382	0,186	0,386	-0,076	0,007	-0,065	<b>0,752</b>	<b>0,932</b>	1,000		
	Sign	0,278	0,081	0,070	0,556	0,097	0,097	0,021	0,686	0,023	0,284	0,022	0,665	0,969	0,710	<b>0,000</b>	<b>0,000</b>	.		
18 Strepto	Corr	0,040	-0,004	0,375	-0,228	-0,171	-0,171	-0,344	-0,081	<b>0,600</b>	0,304	<b>0,930</b>	0,097	0,153	0,316	<b>0,728</b>	<b>0,590</b>	0,367	1,000	
	Sign	0,819	0,982	0,026	0,188	0,327	0,327	0,043	0,643	<b>0,000</b>	0,076	<b>0,000</b>	0,579	0,382	0,064	<b>0,000</b>	<b>0,000</b>	0,030	.	

Tab. III. Communalità.

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18
0,944	0,886	0,515	0,707	0,863	0,863	0,562	0,157	0,599	0,627	0,802	0,137	0,394	0,281	0,858	0,727	0,563	0,746

## RISULTATI

Dalla matrice è possibile vedere che esistono correlazioni abbastanza significative tra alcune variabili (Tab. II).

Un altro indicatore della forza di relazione tra le variabili è la *Communalità* che mostra quanto ogni singola variabile è correlata non solo con un'altra bensì con tutte le altre (Tab. III).

### Analisi delle componenti principali

Come si vede dalla tabella IV i tre fattori estratti giustificano complessivamente il 62% della varianza totale. È possibile, quindi, attribuire a ciascuna stazione una terna di coordinate che permettono una rappresentazione spaziale dei

Tab. V. Matrice dei componenti ruotata. Metodo di estrazione: analisi delle componenti principali. Metodo di rotazione Varimax.

Matrice dei componenti ruotata			
B	Fattore		
	1	2	3
Coli tot	0,926		
N-NH3	0,890		
Strepto	0,857		
Coli Fec	0,823		
E.coli	0,715		
NO3-N	0,652		
N tot	0,461	0,564	
Conducib.	-0,555		0,502
Cloruri		0,862	
SALINITÀ		0,862	
T° acqua		0,686	0,633
DATA		0,572	0,783
NO2-N		0,395	
NO3-N		-0,409	
O2		-0,576	
Chl a			0,483
P tot			-0,368
PO4-P			-0,556
PH			-0,812

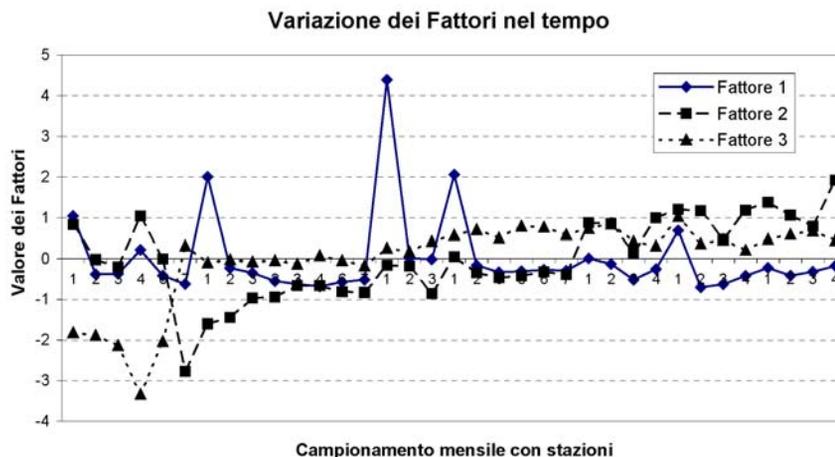


Fig. 2. Variazione dei fattori nel tempo.

Tab. IV. Pesi dei fattori ruotati.

A	Pesi dei fattori ruotati		
	Totale	% di varianza	% cumulata
Fattore 1	4,852223	26,95679548	26,9567955
Fattore 2	3,41529	18,97383296	45,9306284
Fattore 3	2,962812	16,46006702	62,3906955

dati facilitandone l'interpretazione. Per una migliore interpretazione è stata applicata la rotazione Varimax, che permette una migliore distribuzione delle variabili tra i fattori.

Nel caso in esame, i fattori ottenuti sono i seguenti (Tab. V):

– il **Fattore 1** (27% della varianza spiegata) mette in correlazione gli indici microbiologici (Coliformi totali, Coliformi Fecali, Escherichia coli, Streptococchi); con i nutrienti, quali i nitrati e l'ammoniaca, e con la conducibilità (correlazione inversa). A questo fattore, quindi, viene attribuita la capacità di fungere da indicatore di inquinamento dato che i parametri che lo caratterizzano sono tutti tipici di scarichi urbani. D'altro canto,

la correlazione inversa con la conducibilità sembra confermare una diluizione apportata dall'immissione di reflui di diversa salinità;

– il **Fattore 2** (19% della varianza spiegata) mette in correlazione tra loro i cloruri, la salinità, il tempo o stagionalità, la temperatura dell'acqua, l'azoto totale e l'ossigeno disciolto (quest'ultimo in modo inverso). Questo fattore, in relazione ai parametri correlati, sembra essere espressione delle componenti fisiche delle acque in studio. Di particolare rilievo è la correlazione inversa dell'ossigeno, per il quale le concentrazioni rilevate appaiono dipendere dalla salinità piuttosto che dalla degradazione della sostanza organica im-

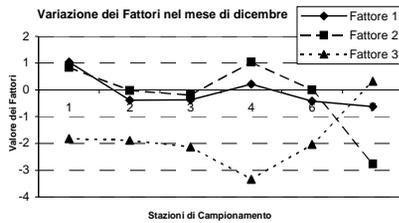


Fig. 3. Variazione dei fattori a dicembre

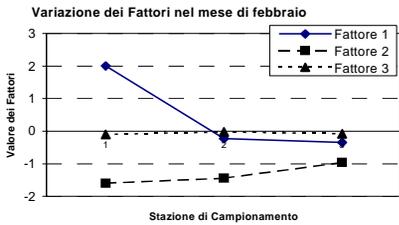


Fig. 4. Variazione dei fattori a febbraio



Fig. 5. Variazione dei fattori a marzo

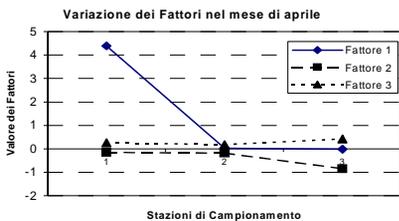


Fig. 6. Variazione dei fattori ad Aprile

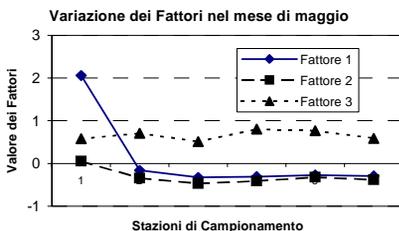


Fig. 7. Variazione dei fattori a Maggio

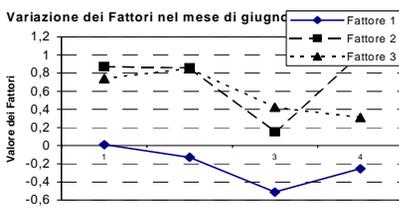


Fig. 8. Variazione dei fattori a Giugno

messa attraverso i reflui;

- il **Fattore 3** (16,5% della varianza spiegata) mette in correlazione tra loro la stagionalità, la temperatura dell'acqua, la conducibilità e la clorofilla *a*, mentre è inversamente correlato con il pH e gli ortofosfati. Il fattore 3 potrebbe rappresentare lo stato trofico del lago.

Dal grafico, che indica la variazione dei fattori all'interno dei mesi (Fig. 2), si può osservare come sia il fattore 2 che quello 3 aumentino con l'avanzare delle stagioni estive, cioè verso destra; mentre il fattore 1 abbia un andamento non omogeneo, in quanto è regolato dalle immissioni esterne.

## CONCLUSIONI

Per stabilire lo Stato Ambientale del Miseno è stata fondamentale l'integrazione dei dati relativi al sedimento con quelli relativi alle acque. Durante il campionamento, infatti, non si sono mai riscontrati valori di ossigeno tali da far considerare il Miseno anossico, ma d'altro canto si sono misurati valori elevati di tutti i nutrienti e in alcuni

caso dei parametri microbiologici.

Grazie all'analisi multivariata è possibile ipotizzare che lo stato del lago sia sufficiente.

Da un'analisi dettagliata dei singoli Fattori (Fig. 3-10) si nota che:

- fattore 1. La stazione maggiormente influenzata da tale fattore è la stazione 1 dove si riscontra il massimo livello di inquinamento nel mese di Aprile. Nella stazione 4 si ha un incremento di tale fattore nel mese di dicembre. La stazione 3 risponde bene all'influenza del fattore 1 poiché è quella più vicina alla foce e non risulta disturbata né in condizione di marea entrante né in quella di marea uscente;
- fattore 2. Tale fattore influenza omogeneamente tutto il lago assumendo il suo valore più basso nella stazione 7 durante il mese di dicembre e il suo valore massimo nel mese di luglio nella stazione 4;
- fattore 3. Indica lo stato trofico generale del lago, e subisce un andamento stagionale. È molto influenzato dai processi degradativi e da quelli di mineralizzazione, determinati dalla presenza di variabili quali il pH e gli ortofosfati. Nella stagione invernale il fattore 3 rimane costante sullo zero, mentre nella stagione estiva diventa positivo poiché è influenzato dal parametro clorofilla.

In conclusione si può dire che il problema maggiore del lago è costituito dalle alte concentrazioni di sostanza organica e fosforo che devono essere ancora mineralizzati e che la presenza di scarichi come quelli ritrovati nella stazione 1 possono facilmente romperne l'equilibrio portandolo ad uno stato scadente.

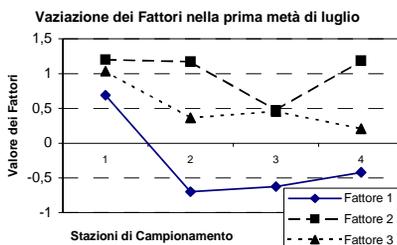


Fig. 9. Variazione dei fattori nella prima metà di Luglio

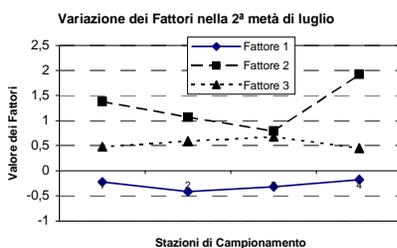


Fig. 10. Variazione dei fattori nella seconda metà di Luglio

**Bibliografia**

- GRIMALDI R., 1998. Corso di metodologia e tecniche per le scienze sociali. [http://hal9000.cisi.unito.it/wf/Servizi-pe/Universit-/Corsi-Mat/LEDA/.../4\\_5.html](http://hal9000.cisi.unito.it/wf/Servizi-pe/Universit-/Corsi-Mat/LEDA/.../4_5.html)
- IRSA-CNR 1995. Metodi Analitici per le Acque
- RASPA G., DOSI M.P., BRUNO R 1993. Corregionalization analysis and factorial kriging for soil variability, *IRMA-CNR*, Bari.
- SALIN M., 1992. Applicazioni statistiche con SPSS-Mc Graw Hill, 405-428.
- SPSS-INC., 1992. Statistical Package for Social Sciences, versione 5.

*Biologia Ambientale*, **19** (1): 171-175.

Atti del Seminario: *Classificazione ecologica delle acque interne. Applicabilità della Direttiva 2000/60/CE*. Trento, 12-13 febbraio 2004. G.N. Baldaccini e G. Sansoni (eds.). Ed. APAT, APPA Trento, CISBA. Trento, 2005.

## Il Progetto Europeo STAR

Renate Alber\*, Anna Mutschlechner, Stefania Covi, Alberta Stenico, Elisa Romanin

*Provincia Autonoma di Bolzano, Agenzia Provinciale per la Protezione dell'Ambiente, Laboratorio Biologico, Via Sottomonte, 2, I-39055 Laives (BZ).*

\* *Referente per la corrispondenza: fax 0471/951263; Renate.Alber@provinz.bz.it*

### Riassunto

Il progetto europeo STAR ha lo scopo di elaborare nuovi metodi per il monitoraggio della qualità dei fiumi e di standardizzare quegli già esistenti tramite lo studio della morfologia fluviale, delle comunità dei macroinvertebrati, dei pesci, delle macrofite e delle diatomee. Al momento la fase di campionamento è conclusa, mentre l'elaborazione dei dati è in corso.

PAROLE CHIAVE: qualità delle acque / nuovi metodi / standardizzazione / indicatori biologici / morfologia fluviale

### The EU-Project STAR

The aim of the Europe-wide STAR project is to develop new methods for the quality assessment of running waters and to standardize existing methods considering river morphology and the community of macroinvertebrates, fishes, macrophytes and diatoms. At the moment sampling is finished but evaluation of data has not been concluded at all.

Key words: water quality / new methods / standardization / biological indicators / river morphology

### INTRODUZIONE

Il Progetto Europeo STAR "Standardisation of biological river classifications. Framework method for calibrating ecological quality classification systems, particularly AQEM and RIVPACS" ([www.eu-star.at](http://www.eu-star.at)) segue il progetto europeo AQEM ([www.aqem.de](http://www.aqem.de)). Lo scopo di STAR è fornire gli strumenti adeguati per la messa in opera delle direttive della Legislazione Europea sulle Acque (WFD - Water Framework Directive - 2000/60/CE). Tale direttiva definisce un quadro per la valutazione di tutti i tipi di

corpi idrici con particolare riguardo all'uso di indicatori biologici (fauna macrobentonica e ittica, flora acquatica). Lo stato ecologico deve essere definito basandosi su uno stato di riferimento naturale, o, in assenza di questo, sullo stato più vicino a quello naturale. Momentaneamente i sistemi per esaminare la qualità biologica delle acque correnti differiscono da paese a paese. Gli indici biologici usati si basano sia su calcoli che su gruppi di organismi diversi, tra cui in particolare i macroinvertebrati, i

pesci, le diatomee e le macrofite. A causa delle differenze tra i metodi, i risultati di questi indici biologici sono difficilmente paragonabili. In base ai requisiti della Direttiva Europea sulle Acque (E.U., 2000), lo scopo principale del progetto STAR consiste nello sviluppo e nella standardizzazione di metodologie valide a livello europeo, che siano descrittive della situazione dei fiumi, così come si evince dalla loro biologia. Per la protezione dei corpi idrici questa direttiva prevede di comparare il singolo punto di indagine

con un sito di riferimento appartenente alla stessa tipologia di acque superficiali e di descriverne l'eventuale deviazione. Ovviamente è necessario che i metodi per il controllo siano equiparabili in tutti gli stati europei. Infatti, utilizzando un metodo standard per ogni gruppo di organismi insieme ai diversi indici nazionali, è possibile ottenere due grandi vantaggi: il primo consiste nel poter scoprire in che relazione si trovano gli indici differenti ed il secondo nello scoprire quale gruppo di organismi è più adatto ad un certo tipo di indagine. Quindi mantenendo il proprio sistema di monitoraggio nazionale viene reso possibile il confronto con i risultati di indagine di altri paesi europei.

Il progetto copre il periodo dal 01/01/02 al 31/12/04, è coordinato dal CEH (Centre of Ecology and Hydrology - UK) e finanziato dalla Commissione Europea. Ad esso partecipano i seguenti undici stati europei: Austria, Repubblica Ceca, Danimarca, Francia, Germania, Grecia, Italia, Paesi Bassi, Portogallo, Svezia e Gran Bretagna. Per l'Italia partecipano l'IRSA (Istituto di Ricerca sulle Acque) come partner scientifico, e l'APPA (Agenzia Provinciale per la Protezione dell'Ambiente) di Bolzano come *applied partner*, in quanto sarà l'utente dei nuovi sistemi d'indagine standardizzati.

Il progetto è diviso in 19 *workpackage* tra cui quelli di maggiore importanza sono:

- creazione di una homepage ([www.eu-star.at](http://www.eu-star.at));
- raccolta ed elaborazione di dati già esistenti;
- scelta dei siti di campionamento;
- organizzazione di *workshop* per standardizzare i metodi di campionamento;
- indagini sui corsi d'acqua in esame;

- *audit* sui campioni di macroinvertebrati e di diatomee;
- creazione di un nuovo database e suo aggiornamento;
- collegamento tra il nuovo database con i database di dati già esistenti;
- comparazione e correlazione delle metodologie basate sugli indicatori biologici;
- supporto al CEN (Comité Européen de Normalisation) nel suo lavoro di sviluppo di metodi standardizzati adatti alla messa in opera della WFD (E.U., 2000);
- elaborazione di un sistema di supporto decisionale per fornire pratici consigli nell'applicazione di programmi di monitoraggio;
- studio dell'efficienza dei diversi protocolli di campo e di laboratorio per i campionamenti di macroinvertebrati;
- determinazione della idoneità dei diversi gruppi di organismi indicatori per i vari tipi di impatto antropico sui fiumi.

#### AREA DI STUDIO

Per operare una corretta classificazione e quindi per sviluppare

metodi di valutazione adeguati, la WFD (E.U., 2000) prevede l'identificazione di tipi fluviali. Il progetto STAR viene sviluppato su 15 tipi fluviali in tutta Europa, selezionati in base ai seguenti criteri:

- ecoregione di appartenenza (ILLIES, 1978);
- dimensioni del fiume (stimate sulla base del suo bacino idrografico);
- geologia del bacino;
- classi di altitudine.

In particolare per la Provincia Autonoma di Bolzano è stato selezionato un tipo di acque correnti, nello specifico: fiumi di piccole dimensioni (con un bacino idrografico minore di 100 km<sup>2</sup>), con geologia del bacino calcarea, sopra gli 800 m; ecoregione 4 (Alpi).

Questo tipo fluviale rappresenta la nostra provincia e come substrato è stato scelto quello calcareo, visto che il substrato siliceo, che è più frequente, è stato studiato nel progetto europeo AQEM due anni addietro.

I fattori d'impatto antropico presi in considerazione in tutta Europa sono inquinamento organico e inorganico (tossicità) e mo-

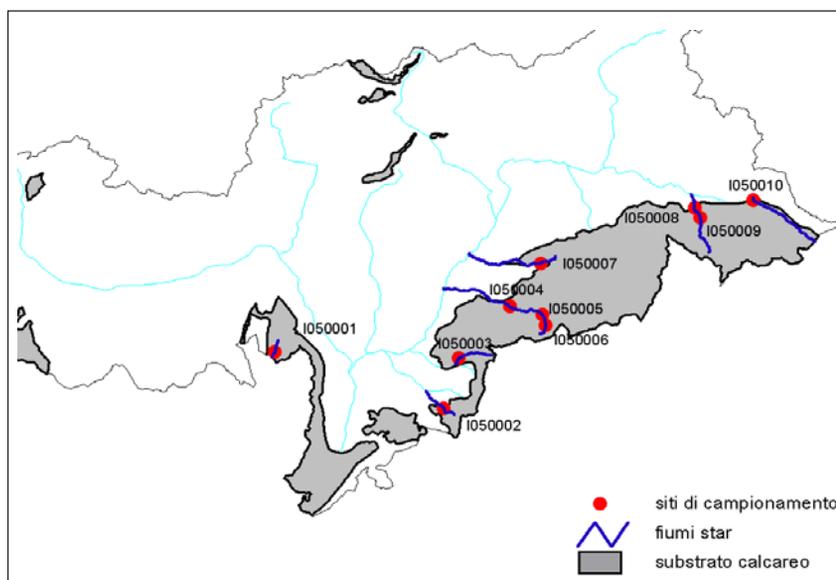


Fig. 1. Stazioni di campionamento in Alto Adige

dificazione morfologica. L'impatto predominante nella Provincia di Bolzano, e per questo motivo preso in esame, è la modificazione morfologica dell'alveo.

Dato che le metodologie di valutazione messe a punto dal progetto STAR saranno basate sul confronto tra le comunità biologiche osservate in siti di interesse (cioè a vario grado di alterazione) con quelle di siti *reference*, è stata effettuata una preclassificazione dello stato morfologico di tutti i fiumi corrispondenti alle definizioni sopra citate. Sono state scelte 10 stazioni di campionamento, posizionate su sette torrenti.

La preclassificazione si basa su un lavoro precedente di rilevamento ecomorfologico dei corsi d'acqua in provincia (STENICO, 2001) eseguita secondo il metodo di Hütte (HÜTTE *et al.*, 1994). I criteri per la valutazione morfologica proposti da STAR sono: il livello di urbanizzazione e utilizzo agricolo nel bacino imbrifero, il grado di modificazione dell'alveo con arginature e cementificazione dell'alveo, dighe, briglie o strutture che possano alterare significativamente il regime idrologico, lo stato della fascia riparia, il grado dell'inquinamento chimico e fisico.

Come stabilito dal progetto, tre di queste 10 stazioni di campionamento sono *reference*, e corrispondono perciò a siti con il più alto grado di naturalità o con minimi impatti antropici (Rio della Cascata, Rio Gardena al km 2,3 e Rio Stolla al km 6,9). Tre stazioni hanno stato ecologico *good* dove si riscontrano modifiche contenute dell'alveo (con briglie: Rio S. Nicolò, Rio Gardena al km 11,7 e Rio Funes).

Le due stazioni successive hanno impatti più consistenti a carico sia dell'alveo, con briglie, che delle rive e presentano stato ecolo-

**Tab. I.** Elenco delle stazioni di campionamento e loro caratteristiche (*reference* = stato di massima naturalità).

Nome	Codice del sito	Distanza da sorg.te (km)	Altit.ne (m)	Classe di degrado
Rio della Cascata	I050001	3,3	1290	reference = V classe
Rio S. Nicolò	I050002	1,4	1350	good status = IV classe
Rio di Camin	I050003	5,2	1190	moderate status = III classe
Rio Gardena	I050004	11,7	1260	good status = IV classe
Rio Gardena	I050005	4,4	1570	poor status = II classe
Rio Gardena	I050006	2,3	1805	reference = V classe
Rio Funes	I050007	2,7	1690	good status = IV classe
Rio Stolla	I050008	9,4	1202	moderate status = III classe
Rio Stolla	I050009	6,9	1360	reference = V classe
Rio Sesto	I050010	15,8	1180	bad status = I classe

gico *moderate* (Rio Stolla al km 9,4 e Rio di Camin). Infine sono state scelte due stazioni con grandi impatti morfologici a carico delle rive, dell'alveo, del letto del corso d'acqua e con poca o nessuna vegetazione riparia (Rio Gardena al km 4,4 e Rio Sesto).

La ricerca di adeguati siti di riferimento è stata difficile a causa dell'estesa modificazione morfologica attuata negli anni passati sugli alvei e dell'intenso uso del suolo. Infatti, per trovare siti inalterati spesso era necessario spingersi in aree relativamente a monte, dove i fiumi assumono dimensioni minori e aumenta la loro pendenza, entrambe variabili in grado di modificare di per sé la struttura delle comunità acquatiche, indipendentemente da eventuali fattori di disturbo antropico.

## MATERIALI E METODI

Sono stati utilizzati diversi gruppi di organismi (macroinvertebrati, pesci e diatomee) e numerosi metodi di controllo (il metodo europeo AQEM, il metodo nazionale I.B.E., l'indice per la ecomorfologia fluviale RHS e metodi standard per il campionamento di pesci e fitobenthos).

Mentre le indagini sui macroinvertebrati e sulla morfologia sono

state eseguite dal Laboratorio Biologico dell'APPA di Bolzano, le analisi sulle diatomee sono state affidate all'Istituto Agrario di S. Michele a.A. (TN) e la comunità ittica è stata studiata dall'Ufficio Caccia e Pesca della Provincia Autonoma di Bolzano.

Per ogni stazione di campionamento è stato compilato un protocollo di campo suddiviso in: informazioni generali del sito, morfologia ed idrologia del torrente, impatti antropici sul sito, inquinamento del sito, informazioni relative al substrato e dati chimico-fisici e microbiologici.

I macroinvertebrati sono stati campionati 2 volte (estate 2002, primavera 2003), utilizzando sia il metodo nazionale I.B.E. (Indice Biotico Esteso, GHETTI, 1997) che il metodo AQEM. Quest'ultimo è un metodo di campionamento quantitativo, messo a punto nel progetto AQEM, che è derivato dalla procedura del "multi habitat sampling" (BARBOUR *et al.*, 1999): l'indagine è svolta su un tratto di torrente rappresentativo, di lunghezza complessiva di 20-50 m. Si procede quindi ad una stima della composizione in microhabitat minerali e biotici e vengono successivamente campionati tutti i microhabitat presenti con una percentuale  $\geq 5\%$ . Vengo-

no posizionate 20 repliche per sito in maniera proporzionale all'occorrenza dei microhabitat. Per il prelievo delle repliche viene usato un retino immanicato o una rete "Surber" con maglia di 500 µm e con un'imboccatura di 0,25 x 0,25 m. Per ogni replica vengono inoltre misurate la velocità della corrente e la profondità. Tutto il campione viene fissato e portato in laboratorio dove è sottoposto ad una procedura di subcampionamento che prevede lo smistamento di almeno 5/30 del campione e la raccolta di almeno 700 individui (ogni trentesimo va completamente smistato). La determinazione tassonomica è stata effettuata a livello di specie dalla ditta austriaca ARGE Limnologie.

Le diatomee sono state prelevate una volta in ogni sito seguendo un protocollo stabilito dal progetto che prevede di campionare il substrato prevalente per il tipo di corso idrico in esame, e quindi substrato duro, macrofite o sedimento fine. Per il tipo fluviale della Provincia di Bolzano è stato campionato substrato duro: per campionare una superficie di ca. 100 cm<sup>2</sup> dovevano essere scelti da 5 a 10 sassi (preferibilmente mesolithal) posizionati lungo tutto il tratto ed il prelievo delle diatomee è stato effettuato tramite spazzolini da denti. I campioni sono stati portati in giornata all'Istituto Agrario di S. Michele che ha provveduto alla determinazione tassonomica a livello di specie e al conteggio secondo le indicazioni del protocollo.

In ogni sito è stato effettuato il censimento della popolazione ittica mediante l'uso dell'elettroscandore per un tratto di 100 m di lunghezza. Per il campionamento è stato utilizzato un protocollo sviluppato in collaborazione con i

partecipanti al progetto europeo FAME (<http://fame.boku.ac.at>) che affianca STAR.

Sono stati effettuati due prelievi (estate 2002, primavera 2003) per la determinazione dei seguenti parametri chimico-fisici: temperatura dell'aria e dell'acqua, ossigeno disciolto, pH, ammonio, nitriti, nitrati, ortofosfati, fosforo totale, BOD<sub>5</sub>, cloruri, conducibilità elettrica specifica, durezza totale, alcalinità, sostanze sospese totali e TOC. Per meglio valutare la presenza di inquinamento organico ed inorganico sono stati aggiunti il conteggio di *Escherichia coli* e il test ecotossicologico con *Daphnia magna*.

Per ogni sito è stato applicato il protocollo del metodo inglese RHS (River Habitat Survey, RAVEN *et al.*, 1998). Questo tipo di rilevamento valuta, per un tratto di 500 m, le caratteristiche degli habitat fluviali, delle fasce riparie e dei territori adiacenti, includendo informazioni relative alla tipologia di flusso e alle alterazioni morfologiche. L'applicazione del RHS permette la valutazione idromorfologica dei fiumi richiesta dalla WFD (E.U., 2000) e i dati raccolti permettono una migliore interpretazione dei parametri chimici e biologici.

Per una descrizione dettagliata delle varie metodologie di campionamento sopra indicate si rimanda alla homepage del progetto.

## DISCUSSIONE

Al momento la fase di campionamento è conclusa, mentre l'elaborazione dei dati è in corso.

Per avere un controllo sulla qualità dei risultati, i campioni di macroinvertebrati e diatomee saranno sottoposti ad una procedura di *audit*. Verranno scelti a caso alcuni campioni di ciascun partner che saranno rianalizzati da partner di

altri paesi. Lo scopo dell'audit è la quantificazione degli errori di smistamento, subcampionamento, determinazione e conteggio degli organismi, al fine di consentire il calcolo dell'accuratezza e della precisione del risultato finale. Inoltre, alcune stazioni di campionamento *reference*, *good status* e *moderate status* sono state sottoposte a campionamenti ripetuti durante lo stesso periodo per consentire la determinazione dell'errore di campionamento. I risultati di questa procedura in combinazione a quelli dell'audit dovrebbero consentire il calcolo del limite di confidenza e dell'errore sistematico degli indici e delle classificazioni usati in STAR.

Sia i metodi di indagine nuovi che verranno sviluppati dai vari partner europei, sia quelli nazionali già esistenti, saranno confrontati fra di loro: viene indagato come si correlano e quali sono più idonei per valutare, in casi particolari, gli effetti di diversi impatti ambientali sulla qualità delle acque correnti.

I risultati ottenuti dallo sviluppo del progetto STAR non saranno indirizzati alla sostituzione delle metodologie correntemente in uso, ma piuttosto vorranno costituire un modulo integrativo, in linea con il D.Lgs. 152/99 (e successive modifiche), relativo alla classificazione di qualità dei corpi idrici, che richiede alle agenzie ambientali regionali la classificazione e il biomonitoraggio delle acque superficiali.

## CONCLUSIONI

La meta del progetto è lo sviluppo di metodi standard che siano utilizzabili per studi più approfonditi su acque correnti e che contemporaneamente si correlino con i metodi attualmente in uso.

## Bibliografia

- BARBOUR M.T., GERRITSEN J., SNYDER B.D., STRIBLING J.B., 1999. *Rapid bioassessment protocols for use in stream and wadable rivers: periphyton, benthic macroinvertebrates and fish*. Second Edition. EPA 841-b-99-002. U.S. Environment Protection Agency, Office of Water, Washington, D.C.
- E.U., 2000. Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy. *Official Journal of the European Communities* L 327, 22.12.2000: 1-72.
- GHETTI P.F., 1997. Manuale di applicazione Indice Biotico Esteso (I.B.E.). I macroinvertebrati nel controllo della qualità degli ambienti di acque correnti. Ed. Provincia Autonoma di Trento, Stazione sperimentale Agraria Forestale, S. Michele. 141 pp.
- HÜTTE M., BUNDI U., PETER A., 1994. *Konzept für die Bewertung und Entwicklung von Bächen und Bachsystemen im Kanton Zürich*. EAWAG und Kanton Zürich.
- ILLIES J., 1978. *Limnofauna Europaea*. Gustav Fischer Verlag. Stuttgart.
- RAVEN P.J., HOLMES N.T.H., DAWSON F.H., FOX P.J.A., EVERARD M., FOZZARD I.R., ROUEN K.J., 1998. River Habitat Quality, the physical character of rivers and streams in the UK and Isle of Man. *River Habitat Survey Report No. 2*, May 1998. The Environment Agency, Bristol, 86 pp.
- STENICO A., 2001. *Rilevamento geomorfologico delle acque correnti in Alto Adige. Periodo di indagine 1996-2000*. Agenzia Provinciale per la Protezione dell'Ambiente e la Tutela del Lavoro. Dipartimento per la Natura e l'Ambiente, Urbanistica, Informatica, Acque Pubbliche e Energia, 103 pp.



*Biologia Ambientale*, **19** (1): 177-180.

Atti del Seminario: *Classificazione ecologica delle acque interne. Applicabilità della Direttiva 2000/60/CE*. Trento, 12-13 febbraio 2004. G.N. Baldaccini e G. Sansoni (eds.). Ed. APAT, APPA Trento, CISBA. Trento, 2005.

## Il torrente Avisio a Soraga (Val di Fassa, Trentino): variazioni della qualità delle acque correlabili con l'attivazione di un impianto di depurazione biologica

Raffaella Canepel

*Agenzia provinciale per la protezione dell'ambiente - Settore tecnico, U.O. tutela dell'acqua, Via Mantova 16 - 38100 Trento (raffaella.canepel@provincia.tn.it)*

### Riassunto

È stato studiato un tratto del torrente Avisio, appartenente alla rete di monitoraggio della qualità dei corsi d'acqua in Trentino, con lo scopo di mettere in evidenza l'impatto della pressione turistica, concomitante con periodi idrologici di magra, sulla qualità delle acque e, successivamente, gli effetti migliorativi legati all'entrata in funzione di un depuratore biologico posto a monte della sezione indagata.

Lo studio interessa un arco di tempo di sette anni, dal 1996 al 2002, e prende in considerazione gli aspetti chimici, microbiologici e biologici (I.B.E.) delle acque. Se, fino al 1999, la qualità complessivamente risultava fortemente influenzata dall'afflusso turistico, dal 2000 in poi, con il trattamento degli scarichi, si è assistito ad un netto miglioramento qualitativo. Dal punto di vista biologico è emerso un progressivo incremento nel tempo del numero e consistenza delle unità sistematiche.

PAROLE CHIAVE: (I.B.E.) Indice Biotico Esteso / depuratore / unità sistematiche.

### The Avisio river in Soraga (Fassa Valley, Italy): connection with the start of a new biological wastewater plant

A section of the monitoring network for water quality in Trentino has been observed, with the aim to evaluate the tourist presence during low-level water in watercourses, with respect to water quality and its improvement after the construction of a biological wastewater plant upstream.

During a seven-year observation (1996-2002) chemical, microbiological and biological aspects (B.E.I.) have been taken into consideration. Until 1999 the water quality was strongly conditioned by the touristic presence, but after 2000 the treatment of local sewage system brought sensible amelioration. From the biological point of view, a progressive increase in number and consistency of the systematic units was observed.

KEY WORDS: (B.E.I.) Biotic Extended Index / biological wastewater plant / systematic units

### INTRODUZIONE

La Provincia Autonoma di Trento, precorrendo i tempi rispetto all'entrata in vigore del D. Lgs. 152/99, ha dato avvio, a partire dal 1990, al monitoraggio del reticolo idrografico dell'intero territorio provinciale. Oltre alle tradizionali metodologie di studio, basate su parametri chimici e microbiologici, si è utilizzato l'Indice Biotico Esteso (I.B.E.), strumento ormai consolidato per l'analisi biologica dei corsi

d'acqua e complementare per la valutazione del loro stato ecologico.

Il monitoraggio effettuato negli anni ha consentito la raccolta di una notevole mole di dati relativi allo stato ambientale dei vari corsi considerati e fornito i presupposti per ulteriori indagini di approfondimento riferibili a situazioni particolari.

Si è pertanto osservato a par-

tire dal 1996 l'andamento qualitativo di una sezione facente parte della rete di monitoraggio dei principali corsi d'acqua del Trentino, attraverso indagini chimiche, batteriologiche e biologiche e, con una successiva elaborazione dei dati, si sono tratte le considerazioni illustrate nel presente lavoro.

L'ambito complessivo risulta pertanto particolarmente interessante perché soggetto ad una frequen-

tazione stagionale turistica molto intensa che si ripercuote in maniera evidente sulla qualità dell'ambiente idrico.

## MATERIALI E METODI

La sezione studiata, pur essendo situata nella parte alta del bacino idrografico del torrente Avisio, si pone a valle di un'area turistica montana molto frequentata sia nel periodo invernale (compendio sciistico della Val di Fassa) sia estivo.

La sezione oggetto di studio

(Fig. 1) è posta sul torrente Avisio (Fig. 2), ed è situata a valle dell'immissione dello scarico del depuratore di Pozza di Fassa (100.000 A.E.), ad una distanza tale (circa 3 km) da assicurare il completo mescolamento fra l'effluente dello scarico e le acque del torrente. La sezione indagata, situata in chiusura della parte alta del bacino del torrente Avisio, a quota 1200 m slm, è stata oggetto di prelievi finalizzati ad analisi chimiche e batteriologiche, mensili dal 1990 al 1999 e bimestrali dal 2000 al 2002.

Il presente lavoro prende in considerazione i dati a partire dall'anno 1996 in quanto completi in ogni comparto analitico. I prelievi di benthos sono stati effettuati sempre con cadenza annuale.

I dati elaborati sono tratti dalla collana dei rapporti annuali "Qualità delle acque superficiali - Monitoraggio dei corsi principali in Provincia di Trento" (CANEPEL *et al.*, 1997-2003)

Sebbene nell'ambito del monitoraggio le analisi chimiche abbiano preso in considerazione parametri quali: BOD<sub>5</sub>, COD, NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, Ossigeno disciolto, Ptot e P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> e quelle batteriologiche coliformi fecali ed *Escherichia coli*, nel presente lavoro sono stati elaborati solo i dati relativi a BOD<sub>5</sub> e N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>. Le metodologie di indagine sono riferite alle metodiche IRSA-CNR (IRSA, 1994).

Per quanto riguarda l'IBE, eseguito secondo quanto previsto dal metodo elaborato da GHETTI (1997), sono stati elaborati i dati su base annuale a partire dal 1996.

## RISULTATI E DISCUSSIONE

Dall'analisi delle serie storiche sono emerse significative correlazioni, nei parametri chimici, fra periodo idrologico e concentrazioni di inquinanti (Fig. 3 e 4). La correlazione poi fra periodi ad elevata concentrazione antropica e magre invernali ed estive accentua considerevolmente gli effetti.

Nel periodo invernale inoltre, dove le basse temperature inibiscono i naturali processi di degradazione chimica e biologica, l'amplificazione degli effetti risulta ancor più evidente. È evidente quindi una correlazione diretta tra andamento idrologico dei deflussi, frequentazione turistica e concentrazione di inquinanti.

Per quanto riguarda la qualità biologica delle acque, non è sta-

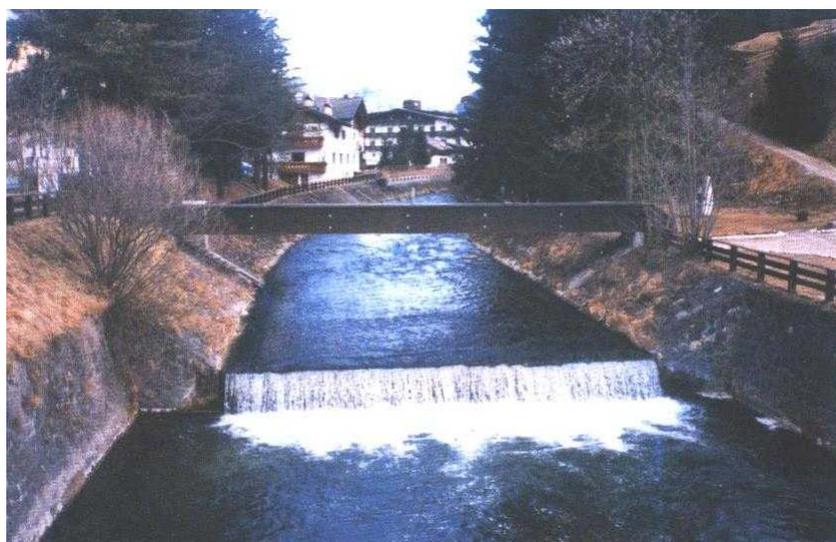


Fig. 1. La sezione di monitoraggio a Soraga sul torrente Avisio.



Fig. 2. Inquadramento geografico: collocazione della sezione di monitoraggio all'interno del bacino del fiume Avisio.

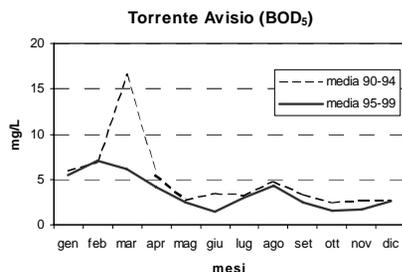


Fig. 3. Andamento del BOD<sub>5</sub>; dati elaborati su base mensile nei quinquenni 90-94 e 95-99.

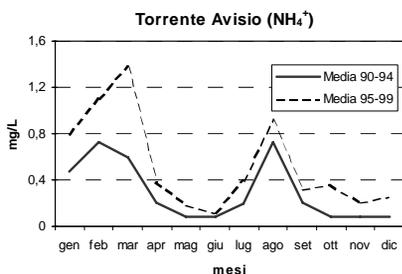


Fig. 4. Andamento dello ione ammonio: dati elaborati su base mensile nei quinquenni 90-94 e 95-99.

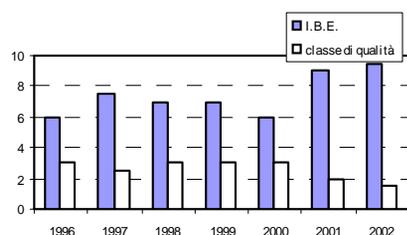


Fig. 5. Andamento dell'IBE e delle Classi di qualità nel periodo in studio. Complessivamente si passa da un valore IBE di 6 ad uno di 9,5 e da una III ad una II/I Classe di qualità.

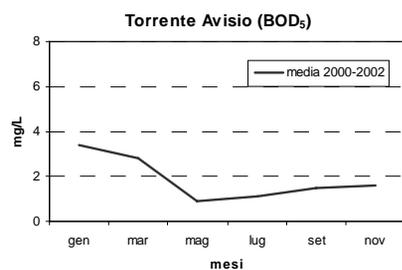


Fig. 6. Andamento del BOD<sub>5</sub>; dati elaborati su base bimestrale nel triennio 2000-2002.

to possibile effettuare una correlazione stagionale; si è riscontrata tuttavia una buona correlazione legata al minor impatto dei reflui urbani grazie all'entrata in funzione del depuratore biologico, recentemente realizzato.

Fino al 1999 gli scarichi erano depurati solo attraverso alcune fosse Imhoff aventi una resa depurativa molto modesta. Dall'ottobre 2000 è entrato in funzione il depuratore di Pozza di Fassa e di fatto si è potuto constatare il miglioramento qualitativo in termini biologici e chimici del corso d'acqua. Dal punto di vista biologico ciò che emerge è un progressivo incremento nel tempo del numero e consistenza delle unità sistematiche.

Analizzando i dati relativi agli ultimi sette anni di monitoraggio dell'ambiente fluviale (Fig. 5) si evidenzia il miglioramento della qualità biologica delle acque a partire dall'anno 2001. Il depuratore biologico entrato in funzione nell'ottobre del 2000 ha permesso la depurazione di una frazione consistente di reflui che gravano sul bacino soprattutto nelle stagioni invernale ed estiva.

Proprio in corrispondenza di quest'ultima vengono condotti annualmente i campionamenti bentonici. Nel giro di due anni si è assistito ad un incremento di 7-8 unità sistematiche corrispondenti ad un passaggio da un valore di

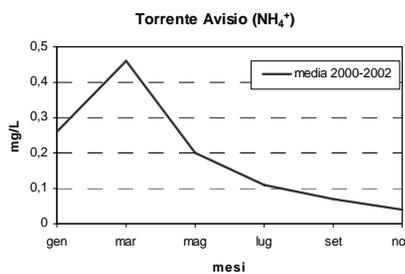


Fig. 7. Andamento dello ione ammonio: dati elaborati su base bimestrale nel triennio 2000-2002.

Tab. I. Incremento unità sistematiche (U.S.) nella sezione dal 2000 al 2002. (● = U.S. valida per il calcolo dell'indice; d = drift; () = U.S. non valida per il calcolo dell'indice)

U.S.	2000	2001	2002
<b>Plecotteri</b>			
<i>Chloroperla</i>		d	
<i>Dictyogenus</i>		d	d
<i>Isoperla</i>		d	d
<i>Leuctra</i>	d	●	●
<i>Nemoura</i>		d	d
<i>Perlodes</i>		d	d
<i>Protonemura</i>	d	●	●
<b>Efemerotteri</b>			
<i>Baetis</i>	●	●	●●
<i>Ecdyonurus</i>		d	d
<i>Epeorus</i>		d	
<i>Rhithrogena</i>		d	●
<b>Tricotteri</b>			
Limnephilidae	●	●	●●
Ryacophilidae		●	●
<b>Coleotteri</b>			
Dytiscidae			d
Elmidae		d	
Hydraenidae		d	d
<b>Ditteri</b>			
Blepharicedae		●	d
Chironomidae	●	●	●
Dolichopodidae	()		
Empididae	●	●	
Limoniidae		●	●
Psychodidae	()	()	
Simuliidae	●	●	●●●
<b>Tricladi</b>			
<i>Crenobia</i>		●	●
<i>Polycelis</i>			●
<b>Oligocheti</b>			
Enchytraedidae	()		
Lumbricidae			●
Lumbriculidae		●	●
Naididae	●	●	●
Tubificidae	●	●	●
<b>N°totale U.S.</b>	<b>7</b>	<b>14</b>	<b>15</b>
<b>Valore di I.B.E.</b>	<b>6</b>	<b>9</b>	<b>9/10</b>
<b>Classe di qualità</b>	<b>III</b>	<b>II</b>	<b>II/I</b>

IBE pari a 6 ad un valore di IBE pari a 9-10 (Tab. I).

Parallelamente al miglioramento in termini biologici si è assistito ad un miglioramento in termi-

ni chimici come evidenziato dai grafici riportati. (Fig. 6 e 7). Le punte di concentrazione invernali e soprattutto estive si sono infatti decisamente smorzate.

#### Ringraziamenti

Si ringrazia il personale dell'Istituto Agrario di S. Michele all'Adige per l'effettuazione dei campionamenti bentonici.

#### Bibliografia

CANEPEL R., ANDERLE G., TOSO E., (a cura di), 1997-2003. Qualità delle acque superficiali - Monitoraggio dei corsi principali in Provincia di Trento (anni 1996 - 2002). Provincia

Autonoma di Trento, Trento.  
GHETTI P.F., 1997. Manuale di applicazione Indice Biotico Esteso (I.B.E.). Provincia Autonoma di Trento, Trento, 222 pp.

IRSA, 1994. Metodi analitici per le acque. Istituto Poligrafico e Zecca della Stato, Roma, 342 pp.

*Biologia Ambientale*, **19** (1): 181-190.

Atti del Seminario: *Classificazione ecologica delle acque interne. Applicabilità della Direttiva 2000/60/CE*. Trento, 12-13 febbraio 2004. G.N. Baldaccini e G. Sansoni (eds.). Ed. APAT, APPA Trento, CISBA. Trento, 2005.

## Studio sulla ricolonizzazione di un tratto di fiume Piave soggetto ad asciutte stagionali

Marco Zanetti<sup>1\*</sup>, Diana Piccolo<sup>1</sup>, Paolo Turin<sup>1</sup>, Manuel Bellio<sup>1</sup>, Roberto Venzo<sup>2</sup>

<sup>1</sup> *Bioprogramm sclr - via A. Moro 12/3 - 31043 Fontanelle TREVISO; via 3 garofani 36 - 35124 PADOVA*

<sup>2</sup> *Provincia di Treviso - Assessorato alla pesca*

\* *Referente per la corrispondenza (mzanetti@bioprogramm.it)*

### RIASSUNTO

La sperimentazione è stata svolta sul tratto medio del fiume Piave, in località Grave di Papadopoli, provincia di Treviso. In questo tratto il Piave scorre su uno spesso materasso ghiaioso e si divide in due rami, di Cimadolmo sulla sinistra e di Maserada sulla destra idrografica, periodicamente interessati da lunghi periodi di asciutta totale.

Il presente lavoro si propone di stabilire i modi ed i tempi di ricolonizzazione macrobentonica in un ambiente naturale dopo l'arrivo dell'acqua. Le indagini sono state svolte su entrambi i rami ed hanno interessato la ricolonizzazione macrobentonica sia in termini qualitativi (2001), mediante l'applicazione dell'Indice Biotico Esteso, che quantitativi (2002), tramite campionamento con "rete di Surber", entrambe a distanze temporali diverse dall'arrivo dell'acqua.

Dai risultati dello studio emerge che, in un ambiente naturale dove l'acqua fluente in superficie è presente solo per pochi mesi durante l'anno, un sistema di rilasci idrici da monte con cospicue variazioni di portata non è in grado di assicurare una corretta ricolonizzazione anche dopo circa 90 giorni. Inoltre si è potuto verificare l'andamento temporale della colonizzazione dei diversi taxa.

PAROLE CHIAVE: asciutte / corsi d'acqua / macroinvertebrati / IBE / Surber

### Invertebrates recolonization in middle stretch of Piave River periodically interested in long periods of total dry stream

The experimentation has been developed on middle stretch of Piave river, in the locality Grave of Papadopoli, province of Treviso (Italy). In this stretch the Piave river goes through a thick bed of gravel and it is divided in two branches, the Cimadolmo branch on the left and the Maserada branch on the right. Periodically each one of the two branches is interested in long periods of total dry stream. The present work has the purpose of establishing the manners and the periods of the freshwater invertebrates recolonization in a natural environment after the water arrival.

The inquiries have been developed on both the branches and they have interested the freshwater invertebrates recolonization both in qualitative terms (2001), through the application of the IBE (italian version of the Extended Biotic Index), and quantitative (2002), through sampling with the "Surber net". Both the sampling types were done in different temporal distances from the water arrival. The results of this study draw attention on the fact that, in a natural environment where the flowing surface water is present only for a few months during the year, a system of water releases from above with large flow variations is not able to ensure a correct recolonization also later about 90 days. Besides the temporal course of the colonization of different taxa has been verified.

KEY WORDS: dry streams / water body / freshwater invertebrates / IBE / Surber

### INTRODUZIONE

Il fiume Piave, nonostante che il piano stralcio per la gestione delle risorse idriche (Del. n° 3 del 05.02.2001 dell'AdB Alto Adriatico), abbia stabilito l'obbligo di Deflus-

so Minimo Vitale, continua ad andare in asciutta totale in un lungo tratto compreso entro la provincia di Treviso. Il presente lavoro si propone di stabilire i modi ed i tempi

di ricolonizzazione macrobentonica in un ambiente naturale soggetto ad asciutte complete a livello stagionale; lo studio è proseguito nel 2003 prendendo in considera-

zione la fauna ittica.

Per una corretta interpretazione dei dati scaturiti dal presente studio sarebbe stata indispensabile la valutazione delle portate misurate in continuo nelle stazioni oggetto di studio. Questi dati sono stati ottenuti solo per l'anno 2002, per gentile concessione del Consorzio di Bonifica Destra Piave, ente gestore dello sbarramento di Nervesa della Battaglia, posto a monte della stazione C (Maradane) e solo come quantitativi di rilascio dallo sbarramento stesso.

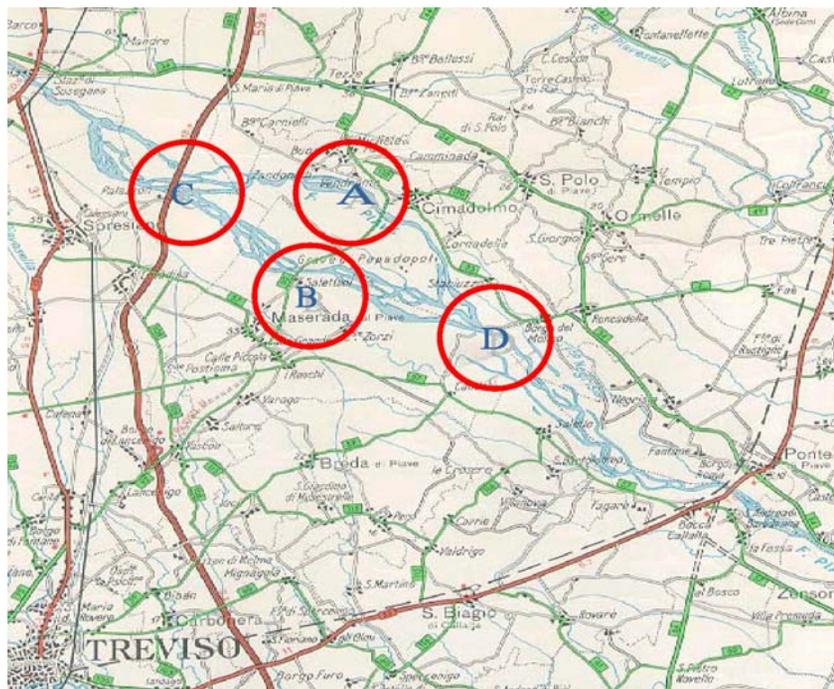
Lo studio fa parte integrante del "Piano poliennale di monitoraggio delle acque in provincia di Treviso" dell'Amministrazione Provinciale di Treviso cofinanziato dall'Unione Europea, nell'ambito delle attività del Piano di Sviluppo Rurale 2000-2006 regolamento 1257/99, (ZANETTI *et al.*, 2001; ZANETTI *et al.*, 2002).

## MATERIALI E METODI

### Inquadramento geografico

Lo studio è stato condotto sull'asta principale del fiume Piave in un tratto periodicamente interessato da asciutte, ricadente in provincia di Treviso, in località Grave di Papadopoli. In questo tratto il Piave attraversa uno spesso materasso ghiaioso e si divide in due rami, denominati di Cimadolmo sulla sinistra e di Maserada sulla destra idrografica.

Le stazioni di campionamento (Fig. 1) sono state mantenute invariate sia per le analisi di tipo qualitativo che quantitativo. I punti di monitoraggio sono stati denominati A, B, C e D. I primi due si trovano rispettivamente sul ramo sinistro e destro del fiume Piave, il punto A in località Cimadolmo, a monte del ponte sulla strada provinciale, ed il punto B in località Maserada, a valle del ponte sulla



**Fig. 1.** Rappresentazione cartografica dei quattro punti di campionamento A, B, C e D. I primi due si trovano rispettivamente sul ramo sinistro, in località Cimadolmo, e destro, in località Maserada, del fiume Piave. I punti C e D sono due stazioni di riferimento, in località Maradane e Candelù, poste a monte ed a valle delle Grave di Papadopoli e non vanno mai in asciutta totale.

provinciale. I punti C e D sono le due stazioni di riferimento, in località Maradane e Candelù, rispettivamente a monte ed a valle delle Grave di Papadopoli e non vanno mai in asciutta.

### Metodiche utilizzate

Le analisi macrobentoniche qualitative sono state eseguite utilizzando la metodica I.B.E. (GHETTI, 1997; IRSA-CNR, 2003), mentre quelle quantitative con un retino Surber modificato (Box-sampler) di superficie pari a 0,044 m<sup>2</sup>, seguendo la metodica standard ONORM M6232 (1995). Sono stati inoltre valutati i livelli trofico-funzionali delle diverse comunità macrobentoniche rinvenute (MOOC, 1995) e gli EPT-taxa, (LENAT e PENROSE, 1996).

### Periodo di campionamento

Le analisi qualitative sono

iniziate, nella stazione A, quattro giorni dopo la comparsa dell'acqua, il 12 settembre 2001 e si sono protratte fino al 27 novembre, per un totale di sei campionamenti. Nella stazione B l'acqua ha fatto la sua comparsa il 20 settembre e le analisi sono cominciate sei giorni dopo (il 26 settembre), protraendosi fino al 13 dicembre, per un totale di sei campionamenti (Tab. I).

Le analisi quantitative (Tab. I) sono state svolte l'anno successivo, esclusivamente nel ramo destro di Maserada, in quanto il ramo sinistro è sempre rimasto in asciutta. Esse hanno avuto inizio tre giorni dopo la comparsa dell'acqua, il 7 agosto 2002, e si sono protratte fino al 31 ottobre, per un totale di otto campionamenti.

Si puntualizza che quando si parla di comparsa dell'acqua si intende acqua che scorre in superficie in modo continuo.

## RISULTATI

### Anno 2001 - analisi qualitative

Le due stazioni di controllo C e D sono caratterizzate da una II classe di qualità biologica, corrispondente ad un ambiente con

**Tab. I.** Elenco dei giorni di campionamento in cui sono state effettuate le analisi macrobentoniche qualitative (anno 2001) e quantitative (anno 2002). A sinistra della data di campionamento è riportato il numero progressivo dei giorni trascorsi dalla comparsa dell'acqua.

Campionamenti Qualitativi 2001	
<b>Staz. A: Ramo sinistro (Cimadolmo)</b>	
09/09/01	comparsa acqua
5/12/01	scomparsa acqua
Giorni	Data
4	12/09/01
18	26/09/01
34	12/10/01
51	29/10/01
67	14/11/01
80	27/11/01
<b>Staz. B: Ramo destro (Maserada)</b>	
20/09/01	comparsa acqua
Giorni	Data
6	26/09/01
23	12/10/01
40	29/10/01
56	14/11/01
69	27/11/01
85	13/12/01
Campionamenti Quantitativi 2002	
<b>Staz. A: Ramo sinistro (Cimadolmo)</b>	
sempre in asciutta	
<b>Staz. B: Ramo destro (Maserada)</b>	
05/08/02	comparsa acqua
Giorni	Data
3	07/08/02
9	13/08/02
16	20/08/02
29	02/09/02
40	13/09/02
56	30/09/02
65	9/10/02
89	31/10/02

moderati sintomi di alterazione, con valore di indice biotico variabile tra 8, nella stazione di Maradane, e 8-9 in quella di Candelù (Tab. II). Si precisa che le comunità macrobentoniche prese come riferimento sono state valutate sia in base ai campionamenti qualitativi e quantitativi effettuati durante questa sperimentazione sia in base ai dati storici della Provincia di Treviso relativi ai medesimi tratti di fiume Piave oggetto del presente studio (LORO *et al.*, 1990; ZANETTI *et al.*, 1997; ZANETTI *et al.*, 1998; ZANETTI *et al.*, 2001; ZANETTI *et al.*, 2002). Entrambe le comunità macrobentoniche sono caratterizzate da un unico plecottero, appartenente al genere *Leuctra*, sostenuto da un solo genere di efemerottero piatto, *Ecdyonurus*.

Alla stazione C appartengono inoltre altri due generi di efemerottero, *Caenis* e *Baetis*, una famiglia di tricoteri, Hydropsychidae, una di coleotteri, Dryopidae, due di ditteri, Chironomidae e Simuliidae, una di crostacei, Gammaridae, una di gasteropodi, Physidae, due generi di irudinei, *Dina* ed *Erpobdella*, ed infine due famiglie di oligocheti, Lumbricidae e Naididae.

Rispetto a quanto riscontrato nella stazione a monte, la stazione D è caratterizzata da un quarto genere di efemerottero, *Ephemera*, dai coleotteri Elmidae al posto dei Dryopidae e dall'assenza del secondo irudineo *Erpobdella*.

Le due comunità sono quelle tipiche di questo tratto biogeografico ma prive dei taxa più sensibili alle alterazioni dell'ambiente fluviale. Bisogna peraltro sottolineare che il tratto a monte è influenzato dai rilasci dello sbarramento di Nervesa della Battaglia e, non di meno, dalle continue escavazioni e rettifiche dell'alveo che rendono instabile l'ecosistema, sfavorendo la colonizzazione, mentre il trat-

to a valle è condizionato soprattutto dal regime di portata che risente di numerosi affioramenti di subalveo. Tra le due stazioni di controllo a monte e a valle non sono presenti affluenti o scarichi.

Le due stazioni di monitoraggio A e B evidenziano una notevole differenza nelle modalità di ricolonizzazione (Tab. II). Il ramo sinistro di Cimadolmo è caratterizzato da un'iniziale crescita del numero di unità sistematiche che passano da un minimo di 7, a settembre, ad un massimo di 13, a fine ottobre, e da un assestamento finale a 10-11 taxa in novembre. Parallelamente anche il valore dell'indice biotico passa da 5 a 7 tra settembre ed ottobre per poi diventare intermedio tra 8 e 7 a fine novembre.

Nel ramo destro di Maserada il numero delle unità sistematiche cresce fino a metà novembre, passando da un minimo di 5 ad un massimo di 10, ma nell'ultimo monitoraggio effettuato a metà dicembre i taxa rinvenuti evidenziano un forte calo, scendendo a 6. Anche il valore di IBE, che tra settembre e novembre era andato migliorando, passando da 4 a 6-7, nell'ultimo campionamento peggiora diventando intermedio tra 6 e 5. Va considerato comunque il fatto che dal 5 dicembre 2001 vi era stato un drastico calo di portata, tanto che il ramo sinistro era andato completamente in asciutta, come visibile in tabella II.

Tutti i risultati ottenuti si scostano considerevolmente da quanto rilevato nelle stazioni di controllo.

I primi taxa che colonizzano in maniera stabile e duratura entrambi i rami del fiume Piave, Cimadolmo e Maserada, sono gli efemerotteri del genere *Baetis*, i ditteri delle famiglie Chironomidae e Simuliidae e gli oligocheti della famiglia Naididae (Tab. III). Queste quat-

tro unità sistematiche infatti compaiono in quantità sufficiente per il computo dell'indice biotico appena dopo 4 giorni nel ramo sinistro di Cimadolmo e permangono in maniera stabile all'interno della comunità macrobentonica per tutta la durata della sperimentazione, con una sola eccezione riguardante i Simuliidae che sono risultati di drift sia nel primo campionamento, dopo 4 giorni dall'arrivo dell'acqua, che nel quinto rilievo, dopo 67 giorni. Nel ramo destro di Maserada invece i medesimi taxa non sono stati rinvenuti nel primo campionamento, se non di drift, effettuato dopo sei giorni dall'arrivo dell'acqua, ma dal ventitreesimo giorno all'ottantacinquesimo giorno entrano a far parte stabile della comunità. Tale repentina comparsa fa pensare che i quattro taxa abbiano ricolonizzato entrambi i rami del fiume Piave tramite trasporto passivo (drift). È interessante osservare come *Baetis*, Simuliidae e Chironomidae siano considerati organismi discretamente soggetti al fenomeno del drift (IRSA-CNR, 2003), tanto che il numero minimo di presenze richiesto per il calcolo dell'IBE è 8. Il numero di presenze minime per i Naididae è invece 1, poiché tali organismi sono considerati scarsamente soggetti a drift. I risultati di questo studio sembrano tuttavia in contrasto con tale indicazione in quanto collocherebbero i Naididae tra i taxa maggiormente soggetti al trasporto passivo.

Per giungere ad una stabile e strutturata colonizzazione devono trascorrere circa 50-55 giorni in entrambi gli ambienti oggetto d'indagine. Infatti questo è il lasso di tempo necessario alla comparsa dell'efemerottero *Ecdyonurus* in numero sufficiente ad essere considerato come unità sistematica per il calcolo dell'indice biotico. Que-

**Tab. II.** Risultati dell'I.B.E. nei sei campionamenti svolti nelle stazioni A (Cimadolmo) e B (Maserada) e nelle due stazioni di riferimento C (Maradane) e D (Candelù).

Data	Staz. A: Ramo sinistro (Cimadolmo)			
	Giorni	US	IBE	CQ
12/09/01	4	7	5	IV
26/09/01	18	7	5	IV
12/10/01	34	10	5-6	IV-III
29/10/01	51	13	7	III
14/11/01	67	10	6-7	III
27/11/01	80	11	8-7	II-III
Data	Staz. B: Ramo destro (Maserada)			
	Giorni	US	IBE	CQ
26/09/01	6	nd	nd	nd
12/10/01	23	5	4	IV
29/10/01	40	7	6	III
14/11/01	56	7	6	III
27/11/01	69	10	6-7	III
13/12/01	85	6	6-5	III-IV
Staz. di riferimento C (a monte delle Grave di Papadopoli)				
		US	IBE	CQ
		14	8	II
Staz. di riferimento D (a valle delle Grave di Papadopoli)				
		US	IBE	CQ
		15	8-9	II

st'ultimo, oltre che tipicamente reofilo, è il taxa più sensibile alle turbative ambientali tra tutti quelli rinvenuti. Dopo una cinquantina di giorni, nel ramo sinistro di Cimadolmo, *Ecdyonurus* viene inoltre affiancato da un altro efemerottero appartenente al genere *Caenis* e dal tricottero Hydropsychidae, mentre per il ramo destro di Maserada bisogna attendere ancora oltre 10 giorni per l'arrivo di *Caenis*. Come già evidenziato da altri autori (ROSSI *et al.*, 2003) *Ephemerella* risulta particolarmente sensibile all'assenza d'acqua. Nel presente studio è l'ultimo efemerottero a comparire all'interno della comunità macrobentonica nel ramo di Cimadolmo, mentre in quello di Maserada resta sempre di drift. Va sottolineato d'altro canto che *Ephemerella* non è

stata rinvenuta nella stazione di controllo a monte, mentre è presente in quella a valle. È quindi ipotizzabile, per questo tratto, una ricolonizzazione attiva, tramite sfarfallamento ed ovodeposizione. La classificazione specifica ha indentificato *Ephemerella ignita* che è caratterizzata da un ciclo vitale univoltino (RIANO *et al.*, 1997) e sfarfalla a fine estate per deporre le uova, che hanno un tempo di sviluppo di pochi mesi. Anche le dimensioni delle larve rinvenute, estremamente ridotte, farebbero supporre un'origine legata al ciclo di sviluppo.

Il plecoterio del genere *Leuctra*, presente in entrambe le stazioni di riferimento, non viene mai rinvenuto nelle due stazioni di studio, se non di drift una sola volta nella stazione B, 6 giorni dopo la

**Tab. III.** Elenco dei taxa rinvenuti nelle stazioni A (Cimadolmo) e B (Maserada) e nelle due stazioni di riferimento C (Maradane) e D (Candelù). Per ogni taxon si riporta il numero di individui osservati nel campione (solo per taxon di *drift*) o una stima dell'abbondanza con il seguente criterio: I= sicuramente presente, L= abbondante, U= dominante. I taxa considerati di *drift* sono segnalati con un asterisco.

Taxa	Stazione C	Stazione D	Stazione A: Ramo SINISTRO Cimadolmo 2001						Stazione B: Ramo DESTRO Maserada 2001					
			12/09/04	26/09/04	12/10/04	29/10/04	14/11/04	27/11/04	26/09/04	12/10/04	29/10/04	14/11/04	27/11/04	13/12/04
			4 g	18 g	34 g	51 g	67 g	80 g	6 g	23 g	40 g	56 g	69 g	85 g
<i>Leuctra</i>									1*					
<i>Perla</i>							1*							
<i>Baetis</i>			L									L	L	
<i>Caenis</i>					3*							1*		
<i>Cloeon</i>				1*										
<i>Ecdyonurus</i>					1*						1*			4*
<i>Ephemerella</i>					3*							3*	4*	2*
<i>Habrophlebia</i>	1*													
<i>Ephemera</i>		2*												
<i>Rhytrogena</i>	1*													
Hydroptilidae			1*		1*			1*			1*			
Hydropsychidae			1*		1*									
Leptoceridae		1*												
Rhyacophilidae	1*	3*									1*	1*		
Dytiscidae	1*					1*								
Dryopidae							1*							
Elmidae	2*			2*		2*	1*				1*	1*		
Hydrophilidae					1*									
Ceratopogonidae												1*		
Chironomidae			L		L	L	L	L	2*			L	L	L
Dolico podidae	1*													
Empididae														
Limoniidae						1*			1*	1*				
Simuliidae			1*				2*				L	L	L	
Tipulidae														
Gammaridae	L	L		3*			2*	2*	1*	3*		2*	1*	1*
Lymnaeidae														
Physidae														
<i>Dina</i>														
<i>Erpobdella</i>														
Enchytraeidae														
Haplotaxidae														
Lumbricidae														
Naididae														
Tubificidae														

comparsa dell'acqua.

Considerando gli organismi appartenenti agli EPT-taxa (Efemerotteri, Plecotteri e Tricotteri) (Fig. 2), si evince che nel ramo sinistro del Piave, dopo un assestamento iniziale, il valore di ETP tende ad aumentare fino a raggiungere un massimo di 11 nell'ultimo campionamento di novembre. Tale valore è comunque inferiore rispetto a quanto rinvenuto nelle stazioni di controllo di Maradane (13) e di Candelù (15).

Il ramo destro è invece caratterizzato da un aumento del valore dell'ETP durante i primi quattro campionamenti, in cui passa da un minimo di 1 ad un massimo di 10, mentre negli ultimi due cala fino a tornare a valori inferiori a 5. Anche in questo caso le due stazioni di controllo sono caratterizzate da valori di EPT superiori.

Le analisi qualitative hanno evidenziato che la comparsa di acqua fluente con le modalità e le quantità registrate, per un periodo di quasi 90 giorni, non sono ancora sufficienti per ricreare una stabile comunità macrobentonica. Infatti il valore dell'indice biotico resta sempre inferiore a quanto rilevato nelle due stazioni di controllo C e D ed inoltre le unità sistematiche rinvenute (Fig. 3) non raggiungono i valori di riferimento, evidenziando una bassa biodiversità. Gli organismi appartenenti agli EPT-taxa (Efemerotteri, Plecotteri e Tricotteri), molto esigenti nei riguardi delle modificazioni ambientali, sono numericamente inferiori a quanto atteso.

#### Anno 2002 - analisi quantitative

I dati ottenuti dalle analisi quantitative sono stati elaborati in modo tale da verificare le variazioni di densità macrobentonica, la composizione a livello di singoli taxa della comunità rinvenuta e la

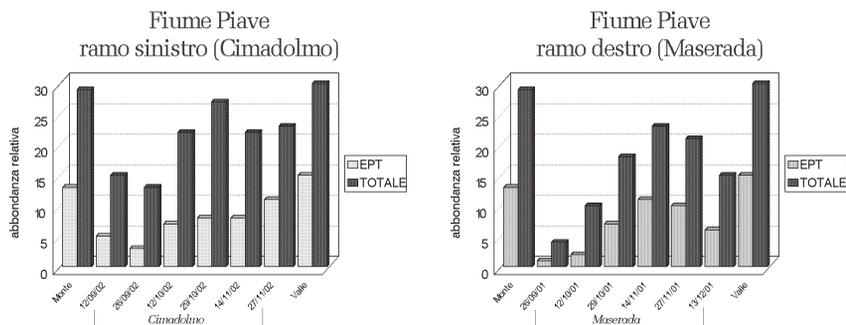


Fig. 2. Incidenza degli EPT-taxa in termini di abbondanza relativa nella stazione A (Cimadolmo) e B (Maserada).

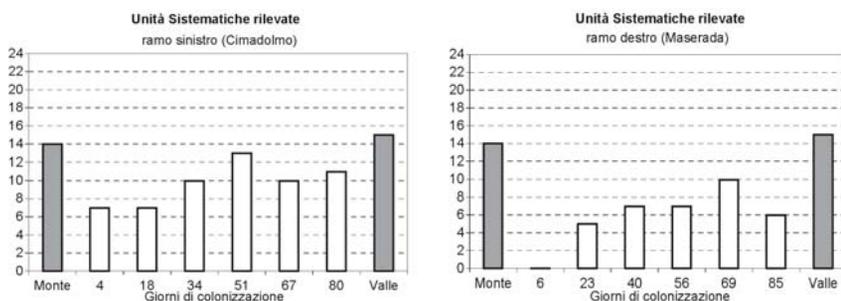


Fig. 3. Confronto tra il numero totale di unità sistematiche valide per il calcolo dell'I.B.E. rinvenute nella stazione A (Cimadolmo) e B (Maserada) con quanto rilevato nelle due stazioni di riferimento C (Maradane-monte) e D (Candelù-valle).

ripartizione dei diversi ruoli trofico-funzionali.

L'analisi è stata particolarmente difficile a causa dell'instabilità del regime idraulico, caratterizzato da due picchi di piena e da un ultimo periodo con forti oscillazioni di portata, causati sia dalle intense precipitazioni sia da manovre idrauliche dell'Enel e del Consorzio di Bonifica, operate a monte delle Grave di Papadopoli dalla traversa di Nervesa della Battaglia.

#### A) analisi della variazione della densità macrobentonica ( ind./m<sup>2</sup>) nel tempo

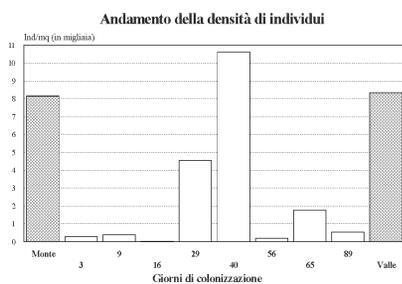
Nella figura 4 è possibile seguire l'andamento della densità nel ramo destro di Maserada (stazione B) e nelle due stazioni di riferimento poste a monte (C, Maradane) e a valle (D, Candelù). A causa dell'instabilità del regime idraulico non si assiste ad una ricolonizzazione

con andamento crescente nel tempo, ma il trend evolutivo si presenta piuttosto irregolare.

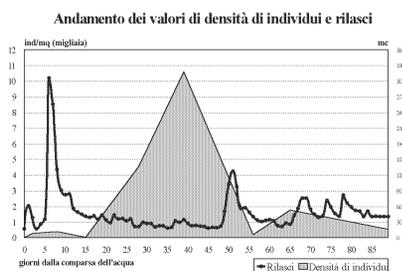
In particolare l'andamento della densità degli individui è considerevole solo nei rilievi effettuati tra il ventinovesimo ed il quarantesimo giorno dopo l'arrivo dell'acqua fluente, in corrispondenza di una portata costante e senza grandi variazioni, che perdurava da quasi 30 giorni.

Le continue oscillazioni di portata hanno destabilizzato la comunità e soprattutto i due picchi di piena ne hanno provocato un depauperamento per effetto "washing away" della componente biotica (Fig. 5). Infatti è come se la colonizzazione ripartisse da un parziale azzeramento. Nel periodo in cui i rilasci rimangono mediamente costanti invece, dal 18 agosto al 23 settembre, si evince che il fiume Piave riesce a produrre notevoli

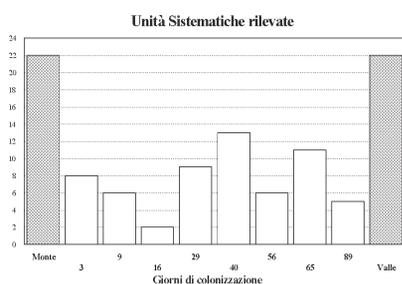
quantitativi di biomassa, presentando una comunità macrobentonica la cui densità risulta in continua crescita, fino a superare, a distanza di 26 giorni, addirittura quella rilevata nelle stazioni di controllo a monte e a valle.



**Fig. 4.** Andamento della densità di individui nella stazione B (Maserada) e nelle due stazioni di controllo poste a monte (stazione C, Maradane) e a valle (stazione D, Candelù).



**Fig. 5.** Confronto tra l'andamento della densità degli individui/m<sup>2</sup> (area grigia) ed i rilasci idrici (linea continua).



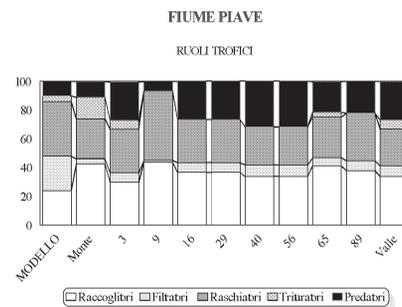
**Fig. 6.** Confronto tra il numero delle unità sistematiche rilevate durante i campionamenti quantitativi nella stazione A (Maserada) e le due stazioni di riferimento C (Maradane) e D (Candelù).

### B) Analisi della ricolonizzazione dei singoli taxa

Dalle analisi quantitative emerge che i taxa ad arrivare per primi a colonizzare stabilmente i due tratti di alveo oggetti di studio, sono sempre gli efemerotteri del genere *Baetis*, i ditteri della famiglia Chironomidae e gli oligocheti della famiglia Naididae (Tab. IV). Rispetto alle analisi qualitative mancano i ditteri della famiglia Simuliidae che sono stati rinvenuti in numero considerevole solo nel campionamento effettuato dopo 29 giorni e che comunque non facevano parte integrante delle due comunità di riferimento poste a monte e a valle.

Gli efemerotteri *Caenis* ed *Ecdyonurus* continuano ad evidenziare una particolare difficoltà alla colonizzazione, anche se sembrano ricolonizzare prima gli ambienti di studio.

In tutti i campionamenti effettuati i crostacei Gammaridae sono risultati assenti o presenti in numero esiguo; questo dato, associato al fatto che nelle stazioni di controllo C e D tale taxon è stato rinvenuto con una buona densità, lascia presumere che questi crostacei, pur soggetti in modo significativo al fenomeno di drift, non riescano a colonizzare l'area di studio. Le cause di questo comportamento sono riconducibili certamente al tipo di alimentazione. I Gammaridae, che nel nostro caso sono rappresentati dalla specie *Echinogammarus stammeli* (S. Karaman), a conferma della distribuzione di questa specie sull'asta principale del Piave (RUFFO *et al.*, 1988), sono trituratori, che si cibano quindi di particolato organico grossolano (CPOM), difficilmente rinvenibile nella zona della Grave di Papadopoli sia per la scarsa ritenzione, condizionata da un alveo costituito in prevalenza da ghiaie e ciottoli facilmente mobili, sia anche dalla mancan-



**Fig. 7.** Confronto tra la ripartizione dei ruoli trofico-funzionali rinvenuti nelle due stazioni di controllo C e D e negli otto campioni effettuati nel ramo destro di Maserada (stazione B) con la catena alimentare tipo del tratto medio del fiume Piave secondo il "River Continuum Concept".

za di macrofite acquatiche che in tale ambiente non riescono a svilupparsi.

Se si considera il numero delle unità sistematiche (Fig. 6) si rimane sempre discretamente distanti dai valori registrati a monte e a valle, sintomo del mancato raggiungimento di una comunità macrobentonica stabile e ben organizzata e ciò a discapito di una corretta biodiversità del sistema.

### C) Analisi dei livelli trofico-funzionali

I risultati delle analisi dei livelli trofico-funzionali (Fig. 7), se comparati rispetto a quanto atteso secondo il *River Continuum Concept* (VANNOTE *et al.*, 1980), per le stazioni di riferimento C e D, mostra come la percentuale di filtratori risulta sempre molto bassa; i raccoglitori, che con l'aumentare dell'ordine dei fiumi hanno un ruolo sempre più predominante, sono il gruppo maggiormente rappresentato e con percentuali maggiori rispetto a quanto atteso.

I raschiatori sono presenti nelle stazioni di riferimento con percentuali più basse, mentre i trituratori ed i predatori con valori percentuali leggermente più eleva-

Tab. IV. Comparsa temporale e densitaria dei singoli taxa nella stazione B (Maserada) e nelle due stazioni di riferimento C (Maradane) e D (Candelù).

Taxa	STAZIONE C	STAZIONE D	Stazione B: ramo DESTRO Maserada 2002							
			07/08/04	13/08/04	20/08/04	02/09/04	13/09/04	30/09/04	09/10/04	31/10/04
			3 g	9 g	16 g	29 g	40 g	56 g	65 g	89 g
<i>Leuctra</i>	68	38					8			
<i>Dinocras</i>		8								
<i>Perla</i>										
<i>Baetis</i>	2356	1598	15	273	8	712	1917	38	136	144
<i>Caenis</i>	947	197	8			23	235	15	144	
<i>Cloeon</i>										
<i>Ecdyonurus</i>	159	91		23		61	98	30	212	38
<i>Ephemerella</i>	477	98		8			38		98	
<i>Habrophlebia</i>										
<i>Ephemera</i>	53	68								
<i>Rhytrogena</i>	45	68				8	38			
Hydroptilidae		8								
Hydropsychidae	30	38				8	23	8	8	15
Lepidostomatidae		8								
Leptoceridae										
Limnephilidae	8									
Psychomyiidae										
Rhyacophilidae										
Dytiscidae	8	8								
Dryopidae	30									
Elmidae	45	15	23					8	8	
Hydraenidae							8			
Hydrophilidae	106	38								
Ceratopogonidae		15								
Chironomidae	2091	5417	182	53	15	3462	8136	91	932	288
Dolichopodidae			8							
Empididae	45	30		8						
Limoniidae	15	15					15			
Psychodidae									15	
Simuliidae	8					250	8			
Tipulidae										
Gammaridae	1129	470	15			8	15		53	
Asellidae	8									
Lymnaeidae										
Physidae			8						8	
<i>Dina</i>										
<i>Erpobdella</i>										
Enchytraeidae										
Haplotaxidae										
Lumbricidae	23	15								
Lumbriculidae	136	8								
Naididae	356	76	23	23		8	76		152	53
Tubificidae										

ti. Questa situazione è probabilmente condizionata dall'instabilità del sistema che risente delle turbative già citate in precedenza.

Durante il periodo di ricolonizzazione non si nota un costante trend evolutivo, ma emerge comunque sempre un eccesso di predatori, che si mantengono mediamente intorno al 25%, mentre i trituratori tendono a scomparire per lunghi periodi. Ciò può essere messo in relazione alla mancanza di ritenzione del sistema, condizionata sia dai lunghi periodi di asciutta sia dal substrato facilmente mobile (in prevalenza ciottoli e ghiaia) con conseguente scarsa presenza di particolato organico grossolano (CPOM).

I raschiatori invece, raggiungono una percentuale sufficientemente elevata già a partire dai primi giorni di colonizzazione.

Dai risultati delle analisi quantitative si evince che, mentre come densità si superano i valori delle stazioni di riferimento a monte e a valle, gli individui presenti sono caratterizzati da una bassa diversità e, soprattutto, costituiti dalle forme meno sensibili alle turbative ambientali, come già evidenziato dalle analisi qualitative.

## CONCLUSIONI

Sia l'analisi qualitativa che quella quantitativa hanno evidenziato che i primi taxa a comparire ed a colonizzare in modo stabile l'alveo del fiume Piave sono gli efemerotteri del genere *Baetis*, i ditteri della famiglia Chironomidae e gli oligocheti della famiglia Naididae, mentre gli efemerotteri del ge-

nere *Ephemerella*, *Caenis* ed *Ecdyonurus* necessitano di un lasso temporale compreso circa tra i 50 ed i 60 giorni. *Leuctra*, l'unico plecoterone presente nelle stazioni di riferimento, non entra mai a far parte integrante della comunità macrobentonica.

L'efemerottero *Ecdyonurus*, risultato appartenente alla specie *aurantiacus* (Burmeister), è caratterizzato da ciclo vitale tipicamente univoltino (BAUERNFEIND, 1997) e, tra i macroinvertebrati rinvenuti, è il taxon maggiormente sensibile alle turbative dell'ambiente fluviale. È particolarmente interessante notare come la comparsa di questa unità sistematica coincida con una comunità macrobentonica abbastanza ben strutturata ed avvenga in un lasso di tempo compreso tra i 40 ed i 50 giorni, in entrambi gli anni d'indagine.

In conclusione, dai risultati emersi e dal confronto tra l'analisi quantitativa e quella qualitativa emerge che :

- i primi colonizzatori sono gli efemerotteri del genere *Baetis*, i ditteri della famiglia Chironomidae e gli oligocheti della famiglia Naididae. Ciò risulta sostanzialmente in linea con quanto già descritto da altri autori (SILIGARDI e CIUTTI, 1996);
- per quanto concerne gli oligocheti appartenenti alla famiglia Naididae sembra essere smentita la loro scarsa predisposizione al fenomeno del drift;
- *Ephemerella*, appartenente alla specie *ignita* (Poda), si dimostra una specie sensibile, in accordo con quanto descritto da altri

autori (ROSSI *et al.*, 2003) e compare nella comunità molto tardi;

- il tempo necessario ad una completa ricolonizzazione dell'ambiente fluviale in condizioni naturali sembra essere maggiore rispetto ai dati bibliografici (CIUTTI *et al.*, 2001; BALDACCINI *et al.*, 1999);
- anche nel periodo in cui compare l'acqua fluente in superficie, la ricolonizzazione è inficiata dalle cospicue variazioni di portata.

Pertanto in un ambiente naturale dove l'acqua fluente in superficie è presente solo in pochi mesi dell'anno, un sistema di rilasci idrici da monte, con cospicue variazioni di portata, non è in grado di assicurare una corretta ricolonizzazione anche dopo circa 90 giorni.

Questo dato è particolarmente interessante nell'ottica dell'ottimizzazione dei rilasci previsti dal rispetto del Deflusso Minimo Vitale. Infatti pare dimostrato, anche dai risultati di questo studio, che non è con i valori medi di portata che bisogna ragionare, ma con i valori istantanei, in quanto repentine variazioni di portata ostacolano i normali cicli biologici degli ecosistemi dulciacquicoli e minano alla base la funzionalità stessa del sistema.

## Ringraziamenti

Un vivo ringraziamento per la fattiva collaborazione offertaci nella realizzazione del presente studio va all'amministrazione provinciale di Treviso, all'ufficio pesca e al Settore Vigilanza.

## Bibliografia

BALDACCINI G. N., GIANNECCHINI M., ERCOLINI P., TOFANELLI S., 1999. *Ricolonizzazione della comunità macrobentonica ed esperienze con Leaf Pack in*

*un corso d'acqua soggetto a prolungati periodi di asciutta*. In: Baldaccini G.N., Sansoni G. (eds.), *Atti Seminario di Studi "I BIOLOGI E L'AMBIEN-*

*TE...oltre il 2000"*, Venezia 22-23 novembre 1996. CISBA, Reggio Emilia, 1999: 345-349.

BAUERNFEIND E., 1997. *Discriminatine*

- characters in central european species of *Ecdyonurus* Eaton. In: P. Landolt & M. Sartori (Eds.), *Ephemeroptera & Plecoptera: Biology-Ecology-Systematics*. MTL, Fribourg.
- CIUTTI F., CAPPELLETTI C., MONAUNI C., SILIGARDI M., 2001. Influenza della composizione granulometrica del substrato sulla comunità dei macroinvertebrati in condizioni di seminaturalità. *Riv. Idrobiol.*, **40**: 2-3.
- GHETTI P.F., 1997. *Manuale di applicazione Indice Biotico Esteso (I.B.E.). I macroinvertebrati nel controllo della qualità degli ambienti di acque correnti*. Provincia Autonoma di Trento, Agenzia per la Protezione dell' Ambiente, 222 pp.
- IRSA-CNR, 2003. *Metodi analitici per le acque, Volume III*. APAT, manuali e Linee Guida 29/2003.
- LENAT D.R., PENROSE D.L., 1996. Hystory of the EPT taxa richness metric. *Bulletin of the North American Benthological Society* Summer, 1996; Vol. **13** (2).
- LORO R., ZANETTI M., TURIN P., 1990. *Carta ittica. Carta di qualità delle acque*. Ed. Provincia di Treviso - Assessorato Caccia e Pesca, 106 pp.
- MOOC O., 1995. *Fauna acquatica austriaca, Lieferung Mai/1995*. Wasserwirtschafts-kataster. Bundesministerium fur Land und Forstwirtschaft. Wien.
- ÖNORM M 6232, 1995. *Richtlinien für die ökologische Untersuchung und Bewertung von Fließgewässern*. Österreichisches Normungsinstitut, Wien.
- RIANO P., BASAGUREN A., POZO J., 1997. Diet variation of *Ephemerella ignita* (Poda) (Ephemeroptera: Ephemerellidae) in relation to the developmental stage. In: P. Landolt & M. Sartori (Eds.), *Ephemeroptera & Plecoptera: Biology-Ecology-Systematics*. MTL, Fribourg.
- ROSSI S., SIMONE V., NARDI P.A., MONTAGNA S., 2003. Effetti delle asciutte sulle cenosi macrobentoniche: taxa sensibili, resistenti e resilienti. *Biologia Ambientale*, **17** (1): 45:53.
- RUFFO S., TURIN P., ZANETTI M., 1988. Contributo alla conoscenza della distribuzione degli Anfipodi nel Veneto orientale. *Riv. Idr.* Vol XXVII-Fasc. 2-3-Maggio-Dicembre 1988.
- SILIGARDI M., CIUTTI F., 1996. Studio del processo di colonizzazione macrobentonico in condizione di diverso regime idraulico. In Atti del seminario di studi "Dalla tossicologia alla ecotossicologia, Pordenone 16-17 settembre 1994: 217-224.
- VANNOTE R.L., MINSHALL G.W., CUMMINS K.W., SEDDEL J.R., CUSHING C.E. 1980. The River continuum concept. *Can. J. Fisch. Aquat. Sci.*, **37**:130-137.
- ZANETTI M., TURIN P., VENZO R., LORO R., GRAVA VANIN B., ROSSI V., BORTOT N., BILÒ M.F. 1997. *Monitoraggio biologico delle acque fluenti*. Amministrazione Provinciale di Treviso. Assessorato alla pesca Settore VI Servizio Gestione del Territorio, 8 pp + all.
- ZANETTI M., TURIN P., GRAVA VANIN B., BILÒ M.F., ROSSI V., 1998. *Acqua e vita in provincia di Treviso. Monitoraggio biologico delle acque fluenti - 1998*. Provincia di Treviso. Assessorato alla Pesca - Settore VI - Servizio Gestione del Territorio, 37 pp.
- ZANETTI M., TURIN P., SILIGARDI M., PARCO V., GRAVA VANIN B., BILÒ M.F., MONEGATO R., ROSSI V., 2001. *Piano poliennale di monitoraggio delle acque in provincia di Treviso-2001*. Amministrazione Provinciale di Treviso, settore agricoltura caccia e pesca, 422 pp.
- ZANETTI M., TURIN P., GRAVA VANIN B., GERARDI M., PICCOLO D., DOIMO I., 2002. *Piano poliennale di monitoraggio delle acque in provincia di Treviso-2002*. Amministrazione provinciale di Treviso, settore agricoltura caccia e pesca, 434 pp.

*Biologia Ambientale*, **19** (1): 191-195.

Atti del Seminario: *Classificazione ecologica delle acque interne. Applicabilità della Direttiva 2000/60/CE*. Trento, 12-13 febbraio 2004. G.N. Baldaccini e G. Sansoni (eds.). Ed. APAT, APPA Trento, CISBA. Trento, 2005.

## Qualità delle acque del torrente Boesio in relazione all'entrata in funzione del depuratore di Casalzuigno (VA)

Valeria Roella<sup>1</sup>, Cristina Borlandelli<sup>1</sup>, Stefano Cortelezzi<sup>2</sup>

<sup>1</sup> A.R.P.A. della Lombardia – Dipartimento di Varese, Via Campigli, 5 - 21100 Varese

<sup>2</sup> SOGEIVA S.p.A., Via Peschiera, 20 - 21100 Varese

\* Referente per la corrispondenza (fax 0332/313161; v.roella@arpalombardia.it)

### RIASSUNTO

Lo studio, svolto dal Dipartimento di Varese dell'ARPA e SOGEIVA S.p.A. Varese Ambiente negli anni 2001-2003 ha valutato la qualità delle acque del torrente Boesio in seguito all'entrata in funzione dell'impianto di depurazione di Casalzuigno. In tre stazioni limitrofe all'impianto sono stati effettuati campionamenti ed analisi chimiche, chimico-fisiche, microbiologiche, biologiche (I.B.E.) e misure di portata. È stato applicato l'IFF. (Indice di Funzionalità Fluviale) sul tratto del torrente comprendente le tre stazioni. Sono state altresì rilevate le caratteristiche chimiche e microbiologiche delle acque di scarico dell'impianto di depurazione.

Dai risultati ottenuti e dal confronto con dati pregressi si evince che l'entrata in funzione dell'impianto di depurazione ha contribuito ad un miglioramento della qualità delle acque del tratto considerato del torrente Boesio. Tale miglioramento è evidenziato soprattutto dai valori dell'I.B.E. delle stazioni di confronto: dalla IV classe di qualità si è passati ad una II negli ultimi due campionamenti effettuati. Tuttavia permangono alcune problematiche: infatti in due tratti dei tre considerati nel presente studio la qualità ambientale corrisponde ancora ad un giudizio scadente. Si ipotizza che almeno parte dell'attuale carico inquinante insistente sul Boesio derivi dal dilavamento dei terreni circostanti adibiti ad uso agricolo. Si è quindi elaborata un'ipotesi di trattamento attraverso conferimento al depuratore di Casalzuigno di parte dei liquami utilizzati in tali terreni al fine di migliorare ulteriormente la qualità del torrente Boesio.

PAROLE CHIAVE: qualità acque superficiali / depurazione acque reflue / IBE / IFF

### Boesio River's water quality, after the activation of the Casalzuigno waste water plant

The study made in 2001-2002 by ARPA's Varese department & Sogeiva SPA Varese Ambiente measured the the Boesio River's water quality, after the activation of the waste water plant in Casalzuigno. Flow rate measures were made in the three stations in the river, near the water treatment plant. Not only river's water samples but also water in and out from the waste water plant were taken in order to chemical, chemical-physical and microbiological analyses and flow rate measures. Both biological index (EBI) and functionality river index (I.F.F.) were also applied.

The study shows an improvement of the river water quality, if we compare the results to the past ones. The biological index gives a good quality judgment (II class) in two stations analyzed and it is better than the last classification (IV class). However, some issues: the environment quality is poor in two considered sites. We believe that the washout from the bounding lands could be the main cause of the Boesio's present pollution. Probably Boesio's water quality could improve if a part of the manure would be treated in the Casalzuigno waste water plant.

KEY WORDS: river water quality / waste water plant / EBI / functionality river index.

### INTRODUZIONE

Il torrente Boesio scorre nella parte nord della Provincia di Varese; nasce alle pendici della parete nord del Campo dei Fiori, attraverso

la Valcuvia e sfocia nel lago Maggiore, a Laveno. In località Casalzuigno, a pochi chilometri dalla sorgente, è entrato in funzione, nel

giugno 2001, un impianto di depurazione, realizzato per il trattamento delle acque reflue di alcuni comuni limitrofi. L'impianto di Ca-

salzuigno, di tipo biologico, è stato progettato per una potenzialità pari a 13800 A.E., una portata media giornaliera di 3336 mc e una portata di punta di 558 mc/h ed è così strutturato: grigliatura grossolana e sollevamento, grigliatura fine meccanizzata e automatica, dissabbiatura e disoleatura, denitrificazione biologica anaerobica, ossidazione e nitrificazione biologica, sedimentazione, defosfatazione e filtrazione, clorazione, sollevamento fanghi di ricircolo e supero, ispessimento fanghi e disidratazione meccanica fanghi.

Lo scopo della presente indagine, svolta negli anni 2001-2003 in collaborazione tra il Dipartimento di Varese dell'ARPA e la società SOGEIVAS.p.A., gestore dell'impianto, è stato quello di caratterizzare il corso d'acqua nel periodo precedente e successivo all'entrata in funzione dell'impianto e di definire le caratteristiche delle acque reflue del depuratore in ingresso ed in uscita.

## MATERIALI E METODI

A partire dal tratto del torrente posto a monte dell'impianto sono state preliminarmente individuate tre stazioni di campionamento (Fig. 1):

- 1) a monte dello scarico dell'impianto di depurazione di Casalzuzigno e dello scarico di un insediamento produttivo (tintostamperia);
- 2) a valle dello scarico della tintostamperia;
- 3) a valle dello scarico dell'impianto di depurazione.

Le indagini sono state effettuate negli anni 2001-2003, sia sul torrente che sulle acque dell'impianto di depurazione in ingresso ed in uscita. Il monitoraggio ha avuto inizio nel mese di aprile, prima dell'entrata in funzione dell'impianto e si è protratto fino ai primi mesi del 2003.

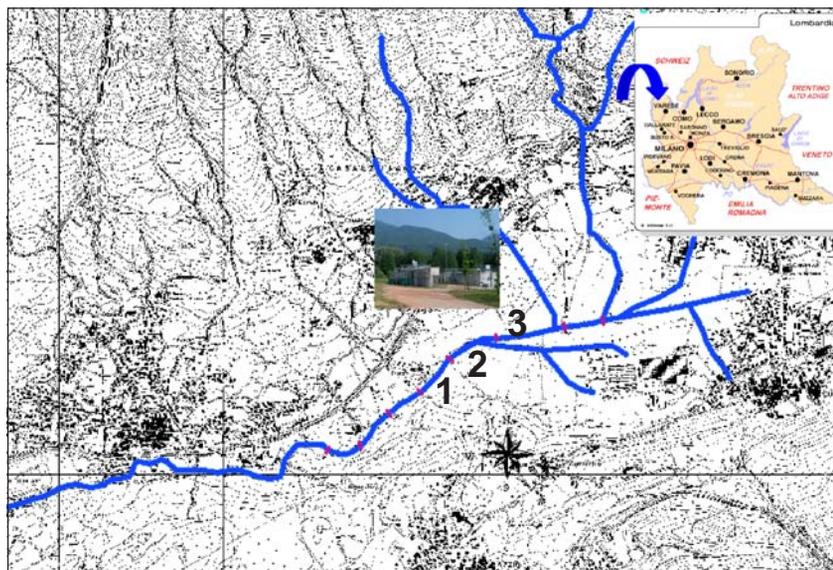


Fig. 1. Stazioni di prelievo, impianto di depurazione, torrente Boesio

Nelle tre stazioni di campionamento del torrente Boesio sono state eseguite analisi chimiche e microbiologiche seguendo le indicazioni del D. Lgs. 152/99, inerenti il monitoraggio e la classificazione delle acque superficiali. Sono stati ricercati i parametri definiti macrodescrittori, utili per la classificazione dello stato ecologico del tratto di torrente oggetto di indagine, oltre ad altri, sia chimico-fisici che microbiologici, al fine di una valutazione più completa della qualità delle acque.

L'indagine biologica è stata effettuata stagionalmente, applicando l'Indice Biotico Esteso (GHETTI, 1997).

Per le misure di portata e velocità della corrente è stato utilizzato uno strumento tipo "SIGMA 950 - Air Velocity" per le misure di flusso nei canali aperti mediante il principio Doppler.

Al fine di completare l'indagine con dati riferiti all'ambiente fluviale nel suo complesso, è stato applicato l'Indice di Funzionalità Fluviale (SILICARDI *et al.*, 2000) per un tratto del torrente di circa 2 km, comprendente una zona a monte

ed una a valle dell'impianto nell'area relativa al monitoraggio chimico, microbiologico e biologico.

Lo stato di qualità ambientale è stato definito sulla base dello stato ecologico e dello stato chimico del corpo idrico.

Anche per quanto riguarda le acque in ingresso ed uscita dal depuratore, si è fatto riferimento alla normativa vigente (D. Lgs. 152/99 allegato 5, tabelle 1, 2, 3); nel corso della campagna sperimentale sono stati individuati i parametri richiesti dalla stessa, più altri utili per una più completa caratterizzazione della funzionalità dell'impianto.

## RISULTATI E DISCUSSIONE

I dati di alcuni macrodescrittori, ritenuti di maggiore interesse per meglio rappresentare le indagini effettuate, sono esposti nelle figure 2-7. Da essi si evince che:

- in riferimento al carico organico (Fig. 2 e 3), si può osservare che l'apporto alla stazione 1 è sempre inferiore rispetto alle altre due, che sono molto simili. Ciò confermerebbe l'ipotesi che il carico organico non derivi dal

depuratore ma dal canale di adduzione dell'industria limitrofa. L'andamento dei parametri, nelle tre stazioni è comunque piuttosto simile: ciò potrebbe essere dovuto ad una presenza di inquinamento diffuso di fondo anche a monte di accertati scarichi ed al dilavamento dei campi laterali al corso d'acqua che vengono coltivati e concimati periodicamente;

- si osserva un incremento dei nitrati nella stazione 3, come conseguenza dei corretti processi depurativi dei composti dell'azoto. L'andamento dello ione ammonio riconferma in generale quanto considerato, pur evidenziando situazioni puntiformi di diminuzione della resa depurativa. Si notino i picchi nelle stazioni 1 e 2 spiegabili come effetto del dilavamento dei campi coltivati e concimati adiacenti l'asta del Boesio (Fig. 4 e 5);
- anche l'andamento del fosforo totale, rappresentato nella figura 6, è simile nelle tre stazioni,

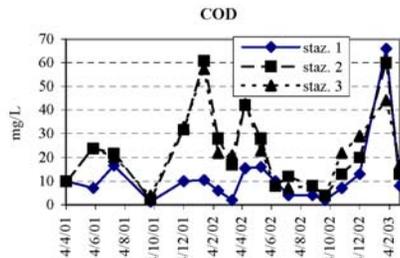


Fig. 2. Andamento del COD nel T. Boesio.

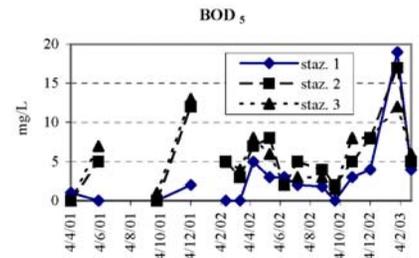


Fig. 3. Andamento del BOD<sub>5</sub> nel T. Boesio.

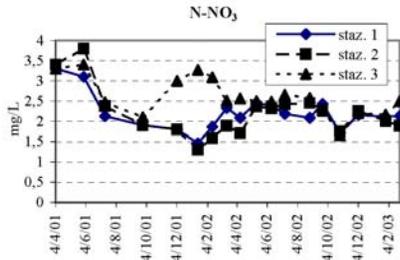


Fig. 4. Andamento dell'azoto nitrico nel T. Boesio.

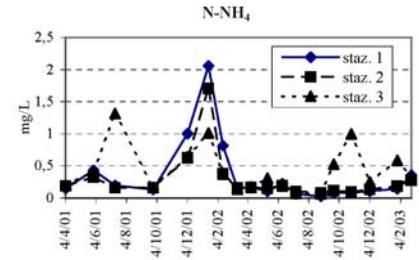


Fig. 5. Andamento dell'azoto ammoniacale nel T. Boesio.

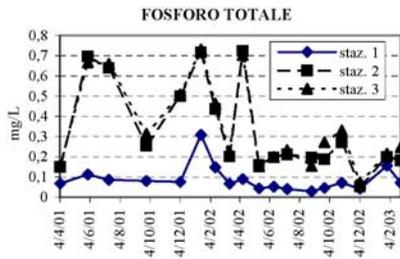


Fig. 6. Andamento del fosforo totale nel T. Boesio.

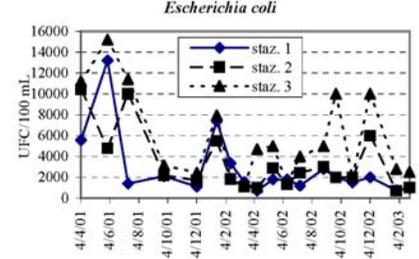


Fig. 7. Andamento di *E. coli* nel T. Boesio.

Tab. I. Valori di I.B.E.

Data	apr-01			giu-01			set - 01			mar -02			giu-02			ott-02			dic-02		
Staz.	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3
I.B.E.	9/8	7/6	7	7/6	8	6/7	5/6	7	4/5	7	7/8	6	6	6/7	6	8	6	9	9	10	8
C.Q.	II	III	III	III	II	III	IV/III	III	IV	III	III/II	III	III	III	III	II	III	II	II	I	II

Tab. II. Stato ecologico delle tre stazioni di indagine

L.I.M.	O <sub>2</sub> disciolto 100-OD	BOD <sub>5</sub>	COD	Azoto ammoniac.	Azoto nitrico	Fosforo totale	<i>Escherichia Coli</i>	IBE		
STAZ. 1	75° perc.	27	3,3	12	0,32	2,4	0,09	2625	Media	7 classe 3
STAZ. 2	75° perc.	39	7,3	28	0,26	2,4	0,48	4350	Media	7 classe 3
STAZ. 3	75° perc.	36	8,0	28	0,57	2,9	0,50	9488	Media	7 classe 3
STAZ. 1		20	40	20	20	20	20	20	Somma	180 liv. 3 classe 3
STAZ. 2		10	20	5	20	20	20	20	Somma	105 liv. 4 classe 4
STAZ. 3		10	20	5	10	20	10	10	Somma	85 liv. 4 classe 4

**STATO ECOLOGICO**

STAZ. 1 CLASSE 3  
 STAZ. 2 CLASSE 4  
 STAZ. 3 CLASSE 4

pur registrando valori inferiori nella stazione 1, a monte del canale ove scarica l'industria già citata: pertanto si ipotizza che tale incremento sia dovuto ai detersivi usati dall'azienda in fase di lavorazione;

- infine la figura 7, relativa ad *E. coli*, conferma che il refluo in uscita dall'impianto incrementa la concentrazione microbica delle acque fluviali e che, in seguito all'entrata in funzione della disinfezione, nei primi mesi del 2003, la carica batterica è diminuita sensibilmente.

I risultati relativi ai valori di I.B.E., riassunti nella tabella I, indicano che in generale lo stato del corso d'acqua si presenta un po' più critico a valle dello scarico dell'impianto, nella stazione 3 di Casalzuigno, anche se si nota un netto miglioramento negli ultimi campionamenti del 2002 (I.B.E. pari a 9 e 8), rispetto ai mesi precedenti; nelle stazioni a monte dello scarico dell'impianto di depurazione l'ambiente si presenta non alterato sensibilmente, con valori di I.B.E. pari a 9 e 10 alla fine del 2002. I valori peggiori sono stati registrati in periodi di siccità, ove la portata e la concentrazione di ossigeno disciolto erano scarse, seguiti da fasi di portata tipici dei periodi di pioggia intensa che hanno comportato un intenso dilavamento dei substrati.

Tab. III. Valori di I.F.F. ottenuti nei tratti considerati

Staz.	I.F.F. sx	I.F.F. dx	L.F. sx	L.F. dx
1	231	158	II	III
2	195	195	II/III	II/III
3	156	156	III	III
4	175	140	III	III
5	131	131	III	III
6	165	160	III	III
7	160	195	III	II/III

**Stato ecologico**

In base ai risultati ottenuti e secondo quanto previsto dal D. Lgs. 152/99, sono stati calcolati il livello di inquinamento espresso dai macrodescrittori e lo stato ecologico dei tratti considerati come indicato nella tabella II.

A conferma di quanto già descritto precedentemente si nota un

peggioramento nelle stazioni 2 e 3; l'abbassamento dalla classe 3 alla classe 4 è da attribuirsi al punteggio definito dai macrodescrittori.

Si riportano nella tabella III i valori di I.F.F. ottenuti nei sette tratti considerati che sono pressochè costanti ed in generale traducibili in un giudizio di mediocrità.

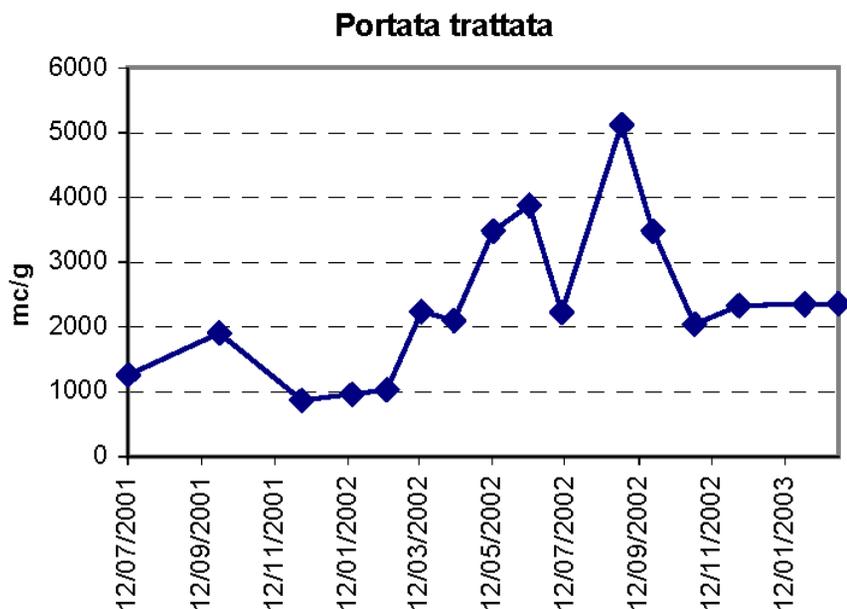


Fig. 8. Misura della portata idraulica.

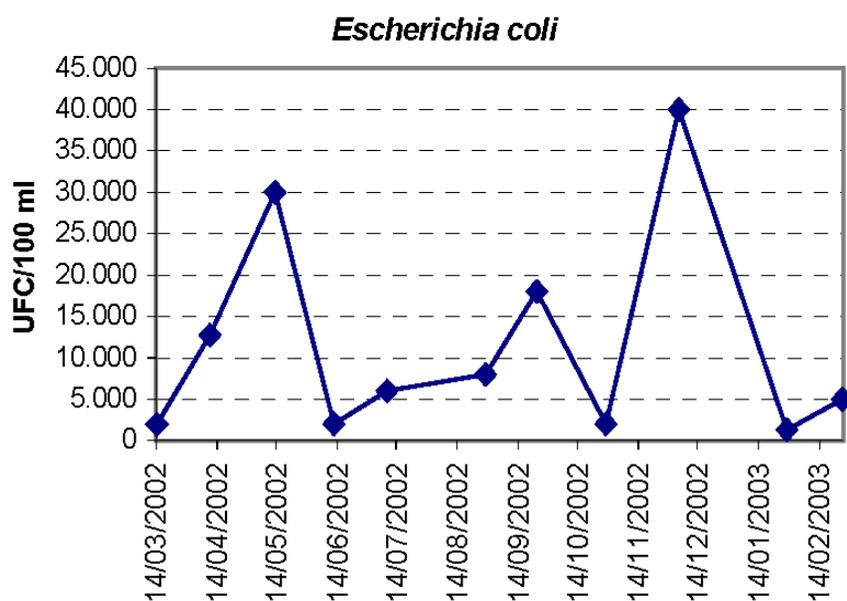


Fig. 9. Andamento di *E. coli* nel periodo d'indagine.

Sul territorio insistono alcuni fattori che influenzano negativamente la funzionalità fluviale: le colture stagionali o permanenti, le formazioni arboree o arbustive non riparie ed i fenomeni erosivi delle sponde.

Nella figura 8 sono riportate le portate trattate dal depuratore e, in figura 9, i valori medi relativi al parametro microbiologico *E. coli* in uscita dall'impianto; quest'ultimo ha fatto registrare valori elevati, in sintonia con il fatto che la sezione di disinfezione con ipoclorito di sodio è stata avviata ad inizio 2003. Si è verificato che, a partire da questo periodo, *E. coli* e tutte le specie microbiologiche ricercate hanno subito un netto decremento.

In tabella IV vengono riportati i valori medi dei principali parametri chimico-fisici misurati in ingresso ed uscita impianto. Le concentrazioni dei parametri in ingresso impianto non sono risultate particolarmente elevate, probabilmente per un effetto diluente derivato

**Tab. IV.** Parametri chimico-fisici misurati all'ingresso e uscita impianto

parametri	pH	COD mg/L	BOD <sub>5</sub> mg/L	N-NO <sub>2</sub> mg/L	N-NO <sub>3</sub> mg/L	N-NH <sub>4</sub> mg/L	Ptot mg/L	SS105°C mg/L
<b>IN impianto</b>	8	119	42	0,15	1,8	14,0	2,14	60
<b>OUT impianto</b>	8	20	7	0,14	7,25	1,63	0,82	6

dalle acque chiare miste a quelle nere. Le rese depurative sono state costantemente soddisfacenti.

### CONCLUSIONI

L'entrata in funzione dell'impianto di depurazione di Casalzugno ha sicuramente contribuito ad un miglioramento della qualità delle acque del tratto considerato del torrente Boesio.

Dalla determinazione dello stato ecologico, appare evidente che permangono alcune problematiche. Infatti, ai sensi del D. Lgs. 152/99 (art.5) "entro il 31 dicembre 2008, ogni corpo idrico superficiale classificato o tratto di esso deve conseguire almeno i requisiti di sufficiente di cui all'allegato 1", mentre

in due tratti dei tre considerati nel presente studio la qualità ambientale corrisponde attualmente ad un giudizio scadente.

Si ritiene che almeno parte degli inquinanti derivino dal dilavamento dei terreni circostanti adibiti ad uso agricolo e sui quali vengono distribuite notevoli quantità di liquami zootecnici prodotti da una azienda agricola limitrofa all'impianto.

È ipotizzabile un conferimento di parte di questi liquami direttamente al depuratore di Casalzugno, così da diminuire il carico organico gravante sul torrente Boesio e perseguire ugualmente una buona resa depurativa dell'impianto.

### Bibliografia

GHETTI P.F., 1997. Manuale di applicazione.- Indice Biotico Esteso (I.B.E.). I macroinvertebrati nel controllo della qualità degli ambienti di acque correnti. *Prov. auton.*

*di Trento. Agenzia provinciale per la protezione dell'ambiente, 222 pp.*

SILIGARDI M., BERNABEI S., CAPPELLETTI C., CHERICI E., CIUTTI F., EGGADI F., FRANCESCHINI A., MAIOLINI B., MANCINI

L., MINCIARDI M.R., MONAUNI C., ROSSI G., SANSONI G., SPAGGIARI R., ZANETTI M., 2000. *I.F.F., Indice di Funzionalità Fluviale*. ANPA, APPA Trento. Roma, 223 pp.



*Biologia Ambientale*, **19** (1): 197-200.

Atti del Seminario: *Classificazione ecologica delle acque interne. Applicabilità della Direttiva 2000/60/CE*. Trento, 12-13 febbraio 2004. G.N. Baldaccini e G. Sansoni (eds.). Ed. APAT, APPA Trento, CISBA. Trento, 2005.

## Qualità delle acque idonee alla vita dei pesci: otto anni di applicazione del D. Lgs. 130/92 in Trentino

Flavio Corradini, Cristina Cappelletti\*, Giovanna Flaim

*Istituto Agrario San Michele all'Adige, Via E. Mach, 1 - 38010 San Michele all'Adige (TN)*

\* *Referente per la corrispondenza (fax 0461 650956; cristina.cappelletti@iasma.it)*

### RIASSUNTO

Si espongono i risultati delle quattro campagne di indagine relative all'applicazione del D. Lgs 130/92 (sostituito successivamente dal D. Lgs. 152/99) sui corsi d'acqua della provincia di Trento. Tale decreto, per la prima volta nella legislazione nazionale, ha introdotto il concetto di multidisciplinarietà delle indagini, affiancando alle tradizionali indagini chimico-microbiologiche l'uso dell'Indice Biotico Esteso. L'approccio integrato delle metodologie di indagine, poi ripreso in forma obbligatoria da successive normative, si è dimostrato, anche in questo lavoro, il più appropriato, poiché permette di rilevare anche leggeri scostamenti della qualità.

Gli ambienti individuati sono risultati di buona/ottima qualità e in conformità con la designazione e classificazione delle acque come "salmonicole".

PAROLE CHIAVE: D. Lgs. 130/92 / D. Lgs. 152/99 / corsi d'acqua / Trentino

### Quality of fresh waters necessary to support fish life: application of LC 130/92 in Trentino

The results of water course monitoring in Trentino, in fulfilment of environmental decree LC 130/92, are presented. This decree was the first that proposed the concept of a multidisciplinary survey, which later became obligatory in subsequently Italian environmental legislation. This integrated approach, utilising both chemical and biological methods, has proven to be the best because it permits detection of even slight variations in water quality.

The biological and chemical quality of the ten stations surveyed was excellent/good. These water courses could all be classified as "trout streams".

KEY WORDS: decree 130/92 / decree 152/99 / streams / Trentino

### INTRODUZIONE

Il D. Lgs. 130/92 (attuazione della Direttiva 78/659/CEE sulla qualità delle acque idonee alla vita dei pesci) ha anticipato nei contenuti il D. Lgs. 152/99, in cui è stato integrato, e la Direttiva 2000/60/CE, incominciando ad introdurre un approccio multidisciplinare nelle metodologie d'indagine nel campo della tutela delle acque dolci. Per una più estesa valutazione della qualità delle acque, infatti, oltre ai tradizionali parametri chimico-fisici, il decreto individua per la

prima volta delle analisi biologiche (seppur facoltative) da effettuarsi sui corpi idrici, in particolare per i corsi d'acqua, l'I.B.E., riconoscendone di fatto l'importanza.

In questa sede si presentano i risultati sintetici delle quattro campagne di indagine sui corsi d'acqua del Trentino, individuati ai sensi del presente decreto, svolte nel 1995, 1998, 2000 e 2002. Tale attività è stata svolta dall'Istituto Agrario di San Michele all'Adige su incarico dell'Agenzia Provinciale per la

Protezione dell'Ambiente di Trento.

### MATERIALI E METODI

Durante il primo anno (1995) l'indagine ha interessato sedici ambienti di acqua corrente, diventati dieci nelle annate successive (1998, 2000, 2002). La Giunta Provinciale ha individuato con propria delibera ambienti acquatici di media montagna situati in zone protette o ai limiti delle stesse (Parco Nazionale dello Stelvio, Parco Naturale Adamello-Brenta, Parco

Naturale Paneveggio-Pale di San Martino) e, pertanto, presumibilmente, di buona qualità (Tab. I).

Per una più completa valutazione della qualità delle acque, oltre alle analisi obbligatorie previste dall'allegato 2, sezione B della normativa (D. Lgs. 152/99) (Tab. II), effettuate con modalità e tempisti-

ca previste dalla legge, sono state condotte le analisi biologiche (IBE - un campionamento estivo), nonché altre analisi chimiche accessorie (es. conducibilità, azoto nitrico).

Per i parametri chimico-fisici i metodi analitici e di campionamento impiegati sono quelli descritti nei "Metodi Analitici per le acque"

(IRSA-CNR, 1994). Per il campionamento e la determinazione dell'IBE è stato seguito il metodo descritto da GHETTI (1997).

## RISULTATI E DISCUSSIONE

La distribuzione sull'intero territorio provinciale dei corsi d'acqua analizzati ha permesso di in-

Tab. I. Elenco degli ambienti oggetto di indagine.

BACINO	COD	CORPO D'ACQUA	STAZIONE	QUOTA (m s.l.m.)	PARCO
NOCE	1	Noce	m.te confluenza Noce Bianco	1160	Parco Nazionale dello Stelvio
	2	Noce Bianco	Cogolo valle	978	Parco Nazionale dello Stelvio
	3	Rabbies	Fonti di Rabbi	1200	Parco Nazionale dello Stelvio
	4	Meledrio	in chiusura di parco	800	Parco Adamello-Brenta
SARCA	5	Algone	in chiusura di parco	906	Parco Adamello-Brenta
	6	Sarca Vallesinella	m.te immissione rio Val Brenta	1270	Parco Adamello-Brenta
	7	Sarca di Genova	tra bacino e Nardis	915	Parco Adamello-Brenta
	8	Ambies	in chiusura di parco	850	Parco Adamello-Brenta
	9	Sarca di Nambrone	in chiusura di parco	1000	Parco Adamello-Brenta
AVISIO	10	Travignolo	monte bacino Forte Buso	1470	Parco Paneveggio-Pale di S. Martino

Tab. II. Analisi obbligatorie previste dall'allegato 2, sezione B della normativa (D. Lgs. 152/99).

Parametri	Unità	Valore guida	Limite di legge
Temperatura acqua (max)	°C		21,5 <sup>(*)</sup>
Ossigeno	mg/L O <sub>2</sub>	≥ 9 (50%) opp. ≥ 7 (100%)	≥ 9 (50%)
pH 20 °C		6-9 <sup>(*)</sup>	
Materiali in sospensione	mg/L	25 <sup>(*)</sup>	60 <sup>(*)</sup>
BOD <sub>5</sub> (O <sub>2</sub> )	mg/L O <sub>2</sub>	3	5
Fosforo totale	mg/L P	0,07	
Nitriti (NO <sub>2</sub> )	mg/L NO <sub>2</sub>	0,01	0,88
Composti fenolici	mg/L C <sub>6</sub> H <sub>5</sub> OH	0,01	**
Idrocarburi di origine petrolifera	mg/L	0,2	***
Ammoniaca non ionizzata	mg/L NH <sub>3</sub>	0,005	0,025
Ammoniaca totale (NH <sub>4</sub> )	mg/L NH <sub>4</sub>	0,04	1
Cloro residuo totale	mg/L come HOCl		0,004
Zinco totale*	µg/L Zn		300
Rame	µg/L Cu		40
Tensioattivi (anionici)	mg/L come MBAS	0,2	
Arsenico	µg/L As		50
Cadmio totale*	µg/L Cd	0,2	2,5
Cromo	µg/L Cr		20
Mercurio totale*	µg/L Hg	0,05	0,5
Nichel	µg/L Ni		75
Piombo	µg/L Pb		10

<sup>(\*)</sup> conformemente all'art. 13 sono possibili deroghe

\* disciolto più particolato

\*\* i composti fenolici non devono essere presenti in concentrazioni tali da alterare il sapore dei pesci

\*\*\* i prodotti di origine petrolifera non devono essere presenti in concentrazioni tali da:

- produrre alla superficie dell'acqua una pellicola visibile o da depositarsi in strati sul letto dei corsi d'acqua o sul fondo dei laghi;
- dare ai pesci un sapore percettibile di idrocarburi;
- provocare effetti nocivi sui pesci.

dagare ambienti naturalmente differenti. L'ampia diversità geologica si riflette ad esempio, nella grande variabilità dei valori di conducibilità dell'acqua dei siti seguiti (Fig. 1). Le stazioni Sarca Val di Genova (7) e Sarca Nambrone (9) infatti, presentano un substrato siliceo, quelle sul Noce (1 e 2) e sul Rabbies (3) un substrato misto e le rimanenti, calcareo

I valori dei parametri chimici sono risultati in genere inferiori o prossimi ai valori guida e comunque, sempre inferiori ai limiti di legge. Questo era del resto, il risultato atteso, data la collocazione, al limite di parchi o di riserve naturali, delle stazioni d'indagine. Si è rilevata solo qualche traccia di tensioattivi anionici e di cloro attivo in alcune occasioni nelle stazioni del Noce, del Sarca di Genova e del Travignolo, indice di come, anche limitati insediamenti abitativi, produttivi e turistici presenti a monte, lascino il segno. Non si è evidenziato alcun problema invece, per il contenuto di metalli pesanti, anche in relazione ad eventuali loro fonti naturali.

Si sono rilevati contenuti medi e mediani di fosforo totale significativamente più elevati (qualche decina di  $\mu\text{g/L}$ ) nei corsi d'acqua di origine glaciale, a seguito della presenza di limi, a fronte di

valori molto bassi (in genere inferiori a  $10 \mu\text{g/L}$ ) negli altri torrenti. Tali valori si sono registrati comunque, solo nei prelievi effettuati a breve distanza da eventi piovosi, in relazione con la presenza ed il trasporto di materiale solido in sospensione (Tab. III).

Sempre bassi invece, di pochissimi  $\mu\text{g/L}$ , con valori spesso al limite della soglia analitica, sono apparsi i contenuti di fosforo-orto-fosfato in forma solubile. Oltre a quest'ultimo parametro, fra quelli non richiesti dalla normativa, è stato seguito nelle prime tre annate di indagine anche l'azoto nitrico (Fig. 2), visto il suo importante ruolo nel ciclo dell'azoto e nell'eutrofizzazione di molte acque di fondovalle. I contenuti, abbastanza stabili nel tempo per ogni singola stazione, presentano differenze fra le stesse, riconducibili alle diverse tipologie e relative distribuzioni di copertura vegetale dei territori loro sottesi. Le concentrazioni sono tendenzialmente tanto più alte quanto maggiori sono l'estensione dei bacini, la loro altitudine media e lo spessore pedologico medio dei suoli.

A livello biologico si è riscontrato un notevole grado di variabilità fra i diversi corsi d'acqua nella composizione e nella ricchezza in taxa della comunità macrobentonica, che va interpretata in funzione

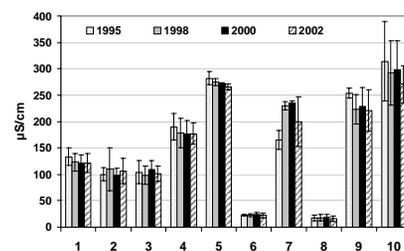


Fig. 1. Andamento della conducibilità (media e deviazione standard) nelle diverse stazioni e periodi di indagine.

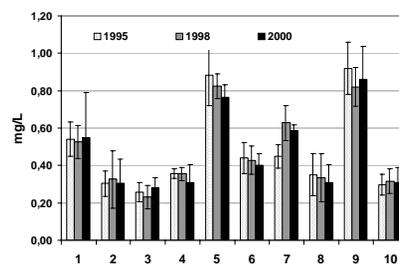


Fig. 2. Andamento del contenuto in azoto nitrico (media e deviazione standard) nelle diverse stazioni e periodi di indagine.

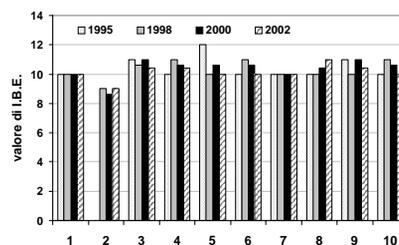


Fig. 3. Andamento dell'I.B.E. nelle diverse stazioni e periodi di indagine.

Tab. III. Valori di fosforo totale ( $\mu\text{g/L}$ ) espressi come mediana, valore minimo e massimo nelle diverse stazioni e periodi di indagine.

Stazioni	1995			1998			2000			2002		
	mediana	min	max									
Noce	18	7	31	18	9	34	21	11	38	20	7	56
Noce Bianco	26	9	133	21	10	198	36	20	196	50	7	95
Rabbies	4	4	9	2	1	3	8	5	19	16	2	27
Meledrio	4	3	15	6	2	28	6	3	14	4	3	21
Algone	3	1	10	4	1	8	6	1	95	2	1	10
Sarca Nambrone	9	3	25	19	4	46	25	5	150	12	4	28
Sarca Vallesinella	1	1	1	4	3	5	4	2	7	3	0	5
Sarca Val di Genova	18	4	59	15	5	47	19	4	59	50	1	115
Ambies	3	1	4	6	3	12	5	3	8	5	0	10
Travignolo	4	3	6	3	2	40	4	3	8	3	2	8

**Tab. IV.** Numero di EPT taxa (somma delle unità sistematiche di Plecotteri, Efemerotteri e Tricotteri) e altri taxa nelle diverse stazioni e periodi di indagine.

Stazioni	1995		1998		2000		2002	
	EPT taxa	altri						
Noce	11	8	9	4	5	6	12	5
Noce Bianco	-	-	5	10	10	8	8	6
Rabbies	13	9	10	9	13	11	13	7
Meledrio	9	10	11	11	11	10	13	7
Algone	16	12	8	10	11	10	9	10
Sarca Vallesinella	12	8	11	10	11	10	13	4
Sarca di Genova	9	7	9	7	14	5	12	7
Ambies	12	8	10	8	10	10	11	11
Sarca di Nambrone	15	8	10	9	15	9	14	6
Travignolo	11	6	13	10	13	8	10	7

dell'ambiente, a volte estremamente rigido e oligotrofo, nonché in funzione delle oscillazioni e degli sbalzi di portata, a cui sono soggetti alcuni corsi d'acqua, specialmente quando a questi si aggiunge una certa presenza antropica. Mediamente le comunità sono caratterizzate dalla presenza di un numero medio-elevato di EPT taxa (somma delle unità sistematiche -U.S.- di Efemerotteri, Plecotteri e Tricotteri) (Tab. IV), anche se si osserva una forte variabilità nel numero di taxa di Plecotteri. Il minor numero di U.S. di Plecotteri si osserva nella stazione 2 - Noce Bianco, con 2 taxa nel campionamento del 1998 e nella stazione 1 - Noce nel campionamento del 2000. La stazione

2 presenta inoltre, sempre, il minor numero di U.S. di Ditteri.

In accordo con le aspettative, gli ambienti acquatici monitorati sono risultati di buona/ottima qualità biologica e in conformità con la designazione e classificazione delle acque come "salmonicole".

Una sola stazione di indagine, quella sul torrente Noce Bianco (staz. 2), ha presentato nel corso di tutte le campagne di indagine, una seconda classe di qualità I.B.E., cui corrisponde un giudizio di qualità di "Ambiente con moderati sintomi di alterazione" (Fig. 3), in accordo con le analisi chimiche, che evidenziavano una leggera inquinazione in estate. Tale stazione risente infatti, pesantemente, delle sistema-

zioni idrauliche, delle notevoli e discontinue oscillazioni di portata, nonché di una seppur limitata presenza residenziale, produttiva e turistica della Val di Pejo.

## CONCLUSIONI

In conclusione si può affermare che l'approccio integrato delle metodologie di indagine (chimiche e biologiche) si è dimostrato il più appropriato, poiché ha permesso di rilevare anche leggeri scostamenti di qualità, seppur poco significativi, imputabili sia all'impatto antropico (legati alla presenza di insediamenti rurali o turistici), sia alla forte regimazione che caratterizza molte acque della provincia di Trento.

## BIBLIOGRAFIA

GHETTI P.F., 1997. *Manuale di applicazione Indice Biotico Esteso (I.B.E.). I macroinvertebrati nel controllo della qualità degli ambienti di acque correnti.*

Provincia Autonoma di Trento. Agenzia Provinciale per la Protezione dell'Ambiente, Trento, 222 pp.

I.R.S.A.-C.N.R., 1994. *Metodi analitici per le acque.* Quaderni, 100. Istituto di Ricerca sulle Acque, Roma, 342 pp.

*Biologia Ambientale*, **19** (1): 201-204.

Atti del Seminario: *Classificazione ecologica delle acque interne. Applicabilità della Direttiva 2000/60/CE*. Trento, 12-13 febbraio 2004. G.N. Baldaccini e G. Sansoni (eds.). Ed. APAT, APPA Trento, CISBA. Trento, 2005.

## Le carcasse di pesci come risorsa di energia nei sistemi fluviali

Tiziano Bo<sup>1</sup>, Stefano Fenoglio<sup>2</sup>, Paolo Agosta<sup>2</sup>, Marco Cucco<sup>2</sup>

<sup>1</sup> coll. A.R.P.A. Piemonte, Dipartimento di Alessandria, Via Trotti 17, 15100 Alessandria.

<sup>2</sup> Di.S.A.V., Università del Piemonte Orientale, Via Bellini 25, 15100 Alessandria.

\* Referente per la corrispondenza: Fax 0131-5137212; tizianobo@hotmail.com

### Riassunto

È stato analizzato il processo di decomposizione di carcasse di pesci in un torrente appenninico, indagando sulle modalità di colonizzazione ed uso di questa risorsa da parte delle comunità a macroinvertebrati. Nel maggio 2003 sono state dislocate 56 trote morte in un tratto del torrente Visone (AL), disponendole in gruppi di sette. In quattro date successive da ciascun gruppo è stata prelevata una trota, di cui sono stati determinati il peso e da cui sono stati estratti e classificati i macroinvertebrati colonizzatori. Le trote sono risultate un'importante risorsa, sfruttata direttamente o indirettamente da 58 taxa (6964 individui) che hanno costituito comunità di colonizzatori sensibilmente differenti rispetto alla composizione delle cenosi naturalmente presenti nel letto fluviale. I taxa più abbondanti sono risultati Chironomidae, *Serratella ignita*, *Habrophlebia* sp., *Dugesia* sp. e *Protonemura* sp. Raccoglitori di particellato fine e tagliuzzatori sono risultati i gruppi funzionali maggiormente rappresentati.

PAROLE CHIAVE: Carcasse / macroinvertebrati / colonizzazione

### Fish carcasses as punctual resource in streams

In this study, we analysed the decomposition of trout carcasses in a low-order Apennine stream, with the aim to examine the macroinvertebrate colonisation process. In May 2003, we put 56 dead rainbow trout (in the stream, placing seven sets (four trout each). At four dates, we removed one trout per set to measure its dry mass and determine the associated macroinvertebrate assemblage. Fifty-eight macroinvertebrate taxa (with 6965 individuals) colonised the carcasses. Chironomidae, *Serratella ignita*, *Habrophlebia* sp., *Dugesia* sp. and *Protonemura* sp. were the five most abundant taxa. In small, low-order, heterotrophic streams, fish carcasses represent an important resource and shelter for rich and diversified invertebrate assemblages

KEY WORDS: Carcasses / macroinvertebrates / colonization

### INTRODUZIONE

Gli ambienti lotici sono sistemi in parte eterotrofi in cui, specialmente nel tratto iniziale, la produzione primaria autoctona è scarsa (VANNOTE *et al.*, 1980) e l'input energetico principale è alloctono, costituito principalmente da materiale vegetale prodotto nei sistemi terrestri del bacino drenato (MURPHY *et al.*, 1998). In questo contesto energeticamente esigente, le carcasse di pesci possono costituire una

non trascurabile, benchè puntiforme, risorsa. Recenti studi relativi alle dinamiche dei nutrienti nei sistemi fluviali hanno evidenziato come i processi di decomposizione del materiale di origine animale siano praticamente sconosciuti (MERRITT e WALLACE, 2000). Le informazioni relative a questo aspetto dell'ecologia fluviale provengono sinora esclusivamente da studi condotti in Nord America (WIPFLI

*et al.*, 2003), su popolazioni di salmonidi anadromi. I macroinvertebrati sicuramente svolgono, in questo processo, un ruolo tanto importante quanto sinora poco indagato (CHALONER *et al.*, 2002). Esaminando il processo di decomposizione di carcasse di Trota iridea (*Oncorhynchus mykiss*) in un torrente appenninico, è stato studiato il tasso di degradazione (mass loss) della materia organica (FENOGLIO *et al.*, 2005)

e analizzato il popolamento di macroinvertebrati colonizzatori. Nel presente lavoro si illustrano i risultati relativi a quest'ultimo aspetto.

## MATERIALI E METODI

Nel maggio 2003, 56 carcasse di Trota iridea sono state pesate, numerate e posizionate in quattordici stazioni nel tratto appenninico del torrente Visone (AL) (Fig. 1). Questo corso d'acqua presenta una qualità biologica elevata ed ospita comunità macrobentoniche ricche e ben strutturate (FENOGLIO *et al.*, 2002). In quattro date successive, dopo 5, 10, 15 e 27 giorni, è stata rimossa una trota per ciascuna stazione, analizzandone il popolamento a macroinvertebrati.

Ogni carcassa era posizionata in un vaschetta di plastica bianca e i macroinvertebrati venivano rimossi con le pinzette dalla cavità orale e branchiale, dalle interiora e dalla superficie esterna e posti in alcool (70%). Gli organismi trascinati verso valle dalla corrente quando la trota veniva rimossa erano raccolti con un retino (250  $\mu\text{m}$ ) e successivamente inclusi nel campione. In laboratorio, tutti gli organismi sono stati contati ed identificati a livello di specie o genere, ad eccezione di Chironomidi, Simulidi, e stadi giovanili di Tricotteri e Ditteri che sono stati identificati a livello di famiglia.

A ciascun taxon è stato assegnato il ruolo trofico funzionale (Functional Feeding Group; FFG: raschiatori o *scrapers*, tagliuzzatori o *shredders*, raccoglitori di particellato fine o *collectors-gatherers*, filtratori o *filterers* e predatori o *predators*). Sono inoltre stati condotti in parallelo prelievi quantitativi nei diversi punti, utilizzando un retino Surber (0,25 m<sup>2</sup> - 250  $\mu\text{m}$ ), per determinare la composizione delle comunità macrobentoniche presenti nel letto fluviale.

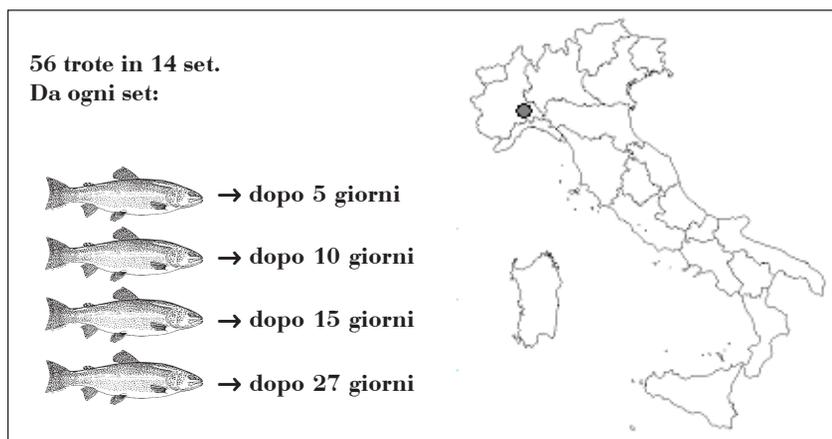


Fig. 1. Disegno sperimentale e localizzazione del Torrente Visone.

Tab. I. Lista dei taxa rinvenuti sulla superficie o all'interno delle carcasse (con relativo numero di individui).

Taxon	N	Taxon	N
<b>Plecotteri</b>	548	<b>Ditteri</b>	2110
<i>Leuctra sp.</i>	117	Chironomidae	2018
<i>Protonemura sp.</i>	402	Tipulidae	1
<i>Isoperla sp.</i>	14	Athericidae	6
<i>Nemoura sp.</i>	5	Limoniidae	1
<i>Amphinemura sp.</i>	1	Culicidae	1
<i>Chloroperla sp.</i>	9	Stratiomyidae	1
<b>Efemerotteri</b>	2808	Ceratopogonidae	7
<i>Baetis sp.</i>	212	Simuliidae	75
<i>Serratella ignita</i>	1845	<b>Coleotteri</b>	240
<i>Habrophlebia sp.</i>	719	<i>Helicus substriatus</i>	200
<i>Habroleptoides sp.</i>	1	Helodidae	6
<i>Electrogena sp.</i>	3	Elminthidae	18
<i>Caenis sp.</i>	1	Hydraenidae	12
<i>Ecdyonurus sp.</i>	10	Dytiscidae	3
<i>Paraleptophlebia sp.</i>	1	Gyrinidae larva	1
<i>Centropilum luteolum</i>	12	<b>Odonati</b>	14
<i>Torleya major</i>	4	<i>Calopteryx virgo</i>	4
<b>Tricotteri</b>	526	<i>Onychogonophus sp.</i>	5
Hydroptilidae	1	<i>Boyeria irene</i>	4
Polycentropodidae	159	<i>Chalcolestes viridis</i>	1
Leptoceridae	54	<b>Oligocheti</b>	37
Beraeidae	4	Naididae	33
<i>Wormaldia sp.</i>	77	<i>Eiseniella tetraedra</i>	1
<i>Chimarra sp.</i>	1	Lumbriculidae	1
<i>Philopotamus sp.</i>	18	Lumbricidae	2
<i>Hydropsyche sp.</i>	61	<b>Tricladi</b>	
<i>Rhyacophila sp.</i>	9	<i>Dugesia sp.</i>	563
<i>Halesus sp.</i>	5	<b>Aracnidi</b>	
<i>Micropterna sp.</i>	1	Hydracarina	36
<i>Stenophilax sp.</i>	1	<b>Gasteropodi</b>	81
<i>Allogamus sp.</i>	8	<i>Ancylus fluviatilis</i>	3
Glossosomatidae	13	<i>Lymnaea sp.</i>	78
<i>Sericostoma pedemontanum</i>	44		
<i>Lepidostoma hyrtum</i>	69		

## RISULTATI E DISCUSSIONE

Nelle quattro date di campionamento sono state recuperate 55 delle 56 trote posizionate, in quanto dopo 27 giorni una carcassa è stata rinvenuta sulla riva del torrente, probabilmente rimossa da un mustelide o da una volpe. In totale sono stati raccolti e determinati 6964 organismi appartenenti a 58 taxa nelle carcasse (Tab. I) e 6242 organismi, con 76 taxa, sul fondo. I quattro taxa più abbondanti in assoluto nelle carcasse sono risultati i Ditteri della famiglia Chironomidae, gli Efemerotteri *Serratella ignita* e *Habrophlebia* sp. e il Triclade *Dugesia* sp.; negli ambienti erosivi era inoltre numeroso il Plecottero *Protonemura* sp. mentre nelle *pools* era abbondante il Gasteropode *Lymnaea* sp. Alcuni taxa, anche se molto diffusi nel substrato, non sono mai stati rinvenuti nelle carcasse, come gli Efemerotteri *Ecdyonurus* sp. ed *Ephemera danica*. Il popolamento dei colonizzatori è cambiato nel tempo, ed è stato caratterizzato da un lento ma progressivo aumento della ricchezza tassonomica e della diversità. Inoltre, le carcasse posizionate negli ambienti erosivi ospitavano comunità di macroinvertebrati più ricche rispetto alle carcasse posizionate nelle *pools*, ed entrambe queste comunità differivano notevolmente da quella presente nel letto fluviale. Raccoglitori di particellato fine (Cg) e tagliuzza-

tori (Sh) sono risultati i gruppi trofici funzionali maggiormente rappresentati (Fig. 2), con un pattern che si è mantenuto nelle quattro date di campionamento.

## CONCLUSIONI

Numerosi taxa di macroinvertebrati bentonici mostrano una elevata capacità di colonizzare e sfruttare le carcasse di pesci, con modalità che paiono abbastanza differenti. Alcuni taxa utilizzano direttamente questa risorsa, consumando visceri, branchie e muscoli (come alcuni Tricotteri Limnephilidae), altri si nutrono del particellato fine prodotto dal processo di decomposizione e dall'attività dell'acqua (come molti Efemerotteri Leptophlebiidae o Ephemerellidae), mentre altri ancora utilizzano la carcassa come substrato a cui aderire e da cui intercettare il materiale fine, come i Ditteri Simuliidae. In ambienti poco o punto alterati, come il Torrente Visone, in cui la composizione funzionale delle comunità è strettamente legata alla tipologia del corpo idrico e del bacino sotteso (FENOGLIO *et al.*, 2003), il processo di decomposizione sembra abbastanza veloce e la carcassa viene trasformata rapidamente. Lo studio evidenzia come numerosi invertebrati intervengano nel processo di demolizione, formando comunità di colonizzatori che si evolvono nel tempo e presentano caratte-

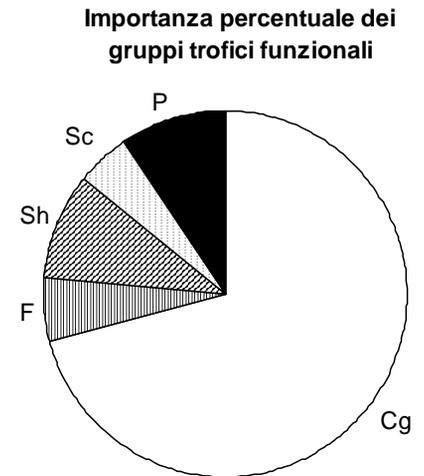


Fig. 2. Percentuali dei macroinvertebrati rinvenuti sulle carcasse, per gruppi trofici funzionali. Cg: raccoglitori di particellato fine; F: filtratori; Sh: tagliuzzatori; Sc: raschiatori; P: predatori.

ristiche funzionali e tassonomiche decisamente diverse rispetto alle cenosi naturali del tratto fluviale esaminato. Le carcasse di pesci rappresentano un apprezzabile input energetico in sistemi fluviali di basso ordine, fondamentalmente eterotrofi. In questo contesto, costituiscono una risorsa puntuale che attira ed ospita ricche comunità di macroinvertebrati.

## Ringraziamenti

Si ringrazia il dr. Ivan Borroni per aver gentilmente fornito le trote, il Prof. G. Malacarne per la rilettura del testo e gli utili suggerimenti.

## Bibliografia

- CHALONER D.D., WIPFLI M.S., CAQUETTE J.P., 2002. Mass loss and macroinvertebrate colonisation of Pacific salmon carcasses in south-eastern Alaskan streams. *Freshwater Biology*, **47**: 263-273.
- FENOGLIO S., AGOSTA P., BO T., CUCCO M.,

2002. Field experiments on colonisation and movements of stream invertebrates in an Apennine river (Visone, NW Italy). *Hydrobiologia*, **474**: 125-130.

FENOGLIO S., BO T., ACQUARONE C., CUCCO M., 2003. Composizione funzionale

delle comunità macrobentoniche ed uso del suolo: un caso di studio nell'Appennino piemontese. In: G.N. Baldaccini e G. Sansoni (eds), Atti Seminario di Studi "Nuovi Orizzonti dell'Ecologia", Ed. Prov. Aut. Trento, A.P.P.A. Trento,

- C.I.S.B.A.: 210-215.
- FENOGLIO, S., BO T., AGOSTA P., CUCCO M., 2005. Mass loss and macroinvertebrate colonisation of fish carcasses in riffles and pools of a NW Italian stream. *Hydrobiologia*, **532**: 11-122.
- MERRITT R.W., WALLACE J.R., 2000. The role of aquatic insects in forensic entomology. In: Byrd J.H., Catner J. L. (eds.), *Forensic entomology: the utility of arthropods in legal investigations*. CRC Press, Boca Raton, FL: 177-222.
- MURPHY J.F., GILLER P.S., HORAN M.A., 1998. Spatial scale and the aggregation of stream macroinvertebrates associated with leaf packs. *Freshwater Biology*, **39**: 325-337.
- VANNOTE R.L., MINSHALL G.W., CUMMINS K.W., SEDELL J.R., CUSHING C.E., 1980. The River Continuum Concept. *Canadian Journal of Fisheries Aquatic Science*, **37**: 130-137.
- WIPFLI M.S., HUDSON J.P., CAQUETTE J.P., CHALONER D.T., 2003. Marine subsidies in freshwater ecosystems: salmon carcasses increase the growth rates of stream resident salmonids. *Transaction of the American Fisheries Society*, **132**: 371-381.

*Biologia Ambientale*, **19** (1): 205-208.

Atti del Seminario: *Classificazione ecologica delle acque interne. Applicabilità della Direttiva 2000/60/CE*. Trento, 12-13 febbraio 2004. G.N. Baldaccini e G. Sansoni (eds.). Ed. APAT, APPA Trento, CISBA. Trento, 2005.

## Presenza e distribuzione delle specie ittiche indigene ed esotiche nel territorio lombardo

Michele Arcadipane\*, Antonio Dalmiglio, Andrea Fazzone

ARPA Lombardia. Settore Risorse Idriche. Viale Restelli 3/1 - 20124 Milano

\* Referente per la corrispondenza: [m.arcadipane@arpalombardia.it](mailto:m.arcadipane@arpalombardia.it)

### Riassunto

Lo studio delle comunità ittiche negli ecosistemi acquatici è finalizzato alla conoscenza del territorio e delle sue tendenze evolutive e costituisce uno strumento per valutare l'entità delle alterazioni ambientali e per impostare adeguati programmi di recupero. Le specie ittiche per le quali è stata documentata la presenza nei corpi idrici della Lombardia sono 52. Alcune popolazioni sono estinte, altre a rischio di scomparsa. Parallelamente alla rarefazione delle popolazioni autoctone si assiste all'ampia diffusione di specie alloctone. Negli ultimi 50 anni sono comparse nelle acque lombarde circa 2 specie ogni decennio. Al momento attuale, nelle acque della Lombardia vivono almeno 19 specie esotiche, pari al 36,5% delle specie complessivamente presenti. L'introduzione di specie alloctone è pesantemente responsabile dell'alterazione delle dinamiche di popolazione della comunità ittica autoctona e, in senso generale, della modifica degli equilibri ecosistemici.

La Carta delle Vocazioni Ittiche, lo studio della qualità globale degli ambienti d'acqua dolce, è lo strumento di base per la programmazione delle iniziative volte alla tutela e alla gestione delle comunità ittiche. È auspicabile che i parametri ambientali che riguardano gli ecosistemi acquatici siano raccolti in modo coordinato ed integrato a livello di bacino idrografico. Le Agenzie per l'Ambiente potrebbero costituire per le regioni e gli enti locali un punto di riferimento tecnico-scientifico per lo studio, la gestione e la tutela delle comunità ittiche.

PAROLE CHIAVE: fauna ittica / Lombardia

### Presence and distribution of the exotic and native fish species in Lombardy

The study of the fish communities in the aquatic ecosystem is finalized to the knowledge of the territory and its evolutionary tendencies, and it represents an instrument in order to estimate the environmental alterations level and to set up adequate recover programs. The presence of 52 fish species have been documented in the Water bodies of the Lombardy. In parallel with the rarefaction of the native populations it is assisted to the dramatic spread of exotic species. The last 50 years they have appeared in waters of Lombardy approximately 2 species every decade. At the present moment in waters of Lombardy are living 19 exotic species, that represent the 36.5% of the species altogether present. Introduction of the exotic species is the main responsible of the alteration of dynamics of population of the native fish community and it determine the modification of the equilibriums of the ecosystems. The study of the total quality of freshwater is the basic instrument for the programming of the initiatives directed to the protection and the management of the fishes communities. It would be important that environmental parameters that concern the aquatic ecosystems should be collected in co-ordinate and integrated way. The Agencies for the environment could constitute for the regions and for local agencies a technical-scientific point of reference for the study, the management and the protection of fishes communities.

KEY WORDS: Fishes / Lombardy

### INTRODUZIONE

Con la Direttiva 2000/60/CE che istituisce un "quadro per l'azione comunitaria in materia di acque" la Comunità Europea attribuisce un ruolo primario alla valu-

tazione delle componenti biologiche per la definizione dello "Stato ecologico" di un ecosistema acquatico.

In quest'ottica, le popolazio-

ni ittiche costituiscono un elemento fondamentale per la definizione della qualità delle acque superficiali e per la messa a punto di sistemi di controllo e mitigazione

dell'impatto ambientale. Lo studio delle comunità ittiche è infatti finalizzato alla conoscenza generale del territorio e delle sue tendenze evolutive, ed è uno strumento per valutare l'entità delle alterazioni ambientali e per impostare adeguati programmi di recupero.

## LA FAUNA ITTICA IN LOMBARDIA

Le informazioni che riguardano la comunità ittica nel territorio regionale lombardo derivano

prevalentemente dalle Carte Ittiche provinciali (L.R. 12/2001 "Norme per l'incremento e la tutela del patrimonio ittico e l'esercizio della pesca nelle acque della Regione Lombardia") e da alcuni censimenti effettuati dagli Enti gestori delle aree naturali protette.

La Carta delle Vocazioni Ittiche, basata sullo studio della qualità globale degli ecosistemi acquatici (qualità chimica e biologica, struttura delle popolazioni ittiche, valutazione dell'integrità ecologica

ecc.), è lo strumento di base per la programmazione delle iniziative volte alla tutela e alla gestione delle comunità ittiche.

Contestualmente al deterioramento delle acque superficiali e sotterranee, anche le popolazioni di pesci sono state interessate da una progressiva alterazione fino a determinare, nei casi estremi, la drammatica riduzione della vita acquatica. Tuttavia, in Lombardia lo stato della conoscenza della distribuzione della fauna ittica è lacunoso:

**Tab. I.** Frequenza, prima comparsa in Italia ed origine delle specie ittiche alloctone presenti in Lombardia.

I corpi idrici lombardi ospitano 19 specie ittiche esotiche compresa la rovella, autoctona nell'Italia centro meridionale. Altre specie alloctone, non contemplate in tabella, sono state segnalate occasionalmente: Acerina (*Gimnocephalus cernus*) originaria dell'Est Europa; Blicca (*Blicca bjoerkna*); Anguilla americana (*Anguilla rostrata*); Abramide (*Abramis brama*) di origine asiatica; Pesce gatto africano (*Clarias gariepinus*); Tilapia (*Oreochromis niloticus*).

\* molto raro; \*\* raro; \*\*\* comune; \*\*\*\* molto comune.

I dati riportati, relativi alla presenza delle specie ittiche sono tratti da: ARCADIPANE *et al.*, (2000 e 2003); BARBATO G. (1995); BISOGNI *et al.*, (1993); BISOGNI e SORIA (2002); FUSI e MAFESSONI (1993); GENTILI *et al.*, (2001); GRIMALDI *et al.*, (1999); LOMBARDI (2001); MONTI (1989); NEGRI *et al.*, (1998). I dati relativi alla prima segnalazione in Italia sono tratti da *A Global Information System on Fishbase* ([www.fishbase.org](http://www.fishbase.org)) ad eccezione della specie *Misgurnus anguillicaudatus*, segnalato per la prima volta nel territorio pavese da RAZZETTI *et al.* (2000).

Specie	Nome comune	Famiglia (Ordine)	1 <sup>a</sup> comparsa in Italia	origine	Freq. (Alpi e prealpi)	Frequenza (pianura)
<i>Carassius carassius</i>	Carassio	Cyprinidae (Cypriniformes)	1800-50	Asia E		** *
<i>Cyprinus carpio</i>	Carpa		10-100 d.C.	Asia SE		** *
<i>Rutilus rubilio</i>	Rovella		indigena in Italia centro merid.			*
<i>Rutilus rutilus</i>	Rutilo o Gardon		1989	Europa NE		**
<i>Rhodeus sericeus</i>	Rodeo amaro		1980-89	Eur. O, Asia SE		** *
<i>Pseudorasbora parva</i>	Pseudorasbora		1988	Asia E		** *
<i>Barbus barbatus</i>	Barbo del Danubio		1994-95	Eur. centro-occ.		*
<i>Ctenopharyngodon idellus</i>	Carpa erbivora o Amur		1975	Siberia, Cina E		*
<i>Misgurnus anguillicaudatus</i>	Cobite orientale	Cobitidae	1997	Asia E		*
<i>Ictalurus melas</i>	Pesce gatto	Ictaluridae (Siluriformes)	1800-99	America N		**
<i>Silurus glanis</i>	Siluro	Siluridae	1956	Asia, Europa E		**
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Trota iridea	Salmonidae (Salmoniformes)	1895	America N	** *	** *
<i>Salvelinus fontinalis</i>	Samerino di fonte		1891	America N	**	
<i>Coregonus lavaretus</i>	Coregone o Lavarello		1880	Europa N pres. nei sistemi lacuali		
<i>Coregonus oxyrhynchus</i>	Bondella		dopo 1950	Europa N pres. nei sistemi lacuali		
<i>Lepomis gibbosus</i>	Persico sole	Centrarchidae (Perciformes)	1900	America N		** ** *
<i>Micropterus salmoides</i>	Persico trota		1897	America N		**
<i>Stizosteidon lucioperca</i>	Lucioperca	Percidae	1964-66	Eur. centro-or.		**
<i>Gambusia holbrooki</i>	Gambusia	Poeciliidae (Cyprinodontiformes)	1922	America N		** *

**Tab. II.** Frequenza delle specie ittiche autoctone presenti in Lombardia.

Sono state segnalate 32 specie di pesci indigeni più una della classe Agnati (lampreda). DPR 357/97 "Regolamento di attuazione della direttiva 92/43/CEE (Habitat)": sono evidenziate con + le specie la cui conservazione richiede la designazione di zone speciali di conservazione; con <> le specie che richiedono una protezione rigorosa; con - le specie il cui prelievo in natura e il cui sfruttamento potrebbero essere oggetto di misure di gestione.

\* molto raro; \*\* raro; \*\*\* comune; \*\*\*\* molto comune.

I dati riportati, relativi alla presenza delle specie ittiche, sono tratti da: ARCADIPANE *et al.*, (2000 e 2003); BARBATO G. (1995); BISOGNI *et al.*, (1993); BISOGNI e SORIA (2002); FUSI e MAFESSONI (1993); GENTILI *et al.*, (2001); GRIMALDI *et al.*, (1999); LOMBARDI (2001); MONTI (1989); NEGRI *et al.*, (1998).

Specie	nome comune	Famiglia	Ordine	Frequenza (Alpi e prealpi)	Frequenza (pianura)
<i>Lampetra zanandreae</i> <sup>+-</sup>	Lampreda Padana	Petromyzonidae	Petromyzoniformes		***
<i>Gobio gobio</i>	Gobione	Cyprinidae	Cypriniformes		****
<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	Scardola				***
<i>Rutilus pigus</i> <sup>+</sup>	Pigo				*
<i>Rutilus erythrophthalmus</i>	Triotto				****
<i>Tinca tinca</i>	Tinca				***
<i>Leuciscus cephalus</i>	Cavedano			*	****
<i>Leuciscus souffia muticellus</i> <sup>+</sup>	Vairone			***	****
<i>Phoxinus phoxinus</i>	Sanguinerola			***	**
<i>Alburnus alburnus alborella</i>	Alborella				***
<i>Chondrostoma soetta</i> <sup>+</sup>	Savetta				*
<i>Chondrostoma genei</i> <sup>+</sup>	Lasca				*
<i>Barbus plebejus</i> <sup>+-</sup>	Barbo			***	****
<i>Barbus meridionalis caninus</i> <sup>+-</sup>	Barbo canino			***	**
<i>Cobitis taenia bilineata</i> <sup>+</sup>	Cobite	Cobitidae			****
<i>Sabanejewia larvata</i>	Cobite mascherato				*
<i>Barbatula barbatula</i>	Cobite barbatello				*
<i>Salmo carpio</i>	Carpione del Garda	Salmonidae	Salmoniformes	presente nei sistemi lacuali	
<i>Salvelinus alpinus</i>	Salmerino				
<i>Salmo trutta trutta</i>	Trota fario			****	**
<i>Salmo trutta marmoratus</i> <sup>+-</sup>	Trota marmorata			***	**
<i>Thymallus thymallus</i> <sup>-</sup>	Temolo				*
<i>Esox lucius</i>	Luccio	Esocidae			****
<i>Gasterosteus aculeatus</i>	Spinarello	Gasterosteidae	Gasterosteiformes		**
<i>Cottus gobio</i> <sup>+</sup>	Scazzone	Cottidae	Scorpeniformes	***	**
<i>Perca fluviatilis</i>	Persico reale	Percidae	Perciformes		***
<i>Salaria fluviatilis</i>	Cagnetta	Blenniidae			**
<i>Knipowitschia punctatissima</i>	Panzarolo	Gobiidae			*
<i>Padogobius martensii</i>	Ghiozzo Padano			*	****
<i>Anguilla anguilla</i>	Anguilla	Anguillidae	Anguilliformes		***
<i>Acipenser naccarii</i> <sup>+&lt;&gt;</sup>	Storione cobice	Acipenseridae	Acipenseriformes		*
<i>Alosa fallax</i> <sup>+-</sup>	Alosa, Agone	Clupeidae	Clupeiformes	presente nei sistemi lacuali	
<i>Lota lota</i>	Bottatrice	Gadidae	Gadiformes		**

sono state segnalate specie per le quali non si conosce la distribuzione spaziale e vi sono ampi tratti del reticolo idrografico per i quali le informazioni sono frammentarie o assenti. Sarebbe auspicabile che tutti i parametri ambientali contenuti nelle Carte Ittiche fossero raccolti in modo coordinato ed integrato a livello di bacino idrografico. Le Agenzie per l'Ambiente potrebbero costituire uno dei punti di riferimento tecnico-scientifico regionale in tema di studio, gestione e tutela delle comunità ittiche.

Le specie ittiche la cui presenza è stata documentata nei corpi idrici regionali sono 52 (Tab. I e II). Dai dati disponibili risulta che alcune popolazioni sono a rischio di scomparsa –come il temolo (*Thymallus thymallus*), la lasca (*Chondrostoma genei*) e il pigo (*Rutilus pigo*)– mentre altre, come lo storione comune (*Acipenser sturio*), sono addirittura estinte. Parallelamente alla rarefazione delle popolazioni autoctone si assiste alla drammatica diffusione di specie esotiche. Negli ultimi 50 anni sono comparse nel-

le acque lombarde, con preoccupanti risultati di adattamento, circa 2 specie ogni decennio (Fig. 1). Al momento attuale nelle acque della Lombardia è stata documentata la presenza di almeno 19 specie esotiche, pari al 36,5% delle specie complessivamente presenti (Fig. 2). L'introduzione di specie esotiche può essere responsabile dell'alterazione delle dinamiche di popolazione della comunità ittica autoctona e, in senso generale, della modifica degli equilibri ecosistemici (ZERUNIAN, 2002). Mancano norme chiare ed efficaci. Costituisce un importante riferimento il VI Programma Comunitario che rileva la necessità di "Arrestare il deterioramento della diversità biologica prevenendo e riducendo l'effetto di specie e di genotipi invasivi esotici". Dello stesso tenore sono le modifiche approntate dal DPR 120/2003 al DPR 357/97 (che recepisce la Direttiva 92/43/CEE nota come Habitat) dove recita "sono vietate la reintroduzione, l'introduzione e il ripopolamento in natura di specie e popolazioni non autoctone".



Fig. 1. Incremento di fauna ittica alloctona. La presenza di specie ittiche esotiche nelle acque lombarde è in costante ascesa. Nel grafico non sono state inserite le specie esotiche rinvenute solo occasionalmente.

Relazione tra fauna ittica indigena ed esotica

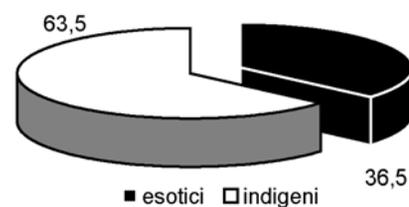


Fig. 2. Relazione tra fauna ittica autoctona ed esotica. In Lombardia oltre un terzo delle specie ittiche non è indigeno.

## Bibliografia

- ARCADIPANE M., GALLI P., CROSA G., GARIBALDI L., BERTOGGIO S., RIVA M., BARCELLA M., BARZAGHI C., 2000. *Carta delle vocazioni Ittiche. Caratterizzazione ambientale degli ecosistemi acquatici*. Provincia di Milano.
- ARCADIPANE M., VERCELLONI L., GALLI P., STEFANI F., CROSA G., CAVALLI G., 2004. Presenza di fauna ittica esotica nelle acque della provincia di Milano. In: *Atti del IX Congresso AIIAD, Acquapartita (FC)*, 11-13 giugno 2002, pubbl. in *Biol. Amb.* **18** (1): 217-219.
- BARBATO G., 1995. *Carta delle vocazioni ittiche*. Provincia di Brescia.
- BISOGNI G.L., SORIA P., VAINI F., 1993. *Gestione ittica delle acque correnti: l'esempio del fiume Ticino*. Ecologia dell'Insubria e del Ticino. Società ticinese di scienze naturali.

- BISOGNI G.L., SORIA P., 1999. *L'ambiente acquatico e l'ittiofauna in provincia di Pavia*. Provincia di Pavia.
- FUSI E., MAFESSONI V., 1993. *Pesca sportiva e qualità delle acque in Valtellina e Valchiavenna*. Provincia di Sondrio.
- GENTILI G., ROMANÒ A., PUZZI C., MONICELLI F., BARENGHI B., 2001. *Carta delle vocazioni ittiche*. Provincia di Bergamo.
- GRIMALDI E., PUZZI C., TRASFORINI S., GENTILI G., MONICELLI F., ROMANÒ A., SARTORELLI M., CATELLI C., BOSI R., BARENGHI B., 1999. *Ricerca sulla fauna ittica del fiume Ticino*. Consorzio Parco Lombardo della Valle del Ticino.

- LOMBARDI C., 2001. *Carta delle vocazioni ittiche*. Provincia di Cremona.
- MONTI C., 1989. *La pesca nella provincia di Varese*. Provincia di Varese.
- NEGRI A., PUZZI C., VAINI F., 1998. *Carta delle vocazioni ittiche*. Prov. di Lecco.
- RAZZETTI E., NARDI P.A., STROSSEL S., BERNINI F., 2000. Prima segnalazione di *Misgurnus anguillicaudatus* (Cantor, 1842) in Acque interne italiane. *Annali del Museo Civico di Storia Naturale "G.Doria"*, Vol. **XCIII**, 3 ottobre 2000.
- ZERUNIAN S., 2002. *Condannati all'estinzione?* Edagricole Il Sole 24ore.

*Biologia Ambientale*, **19** (1): 209-214.

Atti del Seminario: *Classificazione ecologica delle acque interne. Applicabilità della Direttiva 2000/60/CE*. Trento, 12-13 febbraio 2004. G.N. Baldaccini e G. Sansoni (eds.). Ed. APAT, APPA Trento, CISBA. Trento, 2005.

## Utilizzo dell'approccio trofico-funzionale ad integrazione dell'I.B.E. nella valutazione delle comunità macrobentoniche fluviali: il caso del fiume Neto (KR)

Lucio Lucadamo<sup>1</sup>, Maurizio Battegazzore<sup>2</sup>, Angelo Morisi<sup>2</sup>, Melania Castelli<sup>1</sup>, Luana Gallo<sup>1</sup>

<sup>1</sup> *Dip. di Ecologia, Università della Calabria, via Pietro Bucci, cubo 6b, I-87036 Arcavacata di Rende (CS)*

<sup>2</sup> *Agenzia Regionale per la Protezione Ambientale del Piemonte, Dip. di Cuneo, Area Tematica Conservazione Natura, via D'Azeglio 4, I-12100 Cuneo*

\* *Referente per la corrispondenza: Fax 0984/492986; lucio.lucadamo@unical.it*

### RIASSUNTO

Nel bacino del fiume Neto e nei suoi principali sottobacini (Ampollino, Vittravo e Lese) sono stati eseguiti, su 11 stazioni complessive, campionamenti semiquantitativi di macroinvertebrati bentonici, in due differenti periodi stagionali (primavera-autunno). Al calcolo dell'I.B.E. è stato affiancato un conteggio degli organismi prelevati ed un inquadramento trofico-funzionale dei taxa rinvenuti. Ciò ha consentito di ottenere informazioni sulla condizione di inquinamento fluviale che la sola applicazione dell'I.B.E. non avrebbe evidenziato.

PAROLE CHIAVE: Inquinamento organico / I.B.E. / gruppi trofico-funzionali / rapporti trofici / ricchezza tassonomica / numero di organismi.

### Use of feeding-functional approach to integrate E.B.I. in to the evaluation of macrobenthic communities: the case of Neto River (KR, Italy)

Two semiquantitative sampling campaigns (June and November) of river benthic macroinvertebrates have been carried out in 11 experimental sites placed along the River Neto and its tributaries Ampollino, Vittravo and Lese. Coupling numerical computation of organisms and feeding-functional description of macrobenthic communities to E.B.I. calculation improved the evaluation of the rivers pollution compared with the only E.B.I. application.

KEY WORDS: Organic pollution / E.B.I. / feeding-functional groups / trophic ratios / taxonomic richness / number of organisms.

### INTRODUZIONE

I macroinvertebrati bentonici, attivi utilizzatori di detrito organico (ANDERSON e SEDELL, 1979) e di altri substrati, sono stati inquadrati da MERRITT e CUMMINS (1996a) in gruppi Trofico-Funzionali sulla base delle specializzazioni morfologiche atte alla loro fruizione alimentare. Inoltre, utilizzando le relative abbondanze di tali gruppi, è stata possibile l'elaborazione di Rapporti Trofici (MERRITT e CUMMINS, 1996b) i cui valori hanno una

notevole importanza in quanto espressione di processi ecologici di particolare significato. Nel presente lavoro gli Autori hanno eseguito una valutazione dello stato delle comunità macrobentoniche sia attraverso la metodica dell'I.B.E., che ha reso possibile esprimere un giudizio circa la qualità biologica dei corsi fluviali oggetto di indagine, sia, vista la tipologia di attività antropiche presenti nell'area di studio (Fig. 1), mediante un approccio

trofico-funzionale, che risulta molto promettente per le implicazioni funzionali che lo caratterizzano e si presta prevalentemente all'analisi di corsi d'acqua che subiscono fenomeni di inquinamento organico (METCALFE-SMITH, 1994).

### MATERIALI E METODI

Per la realizzazione del biomonitoraggio del fiume Neto, e degli affluenti Ampollino, Vittravo e Lese, sono state individuate, complessiva-

mente, 11 stazioni di campionamento, in ragione della dislocazione dei fattori di pressione antropica all'interno dei bacini (Fig. 1).

Il prelievo del macrobenthos, eseguito a giugno e novembre 2002 in fase di morbida, è stato effettuato utilizzando il retino immanicato secondo la metodologia di GHETTI (1997) e realizzando un'attenta esplorazione dei microhabitat caratterizzanti le diverse fisionomie fluviali. Tutti gli organismi campionati sono stati inquadrati tassonomicamente fino al livello di genere o famiglia (CAMPAIOLI *et al.*, 1994; SANSONI, 1988), nonché nei rispettivi gruppi Trofico-Funzionali (MERRIT e CUMMINS, 1996a; GHETTI, 1997) e conteggiati. Successivamente, si è proceduto alla definizione di: a) Indice Biotico Esteso (I.B.E.) e Classe di Qualità Biologica (C.Q.B.), b) ricchezza tassonomica ed abbondanze numeriche, c) rappresentatività dei gruppi Trofico-Funzionali, d) Rapporti Trofici.

Attraverso il Software Minitab Release 13.2 è stata eseguita una cluster analysis per la valutazione del livello di similarità delle stazioni (distanza euclidea al quadrato) sulla base tanto delle tipologie di taxa presenti e delle relative abbondanze quanto dei valori dei rapporti trofici, verificando se le stazioni

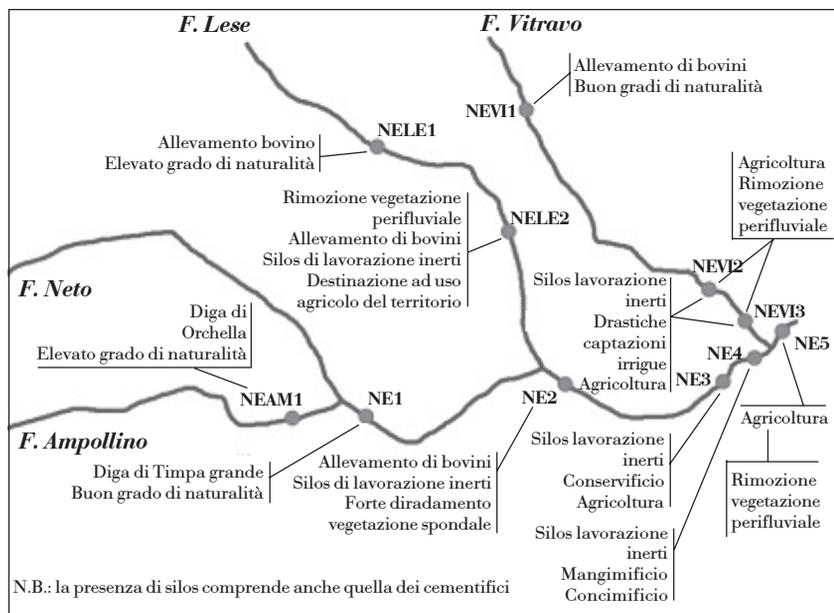
accorpate avessero anche una Qualità Biologica paragonabile (I.B.E. e C.Q.B.).

In parallelo, è stata effettuata una misurazione del C.O.D. (C.N.R.-I.R.S.A., 1994) per una valutazione dei livelli di sostanza organica.

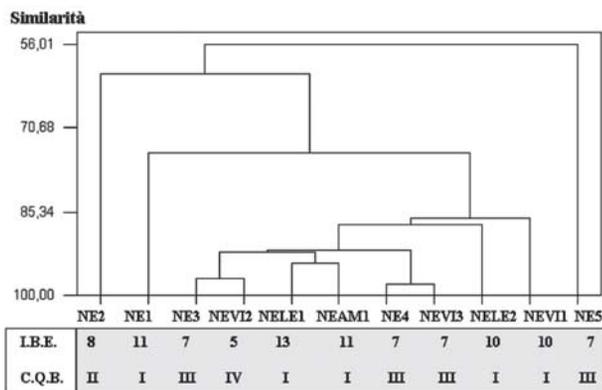
**RISULTATI E DISCUSSIONE**

I risultati dei valori dell'I.B.E. (Fig. 2 e 3) evidenziano una condizione di alterazione ambientale diffusa. Solo la qualità biologica del-

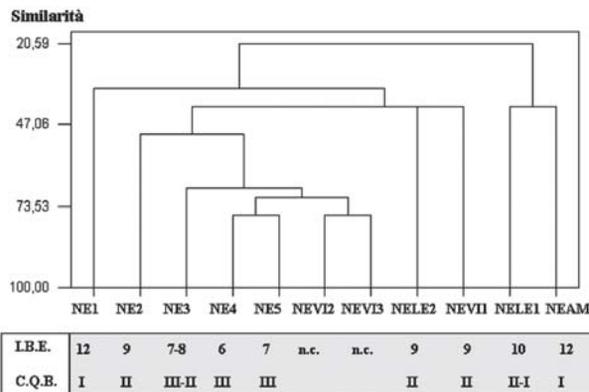
l'Ampollino e della stazione più a monte del fiume Neto (NE1) risulta, in entrambi i campionamenti, in I classe, mentre la stazione a monte del Vitravo (NEV1) e quelle del Lese (NELE1 e NELE2) appaiono di buona qualità a giugno per poi subire un leggero deterioramento a novembre (C.B.Q. = II e II-I). D'altro canto il fiume Neto, nelle altre stazioni dislocate lungo l'asta principale del bacino, scende, in entrambi i prelievi, in II ed in III



**Fig. 1.** Stazioni di campionamento e relative attività antropiche presenti a monte. La rimozione della vegetazione riparia interessa tratti superiori alla dimensione delle stazioni.



**Fig. 2.** Analisi di similarità sulla base dei tipi di taxa e delle relative abbondanze (giugno 2002).



**Fig. 3.** Analisi di similarità sulla base dei tipi di taxa e delle relative abbondanze (novembre 2002).

**Tab. I.** Numero, tipologia ed abbondanza dei taxa rinvenuti nelle due campagne di campionamento (G.= giugno; N.= novembre). È espresso il valore numerico solo di quei taxa con rappresentatività  $\geq$  del 10% del totale.

	NE1		NE2		NE3		NE4		NE5		NEVI1		NEVI2		NEVI3		NELE1		NELE2		NEAM1	
	G.	N.	G.	N.	G.	N.	G.	N.	G.	N.	G.	N.	G.	N.								
Ricchezza Tax.	33	36	26	28	12	19	19	14	19	14	29	29	14	8	14	7	32	30	27	28	35	32
Philopotamidae											63											
<i>Habrophlebia</i>											229	11										
<i>Caenis</i>			123						122		52											
<i>Onycogomphus</i>	232																	123				
Lumbricidae																					83	
Elminthidae	150														81						97	
Hydropsychidae	120	164			108	243		285		51		49						118	112		141	137
Lymnaeidae	255	110	179	680																		
Bythinidae			283																			
Lumbriculidae							56															
Ancylidae	112																78					
<i>Ephemerella</i>			159														87	157				
<i>Ecdyonurus</i>	116										79						84		227		85	
<i>Baetis</i>		176	183	310	69	125	178	140	633	162	122	249			181	49	148		264	131	140	
Chironomidae	154	185	209		63		245	60	325	98			58	34	198	27			96			
Simuliidae		112	253	439			85		129				5		45	15			473			
<i>Epeorus</i>																						55
Brachyptera																		212				
Palemonidae						75																
<i>Dugesia</i>				389																		
Taxa Rimanenti	279	520	194	648	106	129	167	103	183	93	196	167	29	16	74	4	300	341	361	251	249	233

classe, e le stazioni inferiori del fiume Vitravo (NEVI2 e NEVI3) risultano addirittura non classificabili nel secondo campionamento. Parimenti compromesse, in alcune di queste stazioni, sono la ricchezza tassonomica e/o le abbondanze numeriche (Tab. I) essendo ben rappresentati, a giugno, organismi quali *Baetis* e Chironomidae, tipicamente eurivalenti, dotati di elevato tasso riproduttivo, elevata capacità di colonizzazione (ULFSTRAND *et al.*, 1974) e, con i secondi che ben tollerano l'inquinamento organico (ROBACK, 1974). A novembre, invece, aumenta la dimensione delle nicchie di Simuliidae e Hydropsychidae, indicatori di modeste condizioni ambientali (ARMITAGE *et al.*, 1983). I risultati del C.O.D. (Tab. II) evidenziano, sia a giugno che a novembre, la presenza di un carico organico sensibile (GHETTI, 1997) sul fiume Neto (ad eccezione della stazione NE1), sul Vitravo (soprattutto NEVI2 e NEVI3) ed, inaspettatamente, sulla stazione più a monte

del Lese (NELE1). Dal punto di vista trofico-funzionale (Tab. III), mentre nel primo campionamento le quantità maggiori di collettori aspiratori (C.A.) si trovano in 4 su 5 (NE4, NE5, NEVI2 e NEVI3) delle stazioni più compromesse dal punto di vista della qualità biologica (oltre che nella NEVI1), nel secondo (Tab. IV) questi si riducono ed aumenta la quota di collettori filtratori (C.F.) mentre i raschiatori (Ra) appaiono sempre ben rappresentati nelle stazioni NE1, NE2, NELE1 e NEAM1. L'osservazione della cluster analysis (Fig. 2 e 3) mostra che stazioni con valori simili in tipologie tassonomiche e relative abbondanze si collocano, spesso, nelle stesse classi di qualità biologica, suggerendo che l'I.B.E., pur non richiedendo un campionamento quantitativo, produce un quadro della biodiversità simile a quello derivante da un conteggio degli organismi (e quindi più dispendioso in termini di tempo). Se si analizzano i risultati della clu-

ster analysis eseguita sui rapporti trofici (Fig. 4 e 5) e li si confrontano con quelli dell'I.B.E. otteniamo una migliore descrizione dei fenomeni di inquinamento. Nel campionamento di giugno, le stazioni NE4, NE5 e NEVI3 (C.Q.B.= III) presentano un valore del rapporto C.F./C.A. molto basso (se C.F./C.A. > 0,50 vi è un sovraccarico di FPOM sestonica; cfr. MERRITT e CUMMINS, 1996b) denotando che il carico or-

**Tab. II.** Valori di C.O.D. (mg/L)

Stazioni	Giugno 2002	Novembre 2002
NE1	16,3	8,9
NE2	77	42,1
NE3	48,5	77,7
NE4	79	65,4
NE5	67,5	60
NEVI1	29,5	32,7
NEVI2	159	176
NEVI3	90	152
NELE1	40,5	38,8
NELE2	9	8,7
NEAM1	18	23

ganico (inquinante), nonostante i dati del C.O.D., risulta prevalentemente deposto sul benthos. Nella NE3 tale rapporto si attesta al di sopra del valore soglia suggerendo che l'immissione degli inquinanti sia più frequente. Le stazioni NE1 e NE2 si caratterizzano per un valore del rapporto Ra/T+C (dove T=Tagliuzzatori) denotante una produttività primaria sensibile (se  $Ra/T+C > 0,75$  allora  $P/R > 1$ , cfr. MERRITT e CUMMINS, 1996b) per l'ottimo irraggiamento e per l'abbondanza di substrati stabili (PETERSON, 1996) che promuovono lo sviluppo di perifiton, mentre l'elevato ombreggiamento delle stazioni NELE1 e NEAM1 (a fisionomia metarhithrale), probabilmente, deprime la crescita di microalghe bentoniche (HILL *et al.*, 1995).

A novembre, le stazioni NE2, NE3, NE4 e NELE2 mostrano un notevole incremento del rapporto C.F./C.A. (addirittura pari a 2 o 3 volte il valore soglia che è pari a 0,50) ed il mancato sviluppo di apprezzabili aumenti di deflusso (da eventi pluviali), come pure l'assenza di lettiera in alveo, fanno ipotizzare che in tale fase stagionale si realizzino sversamenti di reflui organici con elevata frequenza (MERRITT e CUMMINS, 1996b; CUMMINS, 1996), sebbene la stazione NELE2 presenti livelli bassi di C.O.D. La stazione NE5 (in chiusura di bacino) mostra un valore di poco superiore a quello soglia (0,60) ed, al contempo, una drastica riduzione del numero degli organismi (-60% rispetto a giugno). Tale risultato, insieme alla nota efficienza di captazione della FPOM da parte dei filtratori (WOTTOM, 1994), fa ipotizzare che la comunità sia stata esposta all'azione di qualche agente tossico. Le stazioni NEVI2 e NEVI3, a causa di un'intensa e prolungata captazione idrica a scopo irriguo, presentano lo sviluppo di processi

di anaerobiosi a livello bentonico (accumulo di sedimento nero sub-superficiale) ed una fortissima compromissione della comunità, per la quale l'analisi trofico-funzionale perde di significato. Per quanto attiene il rapporto Ra/T+C nella stazione NE2 (C.Q.B.= II) questo appare ulteriormente incrementato rispetto al mese di giugno. Tuttavia tale risultato è associabile non ad un aumento dei raschiatori (che rimangono invariati) ma ad una notevole flessione dei collettori aspiratori, forse perchè sottoposti ad intensa attività di predazione (predatori: giugno = 3,5%, novembre = 18%). A novembre nella stazione NE1 (C.Q.B.= I) il suddetto rappor-

to diminuisce sensibilmente (riduzione dei raschiatori ed aumento dei collettori totali). La stazione NEAM1 (C.Q.B.= I) presenta una modesta quota di lettiera, ( $T/C = 0,10$ , se  $T/C > 0,25$  adeguato apporto di CPOM ripariale; cfr. MERRITT e CUMMINS, 1996b) e poiché la vegetazione riparia è in ottime condizioni è possibile che il processo di defoliazione non sia molto avanzato (in assenza di segni di aumento di portata). Ciò potrebbe giustificare l'incremento modesto del rapporto Ra/T+C (da 0,18 a 0,31) per un miglioramento del livello di irraggiamento dell'alveo. Invece nella stazione NELE1 la lettiera risulta abbondante ( $T/C = 0,26$ ; cfr. MER-

Tab. III. Valori % dei gruppi trofico funzionali (campionamento di giugno 2002)

	T	C.A.	C.F.	Ra	P
NE1	0,3	35,0	10,5	33,0	21,0
NE2	0,3	41,7	18,0	36,4	3,5
NE3	4,6	47,0	5,4	5,4	6,3
NE4	2,0	83,5	1,5	1,5	2,0
NE5	0,9	85,5	0,4	0,4	5,22
NEVI1	5,0	62,5	13,4	13,4	9,0
NEVI2	6,0	73,4	0,0	0,0	13,0
NEVI3	1,8	76,5	0,6	0,6	9,4
NELE1	3,0	51,0	26,0	26,0	8,0
NELE2	0,0	47,6	5,5	5,5	25,5
NEAM1	2,7	58,0	14,5	14,5	7,4

T= Tagliuzzatori, C.A.= Collettori Aspiratori, C.F.= Collettori Filtratori, Ra= Raschiatori, P= Predatori

Tab. IV. Valori % dei gruppi trofico funzionali (campionamento di novembre 2002)

	T	C.A.	C.F.	Ra	P
NE1	4,0	43,0	24,0	21,0	8,4
NE2	1,1	18,0	26,0	36,7	18,0
NE3	14,0	37,2	44,0	1,6	3,6
NE4	0,0	36,0	55,0	5,0	4,0
NE5	5,0	56,0	34,0	0,7	4,0
NEVI1	2,8	67,0	16,0	8,4	5,0
NEVI2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
NEVI3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
NELE1	8,0	23,0	8,0	54,0	7,0
NELE2	0,8	31,3	49,0	3,0	16,0
NEAM1	6,0	37,5	25,0	22,0	9,0

T= Tagliuzzatori, C.A.= Collettori Aspiratori, C.F.= Collettori Filtratori, Ra= Raschiatori, P= Predatori

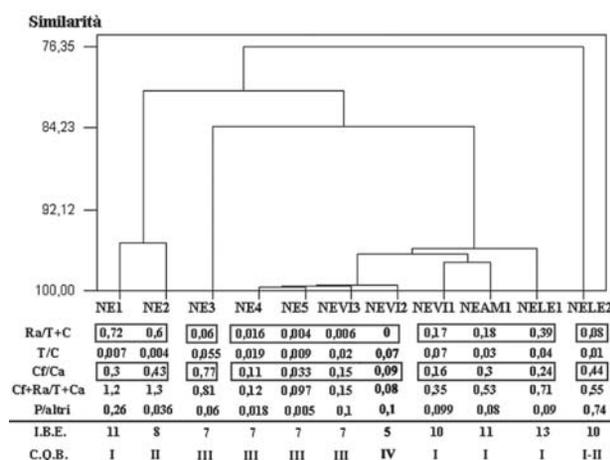


Fig. 4. Analisi di similarità sulla base dei rapporti trofici (giugno 2002).

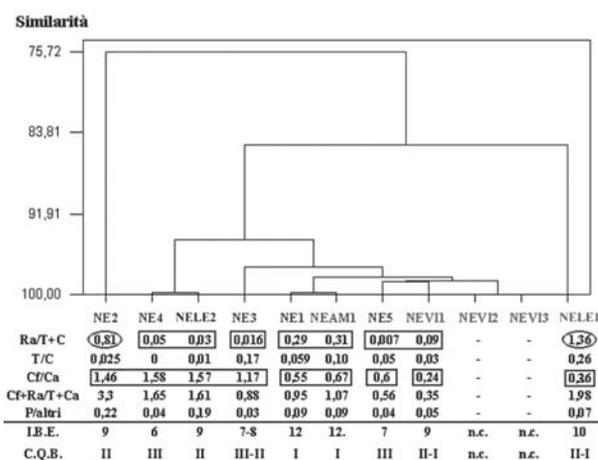


Fig. 5. Analisi di similarità sulla base dei rapporti trofici (novembre 2002).

RITT e CUMMINS, 1996b) suggerendo un diradamento della volta più marcato. Tuttavia, l'aumento di produzione primaria appare estremamente elevato ( $Ra/T+C = 1,36$  quasi il doppio di quello che denota  $P/R > 1$ ; cfr. MERRITT e CUMMINS, 1996b) e ciò fa ipotizzare la presenza di un fattore antropico che ne abbia fortemente promosso lo sviluppo (presumibilmente un aumento del carico trofico).

## CONCLUSIONI

Il lavoro ha messo in evidenza che tanto il bacino del Neto quanto i sottobacini associati mostrano una sensibile alterazione delle comunità macrobentoniche, in entrambi i periodi di studio.

La descrizione di tale alterazione attraverso l'applicazione dell'I.B.E., pur non contenendo aspetti quantitativi, produce una diagnosi dello stato ambientale assi-

milabile a quella che si può ottenere da uno studio su ricchezza tassonomica ed abbondanze numeriche.

D'altro canto, l'analisi di tipo trofico-funzionale consente di realizzare una descrizione di processi ecologici (trasporto della FPOM e produttività primaria) e di rilevare modificazioni a loro carico non evidenziabili con il solo utilizzo dell'Indice Biotico Esteso.

## Bibliografia

- ANDERSON N.H., SEDELL J.R., 1979. Detritus processing by macroinvertebrates in stream ecosystems. *Annual Review of Entomology*, **24**: 351-377.
- ARMITAGE P.D., MOSS D., WRIGHT J.F., FURSE M.T., 1983. The performance of a new biological water quality score system based on macroinvertebrates over a wide range of polluted running-water sites. *Water Research*, **17**: 333-347.
- CAMPAIOLI S., GHETTI P.F., MINELLI A., RUFFO S., 1994. *Manuale per il riconoscimento dei macroinvertebrati delle acque dolci italiane*. Provincia Autonoma di Trento, Vol. I.
- C.N.R.-I.R.S.A., 1994. *Metodi analitici per le acque*. Istituto Poligrafico e Zecca dello Stato, Roma.
- GHETTI P.F., 1997. *Indice Biotico Esteso (I.B.E.) - I macroinvertebrati nel controllo della qualità degli ambienti di acque correnti*. A cura di: Provincia Autonoma di Trento - APPA Trento
- HILL W.R., RYON M.G., SCHILLING E.M., 1995. Light limitation in a stream ecosystem: Responses by primary producers and consumers. *Ecology*, **76**: 1297-1309.
- MERRITT R.W., CUMMINS K.W., (eds.), 1996a. *An introduction to the aquatic insects of North America* (3<sup>rd</sup> edn.) Kendall/Hunt, Dubuque, IA.
- MERRITT R.W., CUMMINS K.W., 1996b. Trophic relations of macroinvertebrates. In: Hauer R.F., Lamberti G.A. (eds.), *Methods in stream ecology*. Academic Press, San Diego, CA.: 453-492.
- METCALFE-SMITH J.L., 1994. Biological water-quality assessment of rivers: use of macroinvertebrate communities. In: Calow P., Petts G. (eds.), *The Rivers Handbook Vol II*. Blackwell Science, London: 144-170.
- PETERSON C.G., 1996. Response of

- benthic algal communities to natural physical disturbance. In: Stevenson R.J., Bothwell M.L., Lowe R.L. (eds.), *Algal Ecology*. Academic Press, San Diego: 375-402.
- ROBACK S.S., 1974. Insects (Arthropoda: Insecta). In: Hart C.W. Jr., Fuller S.L.H. (eds.), *Pollution ecology of freshwater invertebrates*. Academic Press, New York: 313-376.
- SANSONI G., 1988. *Atlante per il riconoscimento dei macroinvertebrati dei corsi d'acqua italiani*. Provincia Autonoma di Trento. Centro Italiano Studi di Biologia Ambientale.
- ULFSTRAND S., NILSSON L.M., STERGAR A., 1974. Composition and diversity of benthic species collectives colonizing implanted substrates in a South Swedish stream. *Entomologica Scandinavica*, 5: 115-122.
- WOTTON R.S., 1994. Methods for capturing particles in benthic animals. In: Wotton R.S. (eds.), *The Biology of Particles in Aquatic Systems (2<sup>nd</sup> edn)*. CRC Press, Boca Raton, Florida: 183 - 204.

*Biologia Ambientale*, **19** (1): 215-218.

Atti del Seminario: *Classificazione ecologica delle acque interne. Applicabilità della Direttiva 2000/60/CE*. Trento, 12-13 febbraio 2004. G.N. Baldaccini e G. Sansoni (eds.). Ed. APAT, APPA Trento, CISBA. Trento, 2005.

## Il bacino del fiume Agri: qualità biologica delle acque e funzionalità fluviale

Teresa Trabace<sup>1</sup>, Achille Palma<sup>2</sup>, Nicola Vignola<sup>2</sup>, Giovanna Martella<sup>3</sup>, Annunziata Marraudino<sup>1</sup>, Alessandro Merendino<sup>1</sup>

<sup>1</sup> *Metapontum Agrobios, S.S. Ionica 106. Metaponto (MT)*

<sup>2</sup> *Regione Basilicata – Dipartimento Ambiente e Territorio. – Ufficio Prevenzione e Controllo Ambientale. Potenza.*

<sup>3</sup> *Agenzia Regionale Tutela Ambiente dell'Abruzzo - Dipartimento di Pescara.*

\* Referente per la corrispondenza (fax 0835 740208; ttrabace@agrobios.it)

### RIASSUNTO

La Regione Basilicata ha attivato dal 2000 un programma di caratterizzazione qualitativa delle matrici ambientali suolo e acque superficiali nell'area della Val d'Agri e in particolare del fiume Agri e dell'invaso del Pertusillo, per indagare l'eventuale presenza di prodotti petroliferi provenienti dal Centro Olio e gli effetti sul biota.

Lo studio della qualità biologica del fiume Agri si è svolto mediante l'applicazione dell'IBE (Indice Biotico Esteso) e dell'IFF (Indice di Funzionalità Fluviale) ed ha evidenziato un buono stato di salute dell'ambiente fluviale, un'ampia fascia riparia naturale con elevata diversità ambientale e capacità di autodepurazione. L'elevata naturalità del corso d'acqua è ulteriormente evidenziata dalla presenza, in tutti i tratti indagati, di consistenti popolamenti di *Austropotamobius pallipes italicus* (Faxon), specie autoctona a rischio di estinzione.

PAROLE CHIAVE: Fiume Agri / Indice Biotico Esteso / Funzionalità fluviale

### The drainage of Agri river: biological quality of waters and fluvial functionality

The Basilicata Region has activated since 2000 a program of qualitative characterization of the environmental matrixes concerning ground and superficial waters in the Val d'Agri area and particularly the river Agri and the dike of the Pertusillo, to investigate the possible presence of oil products and the effect on the biota.

The river, near the center Olio, is characterized by a good state of health, introduces an wide natural riparian band with an elevated environmental difference and ability of self-depuration (method I.F.F.) and it is rightful to note that during the study of the quality of the aquatic environment through the application of the Extended Biotic Index populations of Decapodi are been discovered, species *Austropotamobius pallipes italicus* (Faxon) inserted in the Allegato II of the UE Habitat Directive.

KEY WORDS: Agri River / Extended Biotic Index / Fluvial Functioning

### INTRODUZIONE

Il territorio dell'alta Val d'Agri, in provincia di Potenza (Basilicata), comprende 11 Comuni, ha un'estensione di circa 65.000 ettari (45% montagna, 37% collina, 17% pianura) ed è attraversata dal fiume Agri che nasce dal monte Venturino e, con la sua lunghezza di 136 km, è il secondo fiume della regione. A partire dal 1933 il territorio dell'Alta Val d'Agri cominciò ad essere oggetto di studi finalizzati

alla ricerca di idrocarburi, così che nel 1937 fu individuato il modesto giacimento di Tramutola, consentendo poi la scoperta del più grande giacimento petrolifero d'Italia e dell'Europa continentale, il sesto nel mondo.

Oggi l'Alta Val d'Agri è caratterizzata dalla presenza di numerosi giacimenti petroliferi e di un Centro di trattamento olii situato a monte dell'invaso del Pertusillo,

originatosi in seguito allo sbarramento del fiume Agri, le cui acque sono destinate ad uso idropotabile. La Regione Basilicata ha attivato dal 2000 un programma di caratterizzazione qualitativa delle matrici ambientali suolo e acque superficiali nell'area della Val d'Agri e in particolare del fiume Agri e dell'invaso del Pertusillo, per indagare l'eventuale presenza di prodotti petroliferi e gli effetti sul biota. Nel

presente studio si riportano i risultati dell'indagine svolta sul fiume Agri e due dei suoi affluenti.

**MATERIALE E METODI**

L'Indice Biotico Esteso, derivato dall'Extended Biotic Index e tarato per la realtà italiana (GHETTI, 1997), consente di definire la qualità biologica di un tratto di corso d'acqua attraverso l'analisi della struttura delle comunità di macroinvertebrati.

L'Indice di Funzionalità Fluviale (I.F.F.) (SILIGARDI *et al.*, 2000), derivato dall'RCE-2 (SILIGARDI e MAIOLINI, 1993), presenta una scheda costituita da 14 domande e ha lo scopo di raccogliere informazioni relative alle principali caratteristiche ecologiche del corso d'acqua. I valori di I.F.F. vengono tradotti in 5 livelli di funzionalità, ai quali corrispondono i relativi giudizi di funzionalità, associando un colore convenzionale per la rappresentazione cartografica.

Il fiume Agri possiede una valle fertile e con elevato insediamento antropico, nasce non lontano dalla sorgente del Basento; è lungo 136 km ed ha un bacino a forma trapezoidale di 1770 km (di cui 15 ricadenti in Campania) e una portata media annua piuttosto modesta; il Pertusillo ed il Gannano sono i due invasi ottenuti con sbarramenti sull'asta principale.

Al fine di valutare la qualità ambientale del fiume Agri è stata condotta una campagna di monitoraggio biologico mediante l'Indice Biotico Esteso-IBE (GHETTI, 1997) con prelievi annuali dal 2001 al 2003, in regime di magra (maggio), in tre aree di studio intorno al Centro Olii: V08 (confluenza del torrente Alli nel fiume Agri), V07 (canale effluente dall'impianto di depurazione della zona industriale di Viggiano), V04 (confluenza fiume Agri nell'invaso del Pertusillo) (Fig.

1). Nel mese di settembre 2003 è stata condotta una prima valutazione mediante l'Indice di Funzionalità Fluviale-IFF (SILIGARDI *et al.*, 2000) nelle tre stazioni suddette.

**RISULTATI E DISCUSSIONE**

L'indagine biologica (Tab I)

ha evidenziato nelle stazioni V04 e V08, nei periodi presi in considerazione, una prima classe di qualità e nella stazione V07 una seconda classe di qualità.

Tale campagna di indagine ha permesso inoltre di evidenziare, in tutte le stazioni campionate e

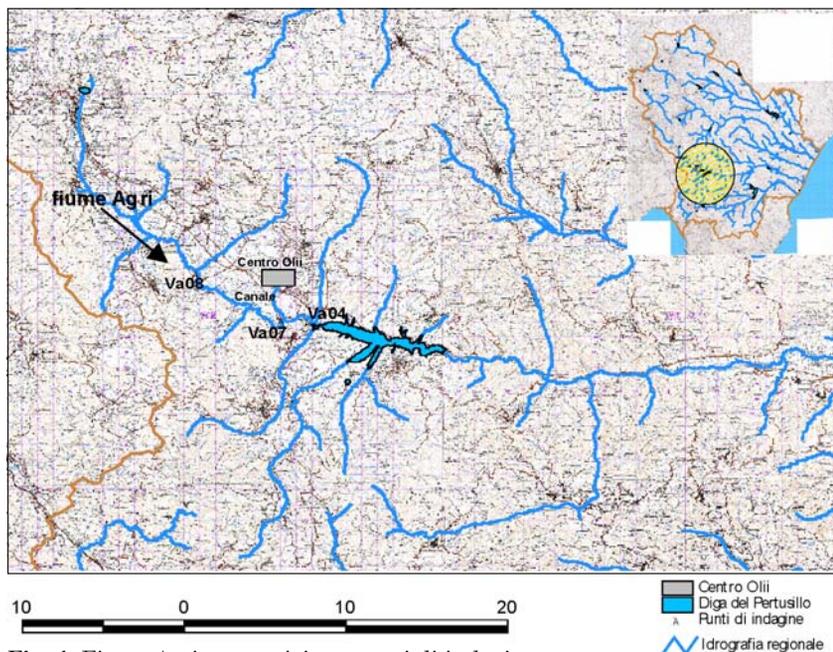


Fig. 1. Fiume Agri con posizione punti di indagine



Fig. 2. Il Crostaceo Decapode Astacidae *Austropotamobius pallipes italicus*.

per tutto il periodo, una interessante presenza faunistica: popolazioni di *Austropotamobius pallipes italicus*, un gambero d'acqua dolce, specie autoctona italiana che vive in torrenti e tratti di fiume con fondali ciottolosi, acque limpide, fresche e ben ossigenate, buona vegetazione acquatica (Fig. 2).

*Austropotamobius pallipes italicus* ha subito negli ultimi decenni una forte diminuzione sia nel numero di popolazioni che nella loro abbondanza nell'ambito di tutto il suo areale di distribuzione, tanto da essere inserito, come specie a rischio di estinzione, nell'Allegato II della Direttiva 92/43/CEE.

Le modificazioni ambientali subite dai fiumi e l'inquinamento delle acque sono state causa della brusca diminuzione dell'*Austropotamobius pallipes italicus* in tutto il territorio nazionale (FROGLIA, 1978).

L'applicazione dell'Indice di Funzionalità Fluviale ha evidenziato un elevato grado di funzionalità del fiume Agri: integrità delle fasce riparie con dominanza di vegetazione arborea sulle rive, presenza di ciottoli, massi e radici che favoriscono il deposito di sedimenti e garantiscono la diversità degli habitat di riva.

## CONCLUSIONI

La presenza del gambero di fiume nell'Agri, sia nel tratto a monte della confluenza del fosso che riceve lo scarico del Centro Olii che nel tratto a valle, è una conferma dell'ottima qualità biologica delle sue acque e dell'elevata naturalità. È pertanto doveroso sottolineare la necessità di tutela dell'elevata naturalità dell'ambiente fluviale, l'integrità della sua fascia di vegetazione riparia e delle strutture di ritenzione degli apporti trofici, anche al fine di salvaguardare la presenza dell'*Austropotamobius pallipes italicus*.

**Tab. I.** Inventario faunistico rilevato nelle campagne IBE (prelievi in maggio).

Stazione Prelievo	V 07 2001	V07 2002	V 07 2003	V04 2001	V04 2002	V04 2003	V08 2001	V08 2002	V08 2003
<b>PLECOTTERI</b>									
<i>Capnia</i>									
<i>Nemura</i>									
<i>Perla</i>							L		L
<i>Leuctra</i>									
<b>EFEMEROTTERI</b>									
<i>Ecdyonurus</i>							L	L	L
<i>Baetis</i>	L		L	L	L		L	L	L
<i>Caenis</i>									
<i>Heptagenia</i>									
<i>Ephemerella</i>							L	L	L
<i>Ephemera</i>									
<i>Habrophlebia</i>									
<b>TRICOTTERI</b>									
Rhyacophilidae							L	L	L
Limnephilidae									
Odontoceridae									
Hydropsychidae	L								
Sericostomatidae									
<b>COLEOTTERI</b>									
Gyrinidae									
Elmidae									
<b>ODONATI</b>									
<i>Cordulegaster</i>				L	L				
<i>Calopteryx</i>									
<b>DITTERI</b>									
Athericidae									
Chironomidae									
Ceratopogonidae				L					
Limonidae				L					
Tipulidae									
<b>ETEROTTERI</b>									
Nepidae									
Veliidae **									
Gerridae **					L				
<b>CROSTACEI</b>									
Gammaridae					L	L			
Asellidae									
Astacidae			L	L	L	L	L	L	L
<b>GASTEROPODI</b>									
Ancylidae	L	L	L	L	L	L	L	L	L
Planorbidae									
<b>IRUDINEI</b>									
<i>Dina</i>					L	L			
<i>Erpobdella</i>									
<b>OLIGOCHETI</b>									
Lumbricidae	L	L	L						
<b>TOTALE U.S.</b>	<b>11</b>	<b>17</b>	<b>13</b>	<b>20</b>	<b>23</b>	<b>19</b>	<b>26</b>	<b>21</b>	<b>25</b>
<b>Valori di IBE</b>	<b>9</b>	<b>9</b>	<b>8</b>	<b>10</b>	<b>11</b>	<b>10</b>	<b>12</b>	<b>11</b>	<b>11</b>
<b>Classe di qualità</b>	<b>II</b>	<b>II</b>	<b>II</b>	<b>I</b>	<b>I</b>	<b>I</b>	<b>I</b>	<b>I</b>	<b>I</b>

Legenda: \* \* U.S. scartate dal calcolo di I.B.E.  
 | presenza da rari a comuni  
 L presenza da comuni ad abbondanti  
 U presenza dominante numericamente

**Ringraziamenti**

Un ringraziamento particolare al Sig. Donato Casamassima per l'ecce-

lente collaborazione tecnica svolta nell'ambito del progetto "Caratterizzazione qualitativa delle matrici ambien-

ti suolo e acque superficiali nell'area della Val d'Agri" finanziato dalla Regione Basilicata..

**Bibliografia**

FROGLIA C., 1978. *Decapodi*. C.N.R., Guide per il riconoscimento delle specie animali delle acque interne italiane, n. 4., Collana del progetto finalizzato "Promozione della qualità dell'ambiente", Verona.  
GHETTI P.F., 1997. *Manuale di applicazione Indice Biotico Esteso (I.B.E.)*.

*Imacroinvertebrati nel controllo della qualità degli ambienti di acque correnti*. Provincia Autonoma di Trento.  
SILIGARDI M., BERNABEI S., CAPPELLETTI C., CHERICI E., CIUTTI F., EGGADI F., FRANCESCHINI A., MAIOLINI B., MANCINI L., MINCIARDI M.R., MONAUNI C., ROSSI G., SANSONI G., SPAGGIARI R., ZANETTI

M., 2000. *I.F.F., Indice di Funzionalità Fluviale*. ANPA, APPA Trento. Roma, 223 pp.  
SILIGARDI M., MAIOLINI B., 1993. L'inventario delle caratteristiche ambientali dei corsi d'acqua alpini. Guida all'uso della scheda RCE-2. *Biologia Ambientale*, VII (2): 18-24.

*Biologia Ambientale*, **19** (1): 219-222.

Atti del Seminario: *Classificazione ecologica delle acque interne. Applicabilità della Direttiva 2000/60/CE*. Trento, 12-13 febbraio 2004. G.N. Baldaccini e G. Sansoni (eds.). Ed. APAT, APPA Trento, CISBA. Trento, 2005.

## Il popolamento fitoplanctonico dell'alto Lago di Garda: evoluzione nell'arco dell'ultimo decennio

Giovanna Pellegrini, Catia Monauni\*, Sabrina Pozzi, Chiara Defrancesco

Agenzia provinciale per la protezione dell'ambiente - Settore tecnico, U.O. tutela dell'acqua, Via Mantova 16, 38100 Trento

\* Referente per la corrispondenza (Via Lidorno, 1 38060 Mattarello - Trento; fax 0461/493003; catia.monauni@provincia.tn.it)

### RIASSUNTO

Confrontando la composizione e la biomassa algale rilevate nell'alto lago di Garda nei periodi 1990-1993 e 1999-2003, si evidenzia come la biomassa algale risulti nettamente più alta negli anni di rimescolamento completo delle acque (1991, 1999, 2000) e, invece, contenuta e confrontabile negli altri anni. Nel quinquennio 1999-2003 è evidente altresì un aumento in termini di biomassa delle Cyanophyta ed una contrazione delle Diatomee con una sorta di avvicendamento tra *Planktothrix rubescens/agardhii* e *Fragilaria crotonensis*; tali riscontri indicano un peggioramento delle condizioni trofiche del lago che, alla luce del lungo tempo teorico di ricambio dell'acqua (27 anni), segnala la necessità di tempestivi provvedimenti.

PAROLE CHIAVE: fitoplancton / Cyanophyta / lago di Garda / biovolume algale / successione stagionale

### Dynamics of phytoplankton assemblages in the north basin of Lake Garda: evolution in the last decade

In this work a long term trend of phytoplankton assemblages for Lake Garda is investigated: algal community sampled in the period 1990-1993 is compared with the one sampled in the period 1999-2003, with the aim to find any difference in abundance or composition.

The most evident difference between past and present phytoplankton species composition of Lake Garda is the actual increase of the Cyanophyta group; moreover its seasonal distribution has also varied. In fact this group, which in the period 1990-93 was present only in summer-autumn, is in 1999-2003 present all the year long.

In 1991, 1999 and 2000 Lake Garda also had a complete mix of its water and this fact caused an increase of its algal biomass, revealing the real trophic potential of the lake.

KEY WORDS: fitoplancton / Cyanophyta / Garda lake / algal biovolume / seasonal succession

### INTRODUZIONE

Il lago di Garda, come molti laghi profondi, anche a causa delle sue caratteristiche morfologiche, presenta una certa costanza nei parametri chimico-fisici e ambientali; anche la successione della componente fitoplanctonica risulta generalmente ciclica e stabile in quanto dipendente soprattutto dalle caratteristiche climatiche. Ciò che può cambiare, in relazione alle condizioni trofiche del lago, è invece la biomassa algale.

In questo lavoro si mette a confronto la componente fitoplanctonica analizzata in due periodi (1990-1993 e 1999-2003) al fine di rilevare le eventuali differenze riscontrabili in oltre un decennio, all'interno del quale vi sono tre anni caratterizzati da eventi di rimescolamento completo delle acque del lago (1991, 1999 e 2000).

### MATERIALI E METODI

L'analisi si riferisce ad un

punto di monitoraggio rappresentativo dell'alto lago, posizionato in provincia di Trento in prossimità del confine con le province di Verona e di Brescia.

I campionamenti sono stati effettuati con cadenza mensile sulla colonna 0-20 m, utilizzando un tubo flessibile che raccoglie l'acqua dell'intera colonna. Lo strato tra 0 e 20 m può essere considerato per il lago di Garda rappresentativo della zona eufotica.

L'analisi quali-quantitativa del fitoplancton è stata eseguita utilizzando il metodo UTERMÖHL (1958) e il biovolume, espresso in  $\text{mm}^3/\text{m}^3$ , è stato calcolato dal volume delle singole cellule algali adeguandole a figure geometriche dopo averne misurato le dimensioni rilevanti (ROTT, 1981, HILLEBRAND *et al.*, 1999).

Per il periodo 1990-1993, essendo disponibile solo il conteggio degli individui/litro, come numero di cellule per colonia è stata utilizzata la media relativa al secondo gruppo di anni (1999-2003) e, come biovolume, il relativo biovolume medio.

Nei due gruppi di anni considerati è stato studiato anche l'andamento stagionale di alcuni taxa, importanti per consistenza e presenza in buona parte dell'anno o perché significativi indicatori di stato trofico.

## RISULTATI

Il bacino nord del lago presenta valori di biomassa algale più consistenti negli anni caratterizzati dal rimescolamento completo delle acque (1991, 1999 e 2000), che ha reso disponibili i nutrienti confinati negli strati profondi: durante i mesi estivi vengono raggiunti valori di biovolume superiori a  $2000 \text{ mm}^3/\text{m}^3$  (Fig. 1 e 2).

Negli altri anni i valori di biomassa risultano confrontabili tra i due periodi e contenuti per lo più entro i  $500 \text{ mm}^3/\text{m}^3$ , ad eccezione di uno o due massimi per anno, dove si superano di poco i  $1000 \text{ mm}^3/\text{m}^3$ .

È evidente invece una modificazione dello spettro fitoplanctonico. In particolare le Cyanophyta, che nei primi anni novanta risultavano consistenti solo nei mesi estivo-autunnali, in questi ultimi anni sono rappresentate in tutti i prelievi e con abbondanze maggiori, raggiungendo in alcuni casi per-

centuali relative superiori all'80% del biovolume totale. La biomassa prevalente del gruppo delle Cyanophyta è costituita dagli organismi appartenenti al complesso *Planktothrix rubescens/agardhii* (Fig. 3, 4 e 5).

L'analisi delle successioni stagionali per i taxa che nel lago di

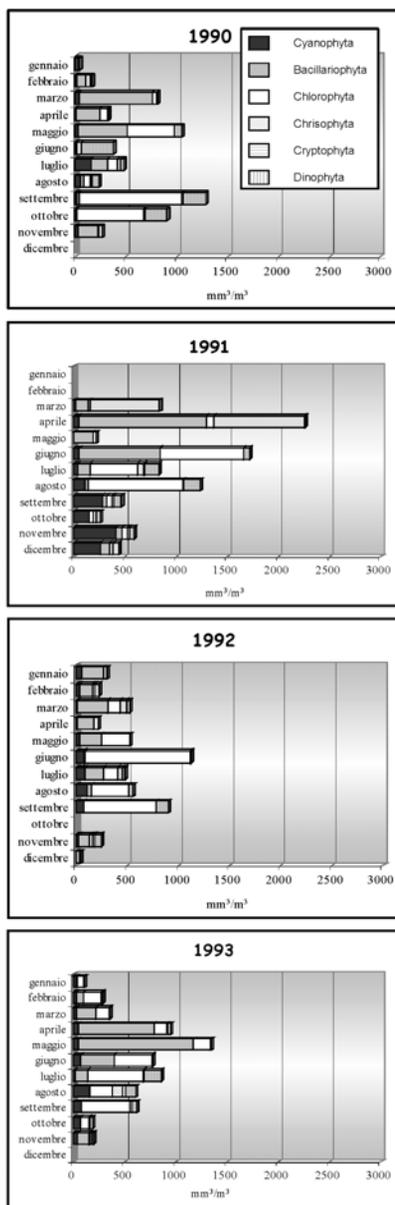


Fig. 1. Composizione e biomassa algale del lago di Garda nel periodo 1990-1993; nel 1991 il lago è stato caratterizzato da un rimescolamento completo delle acque.

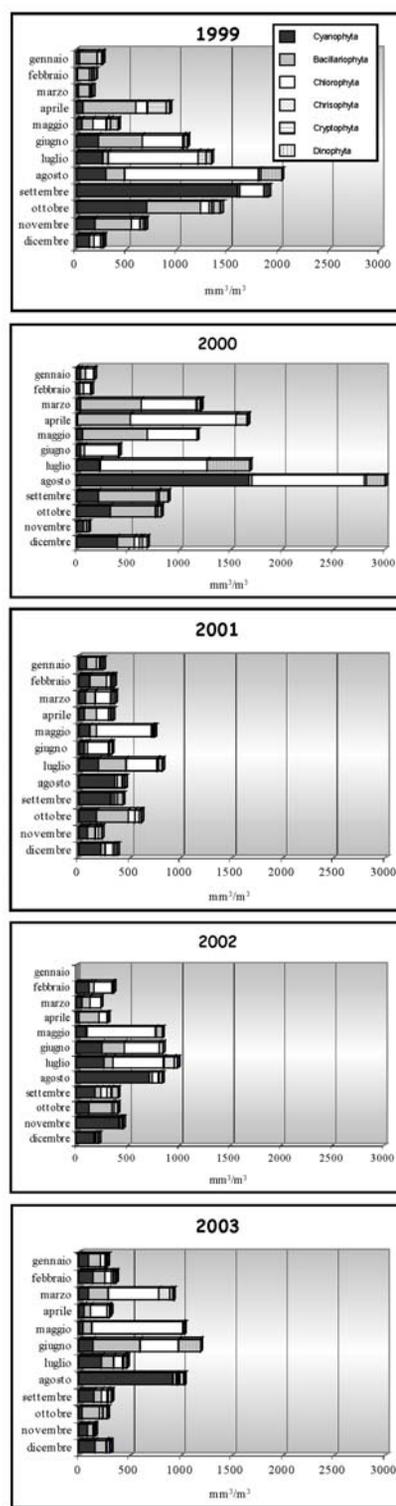


Fig. 2. Composizione e biomassa algale del lago di Garda nel periodo 1999-2003; nel 1999 e 2000 il lago è stato caratterizzato da un rimescolamento completo delle acque.

Garda sono presenti costantemente durante tutto l'anno e mostrano la maggior consistenza numerica e ponderale (*Planktothrix rubescens/agardhii*, *Mougeotia* sp. e *Fragilaria crotonensis*) mette in evidenza una sorta di avvicendamento tra la diatomea *Fragilaria crotonensis* e il cianobatterio *Planktothrix rubescens/agardhii* nei due periodi considerati.

La dinamica di sviluppo di entrambe si mantiene pressoché costante ma *Planktothrix rubescens/agardhii* risulta nettamente più abbondante nel periodo 1999-2003 (il picco di massimo biovolume nelle annate 90-93 è paragonabile al minore massimo relativo degli ultimi anni), mentre per *Fragilaria crotonensis* si osserva un trend negativo. *Mougeotia* sp. mostra un andamento ciclico regolare che non evidenzia particolari modificazioni quantitative nei due periodi di studio.

## CONCLUSIONI

I risultati delle campagne di monitoraggio dimostrano chiaramente una modificazione dello spettro fitoplanctonico con un incremento delle Cyanophyta (in particolare *Planktothrix rubescens/agardhii*) a scapito delle diatomee (prevalentemente *Fragilaria crotonensis*). Questo segnale, oltre a costituire un problema di tipo sanitario dovuto alla possibilità di sviluppo di ceppi tossici, rappresenta un indice del peggioramento delle condizioni trofiche del lago.

Seppure il biovolume medio della maggior parte degli anni esaminati risulti piuttosto contenuto, denotando una condizione di oligotrofia, durante gli anni di rimescolamento completo delle acque il potenziale trofico del lago si manifesta appieno in seguito alla rinnovata disponibilità di nutrienti prima segregati negli strati più profondi.

Uno studio a lungo termine

Andamento stagionale di *Planktothrix agardhii/rubescens*

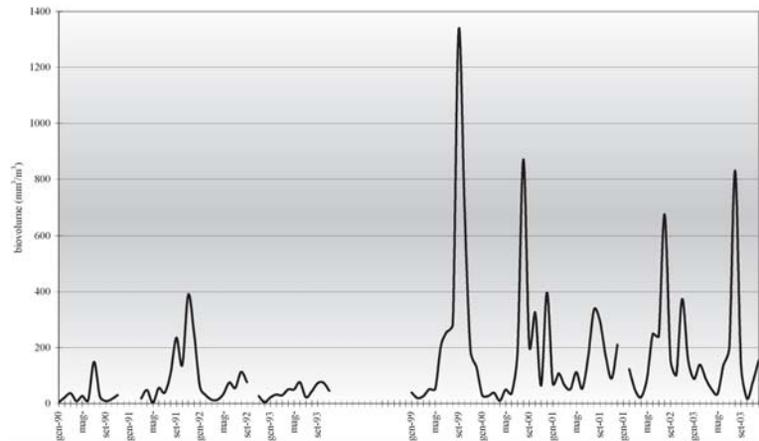


Fig. 3. Andamento stagionale del complesso *Planktothrix agardhii/rubescens* (Cyanophyta) nel corso degli anni monitorati.

Andamento stagionale di *Fragilaria crotonensis*

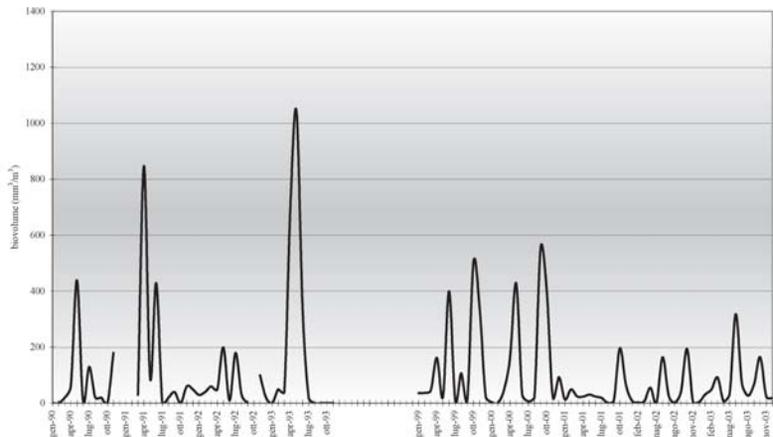


Fig. 4. Andamento stagionale della specie *Fragilaria crotonensis* (Bacillariophyceae) nel corso degli anni monitorati.

Andamento stagionale di *Mougeotia* sp.

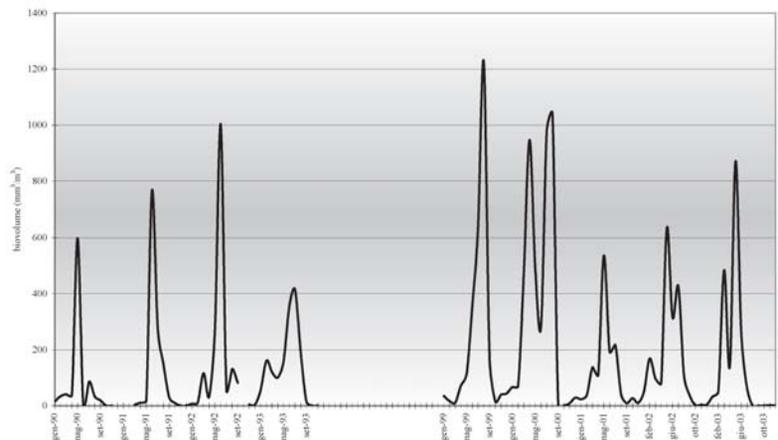


Fig. 5. Andamento stagionale del genere *Mougeotia* sp. (Chlorophyta) nel corso degli anni monitorati.

di questo tipo può dare utili indicazioni riguardo alla tendenza trofico-evolutiva del lago; nel Garda, che è caratterizzato da un lungo

tempo teorico di ricambio dell'acqua (27 anni), anche minimi segnali di deterioramento devono essere tempestivamente considerati,

alla luce della sua grande importanza naturalistica, turistica e quale fonte di approvvigionamento di acqua dolce.

### Bibliografia

HILLEBRAND H., DURSELEN C.D., KIRSCHTEL D., POLLINGER U., ZOHARY T., 1999. Biovolume calculation for pelagic and benthic microalgae. *J. Phycol.*, **35**: 403-424.

UTERMÖHL H., 1958. Zur Vervollkommung der quantitativen Phytoplankton-Methodik. *Mitt. Int. Ver. Limnol.*, **9**: 1-38.

ROTT E., 1981. Some results from phytoplankton counting intercalibration. *Schweiz. Z. Hydrol.*, **43**: 34-63.

*Biologia Ambientale*, **19** (1): 223-226.

Atti del Seminario: *Classificazione ecologica delle acque interne. Applicabilità della Direttiva 2000/60/CE*. Trento, 12-13 febbraio 2004. G.N. Baldaccini e G. Sansoni (eds.). Ed. APAT, APPA Trento, CISBA. Trento, 2005.

## Contributo del biovolume algale alla valutazione dello stato trofico dei laghi: alcuni esempi di applicazione

Sabrina Pozzi\*, Catia Monauni, Giovanna Pellegrini, Chiara Defrancesco

*Agenzia provinciale per la protezione dell'ambiente - Settore tecnico, U.O. tutela dell'acqua, Via Mantova 16, 38100 Trento*

\* *Referente per la corrispondenza: Via Lidorno 1 - 38060 Mattarello - Trento; Fax 0461/493003; sabrina.pozzi@provincia.tn.it*

### RIASSUNTO

L'analisi del biovolume algale consente di estrapolare utili indicazioni sullo stato trofico di un lago. In questo lavoro sono stati presi in considerazione tre laghi trentini ed è stata confrontata la classificazione trofica ottenuta con gli indicatori comunemente utilizzati negli studi limnologici (clorofilla "a", fosforo totale, trasparenza) con le informazioni ricavabili dalla stima del biovolume algale, secondo le indicazioni fornite da alcuni autori (ROTT, 1984, HAKANSON, 1980, WILLEN, 2000). I risultati ottenuti dimostrano una buona corrispondenza tra la classificazione trofica ottenuta con gli indicatori tradizionali e quella derivata dalla produzione algale.

PAROLE CHIAVE: laghi / biovolume algale / stato trofico

### Algal biovolume for trophic state evaluation in lakes: some applications

Algal biovolume permits to obtain useful indications about lakes trophic state. In this study we analyze three lakes in Trentino (Italy) and the trophic classification obtained with traditional methods (chlorophyll *a*, total phosphorus and transparency) is compared with algal biovolume results. Good affinity is found between traditional methods and biovolume analysis.

KEY WORDS: lakes / algal biovolume / trophic state

### INTRODUZIONE

La direttiva 2000/60/CE indica, tra gli elementi di qualità biologica per definire lo stato ecologico dei laghi, gli organismi fitoplanctonici e, relativamente ad essi, vengono prese in considerazione la composizione e l'abbondanza tassonomica, la frequenza e l'intensità delle fioriture nonché la biomassa o biovolume medio.

Il biovolume algale rappresenta una stima diretta della produttività fitoplanctonica e può consenti-

re di estrapolare utili indicazioni sullo stato trofico di un ecosistema lacustre. Gli indicatori di stato trofico comunemente utilizzati nella classificazione delle acque dei laghi (clorofilla "a", fosforo totale, trasparenza e ossigeno disciolto) possono essere quindi affiancati dall'analisi del popolamento fitoplanctonico sia dal punto di vista della composizione in specie sia, soprattutto, da un punto di vista quantitativo, stimandone il bio-

volume ( $\text{mm}^3/\text{m}^3$ ).

In questo lavoro vengono presi in considerazione tre laghi trentini (Garda, Ledro e Serraiia) controllati dall'Agenzia provinciale per la protezione dell'ambiente ai sensi del decreto legislativo 152/99 e nell'ambito di programmi di monitoraggio specifici. I laghi esaminati sono diversi tra loro a livello geografico, morfologico e trofico e possono essere considerati rappresentativi delle principali realtà limno-

logiche che si riscontrano nel territorio trentino (Fig. 1).

**MATERIALI E METODI**

Negli anni 2001 e 2002 sono stati eseguiti 23 campionamenti per il lago di Garda, 13 per il lago di Ledro e 14 per il lago della Serraiia. Mentre per il Garda i campionamenti hanno avuto cadenza mensile, gli altri due laghi sono stati monitorati prevalentemente durante i mesi più produttivi (maggio-ottobre).

L'analisi quali-quantitativa del fitoplancton è stata eseguita utilizzando il metodo UTERMÖHL (1958) e il biovolume, espresso in mm<sup>3</sup>/m<sup>3</sup>, è stato calcolato dal volume delle singole cellule algali adeguandole a figure geometriche dopo averne misurato le dimensioni rilevanti (ROTT, 1981; HILLEBRAND *et al.*, 1999). I dati di biovolume algale ricavati sono stati usati per stimare lo stato trofico secondo le indicazioni fornite da ROTT (1984) HAKANSON (1980) e WILLEN (2000) (Tab. I). Le informazioni ottenute sono state infine confrontate con quelle derivate dall'applicazione dei più comuni indici di stato trofico (OECD, 1982 e CARLSON, 1977) (Tab. II e III).



	quota (m. slm)	area lago (Km2)	profondità max (m)	tempo teorico di ricambio (anni)
<b>GARDA</b>	65	368	350	27
<b>LEDRO</b>	655	2.2	48	<1
<b>SERRAIA</b>	974	0.4	18	<1

Fig. 1. Ubicazione e principali caratteristiche dei laghi campionati.

**RISULTATI**

Per quanto riguarda il lago della Serraiia (Tab. IV) nel complesso i vari indici considerati portano concordemente ad un giudizio di eutrofia. I valori di biovolume alga-

le, considerando sia la media annua che la media del periodo produttivo maggio-ottobre, risultano decisamente elevati, a conferma di un ambiente in cui sono evidenti condizioni di elevato stato trofico.

Tab. I. Indicazioni per la stima dello stato trofico attraverso il biovolume algale (mm<sup>3</sup>/m<sup>3</sup>).

Autore	Frequenza campionam.	Biovolume algale (mm <sup>3</sup> /m <sup>3</sup> ) - media dei campionamenti nel periodo produttivo						
		ultra-oligotrofo	oligotrofico	mesotrofico	eutrofico	eutrofico I	eutrofico II	ipertrofico
HAKANSON (1980)	maggio-ottobre	-	< 800	300-1900	1200-2500	-	-	2100-20000
WILLEN (2000)	maggio-ottobre	<100	100-500	500-1500	-	1500-2500	2500-5000	>5000
ROTT (1984)	mensile	-	<800	800-2000	>2000	-	-	-

Tab. II. Valori per la classificazione trofica secondo OECD (1982).

Stato trofico	Ptot medio (µg/L)	Chl <sub>a</sub> media (µg/L)	Chl <sub>a</sub> max (µg/L)	trasp. DS media (m)	trasp. DS min (m)
ultra-oligotrofico	<4	<1	<2,5	>12	>6
oligotrofico	4-10	1-2,5	2,5-8	>6	>3
mesotrofico	10-35	2,5-8	8-25	6-3	3-1,5
eutrofico	35-100	8-25	25-75	3-1,5	1,5-0,7
iper-eutrofico	>100	>25	>75	<1,5	<0,7

**Tab. III.** Formule e valori per la classificazione trofica secondo TSI (CARLSON, 1977).

$TSI (TP) = 10 \left( 6 - \frac{\ln \frac{48}{TP}}{\ln 2} \right)$	<b>Stato trofico</b>	<b>TSI</b>
	ultra-oligotrofico	<30
$TSI (DS) = 10 \left( 6 - \frac{\ln \frac{DS}{2}}{\ln 2} \right)$	oligotrofico	30-40
	mesotrofico	40-50
	eutrofico	50-70
	iper-eutrofico	>70

Nel caso del lago di Ledro (Tab. V), i valori di biovolume algale e la maggior parte degli indici di stato trofico mettono in evidenza una condizione di mesotrofia. La parziale discordanza tra gli indici basati sulla trasparenza (che porterebbero a classificare il lago come oligotrofico) e gli altri è spiegata dal fatto che la maggior produttività algale si trova confinata negli strati profondi durante la stratificazione estiva. Questo perché il popolamento algale di Ledro è caratterizzato dalla massiccia presenza del cianobatterio *Planktothrix rubescens*, una specie stenoterma fredda (FINDENEGG, 1947) in grado di sfruttare al meglio la radiazione luminosa grazie al suo diversificato corredo di pigmenti fotosintetici e capace di muoversi con facilità lungo la colonna d'acqua sfruttando un meccanismo che coinvolge la formazione di vacuoli gassosi (FEUILLADE, 1994). Durante la stagione estiva, *Planktothrix rubescens* tende, come confermato da diversi autori, ad addensarsi al margine inferiore del metalimnio.

Per il lago di Garda (Tab. VI) il biovolume algale porta nel complesso ad una classificazione di oligo-mesotrofia, in accordo con i risultati ottenuti applicando i tradizionali indici di stato trofico. È necessario specificare che nel calcolo con OECD i valori di fosforo si riferiscono alla sola zona eufotica (0-20 m), mentre l'indice di Carlson per il fosforo è stato calcolato considerando la media aritmetica

dei valori determinati a tutte le profondità esaminate. Il lago di Garda, nei due anni oggetto di studio, è rimescolato parzialmente: solo il fosforo degli strati superficiali ha quindi contribuito allo sviluppo algale che risulta nell'insieme piuttosto contenuto.

**Tab. IV.** Classificazione trofica del lago di Serraiia utilizzando il biovolume algale e i principali indici di stato trofico.

SERRAIA	2001		2002	
	valore	stato trofico	valore	stato trofico
TSI <sub>chl a</sub>	60	eutrofico	59	eutrofico
TSI <sub>DS</sub>	47	mesotrofico	40	oligotrofico
TSI <sub>TP</sub>	60	eutrofico	56	eutrofico
OECD (P medio µg/L)	43	eutrofico	34	mesotrofico
OECD (chl "a" media µg/L)	19	eutrofico	14	eutrofico
OECD (chl "a" max µg/L)	48.5	eutrofico	50.4	eutrofico
OECD (DS medio m)	2.6	eutrofico	4	mesotrofico
OECD (DS min m)	0.9	eutrofico	1.9	mesotrofico
Rott (mm <sup>3</sup> /m <sup>3</sup> )	3265	eutrofico	2952	eutrofico
Hakanson (mm <sup>3</sup> /m <sup>3</sup> )	3670	ipertrofico	4163	ipertrofico
Willen (mm <sup>3</sup> /m <sup>3</sup> )	3670	eutrofico II	4163	eutrofico II

**Tab. V.** Classificazione trofica del lago di Ledro utilizzando il biovolume algale e i principali indici di stato trofico.

LEDRO	2001		2002	
	valore	stato trofico	valore	stato trofico
TSI <sub>chl a</sub>	51	eutrofico	51	eutrofico
TSI <sub>DS</sub>	31	oligotrofico	32	oligotrofico
TSI <sub>TP</sub>	43	mesotrofico	37	oligotrofico
OECD (P medio µg/L)	10	mesotrofico	10	mesotrofico
OECD (chl "a" media µg/L)	7.2	mesotrofico	7.2	mesotrofico
OECD (chl "a" max µg/L)	10	mesotrofico	10.7	mesotrofico
OECD (DS medio m)	6.7	oligotrofico	6	mesotrofico
OECD (DS min m)	4.1	oligotrofico	2.7	mesotrofico
Rott (mm <sup>3</sup> /m <sup>3</sup> )	1664	mesotrofico	1415	mesotrofico
Hakanson (mm <sup>3</sup> /m <sup>3</sup> )	1803	mesotrofico	1382	mesotrofico
Willen (mm <sup>3</sup> /m <sup>3</sup> )	1803	eutrofico I	1382	mesotrofico

## CONCLUSIONI

I risultati relativi ai tre diversi laghi considerati mostrano una sostanziale corrispondenza tra la classificazione trofica ottenuta utilizzando il biovolume algale e quella ricavata dagli indicatori classici.

Gli indici che utilizzano il biovolume applicati in questo lavoro sono stati tarati in aree geografiche diverse tra di loro (Europa del Nord per Willen e Hakanson, regione del Tirolo per Rott), tuttavia mostrano risultati abbastanza simili; l'indice proposto da WILLEN (2000) sembra essere il più penalizzante e quello che, in certi casi, più si discosta dagli altri.

In conclusione, il biovolume degli organismi fitoplanctonici può essere considerato una componente estremamente informativa per lo studio dello stato trofico di un ecosistema lacustre e il suo utilizzo è da ritenersi un valido strumento di indagine nell'ambito del monitoraggio dei laghi, da tenere in considerazione anche alla luce delle indicazioni fornite dalla direttiva 2000/60/CE.

**Tab. VI.** Classificazione trofica del lago di Garda utilizzando il biovolume algale e i principali indici di stato trofico.

GARDA	2001		2002	
	valore	stato trofico	valore	stato trofico
<b>TSI<sub>chl a</sub></b>	42	mesotrofico	42	mesotrofico
<b>TSI<sub>DS</sub></b>	27	ultra-oligotrofico	26	ultra-oligotrof.
<b>TSI<sub>TP</sub></b>	45	mesotrofico	47	mesotrofico
<b>OECD (P medio µg/L)</b>	10	mesotrofico	12	mesotrofico
<b>OECD (chl "a" media µg/L)</b>	3.4	mesotrofico	3.2	mesotrofico
<b>OECD (chl "a" max µg/L)</b>	6	oligotrofico	5.8	oligotrofico
<b>OECD (DS medio m)</b>	9.7	oligotrofico	10.6	oligotrofico
<b>OECD (DS min m)</b>	5.1	oligotrofico	4	oligotrofico
<b>Rott (mm<sup>3</sup>/m<sup>3</sup>)</b>	439	oligotrofico	534	mesotrofico
<b>Hakanson (mm<sup>3</sup>/m<sup>3</sup>)</b>	564	oligotrofico	717	oligo-mesotrof.
<b>Willen (mm<sup>3</sup>/m<sup>3</sup>)</b>	564	mesotrofico	717	mesotrofico

## Bibliografia

- CARLSON R.E., 1977. A trophic state index for lakes. *Limnol. and Ocean.*, **22**: 361-369.
- FINDENEGG I. 1947. Über die Lichtansprüche planktischer Süßwasser-algen. *Sitzungsberichte der Akademie der Wissenschaften in Wien*, 155, 159-171.
- FEUILLADE J. 1994. The cyanobacterium (blue-green alga) *Oscillatoria rubescens* D.C. *Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol.*, **41**, 77-93.
- HAKANSON L., 1980. An ecological risk index for aquatic pollution control. A sedimentological approach. *Water research*, **14**: 975-1001.
- O.E.C.D., 1982. *Eutrophication of lakes: monitoring, assessment and control*. OECD. Paris, 150 pp.
- HILLEBRAND H., DURSELEN C.D., KIRSCHTEL D., POLLINGER U., ZOHARY T., 1999. Biovolume calculation for pelagic and benthic microalgae. *J. Phycol.*, **35**: 403-424.
- UTHERMÖL H., 1958. Zur Vervollkommung der quantitativen Phytoplankton-Methodik. *Mitt. Int. Ver. Limnol.*, **9**: 1-38.
- ROTT E., 1981. Some results from phytoplankton counting intercalibration. *Schweiz. Z. Hydrol.*, **43**: 34-63.
- ROTT E., 1984. Phytoplankton as biological parameter for the trophic characterisation of lakes. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, **22**: 1078-1085.
- WILLEN E., 2000. Phytoplankton in water quality assessment - an indicator concept. In: Heinonen P., Ziglio G., Van der Becken A. *Hydrological and Limnological Aspects of lake monitoring*. Wiley: 62-80.

*Biologia Ambientale*, **19** (1): 227-231.

Atti del Seminario: *Classificazione ecologica delle acque interne. Applicabilità della Direttiva 2000/60/CE*. Trento, 12-13 febbraio 2004. G.N. Baldaccini e G. Sansoni (eds.). Ed. APAT, APPA Trento, CISBA. Trento, 2005.

## Indagine sperimentale sulla funzione filtro della fascia riparia

Paolo Negri<sup>1\*</sup>, Maurizio Siligardi<sup>1</sup>, Pier Francesco Ghetti<sup>2</sup>

<sup>1</sup> APPA Trento, Via Mantova 16 - 38100 Trento

<sup>2</sup> Università Ca' Foscari, Dorsoduro 3246 - 30123 Venezia

\* Referente per la corrispondenza (fax 0461 497729; paolo.negri@appa.trento.it)

### Riassunto

L'importanza ecologica delle fasce riparie è ampiamente studiata e ne è stata dimostrata l'efficacia come zona filtro per i nutrienti diffusi e come trappola di sedimenti. In un corso d'acqua di risorgiva (roggia Brenta Vecchio, Trento) si è voluto valutare sperimentalmente la funzione filtro della fascia riparia, con l'obiettivo di individuare gli elementi che incidono maggiormente sul processo di abbattimento. Sono stati individuati quattro siti di campionamento rappresentativi delle diverse tipologie di zona riparia. In ogni sito sono stati impiantati nel terreno 3 tubi forati disposti a transetto perpendicolare al corso d'acqua, in modo da intercettare la falda. Per un anno si sono condotte analisi a scadenza mensile, assumendo dati relativi alle concentrazioni di azoto nitrico, nitroso e ammoniacale, fosforo ortofosfato, e ossigeno disciolto. Sono state inoltre analizzate le componenti pedologiche, vegetazionali e idrologiche. I risultati evidenziano la funzione filtro della zona riparia per quanto concerne l'abbattimento dell'azoto nitrico, con efficienza più marcata quanto più la vegetazione riparia è consolidata.

PAROLE CHIAVE: fascia riparia / fasce tampone / controllo dell'inquinamento diffuso

### Field investigation about buffer function of a riparian strip

The role of the riparian strips is widely studied from the ecological point of view and it is demonstrated its effectiveness as buffer zone for diffuse nutrients and sediment trap. This study aims to assess on field the riparian area as buffer ecosystem, the objective is to investigate the key elements which effects the buffer process. A study area close to Trento (Italy) was identified: the stream Brenta Vecchia, a small resurgence water course. Four sampling sites were selected according to different riparian typology. For every site, a transect of three sampling well was located into the soil for 2 meters. The transects are perpendicular to the river channel in order to intercept the groundwater drained by the stream. For a year water samples of the wells and the stream were collected and the following parameters analysed: ammonium, nitrate, nitrite, phosphorus and oxygen. As the study has an interdisciplinary approach, vegetation, hydrology and soil were also investigated. The results show that there is a clear buffer effect for the nitrate and this is more evident where the riparian vegetation is more dense.

KEY WORDS: riparian area / buffer strips / diffuse pollution control

### INTRODUZIONE

La fascia riparia individua un'area di larghezza variabile, adiacente ad un corso d'acqua o ad un lago (LOWRANCE *et al.*, 1985), dove si riscontra una tipica successione vegetazionale.

Le fasce riparie, in quanto ambienti di transizione tra il comparto terrestre e quello acquatico,

hanno destato, nel tempo, notevole interesse per la capacità di incidere positivamente sulla condizione dell'ecosistema acquatico adiacente, svolgendo le seguenti funzioni:

- zona filtro per l'azoto: attraverso processi microbiologici e assorbimento radicale (HAYCOCK *et al.*, 1993);

- zona filtro per il fosforo: attraverso adsorbimento al sedimento (OSBORNE e KOVACIC, 1993);
- rallentamento del deflusso superficiale: tramite l'ostacolo meccanico operato dalla vegetazione (COOPER, 1990);
- riduzione della produttività dei corsi d'acqua: attraverso l'om-

- breggiamento (VOUGHT *et al.*, 1994);
- controllo delle piene: come zona di esondazione naturale (MALANSON, 1993);
- input di carbonio organico per l'ecosistema fluviale: apporto di materiale grossolano (soprattutto foglie) necessario ad alimentare la catena trofica dei fiumi (RYSZKOWSKI e KEDZIORA 1993);
- consolidamento delle sponde: tramite l'apparato radicale della vegetazione arborea (VOUGHT *et al.*, 1993);
- habitat: presenza di microhabitat e di corridoi ecologici, spesso utilizzati per strategie migratorie (TRISKA *et al.*, 1993);
- valore paesaggistico e ricreativo: interrompe la monotonia del territorio (AZIENDA REGIONALE FORESTE DEL VENETO, 1996)

Lo scopo della ricerca è stato quello di valutare la funzione filtro della fascia riparia rispetto al carico diffuso dei nutrienti provenienti da campi coltivati. L'attenzione è stata rivolta ad individuare i fattori che possono incidere positivamente o negativamente su questa funzione.

Ulteriori osservazioni compiute riguardano l'altezza piezometrica della falda per verificare se la capacità filtro della fascia riparia fosse attribuibile ad una semplice azione di diluizione o ad una effettiva rimozione dei nutrienti. Lo studio sperimentale si è sviluppato lungo 12 mesi dell'anno.

## MATERIALE E METODI

Lo studio è stato condotto su di un tratto della roggia Brenta Vecchio, un piccolo corso d'acqua di risorgiva posto a 20 km da Trento nel comune di Novaledo. Il Brenta Vecchio scorre in una zona della Valsugana dove l'economia è principalmente incentrata sulla coltivazione del mais e delle fragole in

terra, ma anche degli alberi da frutta. Il fondo dell'alveo si presenta ghiaioso o fangoso, il bacino del corso d'acqua ha un'estensione di 2,8 km<sup>2</sup> e la lunghezza complessiva della roggia è di circa 2 km.

In ogni sito sono stati impiantati nel terreno, per una profondità di 2-3 metri, 3 tubi forati disposti a transetto perpendicolare al corso d'acqua, in modo da intercettare l'acqua di falda. Il primo pozzetto era adiacente al fiume, il secondo a circa 5 metri dalla riva ed il terzo ad una distanza variabile compresa tra 10 e 15 metri. L'acqua nei pozzetti è stata campionata mensilmente. Sono state inoltre campio-

nate l'acqua della roggia e di una delle sorgenti che generano la roggia stessa.

I parametri analizzati sono riassunti nella tabella I. Per la determinazione analitica sono stati utilizzati i metodi I.R.S.A. (1994), ad eccezione dell'ammoniaca (VERDOUW *et al.*, 1978).

Per determinare con maggior precisione rispetto alle prove in campo la granulometria dei campioni in esame, si è scelto il metodo dell'analisi a umido seguendo le procedure standard (MINISTERO DELLE RISORSE AGRICOLE ALIMENTARI FORESTALI, 1997) partendo da campioni seccati all'aria, pestati in un mortaio

Tab. I. Parametri analizzati, suddivisi secondo la matrice.

Parametri chimico fisici (mensili)	Parametri idrologici (mensile)	Analisi vegetazionale	Analisi pedologica
Temperatura	Livello della falda	Raccolta e classificazione delle specie vegetali presenti in prossimità dei transetti	Tessitura
pH			Classificazione del suolo
Conducibilità			
Ossigeno disciolto			
Calcio, Magnesio			
Azoto nitrico			
Azoto nitroso			
Azoto ammoniacale			
Fosforo ortofosfato			

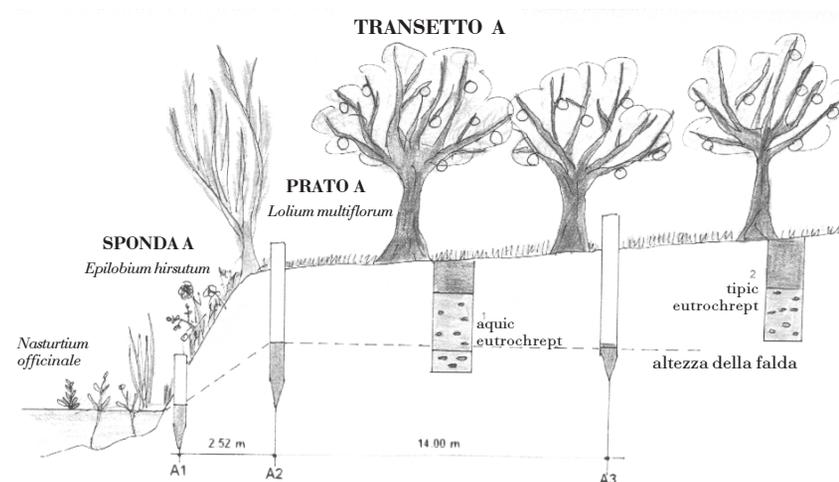


Fig. 1. Rappresentazione schematica dei risultati del transetto A: campo di meli coperto a prato con una fascia riparia di qualche metro, piuttosto scoscesa.

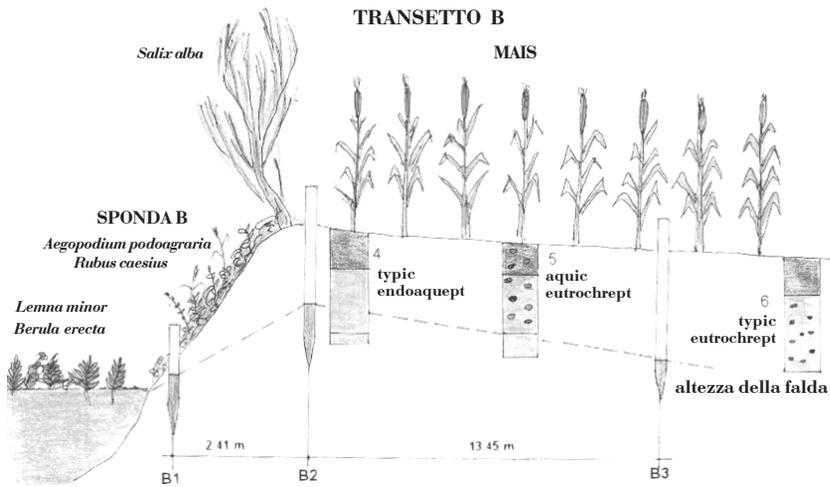


Fig. 2. Rappresentazione schematica dei risultati del transetto B: campo di mais immediatamente confinante con una ripida e ridotta fascia riparia alberata.

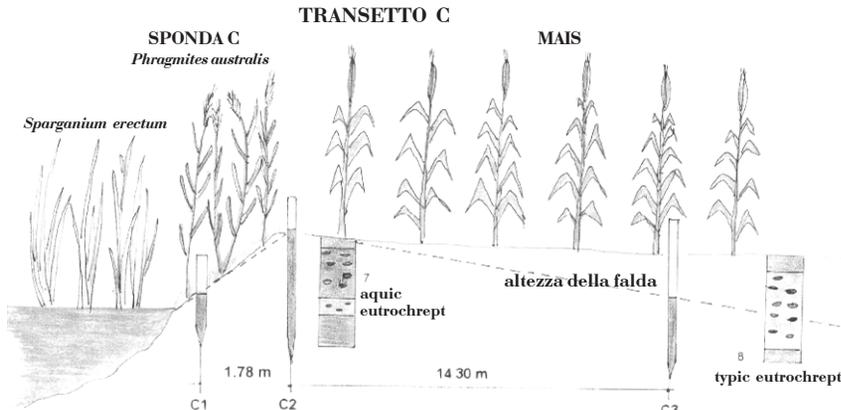


Fig. 3. Rappresentazione schematica dei risultati del transetto C: campo di mais con una fascia riparia a canneto molto ridotta; altezza della falda molto prossima al piano campagna.

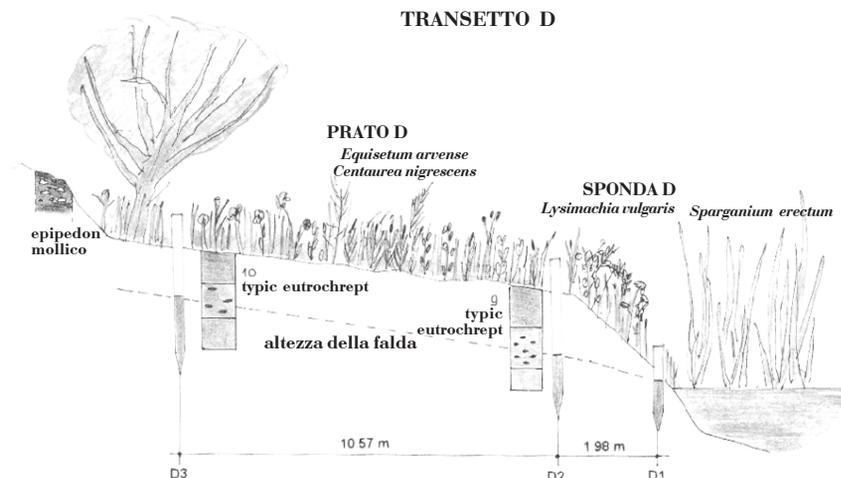


Fig. 4. Rappresentazione schematica dei risultati del transetto D: ampia fascia riparia quasi orizzontale, coperta da prato, non coltivata ormai da molti anni.

e setacciati a 2 mm.

In corrispondenza dei quattro transetti sono state raccolte e classificate le specie vegetali presenti (PIGNATTI, 1982).

L'altezza della falda è stata misurata con uno strumento costruito appositamente, costituito da un circuito alimentato da una batteria da 6 Volt e da un doppio filo elettrico, graduato con precisione centimetrica. Quando il doppio filo, calato all'interno di ogni pozzetto, entrava in contatto con l'acqua, provocava la chiusura del circuito e l'accensione di un led rosso. In questo modo, leggendo sul filo la misura segnata, si poteva risalire all'altezza dell'acqua all'interno dei tubi.

**RISULTATI**

I risultati delle analisi pedologiche e floristiche sono riassunti nelle figure 1-4. Si possono osservare i siti di raccolta delle piante e le specie più abbondanti. I profili pedologici sono stati disegnati rispettando la posizione d'indagine, la proporzione tra la profondità degli orizzonti, il colore e la presenza delle screziature.

Dalle figure si può notare anche l'altezza media della falda misurata durante l'anno. I transetti sono stati denominati A, B, C, D da monte a valle e numerati con 1 i pozzetti più vicini alla roggia, con 2 quelli intermedi e con 3 quelli più distanti dal corso d'acqua.

La concentrazione del fosforo ortofosfato è risultata normalmente molto bassa (< 0,1 mg/L) in tutti i transetti, così come nella roggia e nel torrente. Nella maggior parte dei casi l'azoto nitroso non è sperimentalmente misurabile, raggiungendo al massimo concentrazioni di 0,04 mg/L. I dati medi mensili dell'azoto ammoniacale e dell'azoto nitrico per i 12 pozzetti e per il campione prelevato nella roggia (T)

e alla sorgente (S) sono riassunti nella tabella II.

**DISCUSSIONE**

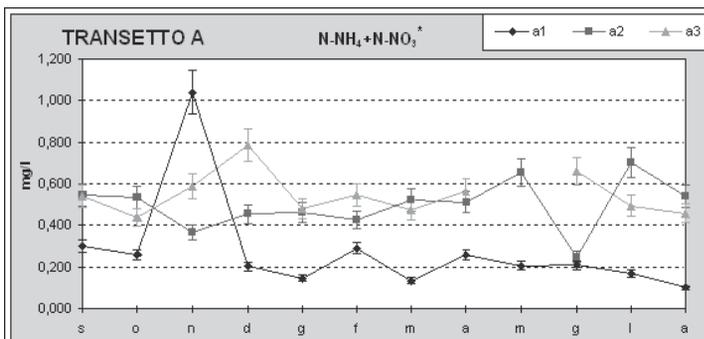
Nel transetto A (Fig. 5) si verifica una diminuzione dell’N inorganico totale. Il dato anomalo di Novembre per A1 è dovuto al fatto che la roggia, per le forti precipitazioni, si è infiltrata nel pozzetto di monitoraggio. La modesta rimozione osservata è attribuibile alle basse concentrazioni iniziali (il campo a mele non è normalmente concimato).

Nel transetto B il pozzetto B1 ha risentito per molti mesi dell’influenza del vicino Brenta Vecchio. Si possono infatti individuare due periodi distinti (Fig. 6): da ottobre a aprile la fascia riparia sembra non avere nessuna incidenza sulla concentrazione dell’azoto inorganico totale, mentre nei restanti mesi sembra che l’effetto tampone della zona riparia sia evidente.

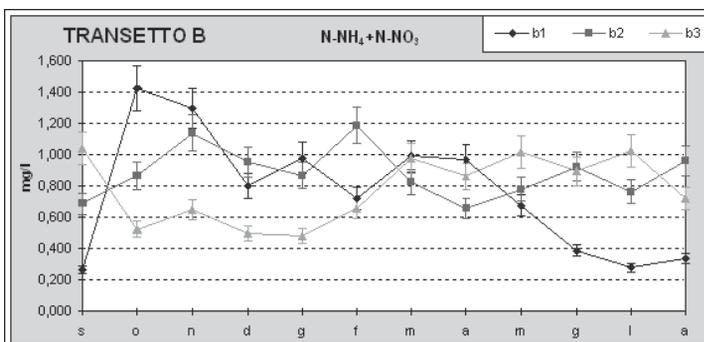
Nel transetto C la fascia non agisce da filtro (tra C1 e C2 non vi sono evidenti variazioni di concentrazione di azoto inorganico disciolto: Fig. 7). Vi è però una riduzione

**Tab. II.** Valori medi mensili delle concentrazioni (mg/L) di azoto ammoniacale, azoto nitrico e della loro somma per i pozzetti, il torrente (T) e la sorgente (S).

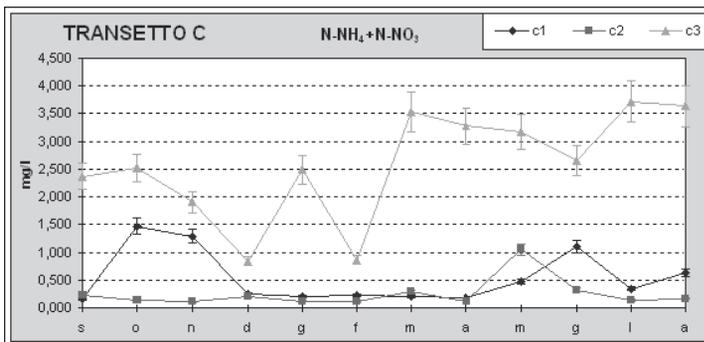
Punto	N-NH4	N-NO3	N-NH4 + N-NO3
T	0,04	1,23	1,27
S	0,05	1,26	1,31
A1	0,11	0,16	0,28
A2	0,40	0,10	0,50
A3	0,39	0,16	0,55
B1	0,12	0,64	0,76
B2	0,79	0,09	0,88
B3	0,68	0,10	0,78
C1	0,11	0,44	0,54
C2	0,15	0,09	0,25
C3	2,31	0,27	2,58
D1	0,17	0,12	0,29
D2	0,21	0,08	0,28



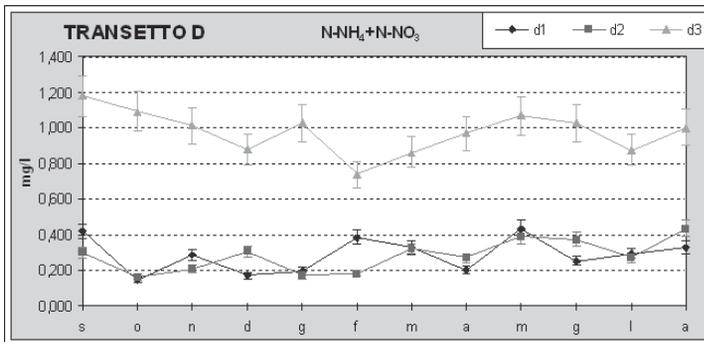
**Fig. 5.** Andamento annuale della somma dell’azoto ammoniacale e nitrico nel transetto A. L’errore è del 10%.



**Fig. 6.** Andamento annuale della somma dell’azoto ammoniacale e nitrico nel transetto B. L’errore è del 10%.



**Fig. 7.** Andamento annuale della somma dell’azoto ammoniacale e nitrico nel transetto C. L’errore è del 10%.



**Fig. 8.** Andamento annuale della somma dell’azoto ammoniacale e nitrico nel transetto D. L’errore è del 10%.

tra C3 e C2. Si può pensare che anche in questo caso avvenga un processo di nitrificazione e contemporaneamente di denitrificazione, considerata la superficialità della falda, che depone per l'esistenza di condizioni semianaerobiche.

Nel transetto D la fascia riparia è ampia e completamente coperta di vegetazione spontanea e la sua inclinazione è minima, cosicché il tempo di residenza dell'acqua nel suolo è maggiore che negli altri transetti. Tali condizioni favo-

riscono la rimozione: si osserva, infatti, una netta diminuzione della concentrazione di azoto inorganico totale tra D3 -D2 - D1, con una efficienza del 70% circa (Fig. 8).

#### CONCLUSIONI

I risultati ottenuti nel presente studio hanno consentito di evidenziare come la fascia riparia svolga funzioni filtro nei confronti dei composti dell'azoto; è stata riscontrata una buona capacità di filtro anche con una fascia di tipo erba-

ceo. È stato inoltre possibile rilevare come diverse condizioni di regime idrologico determinino differenti capacità filtro. L'approccio sperimentale è risultato adeguato e potrà essere utilizzati per altri studi simili. Le analisi di tipo floristico, pedologico e idrologico devono essere inserite nelle attività di ricerca legate alle fasce riparie. La visione interdisciplinare della fascia riparia è il fattore chiave per gestire le zone riparie in maniera sostenibile e appropriata.

#### Bibliografia

- AZIENDA REGIONALE FORESTE DEL VENETO, 1996. *Fasce tampone*. Regione del Veneto 73 pp.
- COOPER A.B., 1990. Nitrate depletion in the riparian zone and stream channel of a small headwater catchment. *Hydrobiologia*. **202**: 13-23.
- HAYCOCK N.E., G. PINAY, WALKER C., 1993. Nitrogen retention in river corridors: European perspective. *Ambio*. **22** (6): 370-376.
- I.R.S.A. C.N.R., 1994. *Metodi analitici per le acque*. Istituto Poligrafico dello Stato, Roma
- LOWRANCE R., SHARPE J.K., SHERIDAN J.M., 1986. Long-term sediment deposition in the riparian zone of coastal plain watershed. *Journal of Soil Water conservation*. 7-8: 266-271.
- MALANSON G.P., 1993. *Riparian landscape*. Cambridge University Press, Cambridge.
- MINISTERO DELLE RISORSE AGRICOLE ALIMENTARI FORESTALI, 1997. *Metodi ufficiali di analisi chimica del suolo*. Roma.
- OSBORNE L.L., KOVACIC D.A., 1993. Riparian vegetated buffer strips in water quality restoration and stream management. *Freshwater Biology*. **29**: 243-258.
- PICNATTI S., 1982. *Flora d'Italia*, vol. 1-3. Edagricole, Bologna.
- RYSZKOWSKI L., KEDZIORA A., 1993. Energy control of matter fluxes through land-water ecotones in an agricultural landscape. *Hydrobiologia*. **251**: 239-248.
- TRISKA F.J., DUFF J.H., AVANZINO R.J., 1993. The role of water exchange between a stream channel and its hyporeic zone in nitrogen cycling at the terrestrial aquatic interface. *Hydrobiologia*. **251**: 167-184
- VERDOUW H., VAN ECHTELD C., DEKKERS E., 1978. Ammonium detrimination based on indophenol formation with sodium salicylate. *Water Research*. **12**: 399-402.
- VOUGHT L.B., DAHL J., PEDERSEN C.L., LACOURSIERE O., 1994. Nutrient retention in riparian ecotones. *Ambio*. **23** (6): 342-348
- VOUGHT L.B., PINAY G., FUGLSANG A., RUFFINONI C., 1993. "Structure and function of buffer strips from a water quality perspective in agricultural landscape". *Landscape and Urban Planning*. **12**: 104-107



*Biologia Ambientale*, **19** (1): 233-235.

Atti del Seminario: *Classificazione ecologica delle acque interne. Applicabilità della Direttiva 2000/60/CE*. Trento, 12-13 febbraio 2004. G.N. Baldaccini e G. Sansoni (eds.). Ed. APAT, APPA Trento, CISBA. Trento, 2005.

## Prima applicazione degli indici diatomici EPI-D ed IBD nel monitoraggio del Rio Picocca in provincia di Cagliari e confronto con l'IBE

Maria Luisa Nughes<sup>1</sup>, Maurizio Alvau<sup>1</sup>, Cristina Cappelletti<sup>2</sup>,  
Francesca Ciutti<sup>2</sup>, Bruno Floris<sup>1\*</sup>, Giovanna Madeddu<sup>1</sup>, Viorica Monni<sup>1</sup>, Mario Sau<sup>1</sup>

<sup>1</sup> ARPAS - Presidio Multizonale Prevenzione (P.M.P.), Area Medico-Biotossicologica ASL 8, Cagliari, Viale Ciusa, 6-8 - 09131, Cagliari

<sup>2</sup> Istituto Agrario di San Michele a/A (TN)

\* Referente per la corrispondenza ([bruno.floris@tiscali.it](mailto:bruno.floris@tiscali.it))

### Riassunto

Vengono riportati i risultati di una indagine finalizzata alla valutazione quali-quantitativa della comunità fitobentonica (EPI-D, IBD) del rio Picocca, in affiancamento al metodo IBE. I risultati di entrambi gli indici hanno evidenziato una buona qualità del corso d'acqua in tutte le stazioni.

PAROLE CHIAVE: Indici diatomici / EPI-D / IBD / IBE

### Application of diatomic indexes EPI-D and IBD on Picocca stream and comparison with the I.B.E.

The results of a study on Picocca stream, using diatom index and IBE, are reported. The trial showed a good stream quality in all samples.

KEY WORDS: Diatom index / EPI-D / IBD / IBE

### INTRODUZIONE

La recente normativa europea (DIR CE 2000/60) prevede l'effettuazione di rilevamenti descrittivi della struttura delle biocenosi animali e vegetali. In particolare, per la definizione dello stato ecologico dei corsi d'acqua, è necessario considerare, tra gli altri, la composizione tassonomica e l'abbondanza del fitobenthos. In prospettiva del prossimo recepimento della suddetta direttiva, si sono sperimentati i me-

todi di valutazione della qualità dei corsi d'acqua attraverso lo studio della comunità di Diatomee epilitiche su cinque stazioni di rilevamento ubicate sul rio Picocca, come indagine complementare al metodo IBE.

### MATERIALI E METODI

Il rio Picocca è uno dei principali corsi d'acqua della provincia di Cagliari, il cui bacino idrografi-

co è interamente compreso nel territorio provinciale. Esso è incluso tra i corpi idrici significativi ai sensi del D. Lgs. 152/99 e, di conseguenza, sottoposto a monitoraggio con applicazione del metodo IBE e determinazione dei parametri macrodescrittori. L'area di studio comprende il rio Picocca e i suoi maggiori affluenti: rio Brabaisu, rio Cannas, rio Ollastu. Il lavoro è stato condotto su cinque stazioni di

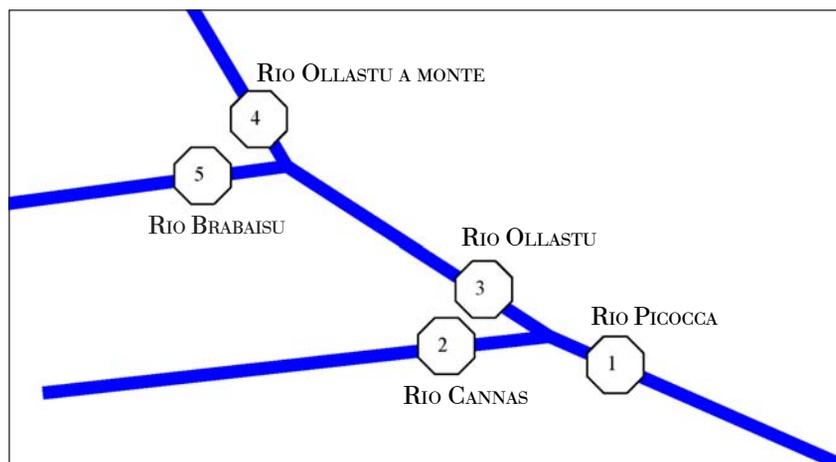


Fig. 1. Schema dell'ubicazione delle stazioni di prelevamento.

campionamento (Fig. 1), sulle quali si sono effettuati i prelievi di macroinvertebrati secondo la metodica ufficiale per l'applicazione del metodo IBE (GHETTI, 1997) e di diatomee per l'utilizzo degli Indici Diatomici secondo metodiche standardizzate (KELLY *et al.*, 1998; EN 13946, 2003).

Le Diatomee epilittiche sono state prelevate raschiando con uno spazzolino i substrati duri presenti (cinque ciottoli). I campioni raccolti sono stati trattati in laboratorio con acqua ossigenata 130 vol., fino a completa ossidazione della sostanza organica, e con acido cloridrico, per la dissoluzione del carbo-

nato di calcio.

I frustoli puliti sono stati quindi montati in vetrini permanenti utilizzando la resina sintetica Naphrax (indice di rifrazione 1,7) (EN 13946, 2003). La determinazione tassonomica è stata effettuata fino al livello di specie con osservazione al microscopio ottico a 1000 ingrandimenti e l'impiego di chiavi dicotomiche (KRAMMER e LANGE-BERTALOT, 1986-2000).

La stima dell'abbondanza relativa delle specie è stata effettuata mediante conteggio di 400 valve secondo procedure standardizzate (EN 14407, 2004), al fine di uniformare la procedura con quella già adottata da altri metodi europei (CIUTTI *et al.*, 2004).

Si è proceduto quindi, al calcolo dell'Indice di Eutrofizzazione-Polluzione (EPI-D) (DELL'UOMO 2004) e dell'Indice Biologique Dia-

tomées (IBD) (LENOIR e COSTE, 1996, PRYGIEL e COSTE, 2000) attraverso l'impiego del software Omnidia 3.2 (LECOINTE *et al.*, 1993; LECOINTE *et al.*, 1999). I valori degli indici sono standardizzati in scala 1 a 20, così da renderne più semplice ed immediato il confronto.

## RISULTATI E DISCUSSIONE

L'analisi dei campioni di Diatomee (conta di 400 valve per campione) ha permesso di rilevare la presenza di 42 specie e varietà, appartenenti a 12 generi (Tab. I).

I diversi campioni presentano una composizione ed una ricchezza in taxa abbastanza diversificata. Il numero totale di taxa individuati varia, infatti, da 9 a 22.

Come si osserva in tabella II, il monitoraggio biologico effettuato con l'ausilio delle Diatomee evidenzia una situazione buona, se non ottima, delle stazioni indagate. Le tre stazioni più a monte (le due sull'Ollastu e quella sul Brabaisu) presentano infatti una I classe di qualità EPI-D, mentre le due più a valle (Picocca e Cannas) presentano una II classe di qualità. I risultati dei due metodi (EPI-D e IBD) sono sostanzialmente comparabili, anche se sembra che il secondo sia leggermente migliorativo rispetto al primo.

I valori espressi dagli Indici Diatomici confermano le valutazioni effettuate con il metodo IBE, che inquadrano tutte le stazioni in I classe di qualità.

Tab. I. Riepilogo dei taxa Diatomee.

Genere	n° specie e varietà
<i>Achnanthes</i>	6
<i>Amphora</i>	2
<i>Cocconeis</i>	2
<i>Cymbella</i>	3
<i>Epithemia</i>	1
<i>Fragilaria</i>	4
<i>Gomphonema</i>	4
<i>Meridion</i>	1
<i>Melosira</i>	1
<i>Navicula</i>	12
<i>Nitzschia</i>	5
<i>Rhoicosphenia</i>	1
Tot. specie	42

Tab. II. Riepilogo dei risultati.

Staz	EPI-D 20	Classe EPI-D	IBD	Classe IBD	IBE	Classe IBE
1 Picocca	14,5	II	17,3	I	10-11	I
2 Cannas	12,6	II	16,1	II	10	I
3 Ollastu	16,9	I	18,5	I	11	I
4 Ollastu m.te	15,5	I	19,7	I	11	I
5 Brabaisu	15,7	I	19,3	I	11	I

## Bibliografia

- CIUTTI, F., CAPPELLETTI C., CORRADINI F., 2004. Applicazione dell'indice EPID a un corso d'acqua delle Alpi (Torrente Fersina): osservazioni sulla metodica di determinazione delle abbondanze relative. *Studi Trentini di Scienze Naturali, Acta Biologica*, **80** (2003): 97-102.
- DELL'UOMO A., 2004. *L'indice diatomico di eutrofizzazione/polluzione (EPID) nel monitoraggio delle acque correnti*. Agenzia per la protezione dell'ambiente e per i servizi tecnici, Centro Tematico Nazionale-Acque interne e Marino costiere c/o ARPA Toscana, Firenze, 101 pp.
- EN 13946, 2003. *Water quality - Guidance Standard for the routine sampling and pre-treatment of benthic diatom samples from rivers*.
- EN 14407, 2004. *Water quality - Guidance Standard for the identification, enumeration and interpretation of benthic diatom samples from running waters*.
- GHETTI P.F., 1997. *Manuale di applicazione Indice Biotico Esteso (I.B.E.) - I macroinvertebrati nel controllo di qualità degli ambienti di acque correnti*. Provincia Autonoma di Trento, Agenzia Provinciale per la Protezione dell'Ambiente, 222 pp.
- KELLY M.G., CAZAUBON A., CORING E., DELL'UOMO A., ECTOR L., GOLDSMITH B., GUASCH H., HÜRLIMANN J., JARLMAN A., KAWECKA B., KWANDRANS J., LAUGASTE R., LINDSTRÖM E. A., LEITAO M., MARVAN P., PADISÁK J., PIPP E., PRYGIEL J., ROTT E., SABATER S., VAN DAM H., VIZINET J., 1998. Recommendations for routine sampling of diatoms for water quality assessment in Europe. *J. Appl. Phycol.*, **10**: 215-224.
- KRAMMER K., LANGE-BERTALOT H., 1986, 1988, 1991a, 1991b, 2000. *Bacillariophyceae. Susswasserflora von Mitteleuropa*. 2(1-5), G Fischer, Stuttgart. 876 + 596 + 576 + 437 + 311 pp.
- LECOINTE C., COSTE M., PRYGIEL J., 1993. OMNIDIA software for taxonomy, calculation of diatom indices and inventories management. *Hydrobiologia*, **269/270**: 509-513.
- LECOINTE C., COSTE M., PRYGIEL J., ECTOR L., 1999. Le logiciel Omnidia version 2, une puissante base de données pour les inventaires de diatomées et pour le calcul des indices diatomiques européens. *Cryptogamie Algologie*, **20** (2): 132-134.
- LENOIR A., COSTE M., 1996. Development of a practical diatom index of overall water quality applicable to the French national water Board network. In: Whitton B. A., Rott E. (eds.), *Use of algae for monitoring rivers II*. E. Rott, Institut für Botanik, Universität Innsbruck: 29-43.
- PRYGIEL J., COSTE M., 2000. *Guide méthodologique pour la mise en œuvre de l'Indice Biologique Diatomées*. NF T 90-354. Agences de l'eau - Cemagref, Douai, 134 pp.



*Biologia Ambientale*, **19** (1): 237-240.

Atti del Seminario: *Classificazione ecologica delle acque interne. Applicabilità della Direttiva 2000/60/CE*. Trento, 12-13 febbraio 2004. G.N. Baldaccini e G. Sansoni (eds.). Ed. APAT, APPA Trento, CISBA. Trento, 2005.

## Valutazione del carico genotossico presente nelle acque del lago Trasimeno mediante l'utilizzo di test *in vivo* e *in vitro*

Claudia Pellacani, Elisa Branchi, Annamaria Buschini, Mariangela Furlini, Paola Poli\*, Carlo Rossi

*Dipartimento di Genetica Antropologia Evoluzione, Università di Parma, Parco Area delle Scienze 11/A - 43100 Parma, Italia.*

\* Referente per la corrispondenza: Fax: +39-0521-905604; e-mail: mutgen@unipr.it

### RIASSUNTO

La determinazione del carico genotossico delle acque superficiali risulta di forte rilevanza in relazione al rischio che ne può conseguire per l'ambiente e per la salute. In questo studio si è proceduto, in diversi periodi dell'anno (ottobre, febbraio e giugno), al rilevamento del danno al DNA in pesci (*Cyprinus carpio*) e molluschi filtratori (*Dreissena polymorpha*) presenti nelle acque del Lago Trasimeno (Comet assay su eritrociti di pesce e su emociti di mollusco). È stata inoltre valutata la genotossicità *in vitro* di estratti dell'acqua del medesimo lago prelevata in luglio, ottobre, febbraio, giugno su leucociti umani mediante Comet assay e sul ceppo D7 del lievito *Saccharomyces cerevisiae* per rilevare eventi ricombinazionali e mutazionali (nucleari e mitocondriali). L'utilizzo di estratti di acque in test di mutagenesi *in vitro* ha permesso di rilevare la presenza di sostanze ad azione sul DNA anche a basse concentrazioni, valutando le possibili interazioni tra le diverse sostanze presenti nella miscela ambientale e mettendone in evidenza la variabilità stagionale. Le due specie utilizzate sono risultate buoni bioindicatori della qualità delle acque ed hanno evidenziato la forte influenza della temperatura, e quindi del metabolismo, sul danno di base al DNA. L'approccio metodologico proposto in questo studio può fornire, in aggiunta alle misure e ai test utilizzati di norma, indicazioni importanti per definire la qualità delle acque e per indirizzare, in futuro, verso trattamenti specifici per la riqualificazione ambientale.

PAROLE CHIAVE: acque superficiali / test di mutagenesi a breve termine / rischio mutageno / cancerogeno

### Genotoxic load assessment in lake Trasmene water by *in vivo* and *in vitro* tests

The determination of surface water-genotoxic load assumes a great relevance in relation to the possible increase of environmental and human health risk. In this study, we have detected, during different seasonal campaigns (October, February, and June), the DNA damage in fishes (*Cyprinus carpio*) and filter-feeder molluscs (*Dreissena polymorpha*) *in vivo* exposed to Lake Trasimeno waters (Comet assay on fish erythrocytes and molluscs emocytes). Furthermore, the genotoxicity of different Lake water extracts (July, October, February, and June samplings) have been tested *in vitro* on human leukocytes (DNA damage by the Comet assay) and *Saccharomyces cerevisiae* D7 strain (genetic recombination and nuclear/mitochondrial mutations). The *in vitro* tests have been able to detect low concentration-genotoxic compounds by assessing both water seasonal variability and possible interactions among the mixture compounds. *C. carpio* and *D. polymorpha*, good bio-indicators of water quality, have also showed the modulation of basal DNA damage from temperature, and so from metabolic rate. This proposed methodological approach can provide additional useful information for better defining water quality and directing efforts towards peculiar treatments for environmental retraining.

KEY WORDS: surface water / short-term mutagenicity test / mutagenic / carcinogenic risk

### INTRODUZIONE

Il raggiungimento del buono stato delle acque superficiali e sotterranee, previsto nell'art. 4 della Direttiva Comunitaria n. 60 del 2000, richiede l'adozione di una serie di interventi atti a migliorare

l'attuale livello qualitativo dei corpi idrici italiani. Per applicare in modo corretto la Direttiva occorre inizialmente classificare la qualità delle acque per poterle poi riportare ad uno stato di qualità migliore.

In tale ambito risulta di forte rilevanza, insieme alle analisi previste dalla legge per la salvaguardia ambientale e della salute umana, anche la definizione del potenziale genotossico delle acque in relazio-

ne anche al possibile rischio cancerogenetico che ne può conseguire.

Con questa ricerca si propone, mediante l'utilizzo di test *in vitro* ed *in vivo*, un nuovo approccio metodologico per la valutazione del carico genotossico presente nelle acque superficiali. In particolare, si è proceduto al rilevamento del danno al DNA in pesci (*Cyprinus carpio*) e in molluschi filtratori (*Dreissena polymorpha*) presenti nelle acque del Lago Trasimeno. Per il ruolo ecologico svolto e per l'ampia distribuzione nell'ambiente in esame, *C. carpio* e *D. polymorpha* possono essere considerati buoni bioindicatori della qualità delle acque, in grado cioè di manifestare reazioni identificabili in presenza di inquinanti. È stata inoltre valutata la genotossicità *in vitro* su cellule umane (leucociti) e su un microorganismo eucariota (*Saccharomyces cerevisiae*) di estratti dell'acqua del medesimo lago. L'utilizzo di test di mutagenesi *in vitro* permette di rilevare la presenza di sostanze ad azione sul DNA anche a basse concentrazioni, valutando anche le possibili interazioni tra le diverse sostanze presenti nella miscela ambientale. Sono stati effettuati diversi campionamenti stagionali poiché il Trasimeno è un lago mesotrofico con una profondità media minore di 5 m (massima 6,3 m) che, nel corso dell'anno, presenta, insieme ad ampie variazioni della temperatura, anche una certa variabilità stagionale dei parametri fisico-chimici (Tab. I).

## MATERIALI E METODI

La sperimentazione *in vitro* ha previsto quattro campagne di prelievo nell'arco dell'anno (luglio, ottobre, febbraio, giugno). Dopo concentrazione dei campioni di acqua del Lago per estrazione in fase solida su colonne di silice C18, i campioni sono stati saggati su leucoci-

Tab. I. Parametri chimico-fisici delle acque del lago Trasimeno nei diversi periodi di campionamento (dati forniti dall'Agenzia Regionale per la Protezione Ambientale dell'Umbria).

Parametri	Luglio	Ottobre	Febbraio	Giugno
Temperatura (°C)	22,0	17,0	8,5	22,0
TOC (mg/L)	8,5	6,4	7,6	5,8
COD (mg/L)	14,0	19,0	35,0	17,0
BOD (mg/L)	0,8	1,3	2,1	0,9
Nitrati (mg/L NO <sub>3</sub> )	<0,10	0,11	0,16	< 0,10

ti umani freschi, per il rilevamento del danno al DNA mediante Comet assay, una tecnica microelettroforetica in grado di evidenziare i diversi frammenti di DNA (SINGH *et al.*, 1991), e sul ceppo D7 del lievito *S. cerevisiae* (in fase di crescita stazionaria o logaritmica, cioè senza e con attivazione metabolica endogena rispettivamente) per rilevare eventi ricombinazionali (conversione genica) e mutazionali (reversione a carico del genoma nucleare ed induzione di mutanti mitocondriali *petite* respiratorio deficienti) (POLI *et al.*, 1999).

Il rilevamento *in vivo* del carico genotossico delle acque in esame è stato effettuato mediante Comet assay durante tre campagne stagionali (ottobre, febbraio e giugno) su eritrociti di pesci (BUSCHINI *et al.*, 2004) (32 esemplari/campagna) ed emociti di molluschi (BUSCHINI *et al.*, 2003) (10 esemplari/campagna) esposti nell'acqua del Lago.

## RISULTATI E DISCUSSIONE

### Test *in vitro*

*Saccharomyces cerevisiae* ceppo D7. Questo lievito, mitocondrio-dispensabile, permette di evidenziare eventi di danno non solo a carico del genoma nucleare (mutazioni e effetti ricombinazionali) ma anche di quello mitocondriale, risultando perciò un valido strumento per misurare contemporaneamente l'azione di effettori genotossici su diversi bersagli genetici. L'analisi dei dati

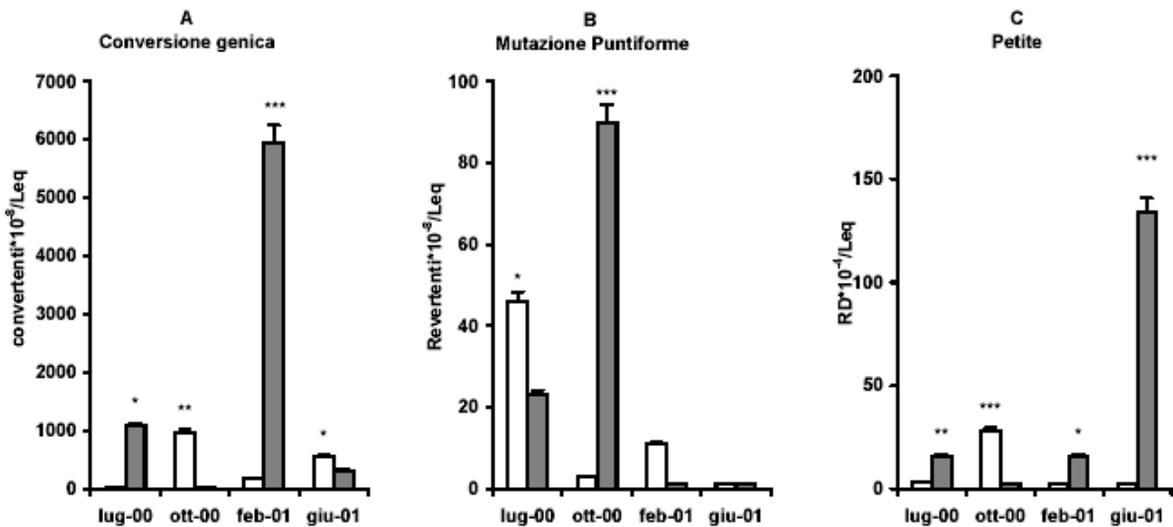
ottenuti (Fig. 1) indica: (i) presenza di composti in grado di indurre alterazioni sul genoma sia nucleare sia mitocondriale; (ii) qualità e concentrazione dei composti variano in relazione al periodo di campionamento; (iii) sensibilità complementare dei diversi bersagli genetici nel rilevare agenti genotossici di diversa natura.

Leucociti umani. Le cellule del sangue, per la loro facile disponibilità, risultano essere la tipologia cellulare maggiormente esaminata con il Comet assay, permettendo un rapido rilevamento degli effetti genotossici (POLI *et al.*, 1999). I dati ottenuti (Fig. 2A) confermano la grande variabilità della miscela di effettori genotossici presenti nell'acqua del Lago in relazione ai diversi periodi di campionamento.

È rilevabile un andamento stagionale simile a quello mostrato dalla "qualità" dell'acqua (Fig. 2B) valutata mediante normalizzazione dei valori dei parametri chimici BOD, COD, TOC e nitrati. Si osserva, infatti, un massimo di attività genotossica per il mese di febbraio, in corrispondenza della peggior qualità dell'acqua, e un minimo per quello di giugno, con acqua "migliore".

### Test *in vivo*

*Cyprinus carpio.* Questo pesce è stato scelto come sentinella ambientale in quanto organismo onnivoro, molto diffuso nell'area di studio. Per ciascuna campagna stagionale, gli stessi esemplari, provenienti da



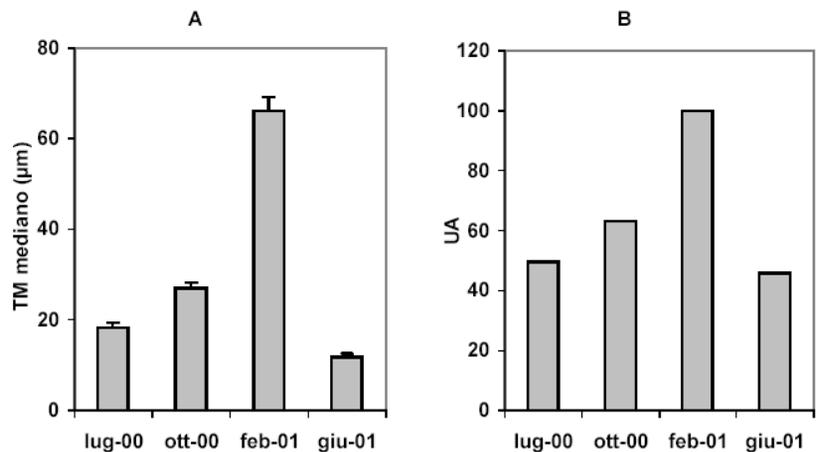
**Fig. 1.** Effetti genotossici nel ceppo D7 di *Saccharomyces cerevisiae*, espressi come (A) convertenti, (B) revertenti e (C) mutanti mitocondriali petite (RD= respiratorio deficienti) per unità di dose (media  $\pm$  SD di tre esperimenti indipendenti), indotti da estratti di acque prelevate dal Lago Trasimeno in diversi periodi stagionali. Barre vuote: cellule in fase di crescita stazionaria; barre piene: cellule in fase di crescita logaritmica. \*  $p < 0.05$ ; \*\*  $p < 0.01$ ; \*\*\*  $p < 0.001$ ; t di Student

acquicoltura, sono stati campionati all'inizio della sperimentazione e dopo 20 giorni di permanenza in vasche alimentate con acqua del Lago. Gli eritrociti, facilmente ottenibili attraverso una puntura cardiaca senza compromissione della sopravvivenza degli animali, sono stati analizzati per il danno al DNA mediante Comet assay. Dai risultati ottenuti (Fig. 3A) è possibile evincere che (i) la qualità dell'acqua appare modulare la risposta degli animali come evidenziato dalle sensibili variazioni tra inizio e fine sperimentazione in febbraio 2001 (alte concentrazioni di composti organici nelle acque e aumento del danno al DNA dopo 20 giorni di mantenimento nella situazione sperimentale) e in giugno 2001 (minori livelli di organici nell'acqua e minor danno al termine del periodo di stabulazione rispetto all'inizio esperimento); (ii) la temperatura influenza il danno endogeno al DNA (febbraio  $\approx$  ottobre  $\ll$  giugno) come ben evidenziato dai dati relativi al tempo  $t = 0$  quando si osserva una maggior migrazione del DNA in relazione alle temperature

più alte del periodo estivo. È peraltro riportato che le temperature ottimali per *C. carpio* variano tra i 15 e i 20 °C, al di sotto o al di sopra delle quali gli animali modificano il loro comportamento; i nostri risultati indicano che a basso metabolismo e conseguente bassa produzione di radicali liberi dell'ossigeno, cioè a temperature più basse, è associato un danno basale al DNA minore rispetto a quello rilevato a

temperature superiori a quelle dell'intervallo ottimale per l'organismo (metabolismo accelerato con alta produzione di radicali liberi estremamente aggressivi anche nei confronti del DNA).

*Dreissena polymorpha*. Questo mollusco filtratore è da considerare un buon indicatore ambientale data l'alta sensibilità a composti genotossici (BUSCHINI *et al.*, 2003). È inoltre residente, sebbene non autocto-



**Fig. 2.** Confronto fra danno al DNA in leucociti umani indotto da estratti d'acqua grezza relativi a diversi prelievi stagionali (A), riportato come valore mediano del momento della coda (TM), e "qualità" dell'acqua (B), descritta dai valori dei parametri chimici TOC, BOD, COD e nitrati e riportata come valore del rango così ottenuto per ogni stagione (UA=unità arbitrarie).

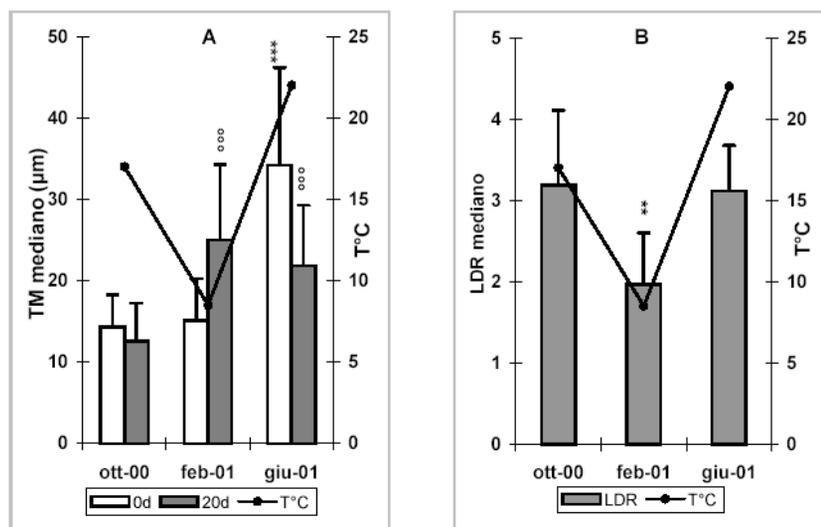
no, nel lago Trasimeno.

Il danno al DNA negli emociti dei molluschi, prelevati direttamente dal Lago in tre diversi periodi stagionali, è stato rilevato mediante il Comet assay (Fig. 3B). Anche in *Dreissena*, l'analisi delle popolazioni lacustri nelle diverse stagioni evidenzia come la temperatura dell'acqua alteri i livelli di base della migrazione del DNA. In febbraio (8,5 °C) si osserva una minor migrazione dovuta probabilmente al più basso metabolismo mentre, a temperature più alte (ottobre: 17 °C e giugno: 22 °C), la più alta produzione di radicali liberi comporta un danno basale al DNA più alto.

## CONCLUSIONI

Per una migliore e più completa definizione della qualità delle acque e, conseguentemente, per la riqualificazione ambientale, si suggerisce l'applicazione di test di mutagenesi a breve termine che possono fornire indicazioni importanti e complementari alle misure e ai test utilizzati di norma. I diversi test di mutagenesi a breve termine hanno sensibilità peculiari nei confronti delle miscele di composti genotossici presenti nelle acque in esame e soggette a variazioni stagionali e permettono di prevedere effetti a livello sia della salute umana sia di quella ambientale.

Il rilevamento *in vitro* del potenziale genotossico dei concentrati (nel caso in cui ad esempio le acque siano destinate ad uso potabile)



**Fig. 3.** Danno al DNA rilevato in vivo durante diversi periodi stagionali. A: eritrociti di *C. carpio* mantenuti in vasche alimentate con acqua del Lago Trasimeno (TM mediano: media  $\pm$  SD di 32 esemplari; 0d: inizio e 20d: fine dell'esposizione). B: emociti di *D. polymorpha* prelevate direttamente dal Lago (LDR mediano: media  $\pm$  SD di 20 esemplari). T°C: temperatura media del periodo. \*\*  $p < 0,01$ ; \*\*\*  $p < 0,001$ , t di Student, per le diverse stagioni; °°°  $p < 0,001$ , t di Student, per tempo di esposizione.

risulta uno strumento potente per prevedere eventuali effetti di tali miscele sul genoma dei possibili consumatori/esposti. L'impiego di test *in vivo*, che utilizzano come bioindicatori specie residenti, permette di raccogliere indicazioni relative a situazioni complesse non misurabili direttamente. È noto infatti che il danno al DNA può contribuire ad effetti irreversibili, anche diversi dalla cancerogenesi, i cui possibili esiti finali hanno la capacità di influenzare il ruolo ecologico svolto dalle varie specie animali. Si conosce ancora poco riguardo alle conseguenze derivanti dall'esposizione a con-

taminanti genotossici delle specie selvatiche. Appare tuttavia ragionevole ritenere che la presenza di tali sostanze sia in grado, in qualche modo, di "disturbare" gli ecosistemi.

Da tenere presente infine che la risposta ai diversi effettori può dipendere da molti fattori. Un aspetto importante può essere la variabilità individuale nella suscettibilità a xenobiotici, derivante non solo dai polimorfismi genetici degli enzimi coinvolti nei processi di attivazione/detossificazione, ma anche dalla modulazione epigenetica di tali enzimi (temperatura, stress, attività riproduttiva, etc.).

## BIBLIOGRAFIA

BUSCHINI A., CARBONI P., MARTINO A., POLI P., ROSSI C., 2003. Effects of temperature on baseline and genotoxicant-induced DNA damage in haemocytes of *Dreissena polymorpha*. *Mutat. Res.*, **537**: 81-92.

BUSCHINI A., MARTINO A., GUSTAVINO B., MONFRINOTTI M., POLI P., ROSSI C., SANTORO M., DÖRR A.J.M., RIZZONI M., 2004. Comet assay and micro-

nucleus test in circulating erythrocytes of *Cyprinus carpio* specimens exposed in situ to lake waters treated with disinfectants for potabilization. *Mutat. Res.*, **557**: 119-129.

POLI P., BUSCHINI A., RESTIVO F.M. FIGARELLI A., CASSONI F., FERRERO I., ROSSI C., 1999. Comet assay application in environmental monitoring: DNA

damage in human leukocytes and plant cells in comparison with bacterial and yeast tests. *Mutagenesis*, **14**: 547-555.

SINGH N.P., MC COY M.T., TICE R.R., SCHNEIDER E.L., 1991. A simple technique for quantitation of low levels of DNA damage in individual cells. *Exper. Cell Res.*, **175**: 184-191.

*Biologia Ambientale*, **19** (1): 241-243.

Atti del Seminario: *Classificazione ecologica delle acque interne. Applicabilità della Direttiva 2000/60/CE*. Trento, 12-13 febbraio 2004. G.N. Baldaccini e G. Sansoni (eds.). Ed. APAT, APPA Trento, CISBA. Trento, 2005.

## Messa a punto di saggi semistatici di bioconcentrazione per il rilevamento di contaminanti in tracce (Cd) con specie ittiche (*Cyprinus carpio*, L.)

Fernando Gelli<sup>1</sup>, Bruno Floris<sup>2</sup>, Federica Savorelli<sup>3\*</sup>, Luciano Pregnotato<sup>1</sup>, Donatella Palazzi<sup>1</sup>, Francesco Venturini<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Agenzia Regionale per la Prevenzione e l'Ambiente dell'Emilia Romagna (A.R.P.A. E.R.), sez. di Ferrara, Corso Giovecca, 169 - 44100, Ferrara

<sup>2</sup> ARPAS - Presidio Multizonale Prevenzione (P.M.P.), Area Medico-Biotossicologica ASL 8, Cagliari, Viale Ciusa, 6-8 - 09131, Cagliari

<sup>3</sup> Istituto Centrale per la Ricerca scientifica e tecnologica Applicata al Mare (I.C.R.A.M.) c/o A.R.P.A. E.R., sez. di Ferrara, Corso Giovecca, 169 - 44100, Ferrara

\* Referente per la corrispondenza (fax 0532/204945; Laboratorioltologico@fe.arpa.emr.it)

### Riassunto

Su giovanili della specie ittica *Cyprinus carpio*, mantenuti in condizioni controllate di laboratorio, sono state effettuate prove per determinare l'accumulo del tossico cloruro di cadmio ( $\text{CdCl}_2 \cdot 2 \frac{1}{2} \text{H}_2\text{O}$ ) direttamente dall'acqua attraverso le branchie o il tessuto epiteliale (bioconcentrazione).

L'obiettivo è stato quello di evidenziare il grado di correlazione tra il Fattore di Bioconcentrazione (BCF), a parità di specie utilizzata e delle altre caratteristiche ambientali, e la concentrazione del metallo in acqua.

A questo scopo si è proceduto alla messa a punto di un metodo che utilizzi giovanili di carpa per l'esecuzione, in laboratorio, di saggi semistatici prolungati (>7 giorni) da impiegare per l'esecuzione di saggi ecotossicologici cronici e di bioconcentrazione. In particolare sono stati determinati i valori di BCF all'equilibrio, esponendo giovanili di carpa (peso medio  $2,53 \pm 0,66$  g) a concentrazioni di cloruro di cadmio molto basse (0,01 - 0,1 - 1  $\mu\text{g/L}$  di ioni metallo).

I risultati ottenuti hanno permesso di evidenziare come, alle nostre condizioni sperimentali, l'equilibrio sia pressoché raggiunto dopo 49 giorni di esposizione e come il valore di BCF aumenti progressivamente al diminuire delle concentrazioni di metallo in acqua e all'incremento dei tempi di esposizione.

PAROLE CHIAVE: *Cyprinus carpio* / fattore di bioconcentrazione / saggi semistatici

### Optimization of bioconcentration semi-static bioassays for the biomonitoring of heavy metals (Cadmium) using fish as test organisms (*Cyprinus carpio*, L.)

Trials were carried out in order to evaluate the cadmium chloride ( $\text{CdCl}_2 \cdot 2 \frac{1}{2} \text{H}_2\text{O}$ ) accumulation directly from water by gills or epithelial tissue (bioconcentration) in *Cyprinus carpio* juveniles held in controlled laboratory conditions.

The aim of this study was to point out the correlation between Bioconcentration Factor (BCF) values and the corresponding metal's concentration in water, performing the same experimental conditions and species. Therefore a method using carp juveniles was optimized to carry out laboratory extended semi-static bioassays (> 7 days) in order to perform chronic ecotoxicological bioassays and bioconcentration tests.

*Cyprinus carpio* juveniles (m.b.w. =  $2,53 \pm 0,66$  g) were exposed to different concentrations of cadmium chloride (0.01 - 0.1 - 1  $\mu\text{g/L}$  of cadmium ions) and steady-state BCF values were determined.

The data showed the progressive increasing of the BCF in according to lower metal concentrations and higher exposure times. In particular, in these experimental conditions all tested concentrations reach the steady-state in 49 days.

KEY WORDS: *Cyprinus carpio* / bioconcentration factor / semi-static bioassays

## INTRODUZIONE

L'uso di organismi a vita libera, in particolare di pesci, per saggi biologici e di bioaccumulo, si inserisce in metodologie adottate da tempo in altre nazioni (USEPA, 1993; UNICHIM, 1999). In campo nazionale, il recente Decreto Legislativo 152/99 (modificato dal D. Lgs. 258/00) segnala l'opportunità di effettuare determinazioni di bioaccumulo di contaminanti prioritari (PCB, DDT e Cd) su tessuti muscolari di specie ittiche residenti o su organismi macrobentonici (CTN AIM, 2002).

Negli ultimi anni, l'ARPA di Ferrara ha puntualizzato in laboratorio tecniche di mantenimento della specie ittica *Cyprinus carpio*, utilizzando materiale larvale e giovanile fornito da un produttore qualificato. Successivamente si è passati all'ottenimento, impiegando diete bilanciate, di taglie ottimali in vista dell'esecuzione dei saggi ecotossicologici (GELLI *et al.*, 2002).

Recentemente ARPA Ferrara, in collaborazione con P.M.P.-ASL 8 Cagliari, CURDAM ed ICRAM, ha predisposto un progetto che prevedeva la determinazione dell'accumulo del tossico di riferimento cloruro di cadmio ( $\text{CdCl}_2 \cdot 2 \frac{1}{2} \text{H}_2\text{O}$ ) direttamente dall'acqua attraverso le branchie o il tessuto epiteliale (bioconcentrazione), nella specie ittica *Cyprinus carpio* mantenuta in condizioni controllate di laboratorio (saggio semistatico) (ISO, 1999). La bioconcentrazione si esprime comunemente in termini di fattore di bioconcentrazione (BCF), definito come il rapporto tra la concentrazione di una sostanza nei tessuti di un organismo acquatico (espressa in  $\mu\text{g}/\text{kg}$ ) e la sua concentrazione nell'ambiente (espressa in  $\mu\text{g}/\text{L}$ ), nel caso in cui l'assunzione avvenga esclusivamente dalla soluzione acquosa (USEPA, 2000; ASTM, 1994).

L'obiettivo del presente studio è stato quello di evidenziare il grado di correlazione tra la concentrazione del metallo in acqua ed il valore di BCF, a parità di specie utilizzata e delle altre caratteristiche ambientali.

A questo scopo si è proceduto alla messa a punto di un metodo per saggi semistatici prolungati (>7 giorni), con la specie ittica *Cyprinus carpio*, da applicare nell'esecuzione di test di tossicità cronica e di bioconcentrazione.

Inoltre si sono determinati i valori di BCF all'equilibrio, esponendo i giovanili di carpa a concentrazioni di cloruro di cadmio molto basse, vicine a quella indicata come standard di qualità per la protezione del biota acquatico dulciacquicolo ( $0,001 \mu\text{g}/\text{L}$ ). La scelta di concentrazioni scalari decrescenti dell'ordine di grandezza del  $\mu\text{g}/\text{L}$ , nasce peraltro dall'esigenza di verificare, sulla base di osservazioni effettuate sulla specie ittica *Dicentrarchus labrax* (Savorelli *et al.*, 2003), come tale specie bioconcentri maggiormente a concentrazioni molto basse.

## MATERIALI E METODI

Giovanili di *Cyprinus carpio* di 120 giorni di età (peso medio =  $2,53 \pm 0,66$  g; lunghezza media =

$5,45 \pm 0,47$  cm) sono stati esposti a concentrazioni logaritmiche di cloruro di cadmio ( $\text{CdCl}_2 \cdot 2 \frac{1}{2} \text{H}_2\text{O}$ ). Dopo aver determinato i valori di  $\text{LC}_{50}$  a 24 ore e definito le concentrazioni in grado di non provocare morte o condizioni stressanti per gli organismi (concentrazioni di non-effetto), si è proceduto ad esporre i giovanili di carpa a concentrazioni di cadmio pari a 0,01 - 0,1 - 1  $\mu\text{g}/\text{L}$  di ioni metallo, stabilendo i valori del fattore di bioconcentrazione (BCF) a diversi intervalli (7, 21, 35 e 49 giorni di esposizione) proseguendo nell'analisi sino al raggiungimento dell'equilibrio (valore di BCF costante per due rilevamenti successivi).

Sulle soluzioni saggiate sono state compiute determinazioni analitiche del metallo totale per verificare la stabilità nel tempo entro un intervallo del  $\pm 5\%$ . La determinazione quali-quantitativa di cadmio nel tessuto omogenato degli organismi test è stata condotta utilizzando uno spettrometro di massa con sorgente al plasma (mod. PQ2 PLUS-FISONS), dotato di autocampionatore, in accordo alle procedure APHA (1995) modificate. Le condizioni applicate per l'esecuzione dei saggi di sopravvivenza ed i test semistatici di bioconcentrazione sono conformi a quanto previ-

**Tab. I.** Condizioni applicate per l'esecuzione di saggi di bioconcentrazione con giovanili di *Cyprinus carpio*.

tossico impiegato	cloruro di cadmio
durata complessiva	49 giorni
tipo di saggio	semistatico
salinità	$30 \pm 1$ ppt
temperatura	$20 \pm 1$ °C
fotoperiodo	16 h luce: 8 h buio
dimensioni della camera	12 litri
volume di soluzione	10 litri
età degli organismi	120 giorni dalla schiusa
n° organismi/test e controllo	10
repliche	3
alimentazione	mangime commerciale
aerazione	presente

sto da metodi standard (OECD, 1984; ASTM, 1994; KLEMM *et al.*, 1994) (Tab. I).

## RISULTATI E DISCUSSIONE

In una prima fase, sono state definite le concentrazioni di non effetto adatte all'avvio di studi di bioconcentrazione in laboratorio. Successivamente, si è proceduto a stabilire i valori di BCF per intervalli temporali differenti (Tab. II).

I risultati ottenuti, dopo un'esposizione di 7, 21, 35 e 49 giorni, hanno evidenziato come il rapporto tra la concentrazione di cadmio nei tessuti del pesce e la sua concentrazione nell'ambiente (BCF) aumenti progressivamente al diminuire delle concentrazioni di metallo in acqua e all'incremento dei tempi di esposizione (USEPA,

**Tab. II.** Valori di bioconcentrazione BCF (in L/kg di tessuto s.t.q.) per giovanili di *Cyprinus carpio* esposti a differenti concentrazioni di cloruro di cadmio (esprese in µg/L dello ione metallo)

Conc. Cd in acqua (µg/L)	BCF			
	7 giorni	21 giorni	35 giorni	49 giorni
0,00	0,0	0,0	0,0	0,0
0,01	1992,0	2136,0	2820,0	2970,0
0,1	214,5	235,2	256,2	260,4
1	39,1	79,12	137,83	135,78

2001). In particolare, l'esame della tabella II consente di evidenziare come a 49 giorni l'equilibrio sia pressoché raggiunto a tutte le concentrazioni.

Le prove preliminari qui presentate evidenziano alcuni aspetti interessanti nell'indicare l'utilizzo di questa specie funzionale alle esigenze di questo tipo di saggio biologico: la possibilità di lavorare con piccoli volumi e con sufficienti

quantità di tessuto da destinare alle analisi di bioconcentrazione, la relativa semplicità del saggio ed infine la facilità di alimentazione dell'organismo test impiegando mangime commerciale.

Pertanto, la sperimentazione ha consentito la predisposizione di una procedura per determinazioni di bioconcentrazione in laboratorio con saggi semistatici sulla specie ittica *Cyprinus carpio*.

## BIBLIOGRAFIA

- APHA, 1995. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. American Public Health Association, Washington DC, 8/1-8/25.
- ASTM, 1994. *Standard Guide for Conducting Bioconcentration Tests with Fishes and Saltwater Bivalve Mollusks*. American Society for Testing and Materials, United States, E 1022 - 94, 18 pp.
- CTN AIM (CENTRO TEMATICO NAZIONALE ACQUE INTERNE E MARINO COSTIERE), 2002. *Standard di qualità per l'ambiente acquatico*. Approved by ARPAT, OB 08 - Id 08.02, March 2002, 165 pp.
- GELLI F., PREGNOLATO L., PALAZZI D., SAVORELLI F., RONCARATI A., 2002. Proposta di saggio di tossicità prolungato con differenti specie ittiche (*Alburnus alburnus alborella*, *Cyprinus carpio* e *Carassius auratus*). *Biologia Ambientale*, 16: 52-56.
- ISO, 1999. *Water quality - Determination of toxicity to embryos and larvae of freshwater fish - Semi-static method*. International Organization for Standardization, ISO 12890:1999 (E), 14 pp.
- KLEMM D.J., MORRISON G.E., NORBERG-RING J.J., PELTIER W.H., HEBER M.A., 1994. *Short-Term Methods for Estimating the Chronic Toxicity of Effluents and Receiving Waters to Marine and Estuarine Organisms*. EPA-600/4-91/003, Environmental Protection Agency, Cincinnati, Ohio, 483 pp.
- OECD, 1984. *Fish, Prolonged Toxicity Test: 14-day Study*. OECD Guideline for Testing of Chemicals n. 204, Adopted by the Council on 4<sup>th</sup> April 1984, 9 pp.
- SAVORELLI F., GELLI F., PREGNOLATO L., CICERO A. M., RONCARATI A., MELOTTI P., FLORIS B., 2003. Saggio semistatico per il biomonitoraggio di metalli pesanti mediante organismi bioaccumulatori (*Dicentrarchus labrax*, L.). In: Atti Conferenza Internazionale di Acquacoltura
- Acquacoltura dell'Europa mediterranea: qualità per i mercati in sviluppo*, Verona, 15-16 ottobre 2003: 79.
- UNICHIM, 1999. *Linee guida per la classificazione biologica delle acque correnti superficiali*. Manuale n. 191, 59 pp.
- USEPA, 1993. *Methods for measuring the acute toxicity of effluents and receiving waters to freshwaters and marine organisms*. EPA/600/4-90/027F, Environmental Protection Agency, Cincinnati, Ohio, 293 pp.
- USEPA, 2000. *Bioaccumulation Testing and Interpretation for the Purpose of Sediment Quality Assessment*. EPA-823-R-00-001, February 2000, Environmental Protection Agency, Cincinnati, Ohio, 816 pp.
- USEPA, 2001. *2001 Update of Ambient Water Quality Criteria for Cadmium*. EPA-822-R-01-001, April 2000, Environmental Protection Agency, Cincinnati, Ohio, 166 pp.



*Biologia Ambientale*, **19** (1): 245-248.

Atti del Seminario: *Classificazione ecologica delle acque interne. Applicabilità della Direttiva 2000/60/CE*. Trento, 12-13 febbraio 2004. G.N. Baldaccini e G. Sansoni (eds.). Ed. APAT, APPA Trento, CISBA. Trento, 2005.

## Influenza del drift istantaneo sul campionamento nell'applicazione dell'I.B.E.

Bruno Floris\*, Maurizio Alvau, Patrizia Dessi, Giovanna Madeddu, Viorica Monni, Maria Luisa Nughes, Mario Sau

ARPAS - Presidio Multizonale di Prevenzione, Area Medico-Biotossicologica ASL 8, Viale Ciusa, 6 - Cagliari

\* Referente per la corrispondenza (fax 070 6092630; bruno.floris@tiscali.it)

### Riassunto

Viene riportato un metodo per la stima del numero di macroinvertebrati di drift presenti nella colonna d'acqua durante il campionamento per l'applicazione del metodo IBE. Il loro numero può infatti influenzare in modo diretto il giudizio di qualità del corso d'acqua. Le osservazioni effettuate hanno evidenziato, in alcuni casi, che gli organismi presenti nel drift istantaneo superano il numero minimo previsto dalle tabelle di riferimento del metodo.

PAROLE CHIAVE: drift / macroinvertebrati / Indice Biotico Esteso

### Influence of the instantaneous drift on the sampling in the application of the I.B.E.

The instantaneous drift of macroinvertebrates, during the sampling for IBE method, may influence the evaluation of stream quality. This trial has point out that the number of macroinvertebrates collected in the instantaneous drift may be sometimes larger than minimal number reported in related table.

KEY WORDS: drift / macroinvertebrates / Extended Biotic Index

### INTRODUZIONE

Uno dei punti critici nella valutazione della qualità delle acque correnti col metodo I.B.E., in termini di sensibilità e ripetibilità, è la valutazione degli organismi di drift. Pur trovando infatti uno specifico riferimento nel manuale di applicazione (GHETTI, 1997), la valutazione definitiva può essere condizionata dalla presenza di organismi di drift nella colonna d'acqua al momento del campionamento; questo fenomeno, definito nel pre-

sente lavoro col termine di "drift istantaneo", seppure di trascurabile entità rispetto al fenomeno drift nel suo complesso, influisce in modo diretto sul numero di organismi rilevati durante il campionamento, costituendo una sorta di "rumore di fondo" del metodo, variabile a seconda delle caratteristiche della stazione, della stagionalità, dell'ora di campionamento e della manualità dell'operatore. È evidente quindi che lunghi tempi di campiona-

mento, dovuti ad esempio alla poca esperienza dell'operatore o alle caratteristiche idrologiche e geomorfologiche del corso d'acqua, possono condizionare in modo determinante il giudizio finale.

### MATERIALI E METODI

In questo lavoro si è proceduto alla valutazione del drift istantaneo rilevato in triplo (tre repliche in successione di 8 minuti ciascuna) su diverse stazioni di rileva-

mento ed in orari diversi. Il campionamento è stato effettuato con lo stesso retino immanicato che si utilizza per l'applicazione del metodo secondo il manuale (GHETTI, 1997). La classificazione del macrobenthos è stata effettuata con l'ausilio di atlanti e guide per il riconoscimento dei macroinvertebrati (SANSONI, 1988; CAMPAIOLI *et al.*, 1994; TACHET *et al.* 2000). La procedura adottata è la seguente: si effettua il campionamento del drift mediante inserimento del retino posizionato a pochi centimetri dal fondo ed evitando accuratamente di toccare il substrato; l'operatore si sposta lungo il transetto, limitando al massimo i movimenti del fondo, per una durata di 8 minuti per ogni replica e per un tempo complessivo di 24'.

Durante il campionamento del drift il retino viene tenuto a monte dell'operatore per tutto il transetto e per gli spostamenti da un punto all'altro del transetto viene estratto dall'acqua.

È stata quindi effettuata la valutazione delle presenze e la stima delle dimensioni degli organismi prelevati nel drift. Le tre repliche di ogni campione sono state esaminate separatamente.

**RISULTATI E DISCUSSIONE**

I risultati dello studio sono riassunti nella tabella I: per ogni stazione, nelle prime tre colonne sono riportati i dati osservati per le tre repliche, mentre nella quarta colonna è riportato il valore medio. I numeri in grassetto indicano che gli organismi rilevati sono di piccole dimensioni (questo fatto viene messo in evidenza poiché, come è noto, gli organismi di piccole dimensioni sono più facilmente trascinati dalla corrente rispetto a quelli di dimensioni maggiori). L'istogramma nella figura 1 rappresenta l'andamento dei valori medi rileva-

Tab. I. riepilogo dei dati relativi al drift istantaneo rilevati nelle tre repliche di otto minuti (1°, 2° e 3°) su sette campioni in 5 stazioni.

Stazioni	A1			A2			B1			B2			C1			D1			E1											
	1°	2°	3° media	1°	2°	3° media	1°	2°	3° media	1°	2°	3° media	1°	2°	3° media	1°	2°	3° media	1°	2°	3° media									
<i>Baetis</i>	11	13	9	11,00	14	12	10	12,00	7	8	12	9,00	16	8	14	12,67	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00	0	0	0	0	0	0,00
<i>Electrogena</i>	1	0	0	0,33	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00	0	1	2	1,00	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00	0	0	0	0	0,00	
<i>Leptoceridae</i>	0	0	1	0,33	0	0	0	0,00	1	0	3	1,33	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00	0	0	1	0	0	0,33
<i>Hydroptilidae</i>	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00	1	0	0	0,33	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00	0	0	0	0	0	0,00
<i>Philopotamidae</i>	1	0	0	0,33	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00	0	0	0	0	0	0,00
<i>Elmidae (L)</i>	2	0	0	0,67	1	0	0	0,33	1	0	1	0,67	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00	0	0	0	0	0	0,00
<i>Dytiscidae (A)</i>	0	0	0	0,00	1	0	0	0,33	0	0	0	0,00	0	0	1	0,33	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00	0	0	0	0	0	0,00
<i>Dytiscidae (L)</i>	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00	0	2	0	0,67	0	1	0	0,33	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00	0	0	0	0	0	0,00
<i>Crocothemis</i>	1	0	0	0,33	0	0	0	0,00	0	0	1	0,33	0	1	1	0,67	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00	0	0	0	0	0	0,00
<i>Chironomidae</i>	0	0	1	0,33	1	0	1	0,67	0	1	0	0,33	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00	0	0	0	0	0	0,00
<i>Simuliidae</i>	2	2	2	2,00	1	0	1	0,67	0	1	0	0,33	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00	0	0	1	0	0	0,33
<i>Tipulidae</i>	0	1	0	0,33	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00	0	0	0	0	0	0,00
<i>Planorbidae</i>	0	0	0	0,00	0	1	0	0,33	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00	0	0	0	0	0	0,00

Legenda: A, B, C, D, E = Stazioni di prelevamento; A1, A2, ... = Campioni prelevati in momenti diversi sulla stessa stazione; (A) = Adulti, (L = Larve)

ti per i diversi taxa nelle stazioni di campionamento. Nella figura 2 sono riportati i grafici tempo/n° di organismi per *Baetis* (nei campioni A1, A2, B1 e B2) dove i valori medi delle tre repliche sono stati considerati separatamente come fasi temporali in successione durante il campionamento (8, 16 e 24'). Dai numeri ottenuti appare evidente che il tempo di campionamento, in assenza di una valutazione puntuale del drift, può influire in modo determinante sull'affidabilità del giudizio. In particolare i dati relativi a *Baetis*, in ben quattro stazioni su sette, superano il numero minimo di presenze (8) indicate dal manuale di applicazione e possono condizionare in alcuni casi il numero complessivo di U.S. e l'entrata orizzontale in tabella.

Inoltre, anche per altri organismi, il numero di individui rilevati nel drift istantaneo si avvicina ed in alcuni casi eguaglia il valore tabellare di riferimento come nel caso di *Crocothemis* il cui numero minimo di presenze è pari a 1, o Leptoceridae e Dytiscidae che vengono accettati dal metodo con un n° minimo di 2 individui).

La variabilità dei dati rilevati nelle diverse stazioni non consente di creare modelli in grado di prevedere l'entità del drift istantaneo, valutabile quindi solo con l'effettuazione di una sua misura al momento del campionamento.

L'attuale diffusione dell'applicazione del metodo IBE in seguito all'entrata in vigore del D.Lgs. 152/99 rende indispensabile standardizzare, per quanto possibile, il sistema di valutazione. Per tale ragione si propone l'applicazione di un protocollo in cui rilevare il drift istantaneo per un tempo almeno uguale a quello di campionamento che, in linea di massima, si aggira attorno ai 10'. L'applicazione del protocollo proposto porterebbe certamente

al raggiungimento di una uniformità di valutazioni indipendentemente dalle condizioni geografiche, idrogeologiche, temporali, stagionali, entro certi limiti dall'esperienza dell'operatore e, soprattutto, dai tempi di campionamento.

In particolare, il metodo risponderebbe meglio ai requisiti di specificità (abilità del procedimento di misurare soltanto ciò che si

vuole misurare) e ripetibilità stretta ed intermedia (stesso operatore e operatori differenti, o tempi differenti, ecc.) richiesti per la validazione e qualità dei dati (RTI CTN\_AIM, 2000).

Per contro, non si complicherebbe affatto l'attività di campo, in quanto sarebbero necessari al massimo 10' aggiuntivi per ogni campionamento.

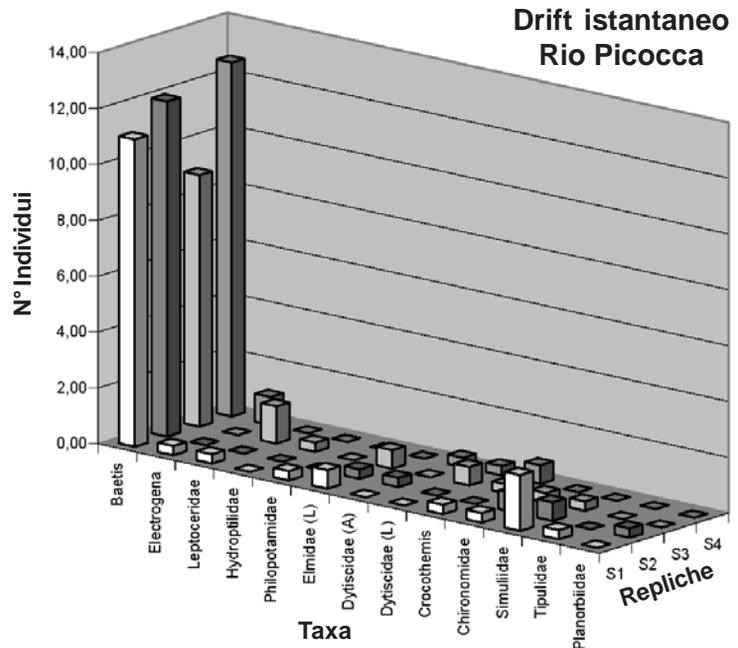


Fig. 1. Istogramma relativo al numero medio di individui su tre repliche riscontrato in quattro differenti campioni.

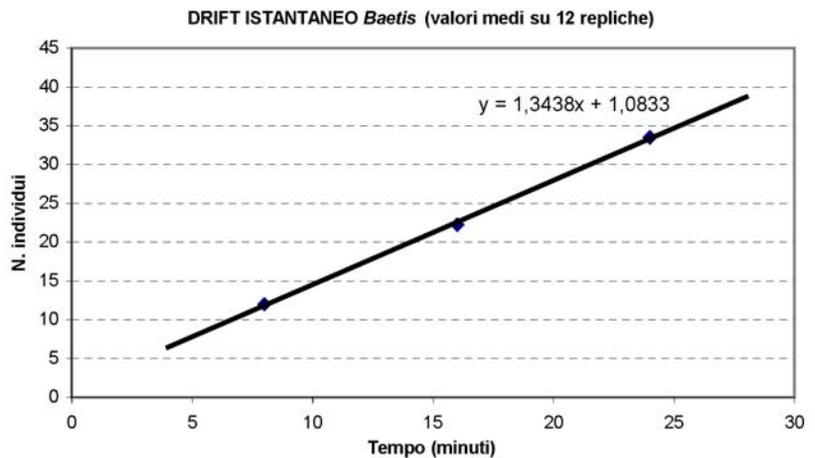


Fig. 2. Numero di organismi rilevati nel drift istantaneo: valori medi sul totale di 12 repliche (3 repliche per 4 campioni) relativi a *Baetis*.

**Bibliografia**

- GHETTI P.F., 1997. *Manuale di applicazione Indice Biotico Esteso (I.B.E.) - I macroinvertebrati nel controllo di qualità degli ambienti di acque correnti*, Provincia Autonoma di Trento, Agenzia Provinciale per la Protezione dell'Ambiente, 222 pp.
- RTI CTN\_AIM 4/2000. *Criteri di validazione dei dati e qualità dei dati*, APAT.
- CAMPAIOLI S., GHETTI P.F., MINELLI A., RUFFO S., 1994. *Manuale per il riconoscimento dei macroinvertebrati delle acque dolci italiane, Vol.I*, Provincia Autonoma di Trento, 357 pp.
- CAMPAIOLI S., GHETTI P.F., MINELLI A., RUFFO S., 1999. *Manuale per il riconoscimento dei macroinvertebrati delle acque dolci italiane, Vol.II*, Provincia Autonoma di Trento, 127 pp.
- SANSONI G., 1988. *Atlante per il riconoscimento dei macroinvertebrati dei corsi d'acqua italiani*, Provincia Autonoma di Trento, 191 pp.
- TACHET H., RICHOUX P., BOURNAUD M., USSEGLIO-POLATERA P., 2000. *Invertébrés d'eau douce. Systematique, biologie, écologie*. CNRS Editions, Paris.

**Manoscritti.** I lavori proposti per la pubblicazione, compatibilmente con il loro contenuto, devono essere suddivisi in: introduzione, materiali e metodi, risultati, discussione, eventuali ringraziamenti, bibliografia, tabelle, figure. Qualora il lavoro sia già stato pubblicato o sottoposto all'attenzione di altri editori, la circostanza deve essere chiaramente segnalata: in tal caso il lavoro potrà essere preso in considerazione solo per la recensione nella sezione *Informazione & Documentazione*.

**Titolo e Autori.** Il titolo deve essere informativo e, se possibile, conciso; deve essere indicato anche un titolo breve (massimo cinquanta caratteri) da utilizzare come intestazione delle pagine successive alla prima. Il titolo deve essere seguito dal nome (per esteso) e dal cognome di tutti gli autori. Di ogni autore (contrassegnato da un richiamo numerico) deve essere riportato l'indirizzo postale completo dell'istituto nel quale è stato svolto lo studio. Il nome dell'autore referente per la corrispondenza con la redazione e con i lettori deve essere contrassegnato anche da un asterisco; il suo indirizzo di posta ordinaria deve essere seguito anche dal numero di telefono, di fax e dall'indirizzo di posta elettronica; soltanto tramite quest'ultimo verranno inviate le bozze per la correzione.

**Riassunto, abstract e parole chiave.** Il riassunto (lunghezza massima 250 parole) deve sintetizzare lo scopo dello studio, descrivere gli esperimenti, i principali risultati e le conclusioni; deve essere seguito dalle parole chiave, separate da una barra obliqua. Devono essere altresì riportati in lingua inglese il titolo e un *abstract* (massimo 250 parole), seguiti dalle *key words* separate da una barra obliqua.

**Figure e tabelle.** Le figure, con la loro didascalia al piede e numerate con numeri arabi, non devono essere inserite nel testo, ma in fogli separati alla fine del testo. È gradita l'indicazione, nel testo, della posizione preferita per l'inserzione di ciascuna figura. Anche le tabelle devono essere riportate in fogli separati, alla fine del dattiloscritto; devono essere complete di titolo e numerate con numeri romani. Occorre curare titoli, legende e didascalie in modo da rendere le tabelle e le figure autosufficienti, comprensibili cioè anche senza consultare il testo. Per le figure (grafici, disegni o fotografie di buona qualità), si raccomanda agli autori di verificare con opportune riduzioni l'aspetto finale e la leggibilità delle scritte, tenendo conto che saranno stampate riducendone la base a 80 mm (una colonna) o 170 mm (due colonne). Non inviare fotografie o grafici a colori senza essersi accertati che la loro stampa in bianco e nero assicuri comunque l'agevole riconoscibilità delle diverse sfumature o retinature. Nella scelta degli accorgimenti grafici privilegiare sempre la facilità e immediatezza di lettura agli effetti estetici.

**Bibliografia.** Al termine del testo deve essere riportata la bibliografia in ordine alfabetico. Ad ogni voce riportata nella bibliografia deve necessariamente corrispondere il riferimento nel testo e viceversa. Per il formato tipografico e la punteggiatura, attenersi strettamente ai seguenti esempi:

DUTTON I.M., SAENGER P., PERRY T., LUKER G., WORBOYS G.L., 1994. An integrated approach to management of coastal aquatic resources. A case study from Jervis Bay, Australia. *Aquatic Conservation: marine and freshwater ecosystems*, 4: 57-73.

HELLAWELL J.M., 1986. *Biological indicators of freshwater pollution and environmental management*. Elsevier Applied Science Publishers, London and New York, 546 pp.

PULLIAM H.R., 1996. Sources and sinks: empirical evidence and population consequences. In: Rhodes O.E., Chesser R.K., Smith

M.H. (eds.), *Population dynamics in ecological space and time*. The University of Chicago Press, Chicago: 45-69.

CORBETTA F., PIRONE G., (1986-1987) 1988. I fiumi d'Abruzzo: aspetti della vegetazione. In: Atti Conv. Scient. "I corsi d'acqua minori dell'Italia appenninica. Aspetti ecologici e gestionali", Aulla (MS), 22-24 giugno 1987. Boll. Mus. St. Nat. Lunigiana 6-7: 95-98.

**Proposte di pubblicazione.** Il manoscritto cartaceo va inviato a:  
**Redazione di Biologia Ambientale,**  
c/o Giuseppe Sansoni, Viale XX Settembre 148 - 54033  
Carrara (MS)

Il manoscritto deve essere accompagnato da una copia su supporto magnetico; in alternativa, quest'ultima può essere inviata all'indirizzo di posta elettronica [biologia.ambientale@cisba.it](mailto:biologia.ambientale@cisba.it)

I manoscritti saranno sottoposti alla lettura di revisori scientifici; entro due mesi l'autore indicato come referente per la corrispondenza verrà informato delle decisioni della redazione. Per evitare ritardi nella pubblicazione e ripetute revisioni del testo, si raccomanda vivamente agli autori di prestare la massima cura anche alla forma espositiva che deve essere concisa, chiara, scorrevole e in buon italiano, evitando neologismi superflui. Tutte le abbreviazioni e gli acronimi devono essere definiti per esteso alla loro prima occorrenza nel testo. I nomi scientifici delle specie devono essere sottolineati (saranno convertiti in corsivo prima della stampa). I dattiloscritti, compreso il materiale illustrativo, non saranno restituiti, salvo esplicita richiesta dell'autore all'atto dell'invio del materiale. La redazione si riserva il diritto di apportare ritocchi linguistici e grafici e di respingere i manoscritti che non rispettano i requisiti delle presenti norme per gli autori. Le opinioni espresse dagli autori negli articoli firmati non rispecchiano necessariamente le posizioni del C.I.S.B.A.

**Bozze ed estratti.** Le bozze di stampa saranno inviate all'autore indicato come referente per la corrispondenza, che deve impegnarsi ad una correzione molto accurata e al nuovo invio alla redazione entro 5 giorni; trascorso tale periodo, il lavoro può essere pubblicato con le sole correzioni dell'editore. All'autore referente per la corrispondenza sarà inviato il numero della rivista e, tramite posta elettronica, il file dell'estratto in formato PDF, utilizzabile per riprodurre il numero desiderato di estratti.

**Formato dei file.** Oltre al manoscritto vanno inviati, su supporto magnetico, i relativi file. Per assicurare la compatibilità con i programmi di videoscrittura e di impaginazione, il file contenente il testo va inviato in triplice versione: formato solo testo (\*.TXT), rich text format (\*.RTF) e WinWord (\*.DOC, preferibilmente salvato nel formato della sua penultima versione commerciale). I grafici devono essere in bianco e nero ed essere sempre accompagnati dalla tabella dei dati di origine; per quelli realizzati con fogli elettronici inviare il file contenente sia i grafici che i dati di origine (preferibilmente salvato nella penultima versione commerciale di Excel) al fine di consentirne il ridimensionamento o eventuali modifiche al formato, volte a migliorarne la leggibilità. I file delle figure al tratto vanno inviati preferibilmente in formato \*.TIF; quelli delle fotografie preferibilmente in formato \*.JPG. Per formati di file diversi da quelli sopra indicati, precisare il software utilizzato. **Importante: inviare sempre i grafici e le figure come file indipendenti.** Spesso, infatti, l'utilizzo di grafici e illustrazioni inseriti in un file DOC comporta una perdita di nitidezza e difficoltà in fase di impaginazione. Per ogni chiarimento tecnico contattare Giuseppe Sansoni (tel./fax 0585 841592, e-mail [biologia.ambientale@cisba.it](mailto:biologia.ambientale@cisba.it)).

# BIOLOGIA AMBIENTALE

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

Volume 19  
Numero 1  
Ottobre 2005

## SOMMARIO

Atti Seminario

### La classificazione ecologica delle acque interne

Trento, 12-13 febbraio 2004

- 1 *Sessione Introduttiva*
  
- 9 *Sessione Ecoregioni ed ecotipi*
  
- 39 *Sessione Fauna*
  
- 71 *Sessione Vegetazione*
  
- 117 *Sessione Ecotossicologia  
e rischio ambientale*
  
- 141 *Sessione POSTER*