



Università degli Studi di Trento
Dipartimento di Ingegneria
Civile e Ambientale



AGENZIA PROVINCIALE PER L'AMBIENTE



ISTITUTO AGRARIO DI SAN MICHELE

European Training Course
on
Water Quality Measurements

RESOCONTO DEL CORSO:

Use of Biotic Indexes to evaluate the quality of freshwater streams: a comparison among four different European methods (IBE, BBI, BMWP', RIVPACS)

22-27 giugno 1998
S. Michele all'Adige (Trento) - Italy

A TRAINING INITIATIVE SPONSORED BY EC-DG XII STANDARDS, MEASUREMENTS AND TESTING
Contract SMT 4-CT96-6501



Organizzato da

- Università di Trento, Dipartimento di Ingegneria Civile ed Ambientale - Trento - Italy
- Istituto Agrario di S. Michele all'Adige, Dipartimento Risorse Naturali ed Ambiente - S. Michele all'Adige - Trento - Italy
- TECHWARE (TECHnology for Water Resources) - Brussels - Belgium

In collaborazione con



CISBA (Centro Italiano Studi di Biologia Ambientale)



TECHWARE
Technology for water resources

Traduzione a cura di
Francesca Ciutti

INDICE

INTRODUZIONE

L'esperienza di un corso sul confronto fra indici biologici europei:
"A comparison among four different european biotic indexes (IBE, BBI, BMWP', RIVPACS) for river quality evaluation" - M. SILICARDI, G. FLAIM, G. ZIGLIO, F. CIUTTI, C. MONAUNI, C. CAPPELLETTI

1. PARTE TEORICA

- 1.1 I macroinvertebrati acquatici - J. ALBA-TERCEDOR
- 1.2 Il monitoraggio biologico e la definizione della qualità dei corsi d'acqua - N. DE PAUW
- 1.3 L'importanza degli habitat acquatici e di sponda nella definizione della qualità ecologica e nella gestione dei corsi d'acqua - P. ARMITAGE
- 1.4 Caratteristiche idrodinamiche principali dei corsi d'acqua - P. SCOTTON

2. METODI

- 2.1 L'Indice Biotico Esteso (I.B.E.) - P.F. GHETTI
- 2.2 BBI - Belgian Biotic Index - N. DE PAUW
- 2.3 BMWP', Un adattamento spagnolo del British Biological Monitoring Working Party (BMWP) Score System - J. ALBA-TERCEDOR
- 2.4 Introduzione a RIVPACS - P. ARMITAGE, J. WRIGHT
- 2.5 Gli indici biotici nei paesi dell'Unione Europea
Elementi comuni e differenze tra quattro indici biologici: IBE, BBI, BMWP', RIVPACS - L. MANCINI, R. SPAGGIARI

L'esperienza di un corso sul confronto fra indici biologici europei (IBE, BBI, BMWP', RIVPACS)

Maurizio Siligardi¹, Giovanna Flaim¹, Giuliano Ziglio², Francesca Ciutti¹, Catia Monauni¹, Cristina Cappelletti¹

¹ Istituto Agrario di San Michele, S. Michele all'Adige, Trento.

² Dipartimento di Ingegneria Civile ed Ambientale, Università di Trento, Trento.

Negli ultimi decenni si è assistito, a livello nazionale ed internazionale, ad un sempre più ampio riconoscimento dell'importanza dei metodi biologici nella determinazione della qualità dei corsi d'acqua (WOODIWISS, 1978; GHETTI, 1980).

Nel 1978 la Comunità Europea ha organizzato tre seminari tecnici con lo scopo di intercalibrare alcuni metodi biologici, fra cui il Chandler's Biotic Score, il Saprobien System, il metodo Verneaux-Tuffery e l'Extended Biotic Index di Woodiwiss.

Questi seminari hanno portato alla pubblicazione del rapporto "Biological Methods for the Evaluation of Water Quality" (GHETTI & BONAZZI, 1980), dove sono stati evidenziati alcuni punti fondamentali:

a) risultava indispensabile l'impiego di metodi biologici per la definizione dello stato ecologico dei corsi d'acqua europei;

b) i metodi biologici dovevano entrare come parte integrante nelle procedure ufficiali di monitoraggio;

c) le metodiche basate sullo studio della comunità dei macroinvertebrati, in particolare, risultavano le più adatte per un'applicazione su larga scala, in quanto gli organismi macrobentonici appartengono a taxa con differente sensibilità nei confronti di alterazioni ambientali, possono essere campionati e determinati con relativa facilità, sono stabili e quindi possono essere con-

siderati rappresentativi di un determinato tratto di un corso d'acqua.

Da allora si è assistito ad un proliferare di indici biologici, derivati principalmente dal Trent Biotic Index (WOODIWISS, 1964), che si basano sull'identificazione di alterazioni di tipo qualitativo e semi-quantitativo della composizione della comunità dei macroinvertebrati, variazioni determinate da fenomeni di inquinamento o da alterazioni significative dell'ambiente fisico.

Nel 1998 TECHWARE (ente senza scopo di lucro con l'obiettivo di organizzare a livello nazionale ed europeo i differenti approcci interdisciplinari di università, imprese ed enti pubblici nello studio dell'ambiente acquatico) ha coordinato un corso dal titolo "Use of biotic indexes to evaluate the quality of freshwater streams: a comparison among four different European methods (IBE, BBI, BMWP', RIVPACS)", con lo scopo di confrontare quattro metodi biologici ampiamente diffusi in Europa. L'iniziativa rientrava in una serie di cinque corsi nell'ambito del progetto "Water Quality Measurements - European Training Courses", approvato dalla direttiva europea EC-DG XII Standards, Measurements & Testing.

I metodi considerati (IBE - Italia, BBI - Belgio, BMWP' - Spagna, RIVPACS - Inghilterra) sono metodi biologici ufficiali nelle rispettive nazioni.

Scopi del corso erano:

- a) procedere allo studio dell'ambiente acquatico in modo globale e promuovere l'uso di metodi biologici per la valutazione della qualità biologica dei corsi d'acqua;
- b) fornire l'opportunità di stimolare un confronto tra differenti metodiche utilizzate nei paesi europei, con particolare riferimento per quelle basate sull'analisi qualitativa e semi-quantitativa della comunità macrobentonica;
- c) confrontare in particolare alcuni aspetti pratici ed alcune problematiche relative alla fase di campionamento ed alle procedure di identificazione degli organismi;
- d) offrire una occasione importante di scambio di conoscenze ed esperienze tra insegnanti e partecipanti al corso provenienti da vari paesi europei;
- e) discutere sulle somiglianze e sulle differenze tra i metodi e le modalità di applicazione degli stessi;
- f) fornire un forum per una eventuale standardizzazione dei metodi biologici di valutazione dei corsi d'acqua a livello europeo.

Il corso è stato rivolto a persone con una buona conoscenza delle problematiche di monitoraggio, con ruoli di responsabilità per i programmi di monitoraggio e/o operanti nell'ambito di enti preposti al controllo; in particolare è stato rivolto a laureati in scienze biologi-

che od affini che avessero, nel proprio paese di origine, la possibilità di decidere in merito all'impiego di indici biologici per determinare la qualità dei corsi d'acqua. Ogni partecipante doveva inoltre possedere esperienza pratica sull'impiego dei macroinvertebrati per la determinazione di indici biotici.

L'interesse per tale tipologia di corso è stato evidenziato dall'alto numero di richieste pervenute (96), tanto che il numero di partecipanti, inizialmente fissato in 24 unità, è stato in seguito aumentato a 31. La selezione dei partecipanti è stata effettuata in base al curriculum professionale, all'ente di appartenenza ed alla provenienza geografica, avvantaggiando i richiedenti coinvolti nelle fasi decisionali dei programmi di monitoraggio.

In particolare i partecipanti selezionati provenivano da: Belgio (2), Danimarca (2), Finlandia (2), Francia (1), Germania (1), Grecia (2), Irlanda (1), Italia (9), Olanda (1), Polonia (2), Romania (1), Russia (1), Scozia (1), Slovenia (2), Spagna (2) e Ungheria (1). I partecipanti, ad eccezione di un caso, provenivano tutti da istituzioni governative o da enti di ricerca.

Il corso, organizzato dall'Università di Trento (Dipartimento di Ingegneria Civile ed Ambientale) e dall'Istituto Agrario di S. Michele all'Adige (Dipartimento Risorse Naturali ed Ambiente), si è svolto a S. Michele all'Adige (TN) dal 22 al 27 giugno 1998. È stato impostato in modo da favorire lo scambio di conoscenze ed esperienze sull'applicazione degli indici biologici ed istruire i partecipanti all'impiego delle quattro metodiche, con applicazioni pratiche in alcuni ambienti tipo.

L'impostazione didattica si è basata su quella del corso "Metodi biologici pratici per il mappaggio

di qualità dei corsi d'acqua - Analisi della comunità di macroinvertebrati" che dai primi anni '80 si svolge annualmente a S. Michele. Il successo di questo corso, che ha preparato più di 200 tecnici provenienti dall'intero territorio nazionale, si fonda principalmente sulla possibilità di lavorare in campo e sull'ottimo rapporto numerico istruttore/allievi (1:2) che favorisce una stretta collaborazione fra istruttori e partecipanti durante l'intera settimana del corso e anche in seguito, favorendo l'instaurarsi di contatti professionali, utili per un continuo confronto ed aggiornamento (VITTORI *et al.*, in stampa).

La corretta applicazione degli indici biologici per la sorveglianza ambientale richiede innanzitutto il possesso di una adeguata conoscenza di base relativa all'ecologia, all'idrobiologia ed alla sistematica, oltre ad un periodo di pratica a fianco di personale qualificato. Con tale premessa, la prima fase del corso è stata dedicata all'esposizione dei concetti ecologici che stanno alla base del monitoraggio biologico. I docenti, figure di riferimento nel campo della valutazione della qualità biologica nei rispettivi paesi di provenienza, hanno contribuito al corso anche fornendo un'ampia bibliografia riguardante le esperienze di applicazione dei metodi biologici e l'ecologia fluviale; questo aspetto è stato molto apprezzato dai partecipanti.

La prima giornata del corso si è incentrata su relazioni riguardanti le caratteristiche generali dell'ambiente acquatico, l'idraulica e la morfologia fluviale, le generalità sugli indici biologici e la valutazione degli habitat acquatici e delle rive.

Durante la seconda giornata sono stati trattati in modo più specifico i metodi biologici oggetto del corso; ogni docente ha esposto nel

dettaglio la metodica utilizzata nel suo paese ed i principi su cui essa si basa:

- a) IBE - Indice Biotico Esteso - P. F. Ghetti, Dipartimento di Scienze Ambientali, Università di Venezia (Italia);
- b) BBI - Belgian Biotic Index - N. De Pauw, Dipartimento di Ecologia Applicata e Biologia Ambientale, Università di Ghent (Belgio);
- c) BMWP' - Biological Monitoring Working Party - J. Alba Tercedor, Dipartimento di Biologia Animale ed Ecologia, Università di Granada (Spagna);
- d) RIVPACS - River Invertebrate Prediction and Classification System - P. Armitage, Istituto di Ecologia delle Acque Correnti, The River Lab, Dorset (Gran Bretagna).

Dopo i primi due giorni di lezioni teoriche sono state effettuate tre giornate di attività in campo. Ad ogni partecipante è stata fornita l'attrezzatura necessaria per la fase di campo e di laboratorio ed i testi necessari per la determinazione tassonomica, compreso l'atlante fotografico utilizzato in Italia (SANSONI, 1988). Sono stati studiati tre ambienti fluviali con caratteristiche biologiche e morfologiche differenti.

Per le attività pratiche sono stati organizzati dei gruppi di lavoro, costituiti da un docente o un tutor e da cinque allievi; per ogni giornata i gruppi hanno valutato la qualità biologica del corso d'acqua con due metodiche; la rotazione degli allievi con i vari docenti ha permesso di utilizzare nei tre giorni tutte e quattro le metodiche. In particolare la metodica italiana (I.B.E.) è stata confrontata con gli altri metodi (Tab. 1).

Per ognuna delle tre giornate di attività pratica, la mattinata è stata dedicata alla fase di campionamento ed il pomeriggio all'analisi

Tab. 1. Schema della rotazione dei gruppi per le attività di campo e di laboratorio.

Gruppi	1° giorno	2° giorno	3° giorno
A	IBE - BBI	IBE- BMWP'	IBE - RIVPACS
B	BBI - IBE	BMWP' - IBE	RIVPACS - IBE
C	IBE - RIVPACS	IBE - BBI	IBE- BMWP'
D	RIVPACS - IBE	BBI - IBE	BMWP' - IBE
E	IBE- BMWP'	IBE - RIVPACS	IBE - BBI
F	BMWP' - IBE	RIVPACS - IBE	BBI - IBE

si dei campioni di macrobenthos raccolti (analisi sistematica) ed alla definizione della qualità biologica.

L'ultimo giorno del corso, Esa Koskeniemmi (West Finland Regional Environmental Center - Finlandia) ha esposto un aggiornamento in merito alla legislazione europea sui metodi di determinazione della qualità biologica dei corsi d'acqua.

È seguita una tavola rotonda durante la quale sono stati discussi i risultati rilevati e le difficoltà emerse durante la settimana. La discus-

sione ha sottolineato che le quattro metodiche utilizzate hanno portato ad un giudizio di qualità simile per ognuno dei tre ambienti oggetto di indagine. Tale considerazione ha portato a ritenere inutile un processo di standardizzazione delle metodiche al fine di ottenere un metodo unico per tutta l'Europa; al contrario, le peculiarità delle tipologie fluviali rilevabili e le differenze fra i metodi applicati dovrebbero essere rispettate e mantenute. È inoltre risultato che dovrebbe essere fatto uno sforzo verso l'unifor-

mazione delle procedure di presentazione dei risultati: si è infatti osservato che il numero ed il significato ecologico delle classi di qualità ed i relativi colori per la rappresentazione cartografica possono portare a confusione. La standardizzazione di queste fasi permetterebbe in breve tempo di procedere ad una mappatura biologica del sistema idrico europeo, con dati comparabili fra loro, seppur provenienti dall'utilizzo di metodiche differenti.

In generale è emerso che il corso ha contribuito anche ad instaurare contatti professionali fra allievi ed istruttori, utili soprattutto per quelle persone che lavorano in situazioni isolate; è stato sottolineato che una esperienza di questo tipo andrebbe ripetuta, ampliando il numero delle metodiche considerate, in modo da comprendere anche le metodiche con un approccio quantitativo, come ad es. il Saprobien System.

LETTURE CONSIGLIATE

- GHETTI, P. F. (1980). Biological indicators of the running waters quality. *Boll. Zool.* **47**: 381-390.
- GHETTI, P.F. e BONAZZI, G. (1980). *Biological water assessment methods*. 3rd Technical Seminar. Final Report, Vol. 2. Commission of the European Communities.
- SANSONI, G. (1988). *Atlante per il riconoscimento dei macroinvertebrati dei corsi d'acqua italiani*. Provincia Autonoma di Trento. 191 pp.
- VAN DEN BERGHE, W. (1995). *Achieving*

Quality in Training: European Guide for Collaborative Training Projects. Tilkon bvba, Belgium.

- VAN DEN BERGHE, W. (1998). Summary evaluation of the five courses of Techware Water Quality Measurement Course Series. Final Report Techware, Belgium 7 September 1998. 5 pp.

VITTORI, A., SILIGARDI, M. e CIUTTI, F. L'attività formativa del corso sull'uso del metodo I.B.E. In Baldaccini, G. N & G. Sansoni (eds). *I biologi*

e l'ambiente oltre il duemila. Venezia 22-23 nov. 1996 (in stampa).

- WOODIWISS, F. S. (1964). The biological system of stream classification used by the Trent River Board. *Chemistry and Industry*, **14**: 443-447.
- WOODIWISS, F. S. (1978). Comparative study of biological - ecological water quality assessment methods. Summary Report. Commission of the European communities.

1.1 I macroinvertebrati acquatici

Javier ALBA-TERCEDOR

Dept. of Animal Biology and Ecology
University of Granada - 18071 Granada Spain

GENERALITÀ

Il termine "macroinvertebrati" non ha una precisa connotazione tassonomica, ma rappresenta un raggruppamento convenzionale di una parte degli invertebrati animali. In generale nelle acque correnti vengono definiti macroinvertebrati quegli organismi di dimensioni piuttosto elevate (la maggior parte di essi supera il millimetro), tali da poter essere catturati con una rete a maglia di 250 µm e visibili pertanto ad occhio nudo.

All'inizio del secolo KOLKWITZ & MARSSON (1902) individuarono chiaramente la relazione fra gli organismi acquatici e la purezza od il grado di inquinamento dell'acqua. Da allora si è assistito alla formulazione di molte metodiche per la definizione della qualità biologica dell'acqua sulla base dello studio di differenti organismi (virus, batteri, funghi, alghe, piante, protozoi, macroinvertebrati e pesci), anche se la maggior parte delle metodologie è stata basata sullo studio dei macroinvertebrati.

Esiste una vasta bibliografia che permette l'identificazione della fauna europea almeno fino al livello tassonomico di famiglia (ed in alcuni casi di genere), disponibile in diverse lingue, come ad es. danese (DALL & LINDEGAARD, 1995), inglese (DE PAUW, VAN DAMME & BIJ DE VAATE (1996), francese (TACHET *et al.*, 1980), tedesco (KOHMAN, 1988; NAGEL, 1989), italiano (CAMPALIOI *et al.*, 1994; SANSONI, 1988), olandese (DE PAUW & VANNEVEL, 1990).

La maggior parte dei macroinvertebrati appartiene al gruppo degli artropodi, ed in particolare gli insetti ne rappresentano la maggioranza. I due volumi editi da NILSSON (1996, 1997) e quello di ROZKOSNÝ (1980) risultano assai utili per l'identificazione delle famiglie e dei generi degli insetti acquatici europei così come la pubblicazione di MERRITT & CUMMINS (1996) e quelle di CLIFFORD (1991), LEHMKHUL (1976) e McCEFFERTY (1981) per il Nord America.

Molti sono gli studi riferiti alla caratterizzazione ecologica dei macroinvertebrati acquatici (ad es. HELLAWELL, 1986; HYNES, 1960, 1970; RESH & ROSENBERG, 1984; ROSENBERG & RESH, 1993). WALLACE & WEBSTER (1996) hanno pubblicato recentemente un aggiornamento sull'argomento.

ADATTAMENTI ALLA CORRENTE

La corrente rappresenta la caratteristica più importante degli ambienti fluviali, tanto che i macroinvertebrati acquatici hanno sviluppato adattamenti anatomici e strategie comportamentali per sopravvivere in condizioni di elevata velocità ed evitare di essere trascinati a valle. Secondo HYNES (1970) gli adattamenti anatomici più comuni possono essere sintetizzati come segue:

1. Appiattimento del corpo

Alcuni organismi come ad es. gli efemerotteri dei generi *Rhithrogena*, *Ecdyonurus* o *Epeorus* possie-

dono un corpo molto appiattito, che consente loro di vivere nello strato limite della corrente; anche le sanguisughe (*Hirudinea*) e le planarie (*Tricladida*) hanno un corpo appiattito e possono muoversi negli interstizi.

2. Forma idrodinamica

Il vantaggio di possedere una forma idrodinamica, che diminuisce la resistenza all'acqua, è ben conosciuto per i pesci; nell'ambito dei macroinvertebrati tale caratteristica si ritrova negli efemerotteri *Baëtidae*.

3. Riduzione delle strutture espanse

In generale la presenza di strutture espanse accresce la superficie esposta alla corrente e determina un aumento del rischio di trascinarsi a valle. In alcuni efemerotteri, come ad esempio *Epeorus*, *Baëtis* e *Acentrella*, che colonizzano in particolare zone ad alta velocità di corrente, la riduzione dei cerci diminuisce tale rischio.

4. Strutture di ancoraggio

a) *Ventose*

Nelle sanguisughe (*Hirudinea*) e nei Ditteri *Blephariceridae* è possibile osservare la presenza di strutture simili a ventose; il piede dei gasteropodi ha la stessa funzione: gli *Ancylidae* vengono infatti rinvenuti sui substrati ciottolosi.

b) *Uncini*

La maggior parte degli orga-

nismi che vivono nei corsi d'acqua ha sviluppato artigli tarsali che permettono loro di aggrapparsi alla superficie ruvida dei sassi; i Tricotteri possiedono ad esempio dei forti uncini posteriori. Altri possiedono corone di uncini che permettono loro di fissarsi ai substrati: è il caso di alcune famiglie di Ditteri, come i Simuliidae ed i Blephariceridae. Anche alcune pupe presentano strutture ad uncino: *Limnophora* ha, infatti, gli pseudopodi posteriori trasformati in uncini.

Alcuni organismi (es: larve di tricoteri, simulidi e chironomidi) secernono dei filamenti di seta che contribuiscono a mantenere il corpo adeso al substrato, aumentando così l'efficienza degli uncini.

c) *Aumento di peso (zavorra)*

Molti tricoteri costruiscono i loro astucci con granuli di sabbia di grandi dimensioni, che li rendono più pesanti e quindi più difficilmente trasportabili a valle.

Fra i molluschi, le specie lotiche della famiglia Unionidae (*Anodonta*, *Unio*) sono spesso più grandi di quelle tipiche di ambienti lentici.

d) *Aumento delle superfici di contatto*

In molti insetti la superficie ventrale appiattita o alcune strutture sui bordi dell'animale aiutano a mantenere il corpo a diretto contatto con il substrato. Ad esempio il *periostracum* morbido e flessibile degli Ancyliidae si adatta bene alle irregolarità del fondo. Le larve del coleottero *Elmis* sono appiattite e possiedono una serie periferica di setole che sigilla il lato ventrale della larva. Le branchie ventrali delle ninfe di alcuni efemerotteri Heptageniidae (*Rhithrogena* e *Epeorus*) formano un anello ventrale che, a contatto con il substrato, determina un aumento dell'area di contatto marginale e riduce lo scor-

rimento dell'acqua al di sotto dell'animale.

5. Dimensioni ridotte

È chiaro che individui di piccole dimensioni possono occupare in maniera più efficace lo strato limite dell'acqua a contatto con il substrato, evitando di essere trasportati a valle dalla corrente. Esempi di ciò si osservano nei primi stadi di sviluppo di molti insetti, coleotteri della famiglia Elmidae, Hydracarina, ecc.

IL DRIFT

Nonostante i loro adattamenti, gli organismi che vivono nei corsi d'acqua presentano alte probabilità di essere trasportati a valle dalla corrente durante i loro movimenti. Tale fenomeno è conosciuto come "drift". Esiste un drift "normale" che agisce giornalmente su un numero relativamente elevato di organismi ed un drift "catastrofico", determinato da diversi fattori di disturbo.

Al fine di compensare il drift, in molti macroinvertebrati è stata osservata una reotassi positiva, in quanto essi sono in grado di muoversi controcorrente.

MECCANISMI RESPIRATORI

La maggior parte dei macroinvertebrati acquatici è in grado di effettuare un interscambio gassoso attraverso la cute (respirazione cutanea), come si osserva in molti stadi iniziali di sviluppo e nei gruppi di piccole dimensioni. Gli individui relativamente grandi, che non hanno sviluppato sistemi di respirazione, devono abitare in acque correnti ben ossigenate (ad es. alcune larve di Tricotteri o Plecotteri privi di branchie). Alcuni taxa, come i Chironomidae, i Notonectidae o gli Oligochaeta, possiedono pigmenti respiratori (emoglobina) che aumentano l'efficienza di scambio dell'os-

sigeno e pertanto sono abbondanti nei siti localizzati a valle di scarichi organici.

La maggior parte dei macroinvertebrati ha sviluppato branchie. Tale adattamento alle acque correnti rappresenta però uno svantaggio nel momento in cui vi sia inquinamento organico ed il contenuto di ossigeno diminuisca.

Gli insetti con un sistema respiratorio terrestre con trachee hanno bolle di aria che diminuiscono la necessità di rifornimento in superficie. Talvolta le bolle agiscono come strutture di scambio gassoso con il ricircolo dell'acqua.

In diverse famiglie di insetti (Chrysomelidae, Curculionidae, Culicidae, Ephydriidae, Syrphidae) vi sono specie considerate "fitorespiratrici" che, vivendo attaccate alle macrofite, sono in grado di utilizzare direttamente l'ossigeno prodotto dalle piante. In presenza di riduzione d'ossigeno, causato da inquinamento organico, tali organismi, che non dipendono direttamente dall'ossigeno disciolto in acqua, risulteranno poco influenzati dall'inquinamento stesso e quindi saranno più tolleranti.

MECCANISMI ALIMENTARI E RUOLI TROFICI IN UN ECOSISTEMA ACQUATICO LOTICO

Per caratterizzare la fonte alimentare dei macroinvertebrati deve essere effettuata l'analisi del contenuto gastrico. In tal modo però è difficile stabilire se un organismo è erbivoro, detritivoro o se si nutre in maniera indifferenziata di particelle di piccole dimensioni. Di conseguenza l'associazione dei taxa in gruppi funzionali viene effettuata non sul tipo di alimento, ma sulla base della modalità di assunzione dello stesso.

I macroinvertebrati acquatici costituiscono un importante anello della catena alimentare degli am-

bienti lotici, giocando un ruolo importante nei processi di decomposizione ed elaborazione degli apporti di sostanza organica.

I trituratori di particelle di grandi dimensioni sono comuni nei tratti iniziali dei corsi d'acqua, dove la maggior parte dell'energia deriva dalla "coarse particulate organic matter" (CPOM, dimensioni > 1 mm; es.: foglie, ramoscelli, legno) che arriva al fiume dal territorio circostante, ma sono meno abbondanti nei corsi d'acqua di ordine superiore, dove la sostanza organica è costituita da particelle di più piccole dimensioni ed il periphyton assume un'importanza maggiore come fonte di cibo. Questi processi biologici, associati all'abrasione meccanica, riducono le dimensioni della sostanza organica lungo il senso longitudinale del fiume durante il processo di trasporto e di immagazzinamento. Di conseguenza le dimensioni delle particelle organiche diminuiscono con il crescere dell'ordine del fiume.

IMACROINVERTEBRATI E L'INQUINAMENTO

I diversi gruppi di macroinvertebrati reagiscono in maniera differente alle alterazioni. In generale Plecotteri, Tricotteri ed Efemerotteri vengono considerati non tolleranti, mentre i Tubificidi o i Chironomidi "rossi" sono considerati tolleranti. L'utilizzo dei macroinvertebrati per la definizione della qualità dell'acqua è basato infatti sul concetto di *organismo indicatore* che si è mantenuto in alcune metodologie di monitoraggio. Tale approccio è comunque assai semplicistico. Se infatti è vero che in generale gli Efemerotteri si trovano in acque di buona qualità e che il loro numero diminuisce in quelle inquinate, alcune specie possono vivere anche in queste ultime. Di conseguenza, anziché utilizzare la presenza/assenza degli organismi indicatori, il concetto è stato allargato fino a comprendere le *comunità indicatrici*.

In conclusione i macroinvertebrati vengono ritenuti buoni bioindicatori perché:

- Costituiscono un insieme etero-

rogeneo di phyla di organismi e, di conseguenza, reagiscono in modo differenziato agli stress.

- Molti di essi sono sedentari, e ciò facilita l'individuazione precisa delle fonti di inquinamento; hanno cicli vitali relativamente lunghi (anni), fattore che permette di esaminare i cambiamenti nel tempo e di integrare gli effetti dell'esposizione prolungata a scarichi intermittenti od a concentrazioni variabili degli inquinanti. Ciò giustifica il campionamento periodico, non utilizzabile per quei gruppi che presentano un ciclo vitale breve.

- Il campionamento qualitativo è relativamente facile; la metodologia è piuttosto sviluppata e si basa sull'impiego di attrezzatura poco complessa.

- Esistono chiavi tassonomiche per la maggior parte dei gruppi, sebbene esistano taxa di più difficile riconoscimento.

- La caratteristica più utile consiste forse nel fatto che sono stati sviluppati numerosi metodi di analisi dei dati, compresi gli indici di inquinazione e gli indici di diversità.

LETTURE CONSIGLIATE

ALLAN J.D., 1995. *Stream Ecology. Structure and function of running waters*. Chapman & Hall. London.

BELFIORE C., 1983. *Efemerotteri (Ephemeroptera)*. Consiglio Nazionale delle Ricerche AQ/1/201. Guide per il riconoscimento delle specie animali delle acque interne italiane, 24. Collana del progetto finalizzato "Promozione della qualità dell'ambiente" (S. Ruffo, coord.). Verona.

CAMPAIOLI S., GHETTI P.F., MINELLI A. & RUFFO S., 1994. *Manuali per il riconoscimento dei macroinvertebrati delle acque dolci italiane*. Provincia Autonoma di Trento, vol. I.

CLIFFORD H.F., 1991. *Aquatic Inverte-*

brates of Alberta. The University of Alberta Press. Edmonton.

DALL P.C. & LINDEGAARD C. (Ed.), 1995. *En oversigt over danske fersvandsinvertebrater til brug ved bedømmelse af forurenningen i soer og vandlob*. Ferskvandsbiologisk laboratorium. Kovenhvns Universitet.

DE PAUW N., GHETTI P.F., MANZINI, P. & SPAGGIARI R., 1992. *Biological assessment methods for running water quality. Ecological assessment and control*. Newman, P.J. (De.). C.C.E., Brussels, 217-248.

DE PAUW N., VAN DAMME D. & BIJ DE VAATE A., 1996. *Manual for macroinvertebrate identification and water qual-*

ity assessment. Integrated training programme for implementation of the recommended trans-national monitoring strategy for the Danube River Basin, CEC PHARE/TACIS project. Lab. For biological research in aquatic pollution. University of Ghent.

DE PAUW N. & VANNEVEL R., 1990. *Macroinvertebraten en Waterkwaliteitk Stichting Leefmilien*. Antwerpen.

DESCARPENTRIES A. & VILLIERS A., 1973. *Petits animaux des eaux douces*. Nathan Ed., Paris.

ELLIOTT J.M., HUMPSCH U.H. & MACAN T.T., 1984. *Larvae of the British Ephemeroptera. A key with Ecologi-*

- cal Notes*. Freshwater Biological Association, 49. Ambleside.
- 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. autonoma di Trento. Agenzia provinciale per la protezione dell'ambiente. Trento.
- HART C.W. & FULLERE S.L.H., 1974. *Pollution Ecology of Freshwater Invertebrates*. Academic Press. New York.
- HELLAWELL J.M., 1986. *Biological Indicators of Freshwater Pollution and Environmental Management*. Elsevier. London.
- HYNES H.B.N., 1960. *The Biology of Polluted Waters*. Liverpool University Press, Liverpool.
- HYNES H.B.N., 1970. *The Ecology of Running Waters*. Liverpool University Press, Liverpool.
- KOLKOWITZ R. & MARSSON M., 1902. Grundzätze für die biologische Beurteilung der Wassers nach seiner Flora und Fauna. *Mitt. Prüfungsanst. Wasserversog. Abwasserreinig.* 1: 33-72.
- KOHMANN F., 1988. *Bestimmungsschlüssel für angewandte Biologie und Ökologie*. Dornstadter, weg. 15. Jungingen.
- LEHMKUHL D.M., 1979. *How to Know the Aquatic Insects*. Wm. C. Brown., Dubuque, Iowa.
- MERRITT R.W. & CUMMINS K.W.(Eds.), 1996. *An Introduction to the Aquatic Insects of North America* (3rd. Edition). Kendal/Hunt Publ., Dubuque, Iowa.
- MERRITT R.W., CUMMINS K.W. & BURTON, T.M., 1984. The role of aquatic insects in the processing and cycling of nutrient. In: Resh V.H. & D.M. Rosenberg (Eds.) *The Ecology of Aquatic Insects*. Praeger, New York, pp. 134-163
- MÜLLER K., 1982. The colonization cycle of freshwater insects. *Oecologia*, 52: 202-207.
- NAGEL P., 1989. *Bill-bestimmings-schlüssel der Saprobien*. Gustav Fischer Verlag. Stuttgart.
- NILSSON A., 1996. *Aquatic Insects of North Europe. A Taxonomic Handbook. Vol. 1: Ephemeroptera - Plecoptera - Heteroptera - Neuroptera - Megaloptera - Coleoptera - Trichoptera - Lepidoptera*. Apollo Books. Stenstrup.
- NILSSON A., 1997. *Aquatic Insects of North Europe. A Taxonomic Handbook. Vol. 2: Odonata - Diptera*. Apollo Books. Stenstrup.
- MCCAFFERTY W.P., 1981. *Aquatic Entomology*. Science Books International. Boston.
- PICAZO J. ZAMORA-MUÑOZ C. & ALBA-TERCEDOR J., 1995. *Relationships between the distribution of mayfly nymphs and water quality in the Guadalquivir River basin (Southern Spain)*. In: Corkum L.D. & J.J.H. Ciborowski (Ed.) *Current Research on Ephemeroptera*. Canadian Scholar Press Toronto, pp. 41-54.
- RESH V.H. & ROSENBERG D.M., (Eds.), 1984. *The Ecology of Aquatic Insects*. Praeger. New York.
- ROSENBERG D.M. & RESH V.H. (Eds.), 1993. *Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates*. Chapman and Hall. New York & Oslo.
- ROZKOSNÝ R. (Ed.), 1980. *Klíč vodních larev hmyzu*. Československa Akademie ved. CSAV.
- SANSONI G., 1988. *Atlante per il riconoscimento dei macroinvertebrati dei corsi d'acqua italiani*. Provincia Autonoma di Trento, Centro Italiano Studi di Biologia Ambientale.
- TACHET H., BOURNAUD M. & RICHOUX P., 1980. *Introduction à l'étude des macroinvertebrées des eaux douces. (Systématique élémentaire et aperçu écologique)*. Université Lyon I. Association française de Limnologie.
- VANNOTE R.L., MINSHALL G.W., CUMMINS K.W., SEDELL, J.R. & CUSHING, C.E., 1980. The river continuum concept. *Can.J.Fish. Aquat. Sci.*, 37: 130-137.
- WALLACE J.B. & WEBSTER J.R., 1996. The Role of Macroinvertebrates in Stream Ecosystem Function. *Annual Review of Entomology*, 41: 115-139.
- WILLIAMS D.D. & FELTMATE B.W., 1992. *Aquatic Insects*. C.A.B. Int., Toronto.
- WILLIAMS D.D. & HYNES H.B.N., 1976. The recolonization mechanisms of stream benthos. *Oikos*, 27: 265-272

1.2 Il monitoraggio biologico e la definizione della qualità dei corsi d'acqua

Niels De Pauw

Department of Applied Ecology and Environmental Biology,
University of Ghent, J. Plateaustraat 22, B-9000 Ghent, Belgium

Il biomonitoraggio consiste in una raccolta di informazioni riferite a determinati siti, ad intervalli di tempo regolari, al fine di poter disporre di dati per la definizione della situazione corrente (funzione di allarme o di segnalazione), riconoscere tendenze (funzione trend), saggiare la conformità (funzione di controllo). La valutazione biologica, d'altro canto, fornisce un giudizio sulla qualità dell'ambiente acquatico, sugli effetti delle attività umane e sulla idoneità agli usi, in particolare a quelli che possono avere influenza sulla salute umana e sull'ecosistema acquatico stesso. La determinazione della qualità dell'acqua comprende quindi l'uso del biomonitoraggio.

A seconda dell'obiettivo, il monitoraggio biologico può comprendere il monitoraggio degli effetti di bioaccumulo (bio-concentrazione, bio-magnificazione), il monitoraggio della tossicità (saggi tossicologici, sistemi di allarme precoce) e il monitoraggio dell'ecosistema (valutazione biologica).

La sorveglianza dell'ecosistema può fornire un contributo insostituibile al monitoraggio della qualità dell'acqua per i seguenti motivi:

- le comunità biologiche si comportano come rilevatori in continuo dell'acqua, in contrapposizione alle informazioni puntiformi fornite dalle analisi chimiche;
- le comunità biologiche rispon-

gono (reagiscono in modo evidente) ad un'ampia varietà di parametri ed inquinanti dell'acqua, mentre il monitoraggio chimico è legato alla pre conoscenza del tipo di inquinante che dovrebbe essere presente;

- le comunità biologiche hanno la proprietà di integrare l'effetto di un insieme di inquinanti.

La maggior parte delle metodologie biologiche di determinazione della qualità dell'acqua è basata sul rilevamento di cambiamenti nella struttura della comunità: ricchezza in taxa, densità, rapporto di diversità tra gruppi di taxa e presenza/assenza di specie indicatrici caratteristiche dei differenti livelli di inquinamento. La conoscenza degli effetti ecologici dei diversi tipi di inquinamento, acquisita in seguito a numerosi studi effettuati negli anni passati, permette una interpretazione diretta dei dati relativi alla valutazione della qualità dei corsi d'acqua. La conoscenza delle esigenze ecologiche di una specie e la sua risposta ai diversi inquinanti fornisce il valore di indicatore come bioindicatore.

Gli indicatori biologici della qualità dell'acqua possono essere rappresentati da diversi gruppi tassonomici, comprendenti sia micro che macro organismi (batteri, alghe, protozoi, rotiferi, copepodi, cladoceri, nematodi, macroinvertebrati, macrofite, pesci ed anche uccelli acquatici e mammiferi). Le comu-

nità biologiche considerate più importanti per la definizione della qualità delle acque correnti sono il periphyton, il microperiphyton, il macrozoobenthos, la vegetazione acquatica ed il necton (pesci).

Per il campionamento di tali comunità sono stati sviluppati strumenti e procedimenti specifici. I vantaggi e gli svantaggi dell'uso di una di tali comunità sono riferibili principalmente alla facilità o difficoltà del loro campionamento e determinazione sistematica.

Tre esercitazioni di intercalibrazione, organizzate dalla Comunità Europea negli anni '70 in Germania, Gran Bretagna ed Italia, hanno dimostrato chiaramente che i macroinvertebrati sono la comunità più comunemente utilizzata come indicatore biologico.

I vantaggi dell'utilizzo dei macroinvertebrati come indicatori della qualità dei corsi d'acqua sono legati al fatto che tale gruppo è ubiquitario ed abbondante in tutti i sistemi fluviali, è relativamente facile da campionare e da identificare, è relativamente poco mobile e localizzato in un preciso tratto dell'alveo e quindi è indicativo dei cambiamenti della qualità dell'acqua.

I macroinvertebrati hanno cicli vitali lunghi e rappresentano un insieme eterogeneo di taxa differenti dal punto di vista dell'evoluzione e ciò fa pertanto supporre che almeno alcuni di essi possano

reagire a cambiamenti specifici della qualità dell'acqua.

Negli anni è stato effettuato un grande sforzo per tradurre le complesse informazioni biologiche fornite da tali organismi nella formulazione di indici o punteggi. Oggi gli indici biologici sono diventati uno strumento essenziale nella strategia di gestione delle acque. Negli ultimi cinquanta anni, in particolare, sono stati sviluppati più di cento indici per la qualità dell'acqua.

Sono state seguite in particolare tre tipologie di approccio: saprobico, biotico e di diversità. Ognuno di tali approcci ha specifici obiettivi e principi, oltre a possedere vantaggi e svantaggi rispetto agli altri. L'approccio saprobico si riferisce principalmente alla risposta delle specie in presenza di inquinamento organico. L'approccio basato sulla diversità d'altro canto utilizza tre componenti della struttura della comunità in esame: ricchezza di specie o taxa, presenza ed abbondanza. L'approccio biologico utilizza la risposta sia delle specie che dell'intera comunità. Sia gli indici biotici che gli *score systems* incorporano gli aspetti vantaggiosi propri degli approcci saprobici e di diversità, combinando in una singola espressione numerica la misura quantitativa della diversità di specie e l'informazione qualitativa fornita dalla sensibilità ecologica di ogni taxon.

Altri elementi che vanno considerati nei differenti approcci sono: il campionamento e l'analisi (per la determinazione dello stato biologico), la valutazione numerica (cal-

colo dell'indice, tenendo conto della situazione di riferimento), la classificazione (giudizio sul livello di qualità attraverso l'uso di classi di qualità), il test della conformità (confronto con gli standard) e la rappresentazione grafica (codifica dei colori).

In riferimento a tali elementi va sottolineato che le situazioni di riferimento vengono definite sulla base di informazioni scientifiche, mentre le classi di qualità vengono definite arbitrariamente e la codifica dei colori è soggettiva, ed infine gli standards sono definiti politicamente.

Nell'ambito dell'applicazione dei metodi di definizione della qualità delle acque correnti nei paesi europei, si osserva che gli indici basati sui macroinvertebrati bentonici sono quelli che hanno avuto più successo. Fra i 10 diversi sistemi utilizzati nell'Unione Europea, la maggior parte si basa o sul Sistema Saprobico o sul Sistema di Indici Biotici, mentre due -Gran Bretagna e Spagna- si basano sul Biotic Score System. In 7 dei 10 stati dell'Unione Europea il metodo saprobico o quello basato sugli Score System o indici biotici sono diventati metodi nazionali standard. A seconda del metodo, l'intervallo dei valori di indice varia da 1 a 4 per gli indici saprobici, da 0 a 20 per gli indici biotici e da 0 a più di 150 per i *biotic score*. La differenza più importante, oggetto di un acceso dibattito, è il livello di identificazione tassonomico richiesto per i taxa dei macroinvertebrati: livello di specie per l'approccio saprobico, livello di genere o famiglia per l'ap-

proccio biotico. La perdita di informazioni riferibile all'ultimo approccio viene però bilanciata da un guadagno nella praticità di applicazione del metodo di determinazione biologica.

Il vantaggio maggiore fornito dagli indici biotici consiste nella possibilità di convertire i valori di indice in classi di qualità, che possono essere rappresentate graficamente e riportate su mappa attraverso una codifica in colori, facilitando l'interpretazione ed il controllo della conformità. A tutt'oggi comunque in Europa la classificazione della qualità dell'acqua e la codifica dei colori non è uniforme.

I problemi principali dell'applicazione di tali indici è legata principalmente alla calibrazione delle scale in relazione ai differenti inquinamenti e tipologie di acqua. Anche la mancanza di ben definite comunità di riferimento con le quali la situazione in esame va comparata rimane un problema da risolvere. A tale riguardo un sistema come RIVPACS (River Invertebrate Prediction and Classification System), sviluppato in Gran Bretagna, sembra essere assai promettente e richiederebbe una maggior attenzione da parte delle altre nazioni europee. Un'altra strada da percorrere nel prossimo futuro potrebbe essere quella dell'utilizzo di tecniche di intelligenza artificiale (AI) per l'interpretazione più efficace dei dati biologici per la definizione della qualità dell'acqua. Infatti allo stato attuale dell'utilizzo degli indici, non viene utilizzata la gran parte delle informazioni raccolte.

LETTURE CONSIGLIATE

DE PAUW N., P.F. GHETTI, P. MANZINI & R. SPAGGIARI, 1992. Biological assessment methods for running wa-

ter. In: River water quality - ecological assessment and control. Commission of the European Com-

munities. EUR 14606 EN-FR, 1992-III, 751 pp.

DE PAUW N. & H.A. HAWKES, 1993. Bio-

- logical monitoring of river water quality. In: Walley W.J. and S. Judd (eds). River water quality monitoring and control. Aston University, UK. 249 pp.
- GHETTI P.F. & O. RAVERA, 1994. European perspective on biological monitoring. pp. 31-46. In: Loeb L. & A. Spacie (eds). Biological monitoring of aquatic systems.. Lewis Publishers. Boca Raton. 381 pp.
- HELAWELL J.M., 1986. Biological indicators of freshwater pollution and environmental management. Elsevier Applied Science Publishers. London & New York. 546 pp.
- KNOBEN R.A.E., C. ROOS & M.C.M.VAN OIRSCHOT, 1995. Biological assessment methods for watercourses. UN/ECE Task Force on Monitoring & Assessment. Vol. 3. RIZA, P.O. Box 17, 8200 AA Lelystad, The Netherlands. 86 pp.
- MASON C.F. 1981. Biology of freshwater pollution. Longman. London and New York. 250 pp.
- METCALFE-SMITH J.L., 1994. Biological water quality assessment of rivers: use of macroinvertebrate communities. Pp. 144-170. In: Calow P. & G.E.Petts (eds). The rivers handbook. Vol. 2. Blackwell Scientific Publications. Oxford. 523 pp.
- WRIGHT J.F., M.T. FURSE & P.D. ARMITAGE, 1993. RIVPACS - a technique for evaluating the biological quality of rivers in the U.K. *European Water Pollution Control*, 3(4): 15-25.

1.3 L'importanza degli habitat di alveo e di sponda nella definizione della qualità ecologica e nella gestione dei corsi d'acqua

Patrick Armitage

Institute of Freshwater Ecology, River Laboratory
East Stoke, Wareham, Dorset, UK, BH20 6BB

Per tutta la prima metà del novecento l'attenzione dei gestori della risorsa idrica è stata rivolta principalmente all'approvvigionamento dell'acqua, all'inquinamento, alla produzione di energia ed alla difesa dalle piene. In seguito all'acquisizione di maggiori conoscenze sulla complessità dell'ambiente e sulle relazioni causa-effetto tra modifiche al bacino e alterazioni del corso d'acqua è maturata una cultura più olistica di gestione della risorsa idrica. Ci si è quindi resi conto che gli impatti e le alterazioni hanno effetti negativi non solo sulla qualità dell'acqua, ma anche sulle condizioni e sulla distribuzione degli habitat acquatici. L'interesse si è quindi spostato verso le relazioni esistenti fra la portata e gli habitat acquatici e sulla conseguente necessità di rinaturalizzare e riqualificare i corsi d'acqua. L'attenzione rivolta alla conservazione e il crescente sviluppo di una legislazione in materia di biodiversità hanno portato inevitabilmente alla necessità di acquisire nuove informazioni per conoscere le esigenze ambientali delle specie e delle comunità biotiche.

L'approccio olistico di gestione dei corsi d'acqua si è sviluppato a partire da studi geomorfologici e biologici, che sono stati integrati arrivando a stabilire che il fiume è un sistema tridimensionale che dipende dal trasporto di energia, materiale e biota nel senso verticale,

longitudinale e trasversale e nel tempo. Questo approccio fornisce uno strumento adeguato per l'analisi e per la gestione degli habitat.

Al fine di semplificare la sua complessa struttura, il fiume può essere suddiviso in sezioni.

- in una prima fase il corso d'acqua viene classificato in *settori funzionali* che sono generalmente caratterizzati da un determinato regime idraulico, da una particolare qualità dell'acqua e/o dalla conformazione della sezione.

- i settori possono essere ulteriormente suddivisi in *segmenti* (reaches), che sono tratti di fiume all'interno dei quali è possibile rilevare una certa uniformità delle caratteristiche locali dell'habitat. I loro confini sono stabiliti dalla presenza di strutture quali dighe o da cambiamenti locali dell'uso del territorio o ancora dalla gestione del corso d'acqua (sistemazioni).

- i segmenti, a loro volta, sono costituiti da un *mosaico di habitat* caratterizzati da determinate combinazioni di velocità di corrente e tipo di substrato; ne sono un esempio i ciottoli nei raschi (solitamente con velocità di corrente elevata), le macrofite in zone con velocità di corrente elevata (*Ranunculus* spp. e muschi), piante sommerse od emergenti in zone a velocità ridotta e gli habitat di sponda.

Questa classificazione fornisce uno strumento utile al fine di individuare le relazioni esistenti fra

ogni componente del sistema e fra la loro distribuzione longitudinale nel corso d'acqua. Oltre a ciò, possedendo informazioni su tutte le componenti biotiche e abiotiche, è possibile ottenere una descrizione generale dell'ecosistema acquatico accessibile ai gestori della risorsa idrica, che permetta l'integrazione tra le conoscenze ecologiche di base e gli aspetti applicativi.

L'impatto che si rileva sui corsi d'acqua ha varie origini e può essere determinato da eventi naturali, dalla regimazione idraulica, da interventi di sistemazione, dall'approvvigionamento idrico e dalle attività che insistono sul bacino sotteso.

La maggior parte dei metodi utilizzati per la definizione degli habitat non sottolinea in modo dettagliato la relazione fra habitat specifici e comunità biotiche; sono pertanto necessari ulteriori approfondimenti per definire in maniera ottimale il comparto acquatico compreso tra il livello di *segmento* e quello di *microhabitat*.

Questo livello intermedio è rappresentato dai *mesohabitat*. In Gran Bretagna la scala di risoluzione a livello dei mesohabitat è stata utilizzata per verificare la risposta degli ecosistemi acquatici alla rinaturalizzazione ed alla regimazione. L'identificazione dei mesohabitat lungo un corso d'acqua è un metodo alternativo per definire la qualità ambientale dei corsi d'acqua. Considerando i dati dei macroin-

vertebrati al livello sistematico di famiglia, si è visto che i mesohabitat possiedono specifiche comunità che si mantengono costanti nello spazio e nel tempo (stagioni) lungo un tratto di fiume riferibile almeno ai *segmenti*. Per la definizione dei mesohabitat con tutte le specie è comunque necessario considerare le differenze stagionali. Le ricerche hanno evidenziato l'importanza della vegetazione emergente ed altri studi stanno prendendo in considerazione il ruolo delle sponde e delle caratteristiche della riva

nell'ecologia generale dei corsi d'acqua.

Gli obiettivi futuri per lo studio degli aspetti ecologici degli habitat sono l'individuazione di nuove metodologie di indagine e la definizione di possibili relazioni fra gli habitat stessi. L'utilizzo di tecnologie innovative per il rilievo degli habitat potrà permettere di descrivere un corso d'acqua in termini di distribuzione di mesohabitat nella sua dimensione longitudinale. Queste informazioni, assieme alle nuove conoscenze relative alla fau-

na associata ad un particolare habitat ed alla sua variabilità sia temporale sia spaziale, porteranno ad una descrizione dettagliata del corso d'acqua ad un livello utile ad indirizzare i pianificatori; le informazioni avranno validità applicativa negli studi sulla regimazione idraulica e sui progetti di rinaturalizzazione, oltre che essere un valido strumento previsionale per gli impatti determinati da un'ampia varietà di disturbi all'ecosistema acquatico.

LETTURE CONSIGLIATE

- ARMITAGE P.D., 1984. Environmental changes induced by stream regulation and their effect on lotic macroinvertebrate communities. In: A. Lillehammer & S.J. Saltveit Eds. "Regulated rivers" (Proceedings of the 2nd International Symposium on Regulated Stream Limnology), 139-164. Norwegian Univ. Press.
- ARMITAGE P. D. & CANNAN C.E., 1998. Nested multi-scale surveys in lotic systems - tools for management. In: Bretschko G. & Helesic J. Eds "Advances In River Bottom Ecology", pp.293-314, Backhuys Publishers, Leiden, The Netherlands
- ARMITAGE P.D. & GUNN R.J.M., 1996. Differential response of benthos to natural and anthropogenic disturbances in 3 lowland streams. *Internationale Revue der Gesamten Hydrobiologie*, **81**: 161-181.
- ARMITAGE P.D. & PARDO I., 1995. 'Impact assessment of regulation at the reach level using mesohabitat information', *Regulated Rivers: Research & Management*, **10**(2/4): 147-158.
- ARMITAGE P.D., PARDO I & BROWN A., 1995. Temporal constancy of faunal assemblages in mesohabitats. Application to management, *Archiv für Hydrobiologie*, **133**: 367-387.
- 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: P.J. Boon and D. L. Howell (Eds) *Freshwater quality: defining the indefinable* The Stationery Office, Edinburgh. 299-326.
- BROOKES A. & SHIELDS JR F.D. (Eds), 1996. *River channel restoration: guiding principles for sustainable projects*. John Wiley & Sons Ltd., Chichester, 433 pp.
- CALOW P. & PETTS G.E. (eds), 1992. *The Rivers Handbook* Vol. 1. Blackwell Scientific, Oxford, 526 pp.
- CALOW P. & PETTS G.E. (eds), 1992. *The Rivers Handbook* Vol. 2. Blackwell Scientific, Oxford, 523 pp.
- COGERINO L., CELLOT B. & BOURNAUD M., 1995. Microhabitat diversity and associated macroinvertebrates in aquatic banks of a large European river. *Hydrobiologia* **304**: 103-115.
- FRISELL C.A., LISS W.J., WARREN C.E. & HURTLEY M.D., 1986. A hierarchical framework for stream classification: viewing streams in a watershed context, *Environmental Management*, **10**: 199-214.
- GORE J.A. & HAMILTON S.W., 1996. Comparison of flow-related habitat evaluations downstream of low-head weirs on small and large fluvial ecosystems. *Regulated Rivers: Research & Management*, **12**: 459-469.
- HARPER D., SMITH C., BARHAM P. & HOWELL R., 1995. The ecological basis for the management of the natural river environment. In: D. Harper & A. Ferguson (Eds) *The Ecological Basis For River Management*, John Wiley & Sons Ltd, Chichester. 59-78.
- JUNGWIRTH M., MOOG O. & MUHAR S., 1993. Effects of river bed restructuring on fish and benthos of a fifth order stream, Melk, Austria. *Regulated Rivers: Research & Management* **8**: 195-204.
- PARDO I. & ARMITAGE P.D., 1997. Species assemblages as descriptors of mesohabitats. *Hydrobiologia*, **344**: 111-128.
- PETTS G.E. & AMOROS C. (Eds), 1996. *Fluvial Hydrosystems*, Chapman & Hall, London, 322 pp.
- RAVEN P.J., FOX P., EVERARD M., HOLMES N.T.H. & DAWSON F.H., 1997. River Habitat Survey: a new system for classifying rivers according to their habitat quality. In: Boon P.J. & D.L. Howell (Eds). *Freshwater Quality: Defining the indefinable*, HMSO Edinburgh, 215-234.
- STAZNER B. & HIGLER B., 1986. Stream hydraulics as a major determinant of benthic invertebrate zonation patterns. *Freshwater Biology* **16**: 127-139.
- WOOD P.J. & ARMITAGE P.D., 1997. Silt and siltation in the lotic environment. *Environmental Management*, **21**: 203-217.
- WRIGHT J.F., HILEY P.D., CAMERON A.C., WIGHAM M.E. & BERRIE A.D., 1983. A quantitative study of the macroinvertebrate fauna of 5 biotopes in the river Lambourn, Berkshire, England. *Archiv für Hydrobiologie* **96**: 271-292.

1.4 Principali caratteristiche idrodinamiche dei corsi d'acqua

Paolo Scotton

Dipartimento di Ingegneria Civile ed Ambientale
Università di Trento, Trento.

INTRODUZIONE

Fino a non molti anni fa lo studio dei corsi d'acqua veniva realizzato, dal punto di vista ingegneristico, in modo completamente indipendente da tutti gli aspetti relativi all'ecosistema acquatico.

I rapporti tra le figure professionali erano molto sporadici anche a causa di una sostanziale diversità di linguaggio e di un differente approccio nell'affrontare e risolvere i problemi. L'attuale inevitabile necessità, stabilita anche per legge, di valutare gli impatti ambientali delle opere di ingegneria civile, sta avendo come conseguenza la tendenza ad una maggiore interazione. Di qui la necessità di esprimere concetti e comunicare esperienze in modo comprensibile, che mettano in evidenza aspetti ed esigenze fondamentali delle singole arti.

Il presente breve scritto, lontano dall'essere esaustivo, illustra alcune tra le più importanti caratteristiche idrodinamiche dei corsi d'acqua.

Le principali caratteristiche idrodinamiche dei corsi d'acqua

Come appare evidente il motore che produce il movimento dell'acqua "verso valle" è la gravità. Appare altrettanto evidente che questa non può essere l'unica forza che agisce sulle particelle d'acqua. Infatti, in assenza di altre forze, la trasformazione dell'energia potenziale in energia cinetica indurreb-

be l'acqua a muoversi ad una velocità di circa 140 m/s dopo aver percorso un dislivello di 1000 m. In effetti la maggior parte dell'energia che l'acqua possiede all'inizio del suo movimento verso il mare viene dissipata o, meglio, trasformata in calore.

Le modalità con cui l'energia cinetica viene trasformata in calore dipendono dalle caratteristiche del corso d'acqua, inteso come insieme di contenuto e di contenitore. Il contenuto è costituito dall'acqua e dal materiale solido che con essa viene trasportato verso valle, il contenitore è formato da quella parte di territorio che circoscrive il contenuto. Così la dissipazione di energia dipende dalle caratteristiche del fluido e del contenitore. I parametri che caratterizzano il fluido sono principalmente la sua densità e la sua viscosità, mentre il contenitore è caratterizzato dalla sua forma e da densità, forma e dimensione del materiale che costituisce la superficie a contatto con il fluido.

In generale il fondo di un corso d'acqua è costituito da materiale sciolto, vegetazione e opere di regolazione, con le quali il fluido interagisce attivamente. La spinta idrodinamica che il fluido esercita sul materiale che costituisce il fondo è in grado di spostarlo e trascinarlo verso valle. Mentre in condizioni di deflusso normale appare facile ed istintivo separare conte-

nuto e contenitore, che coincidono con la parte fluida e la parte solida, tale distinzione si presenta molto più difficile in occasione di elevati valori di portata. In tali situazioni si realizza, infatti, un intenso trasporto solido. Il materiale solido del fondo viene coinvolto nel movimento dal fluido, influenzandone a sua volta il movimento.

Com'è noto l'acqua è costituita da un gran numero di molecole che le conferiscono l'aspetto macroscopico di una materia continua. Ciononostante il comportamento delle singole molecole ha un'influenza fondamentale nel definire le proprietà del moto complessivo. Quando la molecola d'acqua possiede una elevata quantità di moto, l'interazione con le altre molecole produce continue e rilevanti variazioni di direzione, verso e valore assoluto della sua velocità. Al contrario, quando possiede poca quantità di moto le variazioni del suo vettore velocità sono molto più contenute.

Nei corsi d'acqua naturali si può immaginare che il moto si realizzi per strati paralleli di fluido a velocità diversa. La velocità del fluido (Fig. 1) si riduce praticamente a zero in prossimità del fondo, aumentando mano a mano che ci si avvicina alla superficie libera. Il massimo della velocità si realizza poco al di sotto della stessa.

In prossimità del fondo la velocità è bassa e l'eventualità di

ampie fluttuazioni è inibita dalla presenza del fondo stesso. Le particelle tendono a rimanere nel loro strato realizzando il cosiddetto *moto laminare* (Fig. 2: a). Nel restante volume occupato dall'acqua il moto viene definito come *turbolento* (Fig. 2: b). Dal punto di vista idraulico la tendenza di un fluido a produrre un moto turbolento piuttosto che un moto laminare è valutata attraverso il valore del numero di Reynolds, che rappresenta il rapporto tra la forza di inerzia e la forza dovuta alla viscosità subita da una particella d'acqua. Nei corsi d'acqua naturali il numero di Reynolds è solitamente piuttosto alto ed il moto è quasi ovunque turbolento.

La resistenza al movimento della massa idrica effettuata dal fondo del corso d'acqua dipende dalla relazione tra lo spessore dello strato a moto laminare e la dimensione dei corpi solidi che costituiscono il fondo. Quando lo spessore dello strato a moto laminare ricopre le asperità del fondo (Fig. 3), la sezione si definisce liscia e la resistenza dipende dal numero di Reynolds e cioè dalla viscosità. Quando le asperità del fondo sono grandi rispetto allo strato a moto laminare, la sezione si definisce scabra e la resistenza dipende dalle dimensioni delle asperità del fondo. I corsi d'acqua di montagna, caratterizzati da elevate velocità ed elevate dimensioni del materiale costituente il fondo, si trovano in quest'ultima situazione.

I corsi d'acqua di pianura, caratterizzati da velocità idriche minori e da dimensioni più piccole del materiale di fondo possono presentare caratteristiche vicine al primo caso.

Le caratteristiche sopra descritte hanno un'importante influenza sull'attività biotica dei corsi d'acqua. L'intensità delle varia-

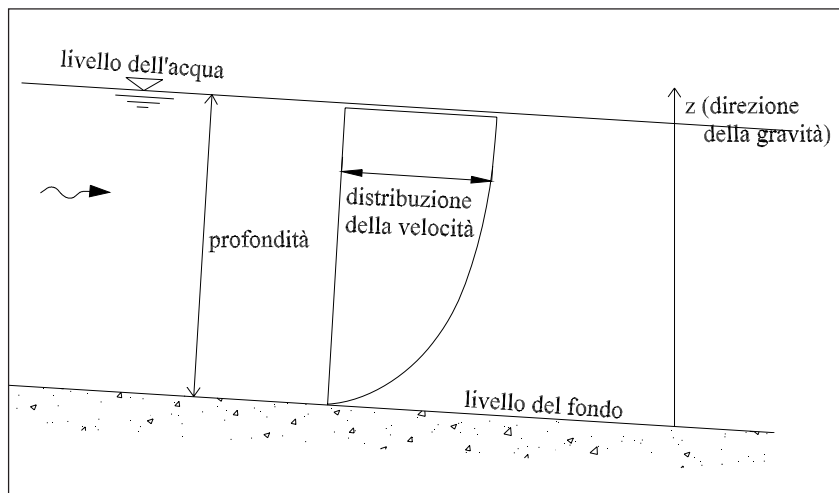


Fig. 1. Distribuzione della velocità in funzione della profondità in un corso d'acqua.

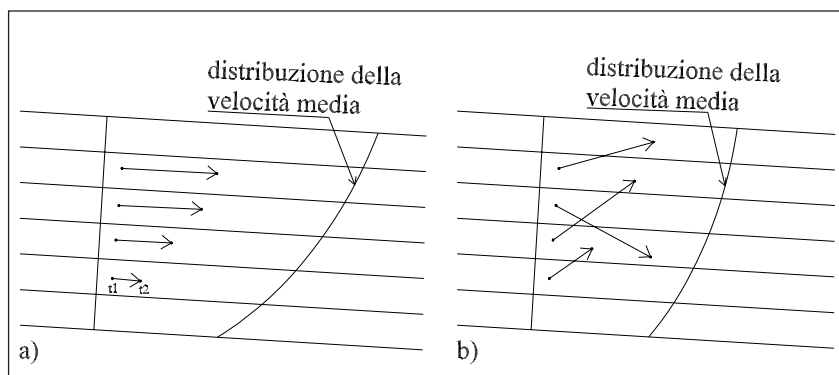


Fig. 2. a) Moto laminare: le particelle d'acqua rimangono nel loro piano; b) Moto turbolento: le particelle d'acqua sono in grado di muoversi ampiamente.

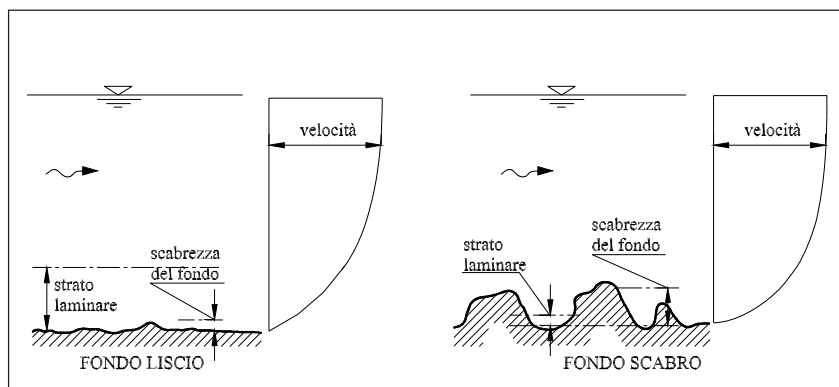


Fig. 3. Moto turbolento: fondo idraulicamente liscio e scabro.

zioni di velocità delle particelle d'acqua è responsabile dell'attività di mescolamento dei componenti solidi, organici e non, trasportati. Le caratteristiche del moto di un tratto possono quindi influenzare le componenti delle comunità macrobentoniche che popolano il fondo dei corsi d'acqua.

Alcune manifestazioni macroscopiche dei corsi d'acqua sono degne di essere qui brevemente considerate: la modalità di propagazione delle perturbazioni ed un fenomeno localizzato di dissipazione energetica chiamato *risalto idraulico* (Fig. 4). Il primo aspetto riveste particolare rilevanza perché permette di valutare quali zone di un corso d'acqua possono essere condizionate da attività svolte al suo interno. Il numero di Froude della corrente permette di valutare questi aspetti. Esso rappresenta il rapporto tra le forze inerziali e le forze dovute alla gravità che agiscono sulle particelle d'acqua. Quando le forze inerziali sono preponderanti su quelle gravitazionali gli effetti dell'inserimento di qualunque forma di perturbazione, per esempio un'opera di ingegneria idraulica, non possono propagarsi verso monte ma soltanto verso valle. Al contrario, quando le forze inerziali sono piccole rispetto a quelle gravitazionali, le perturbazioni prodotte si

fanno sentire non solo a valle ma anche a monte e talvolta per lunghe distanze. Quest'ultimo caso è comune nei corsi d'acqua di pianura e le condizioni del moto si definiscono sub-critiche o di corrente lenta. Nel caso precedente le condizioni del moto si definiscono super-critiche o di corrente veloce.

Una corrente idrica non ha alcuna possibilità di passare da una condizione di moto super-critico ad una condizione di moto sub-critico, se non attraverso un fenomeno localizzato chiamato *risalto idraulico* (Fig. 4). Questo fenomeno è associato ad una forte dissipazione energetica localizzata e ad una rilevante, locale, variazione di tirante idrico. È un fenomeno facilmente osservabile nei corsi d'acqua naturali di montagna ed è molto spesso utilizzato nelle opere di ingegneria idraulica anche come dissipatore di energia.

Un altro aspetto molto importante dell'idrodinamica dei corsi d'acqua naturali è relativo al comportamento del materiale che ne costituisce il fondo. In condizioni normali, il corso d'acqua si presenta *corazzato* e la parte superficiale del fondo presenta diametri medi di dimensioni maggiori rispetto agli strati sotto la superficie (Fig. 5).

La maggior parte delle trasformazioni del fondo dovute al tra-

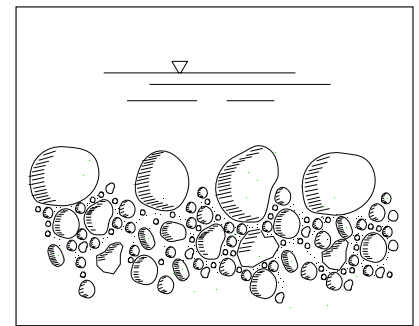


Fig. 5. Fondo corazzato.

sporto solido si verificano in condizioni di piena, quando il materiale del fondo viene messo in movimento dalle forze idrodinamiche che sono in grado di superare le forze stabilizzanti dovute alla gravità ed alla resistenza dell'apparato radicale, nel caso della vegetazione. In questi casi possono verificarsi rilevanti fenomeni di erosione e deposito sia naturali sia indotti da opere inserite nel corso d'acqua.

L'interazione tra il fluido ed il materiale solido del fondo è responsabile della forma assunta dal fondo stesso. Si possono così formare, per piccoli valori del numero di Froude, piccole increspature del fondo, le cui dimensioni sono in relazione con lo spessore dello strato laminare vicino al fondo. Forme di dimensioni maggiori, le dune e le antidune, hanno l'ordine di grandezza della profondità della corrente e sono associate a maggiori numeri di Froude. Le dune si muovono verso valle mentre le antidune tendono a muoversi verso monte.

Altre strutture del fondo, di scala molto maggiore delle precedenti, sono le barre. La loro dimensione longitudinale dipende dalla larghezza del corso d'acqua mentre la dimensione verticale ha l'ordine di grandezza della profondità della corrente. Le barre possono essere "forzate" da una curva, da una immissione, da un'opera ingegneristica oppure "libere" e causa-

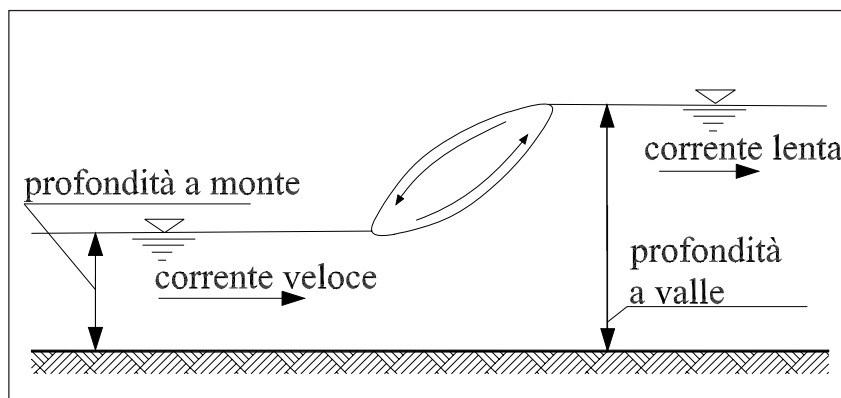


Fig. 4. Il risalto idraulico.

te da fenomeni di instabilità della forma del fondo. Le barre forzate hanno velocità praticamente nulla, mentre le barre libere si muovono verso valle ad una velocità dell'ordine dei metri al giorno.

I fenomeni di erosione delle sponde sono responsabili della formazione dei "meandri" ed hanno un ruolo molto importante nei fiumi intrecciati (braiding rivers).

Le opere inserite nei corsi d'acqua contribuiscono, in modo molto importante, ad alterare il loro comportamento naturale. Esse sono volte al controllo e sfruttamento della risorsa acqua e al controllo del trasporto solido. Tra queste *briglie*, *soglie* e *rampe* stabilizzano il fondo creando condizioni di discontinuità altimetrica longitudinale. I *pennelli* stabilizzano le sponde, naturalmente in erosione, modificando il campo di velocità del corso d'acqua, i *muri* e i *rivestimenti spondali* hanno lo stesso scopo aumentando la resistenza delle sponde all'erosione.

Conclusioni

Oggi è comunemente accettato che alterare la struttura di un corso d'acqua, per aumentare la sua capacità di portata, per fornire maggiore protezione contro l'erosione o controllare il deflusso, può impoverire seriamente l'habitat interno e spondale, riducendo drasticamente la biodiversità.

LETTURE CONSIGLIATE

VAN DER BERG J., DE VRIES M., 1979. Principles of river engineering. Pitman, London, Great Britain.

HENDERSON F.M., 1989. Open channel flow. Macmillan series in Civil Engineering.

HINZE J.O., 1975. Turbulence, McGraw-Hill New York, N.Y.

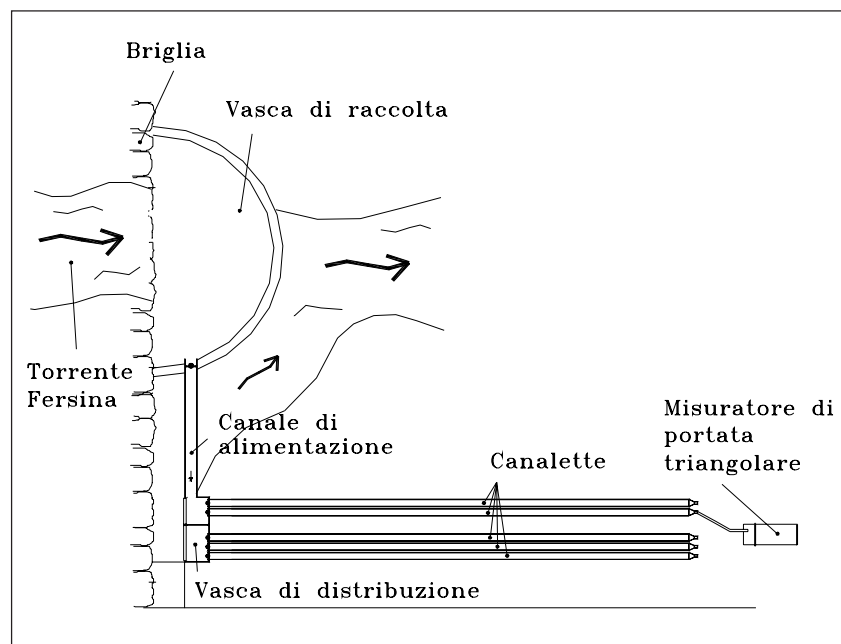


Fig. 6. Apparato sperimentale collocato all'interno del torrente Fersina nei pressi di Trento, volto allo studio delle popolazioni macrobentoniche in condizioni idrauliche controllate.

Dal punto di vista ingegneristico spesso è possibile passare in rassegna diverse soluzioni progettuali ad un problema da risolvere. La soluzione migliore è probabilmente quella che tiene conto del maggior numero di aspetti del problema. L'apertura ai problemi di natura non strettamente idrodinamica mette l'ingegnere nelle condizioni di prendere in considerazione diversi punti di vista e di collaborare con diverse figure professionali. Percorrendo questa strada il

Dipartimento di Ingegneria Civile ed Ambientale dell'Università di Trento e l'Istituto Agrario di San Michele all'Adige hanno avviato da qualche anno una collaborazione volta allo studio, in condizioni idrodinamiche controllate, dell'evoluzione della popolazione macrobentonica di un fiume nei pressi di Trento (Fig. 6). Tale collaborazione, oltre a permettere di avvicinare due figure professionali così diverse, non potrà non avere ricadute di natura professionale per entrambe.

2.1 L'Indice Biotico Esteso (I.B.E.)

Pier Francesco Ghetti

Dipartimento di Scienze Ambientali
Università Ca' Foscari, Venezia

Finalità

La finalità di quest'indice è quella di formulare diagnosi della qualità di ambienti di acque correnti sulla base delle modificazioni nella composizione delle comunità di macroinvertebrati, indotte da fattori di inquinamento o da significative alterazioni fisiche dell'ambiente fluviale.

Origine

Deriva dal "Trent Biotic Index" (WOODIWISS, 1964), rielaborato come "Extended Biotic Index - E.B.I." (WOODIWISS, 1978) e adattato per una applicazione standardizzata ai corsi d'acqua italiani (GHETTI, BONAZZI 1981; GHETTI, 1986; 1997).

Standardizzazione e applicazione dell'Indice

Le procedure di applicazione sono contenute nel "Manuale di Applicazione - Indice Biotico Esteso (I.B.E.): i macroinvertebrati nel controllo della qualità degli ambienti di acque correnti" (GHETTI, 1997). Il manuale richiede il supporto delle guide per la classificazione dei macroinvertebrati dei corsi d'acqua italiani (RUFFO, 1977-85; SANSONI, 1988; CAMPAIOLI, GHETTI, MINELLI, RUFFO, 1994; 1999).

La scheda di rilevamento è riportata alle pagine seguenti.

Comunità da analizzare

Quest'indice si basa sull'analisi delle comunità di macroinvertebrati di acque dolci che colonizzano le differenti tipologie fluviali.

I taxa considerati e il livello di determinazione tassonomica richiesto dall'indice sono definiti in apposito elenco.

Caratteristiche dell'indice

L'indice è particolarmente adatto a rilevare gli effetti prodotti nel tempo dal complesso dei fattori che alterano la naturalità e la funzionalità degli ambienti d'acque correnti. Esso rileva lo stato di qualità di un determinato tratto di corso d'acqua, integrando nel tempo gli effetti di differenti cause di turbativa (fisiche, chimiche, biologiche).

Esso segnala una "qualità ecologica" e, solo indirettamente, una "qualità chimica e fisica" delle acque e dei sedimenti. Nel monitoraggio di qualità delle acque correnti esso deve quindi considerarsi un metodo "complementare" al controllo chimico e fisico, in particolare per la definizione della qualità

delle acque in funzione degli usi civili, agricoli, industriali e per la balneazione. L'indice biotico assume invece un ruolo "centrale" nella definizione della qualità ecologica dei corsi d'acqua e della protezione della vita acquatica.

Per le sue caratteristiche, si dimostra efficace nelle diagnosi preliminari di qualità di interi reticoli idrografici, per il controllo nel tempo dell'evoluzione di questa qualità, per stimare l'impatto prodotto da scarichi inquinanti puntiformi e diffusi, continui e accidentali, per valutare l'impatto di trasformazioni fisiche dell'alveo, nella predisposizione di carte ittiche, per valutare le capacità autoregolatrici di un corso d'acqua.

Stato di applicazione in Italia

Da circa 20 anni l'indice viene applicato in Italia. Durante questo periodo, particolare attenzione è stata rivolta alla formazione di

Tab. 2. Tabella di conversione dei valori di I.B.E. in classi di qualità

CLASSI DI QUALITÀ	VALORI DI I.B.E.	GIUDIZIO DI QUALITÀ	COLORE
Classe I	10-11-12- ...	Ambiente non inquinato o comunque non alterato in modo sensibile	azzurro
Classe II	8-9	Ambiente con moderati sintomi di inquinamento o di alterazione	verde
Classe III	6-7	Ambiente inquinato o comunque alterato	giallo
Classe IV	4-5	Ambiente molto inquinato o comunque molto alterato	arancione
Classe V	0-1-2-3	Ambiente fortemente inquinato o fortemente alterato	rosso

esperti nell'applicazione dell'indice e nella standardizzazione delle procedure. Questo risultato è stato ottenuto mediante l'organizzazio-

ne di una lunga serie di Corsi guidati e di alcune esperienze di Test circolare (C.I.S.B.A., Provincia Autonoma di Trento).

L'ambito d'applicazione preferenziale è stato quello del territorio della provincia, anche se esperienze sono state condotte a scala

Tab. 1. Tabella per il calcolo del valore di I.B.E.

Gruppi Faunistici che determinano con la loro presenza l'ingresso orizzontale in tabella (primo ingresso)		Numero totale delle Unità Sistematiche costituenti la comunità (secondo ingresso)								
		0-1	2-5	6-10	11-15	16-20	21-25	26-30	31-35	36-...
Plecoteri presenti (<i>Leuctra</i> ^o)	Più di una U.S.	-	-	8	9	10	11	12	13*	14*
	Una sola U.S.	-	-	7	8	9	10	11	12	13*
Efemeroteri presenti ^{oo} (escludere Baëtidae, Caenidae)	Più di una U.S.	-	-	7	8	9	10	11	12	-
	Una sola U.S.	-	-	6	7	8	9	10	11	-
Tricotteri presenti (comprendere Baëtidae e Caenidae)	Più di una U.S.	-	5	6	7	8	9	10	11	-
	Una sola U.S.	-	4	5	6	7	8	9	10	-
Gammaridae e/o Atyidae e/o Palaemonidae presenti	Tutte le U.S. sopra assenti	-	4	5	6	7	8	9	10	-
Asellidae e/o Niphargidae presenti	Tutte le U.S. sopra assenti	-	3	4	5	6	7	8	9	-
Oligocheti o Chironomidae presenti	Tutte le U.S. sopra assenti	1	2	3	4	5	-	-	-	-
Altri organismi	Tutte le U.S. sopra assenti	-	-	-	-	-	-	-	-	-

^o nella comunità in cui *Leuctra* è presente come unico taxon di Plecotteri e sono contemporaneamente assenti gli Efemeroteri (o presenti solo Baëtidae e Caenidae), *Leuctra* deve essere considerata al livello dei Tricotteri per definire l'entrata orizzontale in tabella;

^{oo} per la definizione dell'ingresso orizzontale in tabella le famiglie Baëtidae e Caenidae vengono considerate a livello dei Tricotteri;

- giudizio dubbio, per errore di campionamento, per presenza di organismi di drift erroneamente considerati nel computo, per ambiente non colonizzato adeguatamente, per tipologie non valutabili con l'I.B.E. (es. sorgenti, acque di scioglimento di nevai, acque ferme, zone deltizie, salmastre):

* questi valori di indice vengono raggiunti raramente nelle acque correnti italiane per cui occorre prestare attenzione, sia nell'evitare la somma di biotipologie (incremento artificioso della ricchezza in taxa), che nel valutare gli effetti prodotti dall'inquinamento trattandosi di ambienti con elevata ricchezza in taxa.

GRANULOMETRIA SUBSTRATI NELL'ALVEO BAGNATO (ordine di prevalenza): roccia _____ massi _____
ciottoli _____ ghiaia _____ sabbia _____ limo _____

MANUFATTI ARTIFICIALI: fondo _____
sponda dx _____
sponda sx _____

RITENZIONE DEL DETRITO ORGANICO: sostenuta _____ moderata _____ scarsa _____

STATO DI DECOMPOSIZIONE DELLA MATERIA ORGANICA: dominano: strutture grossolane _____
frammenti fibrosi _____ frammenti polposi _____

PRESENZA DI ANAEROBIOSI SUL FONDO: assente tracce
 sensibile localizzata estesa

ORGANISMI INCROSTANTI: feltro rilevabile solo al tatto alghe crostose feltro sottile
 feltro spesso, anche con pseudofilamenti incoerenti alghe filamentose
batteri filamentosi: assenti scarsi diffusi

VEGETAZIONE ACQUATICA: _____ copertura alveo _____ %

VEGETAZIONE RIPARIA: _____

LARGHEZZA DELL'ALVEO BAGNATO (_____ m) RISPETTO ALL'ALVEO DI PIENA (_____ m):

0-1% 1-10% 10-20% 20-30% 30-40% 40-50%
 50-60% 60-70% 70-80% 80-90% 90-100%

VELOCITÀ MEDIA DELLA CORRENTE: impercettibile o molto lenta lenta
 media e laminare media e con limitata turbolenza elevata e quasi laminare
 elevata e turbolenta molto elevata e turbolenta

h media dell'acqua _____ cm h max _____ cm

CARATTERI DELL'AMBIENTE NATURALE E COSTRUITO CIRCOSTANTE:

in destra idrografica _____

in sinistra idrografica _____

Organismi	<i>(sul campo)</i>	pres.	abb.	<i>(in laboratorio)</i>	pres.	abb.
PLECOTTERI (genere)						
EFEMEROTTERI (genere)						
TRICOTTERI (famiglia)						
COLEOTTERI (famiglia)						
ODONATI (famiglia)						
DITTERI (famiglia)						

Organismi	(sul campo)	pres.	abb.	(in laboratorio)	pres.	abb.
ETEROTTERI (famiglia)						
CROSTACEI (famiglia)						
GASTEROPODI (famiglia)						
BIVALVI (famiglia)						
TRICLADI (famiglia)						
IRUDINEI (famiglia)						
OLIGOCHETI (famiglia)						
ALTRI (famiglia)						
TOTALE U.S.						

Valore di I.B.E. (in campo) _____ (in laboratorio) _____ Classe di Qualità _____

Giudizio _____

Note _____

Responsabile dell'analisi e qualifica _____

regionale, di bacino idrografico, di comune e di area variabile.

In Italia la grande maggioranza dei reticoli idrografici, in particolare di quelli più rilevanti, sono stati monitorati mediante I.B.E.

La frequenza temporale del

controllo varia da area ad area, secondo i progetti di monitoraggio delle varie amministrazioni. In genere il monitoraggio viene effettuato due volte l'anno su di un numero di stazioni che, in media, è di 50 per provincia.

L'Agenzia Nazionale per l'Ambiente, in collaborazione con le Agenzie Regionali, ha in progetto un Piano di Monitoraggio di tutti i principali corsi d'acqua a scala nazionale.

LETTURE CONSIGLIATE

CAMPAIOLI S., GHETTI P.F., MINELLI A., RUFFO S., 1994; 1999. Manuale per il riconoscimento dei macroinvertebrati delle acque dolci italiane. Vol. 1, 2. Provincia Autonoma di Trento, Museo di Storia Naturale di Trento.

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.

GHETTI P.F., 1986. I macroinvertebrati nell'analisi di qualità dei corsi

d'acqua. Manuale di applicazione - Indice Biotico E.B.I. modificato. Provincia Autonoma di Trento.

GHETTI P.F., 1997. Manuale di Applicazione: Indice Biotico Esteso - I macroinvertebrati nel controllo della qualità degli ambienti di acque correnti. Provincia Autonoma di Trento, Servizio Protezione Ambiente.

RUFFO S. (Ed.), 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.

WOODIWISS F.S., 1964. The biological system of stream classification used by the Trent River Board. Chemistry and Industry, 14: 443-447.

WOODIWISS, F.S., 1978. Comparative study of biological-ecological water quality assessment methods. Second practical demonstration. Summary Report. Commission of the European Communities.

2.2 BBI - Belgian Biotic Index

Niels De Pauw

Department of Applied Ecology and Environmental Biology,
University of Ghent, J. Plateaustraat 22, B-9000 Ghent, Belgium

Nel 1978 il Belgian Ministry of Public Health ha deciso di sviluppare ed adottare un metodo di valutazione della qualità delle acque correnti di applicabilità generale, basato sullo studio dei macroinvertebrati bentonici. Dopo aver sentito numerosi gruppi di ricerca di università ed istituti di ricerca, è stato deciso di combinare i vantaggi presentati dal Trent Biotic Index (TBI) di WOODIWISS (1964) e dell'Indice Biotique (IB), adattamento del TBI operato da TUFFERY and VERNEAUX (1968) per il Department of Fisheries and Pisciculture in Francia. Tale operazione ha portato alla formulazione del Belgian Biotic Index (BBI).

Le modifiche hanno riguardato principalmente la standardizzazione delle procedure di campionamento (campionamento della durata di 5 minuti con retino immanicato effettuato smuovendo il fondo con i piedi) ed il livello di identificazione, che è stato standardizzato al livello di famiglia o genere. Per i siti di campionamento di difficile accesso, alcune ricerche hanno dimostrato che l'utilizzo di substrati artificiali fornisce una valida alternativa al campionamento effettuato con il retino.

Il valore di BBI viene ricavato da una tabella in cui la ricchezza in taxa viene combinata con la presenza di alcuni taxa ordinati secondo la tolleranza nei confronti dell'inquinamento organico. L'indice biotico può variare da 0 a 10;

più il valore è alto, maggiore è il numero di taxa sensibili presenti (Tab. 1).

I valori del Belgian Biotic Index sono suddivisi in 5 classi di qualità, ad ognuno dei quali corrisponde un colore codificato per la mappatura delle classi di qualità: blu (I classe = poco o niente inquinato), verde (II classe = leggermente inquinato), giallo (III classe = moderatamente inquinato, situazio-

ne critica), arancio (IV classe = molto inquinato), rosso (V classe = pesantemente inquinato). In alcuni casi il valore di BBI pari a 0 viene rappresentato con il colore nero, che indica chiaramente la totale assenza di macroinvertebrati (Tab. 2)

Nel 1984 il metodo è stato adottato dal Belgian Institute for Normalisation come metodo standard per il Belgio (NBN T 92-402).

Calcolo del Belgian Biotic Index (BBI)

-
- Passo 1: Identificare e contare tutti gli organismi presenti nel campione. Annotare il numero di individui (#) di ogni taxon della lista tassonomica.
- A = 1 individuo
 - B = 2-10 individui
 - C = 11-50 individui
 - D = 51-100 individui
 - E = 101-1000 individui
 - F = 1001-10 000 individui
 - G > 10 000 individui
- Passo 2: Mettere un cerchio corrispondente allo *score* nella seconda colonna della lista tassonomica, tranne per i taxa rappresentati da un solo individuo.
- Passo 3: Contare il numero di taxa, rappresentati da almeno un individuo nella prima colonna della lista tassonomica.
- Passo 4: Identificare il punteggio più basso evidenziato con il cerchio e contare quante volte si trova tale punteggio (frequenza della classe).
- Passo 5: Il numero di taxa (unità sistematiche, Passo 3) fornisce l'ingresso nella colonna corrispondente nella tabella standard per il calcolo dell'indice biotico.
- Il punteggio più basso cerchiato (Passo 4) fornisce l'ingresso nella riga corrispondente nella tabella standard per il calcolo dell'indice biotico.
- L'incrocio della riga e della colonna determina il BBI del campione.
-

Il Belgian Biotic Index (BBI) è applicabile a differenti tipologie di corsi d'acqua.

Dal 1979 più di 30.000 km di acque correnti, comprendenti torrenti, ruscelli e canali, sono stati ruotinarmente sorvegliati dai competenti ministeri dell'ambiente, enti preposti al controllo delle acque e della pesca, province e comuni.

Anche istituzioni di conservazione della natura ed associazioni giovanili hanno mostrato molto interesse per l'applicazione del BBI. I programmi di risanamento della Flemish and Walloon Administration for the Environment sono basati principalmente sulle mappe di qualità che visualizzano il BBI.

Nell'ambito della formazione di specialisti ambientali, il BBI viene normalmente insegnato nelle scuole superiori e nelle università. Oltre a ciò, i laboratori di controllo possono ottenere una certificazione ufficiale per il metodo BBI.

Per facilitare l'applicazione del BBI sono state pubblicate in Olandese e Francese una descrizione dettagliata del metodo e le chiavi tassonomiche necessarie per l'identificazione dei macroinvertebrati del Belgio e dell'Olanda.

Un'importante tappa nella strategia di miglioramento dell'ambiente acquatico è stata la pubblicazione, da parte del Flemish Go-

vernment, di un decreto che prevede che tutti i corsi d'acqua debbano avere un valore di BBI di almeno 7 per rientrare negli standard di base di qualità per le acque superficiali. A tal fine è stata predisposta dalla Flemish Environment Agency una rete di monitoraggio comprendente circa 1000 stazioni. In Wallonia, la Région Wallonne ha predisposto una rete di più di 500

Tab. 2. Classi di Qualità, Indice Biotico, significato e colori corrispondenti per il BBI.

Class	Biotic Index	Significance	Color
I	10-9	Lightly or unpolluted	blue
II	8-7	Slightly polluted	green
III	6-5	Moderately polluted critical situation	yellow
IV	4-3	Heavily polluted	orange
V	2-1 0	Very heavily polluted Dead water	Red Black

Tab. 1. Tabella standard - Belgian Biotic Index (BBI)

Score	Indicator groups	Class freq.	0-1	2-5	6-10	11-15	≥ 16
1	Plecoptera	≥ 2	-	7	8	9	10
	Heptageniidae	1	5	6	7	8	9
2	Trichoptera (con astuccio)	≥ 2	-	6	7	8	9
		1	5	5	6	7	8
3	Ancylidae	> 2	-	5	6	7	8
	Ephemeroptera (excl. Heptageniidae)	1-2	3	4	5	6	7
4	<i>Aphelocheirus</i> Odonata Gammaridae Mollusca (excl. Sphaeriidae)	≥ 1	3	4	5	6	7
5	Asellidae Hirudinea Sphaeriidae Hemiptera (excl. <i>Aphelocheirus</i>)	≥ 1	2	3	4	5	-
6	Tubificidae <i>Chironomus thummi-plumosus</i>	≥ 1	1	2	3	-	-
7	Syrphidae-Eristalinae	≥ 1	0	1	1	-	-

stazioni. In parallelo con il BBI, in Wallonia viene anche applicato il metodo francese Indice Biologique Global Normalisé (IBGN) (NF T90-350). Tale metodo sembra essere più sensibile, nell'ambito delle ac-

que di migliore qualità.

Il metodo BBI è stato inoltre diffuso e saggiato in paesi europei e extraeuropei (es: Algeria, Portogallo, Spagna, Indonesia, Costarica, Kenya). Il suo successo ha dimo-

strato che l'indice biotico è basato su principi universalmente validi, e che con l'aumento dell'inquinamento la diversità di specie diminuisce e si assiste alla scomparsa delle specie indicatrici più sensibili.

LETTURE CONSIGLIATE

DE PAUW N., V LAMBERT AND A. VAN KENHOVE, 1992. Application of artificial substrates for biological monitoring of large rivers and canals, in *Flanders and The Netherlands*. Final Report. Vlaamse Milieumaatschappij (in Dutch).

DE PAUW N., D. ROELS AND P. FONTOURA, 1986. Use of artificial substrates for standardized sampling of macroinvertebrates, in *The assessment of water quality by the Belgian Biotic*

Index. *Hydrobiologia* **133**: 237-258.

DE PAUW N. AND G. VANHOOREN, 1983. Method of biological quality assessment of water courses in Belgium. *Hydrobiologia* **100**: 153-168.

DE PAUW N. AND R. VANNEVEL, 1991. Macroinvertebrates and water quality. Dossier N. 11, Stichting Leefmilieu, Antwerpen, 316 pp. (In Dutch).

TUFFERY G. AND VERNEAUX J, 1968. Méthode de détermination de la qualité biologique des eaux courantes. Ex-

ploitation 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 Peche et Pisciculture, 23 pp.

WOODWISS F. S., 1964. The biological system of stream classification used by the Trent River Board. *Chemistry and Industry* **14**: 443-477.

2.3 BMWP', un adattamento spagnolo del British Biological Monitoring Working Party (BMWP) Score System

Javier Alba-Tercedor

Dpto. Biología y Ecología Animal. Fac. Ciencias.
Univ. Granada.
18071-Granada Spain.

Negli ultimi anni è stato sviluppato per la Penisola Iberica un indice biotico chiamato BMWP' (ALBA-TERCEDOR & SÁNCHEZ-ORTEGA, 1988; ALBA-TERCEDOR, 1996; ALBA-TERCEDOR & PUJANTE, in stampa), che consiste in un adattamento del metodo BMWP utilizzato in Gran Bretagna (ARMITAGE *et al.*, 1983). Le modifiche consistono nell'aggiunta di nuove famiglie, nella variazione di alcuni punteggi (Tab. 2) e nella suddivisione dei punteggi in cinque classi di qualità, che descrivono i differenti gradi di inquinamento (Tab. 1). L'elenco delle famiglie per il calcolo del BMWP', riportate in Tab. 2, corrisponde ad un recente aggiornamento (ALBA-TERCEDOR, 1996), mentre i cinque livelli di qualità dell'acqua sono stati stabiliti in accordo con l'Extended Biotic Index (GHETTI *et al.*, 1983).

Oltre alle sopra citate modifiche, è stata variata anche la proce-

dura di campionamento. La metodica BMWP prevedeva infatti di effettuare il campionamento in un tempo definito (tre minuti), con la cattura degli organismi presenti nei diversi microhabitat; per l'applicazione del BMWP' spagnolo non viene invece definito alcun limite di tempo ed il campionamento viene considerato concluso nel momento in cui non vengono più catturati nuovi taxa; tale operazione implica quindi l'analisi in campo dei taxa catturati.

La suddivisione degli score nelle cinque classi di qualità è data per convenzione e risulta pertanto difficile stabilire dei limiti ristretti. Con uno scarto di soli 5 punti dello score finale si può verificare infatti la variazione di classe della stazione esaminata; in tali situazioni il giudizio finale va considerato come intermedio fra le due classi e la relativa rappresentazione cartogra-

fica va effettuata con i due colori corrispondenti alternati. Se ad esempio il punteggio finale fosse di 62 (II classe di qualità), occorre considerare un giudizio intermedio fra la II e la III Classe, in quanto sottraendo 5 unità si otterrebbe un punteggio pari a 57 e si ricadrebbe appunto nella III classe; la rappresentazione cartografica di tale situazione va quindi fatta alternando i colori corrispondenti (verde e giallo). L'assunzione di classi intermedie è quindi simile a quella adottata in Italia per l'applicazione della metodica Indice Biotico Esteso (GHETTI, 1997).

Esiste un'alta correlazione tra l'indice BMWP' ed altri indici (RICO *et al.*, 1992) ed il metodo è stato ampiamente accettato per il fatto di essere un metodo interpretativo (PALAU, 1990; ZAMORA-MUÑOZ & ALBA-TERCEDOR, 1996); oltre a ciò, è stato osservato che la significatività

Tab. 1. Classi di qualità, giudizio e colori per la rappresentazione cartografica dei valori di BMWP'.

Class	Quality	Score	Meaning	Color
I	"Good"	> 150 101-120	Very clean waters (pristine) Non polluted, or not sensibly altered system	Blue
II	"Passable"	61-100	Evidences of mild pollution effects.	Green
III	"Dubious"	36-60	Polluted waters (altered system)	Yellow
IV	"Critical"	16-35	Very polluted waters (very altered system)	Orange
V	"Very critical"	< 15	Strongly polluted waters (strongly altered system)	Red

Tab. 2. Famiglie dei macroinvertebrati con i corrispondenti punteggi per il calcolo del BMWP' (adattamento spagnolo del British BMWP). Variazioni e proposte innovative rispetto alla tabella originale di ARMITAGE et al. (1983): le famiglie con punteggi cambiati sono riportate in corsivo, mentre le famiglie aggiunte sono in grassetto.

Families	Score
Siphonuridae, Heptageniidae, Leptophlebiidae, Potamanthidae, Ephemeridae Taeniopterygidae, Leuctridae, Capniidae, Perlodidae, Perlidae Chloroperlidae Aphelocheiridae	10
Phryganeidae, Molannidae, Beraeidae, Odontoceridae, Leptoceridae, Goeridae Lepidostomatidae, Brachycentridae, Sericostomatidae Athericidae, Blephariceridae	
Astacidae Lestidae, Calopterygidae, Gomphidae, Cordulegasteridae, Aeshnidae Corduliidae, Libellulidae Psychomyiidae, Philopotamidae, Glossosomatidae	8
<i>Ephemerellidae</i> Prosopistomatidae Nemouridae Rhyacophilidae, Polycentropodidae, Limnephilidae, Ecnomidae	7
Neritidae, Viviparidae, Ancylidae, Thiaridae Hydroptilidae Unionidae Corophiidae, Gammaridae, Atyidae Platycnemididae, Coenagrionidae	6
Oligoneuriidae, Polymitarciidae Dryopidae, Elmidae, <i>Helophoridae</i> , <i>Hydrochidae</i> , <i>Hydraenidae</i> , Clambidae Hydropsychidae Tipulidae, Simuliidae Planariidae, Dendrocoelidae, Dugesiidae	5
Baetidae, <i>Caenidae</i> <i>Haliplidae</i> , <i>Curculionidae</i> , <i>Chrysomelidae</i> Tabanidae, Stratiomyidae, Empididae, Dolichopodidae, Dixidae, Ceratopogonidae, Anthomyidae, Limoniidae, Psychodidae, Sciomyzidae, Rhagionidae Sialidae Piscicolidae Hidracarina	4
<i>Mesovelidae</i> , <i>Hydrometridae</i> , <i>Gerridae</i> , <i>Nepidae</i> , <i>Naucoridae</i> , Pleidae, Veliidae <i>Notonectidae</i> , <i>Corixidae</i> <i>Helodidae</i> , <i>Hydrophilidae</i> , <i>Hygrobidae</i> , <i>Dytiscidae</i> , <i>Gyrinidae</i> Valvatidae, Hydrobiidae, Lymnaeidae, Physidae, Planorbidae <i>Bithyniidae</i> , <i>Bythinellidae</i> , Sphaeridae Glossiphoniidae, Hirudidae, Erpobdellidae Asellidae, Ostracoda	3
Chironomidae, Culicidae, Ephydriidae, Thaumaleidae	2
Oligochaeta (whole class), Syrphidae	1

del giudizio di qualità non è legata a fattori stagionali di variazioni della composizione della comunità

bentonica (ZAMORA- MUÑOZ *et al.*, 1995): questi fatti hanno portato la Spanish Society of Limnology ad

adottarlo come metodo ufficiale (ALBA-TERCEDOR & PRAT, 1992).

LETTURE CONSIGLIATE

ALBA-TERCEDOR J., 1996. Los macroinvertebrados acuáticos y la calidad de las aguas de los ríos. IV Simposio del Agua en Andalucía, Almería, vol. II, 203-213.

ALBA-TERCEDOR J. & PUIANTE A., in press. Running-water biomonitoring in Spain: opportunities for a predictive approach. In: *Assessing the biological quality of fresh waters. RIVPACS and similar techniques*. Ed. J.F. Wright, D.W. Sutcliffe & M.T. Furse. Freshwater Biological Association, Ambleside.

ALBA-TERCEDOR J. & SÁNCHEZ-ORTEGA A., 1988. Un método rápido y simple para evaluar la calidad biológica de las aguas corrientes basado en el de Hellowell (1978). *Limnética*, 4: 51-56.

ARMITAGE P.D., MOSS D., WRIGHT J.F. & FURSE M.Y., 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.

GHETTI P.F., 1997. *Manuale di applicazione. Indice Biotico Esteso (I.B.E.). I macroinvertebrati nell controllo della qualità degli ambienti di acque correnti*. Provincia Autonoma di Trento. Agenzia provinciale per la protezione dell'ambiente. Trento.

GHETTI P.F., BERNINI F., BONAZZI G., CUNSOLO A. & RAVANETTI U., 1983. *Mappaggio biologico di qualità dei corsi d'acqua della provincia di Piacenza*. Amministrazione Provincia di Piacenza, CNR progetto finalizzato "Promozione della qualità dell'ambiente-progetto di trasferimento".

PALAU A., 1990. Sobre la utilización de índices de calidad del agua. *Tec-*

nología del agua, 71: 24-32.

RICO E., RALLO A., SEVILLANO M.A. & ARRETXE M.L., 1992. Comparison of several biological indices based on macroinvertebrate benthic community for assessment running water quality. *Annales de Limnologie*, 28: 147-156.

ZAMORA-MUÑOZ C. & ALBA-TERCEDOR J., 1996. Bioassessment of organically polluted Spanish rivers, using biotic index and multivariate methods. *Journal of the North American Benthological Society*, 15: 332-352.

ZAMORA-MUÑOZ C., SÁNCHEZ-CANTERO C.E., SÁNCHEZ-ORTEGA A. & ALBA-TERCEDOR J., 1995. Are Biological indices 'BMWP' and 'ASPT' and their significance regarding water quality seasonally dependent?. Factors explaining their variations. *Water Research*, 29: 285-290.

2.4 Introduzione a RIVPACS

Patrick Armitage, John Wright

Institute of Freshwater Ecology
River Laboratory
East Stoke, Wareham
Dorset, UK, BH20 6BB

Il progetto che ha portato alla formulazione di RIVPACS è iniziato 20 anni fa e ha portato alla definizione di un modello per la determinazione della qualità ambientale delle acque correnti attraverso i dati relativi alla comunità dei macroinvertebrati. RIVPACS ha suscitato molto interesse sia in Gran Bretagna sia all'estero e tale approccio metodologico viene attualmente utilizzato in Canada e in Australia.

Oggi si è consapevoli del fatto che le tecniche biologiche sono necessarie al fine della definizione della qualità dei corsi d'acqua, in associazione alle tradizionali indagini di tipo chimico. L'innovazione culturale consiste principalmente nel fatto che i due tipi d'approccio analitico chimico e biologico sono considerati entrambi importanti e complementari.

Il monitoraggio chimico da solo dà, infatti, poche informazioni riguardo agli effetti dell'inquinamento, che in realtà sono un fenomeno essenzialmente biologico, a causa dell'impatto degli inquinanti sugli organismi viventi. L'approccio biologico in particolare può essere basato sull'analisi degli individui, delle popolazioni e delle comunità, e programmi integrati di monitoraggio dovrebbero tenere in considerazione tutte queste componenti, anche se l'approccio biologico a livello di comunità è ampiamente riconosciuto e accettato per

la sua validità.

Lo stress sulle comunità animali nelle acque correnti può in generale essere di origine naturale o essere dovuto ad alterazioni dell'ambiente a causa dell'attività umana; tali variazioni delle condizioni ambientali, prese singolarmente o combinate fra loro, determineranno cambiamenti strutturali sulla composizione della comunità. Al fine di utilizzare la componente biologica dei macroinvertebrati per definire il grado di impatto determinato da alterazioni ambientali, è necessario acquisire una tecnica che permetta di prevedere quale sia la struttura di una comunità in un dato ambiente in assenza di stress ambientale.

Tale approccio di base risulta assai complesso, in quanto occorre tenere presente che i fiumi mostrano naturalmente caratteristiche ambientali assai variabili e specifiche a seconda della loro localizzazione e della natura del substrato geologico ed ospitano di conseguenza comunità biologiche assai differenti, anche in assenza di stress ambientale. La tecnica proposta fornisce l'opportunità di confrontare in un corso d'acqua la comunità rilevata con quella attesa.

L'approccio alla base della formulazione di RIVPACS ha implicato il campionamento di una vasta casistica di siti che presentavano impatti minimi. Il database a tutt'oggi disponibile comprende li-

ste di specie di 614 siti campionati nel periodo primaverile, estivo ed autunnale, associate a parametri di tipo fisico e chimico per le stesse stazioni. Nell'appendice sono riportate le schede di campo per la rilevazione di tali parametri. L'utilizzo del programma TWINSpan ha quindi permesso di raggruppare i siti sulla base dei macroinvertebrati rilevati. Nell'ultima versione del programma sono presenti 35 gruppi di associazioni.

Dopo la fase di determinazione dei gruppi, l'analisi statistica discriminante ha permesso di identificare le combinazioni di variabili ambientali che meglio spiegavano la classificazione basata sui macroinvertebrati. Sulla base di queste elaborazioni sono state formulate delle equazioni in grado di prevedere la composizione della comunità di un sito nuovo, appartenente ad uno dei 35 gruppi di classificazione, con la sola acquisizione di parametri ambientali. Conoscendo la frequenza della presenza di ogni taxon in ognuno dei 35 gruppi, l'operazione di convertire la probabilità di appartenenza al gruppo di associazione in probabilità di cattura risulta piuttosto semplice.

RIVPACS III è stato sviluppato successivamente come un software per PC. L'acronimo RIVPACS (River Invertebrate Prediction and Classification System) indica che il sistema fornisce due informazioni separate: innanzitutto offre un me-

todo per prevedere la fauna che ci si aspetterebbe di trovare in un dato sito conoscendo le sue caratteristiche ambientali, una comunità "obiettivo", in assenza di inquinamento o di altre cause di stress ambientale; in secondo luogo, disponendo di dati sulla comunità dei macroinvertebrati per un sito nuovo, RIVPACS può essere utilizzato per inserire il sito nella classificazione già esistente. Tale proprietà potrebbe risultare utile al fine di considerare i siti dal punto di vista della conservazione.

I dati ambientali necessari al fine della previsione comprendono l'altitudine, la distanza dalla sorgente, la portata media annua, l'ampiezza, la profondità, la pendenza, le caratteristiche del substrato e l'alcalinità. Questi dati possono essere quindi utilizzati per prevedere l'abbondanza relativa e la presenza delle famiglie, delle specie e/o di gruppi di specie selezionate, oltre alla lista di famiglie necessaria al fine del calcolo del BMWP. Il programma permette di creare un modello di previsione al livello tasso-

nomico solitamente utilizzato nel proprio laboratorio. Le categorie di abbondanza (in scala logaritmica) a livello di famiglia possono essere previste solo per ogni singola stagione, mentre la previsione sulla presenza/assenza può essere eseguita, ad esempio, a livello di specie per 3 stagioni combinate oppure per due od una singola stagione.

Prima della formulazione di RIVPACS venivano utilizzati vari *score systems* per la definizione della qualità biologica. Essi, unitamente agli indici, sono risultati assai utili al fine di interpretare i dati faunistici, ma possedevano due difetti fondamentali. Innanzitutto essi stabiliscono il medesimo "obiettivo" per tutti i siti, nonostante le differenze naturali esistenti tra i corsi d'acqua montani ed i fiumi di pianura.

In secondo luogo, è stata dimostrata una correlazione positiva fra aumento dello sforzo di campionamento o del tempo impiegato, numero di specie catturate e valore dell'indice. Come conseguenza di ciò il punteggio altro non è che

una misura del numero di taxa catturati. RIVPACS evita tali problemi fornendo un punteggio (target score), che può essere confrontato con quello rilevato. In Gran Bretagna questa metodologia di indagine fa attualmente parte delle procedure nazionali ufficiali per la definizione della qualità delle acque correnti.

L'evoluzione futura della ricerca collegata allo sviluppo di RIVPACS è volta alla identificazione dei segni premonitori di stress ambientale attraverso l'osservazione delle variazioni numeriche della fauna. Verranno prese in considerazione anche altre variabili, relative alle caratteristiche idrologiche e all'habitat. È nostra intenzione usare i dati per definire modelli di composizione faunistica tra ed entro le diverse tipologie fluviali al fine di ottenere una più ampia visione della struttura e del funzionamento dei siti con minimi impatti. In conclusione c'è bisogno di acquisire nuove conoscenze e metodi per la definizione delle differenze tra osservato e atteso.

LETTURE CONSIGLIATE

ARMITAGE P.D., GUNN R.J.M., FURSE M.T., WRIGHT J.F. & MOSS D., 1987. The use of prediction to assess macroinvertebrate response to river regulation. *Hydrobiologia* **144**: 25-32.

ARMITAGE P.D., PARDO I., FURSE M.T. & WRIGHT J.F., 1990. Assessment and prediction of biological quality. A demonstration of a British macroinvertebrate-based method in two Spanish rivers. *Limnetica* **6**: 147-156.

MOSS D., FURSE M.T., WRIGHT J.F. & AR-

MITAGE P.D., 1987. The prediction of the macroinvertebrate fauna of unpolluted running-water sites in Great Britain using environmental data. *Freshwater Biology*, **17**: 41-52.

WRIGHT J.F., FURSE M.T. & ARMITAGE P.D., 1993a. RIVPACS - a technique for evaluating the biological quality of rivers in the U.K. *European Water Pollution Control*, **3**(4): 15-25.

WRIGHT J.F., FURSE M.T., ARMITAGE P.D. & MOSS D., 1993b. New procedures for identifying running-water sites sub-

ject to environmental stress and for evaluating sites for conservation, based on the macroinvertebrate fauna. *Archiv fur Hydrobiologie*, **127**: 319-326.

WRIGHT J.F., FURSE M.T. & ARMITAGE P.D., 1994. Use of macroinvertebrate communities to detect environmental stress in running waters. In: *Water quality and stress indicators in marine and freshwater ecosystems: Linking levels of organisation* (ed. D.W. Sutcliffe) 15-34. FBA Windermere, U.K.

Appendice

RIVPACS - SURVEY AREA FORM

WA/RPB: -
River:-
Site:-
NGR:-
recorder (s):- R
Date: -
Nearest Chemical Monitoring Site: -

CHANNEL WIDTH (M) IN SURVEY AREA

Maximum Minimum Mean

DEPTH IN OVER 50% OF THE SURVEY AREA IS

< 25 cm >25 cm > 50 cm > 1 m > 2 m

SUBSTRATUM: Indicate by ticking the appropriate boxes the percentage of the *survey area* occupied by the following substrata. For particle sizes see the sample data sheet.

	0%	>0-6%	>6-12%	>25-50%	>50-100%
Rock Pavement					
Cobbles/Boulders					
Gravel/ Pebbles					
Sand					
Silt/Clay					

BANK STABILITY IN SURVEY AREA

STABLE ERODING

Left hand bank LHB looking d/s

Right hand bank RHB looking d/s

BANKSIDE VEGETATION IN SURVEY AREA (tick dominant types(s) only)

	Trees	Bushes	Reeds/Rushes	Low plants	Others-Specify
LHB					
RHB					

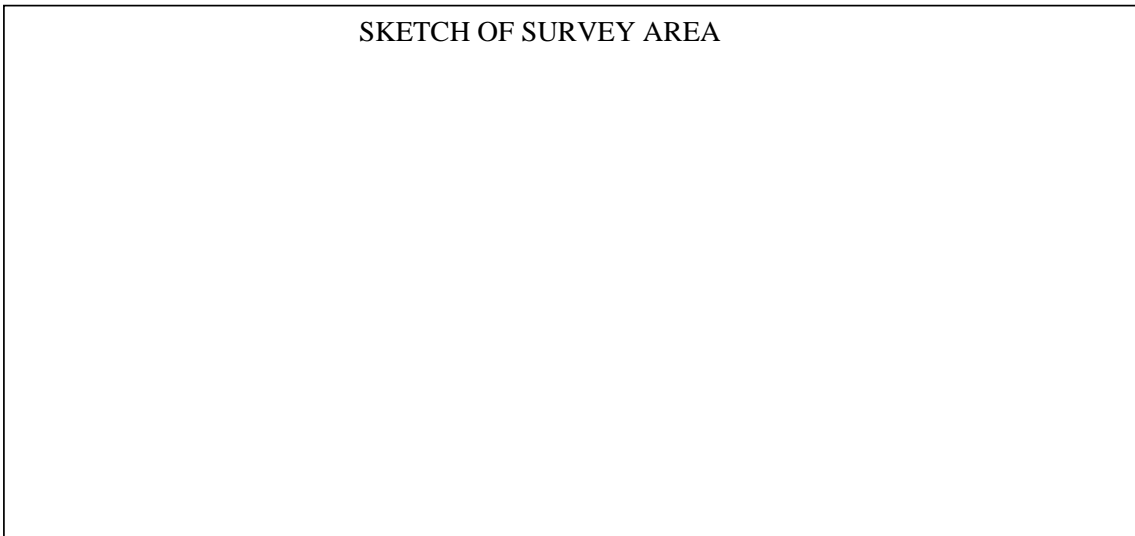
SHADING IN SURVEY AREA

Nil/Low Moderate Great

LAND USE IN SURVEY AREA (tick one or two dominant uses only)

	Urban	Arable	Grassland	Heath/moorland	Deciduous Wood	Coniferous Wood
LHB						
RHB						

SKETCH OF SURVEY AREA



HABITAT TYPES: Indicate, by ticking the appropriate boxes, the percentage of the SURVEY AREA occupied by the following habitat types.

	0%	>0-6%	6-12%	>12-25%	>25-50%	>50-100%
Algae						
Moss						
Higher Plants						
Detritus						
Riffle						
Glide/run						
Pool						
Backwater						
Swamp/Marsh						
Other ()						

INFLUENCES ON SURVEY AREA – Give dates and details where appropriate

Weed Cutting		
Dredging		
Bank Maintenance		
Channel Straightening		
Pollution Effects		
Other specify		

WA/RPB:	
River:	
Site:	
NGR:	
Recorder(s):	
Date:	
Sample time (mins):	
Sampling Method:	
Dimensions of Sampling Device:	
Mesh Size of Net:	
WA/RPB Sample Number (if any):	
Is sampling in proportion to occurrence of Habitats :	YES <input type="checkbox"/> NO <input type="checkbox"/>
If NO give details:	

Water Width in Sample Aream						
Depth in sample area (cm) at	¼		½		¾	Width
Estimated Surface Velocity in Main flow Channel cm sec ⁻¹						
Category 1	Category 2	Category 3	Category 4	Category 5		
≤10	>10-25	>25-50	>50-100	>100		
SUMMARY						
	WIDTH	MEAN DEPTH	VELOCITY CATEGORY			

SUBSTRATUM IN SAMPLE AREA		
Give details ofr the full width of river at the sampling area. In column A indicate the dominant particle size by ✓ and the presence of others by +. In column B attempt rough estimates of % cover from the four categories listed. If Wentworth analysis is undertaken actual proportions may be substituted. (Include substrata under macrophytes in estimates of % cover.)		
	A	B
Rock Pavement		
>256 mm Boulders		
>64-256 mm Cobbles		
>16-64 mm Pebbles		
> 2-16 mm Gravel		
>0.0625 - 2 mm Sand		
>0.004-0.0625 mm Silt		
> 0.004 mm Clay		
	Total	100%

SUMMARY	
Boulders + Cobbles	
Pebbles + Gravel	
Sand	
Silt + Clay	
Total	100

SKETCH OF SAMPLE AREA

Water Clarity: Clear and bright Cloudy Turbid

Water Colour:

Macrophytes (including mosses and large algae) in sample/survey area. Identify to species if possible. List in order of abundance. Tick species sampled for invertebrates.

<u>Macrophytes in sample area</u>		Extra species in survey		
Cover %:	Algae <input type="checkbox"/>	Moss <input type="checkbox"/>	Higher Plants <input type="checkbox"/>	Total <input type="checkbox"/>
Detritus (Rotting vegetable matter, leaves):	Present <input type="checkbox"/>	Absent <input type="checkbox"/>		

Addition Information (including changes in sample area since last visit).

Region:		River:		Site:		Date:	
NGR:	Proportion picked:		Multiplication factor (mf):		Analyst:		
Cat	Code	Family	n x mf	Species present (counts (n) in Brackets)			
	0211	Spongillidae					
	0311	Hyrdidae					
	0511	Planariidae					
	0512	Dendrocoelidae					
	0513	Dugesidae					
	1000	Nematoda					
	1611	Neritidae					
	1612	Viviparidae					
	1613	Valvatidae					
	1614	Hydrobiidae					
	1616	Bithyniidae,					
	1621	Physidae					
	1622	Lymnaeidae					
	1623	Planorbidae					
	1624	Ancylidae					
	1625	Acroloxidae					
	1632	Succineidae					
	1635	Zonitidae					
	1712	Unionidae					
	1713	Sphaeridae					
	2000	Oligochaeta					
	2011	Lumbriculidae					
	2031	Enchytraeidae					
	2033	Naidiae					
	2034	Tubificidae					
	2024	Lumbricidae					
	2211	Piscicolidae					
	2212	Glossiphoniidae					
	2221	Hirudidae					
	2231	Erpobdellidae					
	2400	Hydracarina					
	2900	Cladocera					
	3000	Ostracoda					
	3100	Copepoda					
	3431	Astacidae					
	3611	Asellidae					
	3711	Corophiidae					
	3713	Crangonyctidae					
	3714	Gammaridae					
	3715	Niphargidae					

Region:		River:		Site:	Date:
Cat	Code	Family	n x mf	Species present (counts (n) in Brackets)	
	4011	Siphonuridae			
	4012	Baetidae			
	4013	Heptageniidae			
	4021	Leptophlebiidae			
	4032	Ephemeridae			
	4041	Ephemerellidae			
	4051	Caenidae			
	4111	Taeniopterygidae			
	4112	Nemouridae			
	4113	Leuctridae			
	4114	Capniidae			
	4121	Perlodidae			
	4122	Perlidae			
	4123	Chloroperlidae			
	4211	Platycnemididae			
	4212	Coenagrionidae			
	4213	Lestidae			
	4214	Calopterygidae			
	4221	Gomphidae			
	4222	Cordulegasteridae			
	4223	Aeshnidae			
	4224	Corduliidae			
	4225	Libellulidae			
	4311	Mesoveliidae			
	4312	Hebridae			
	4321	Hydrometridae			
	4322	Veliidae			
	4323	Gerridae			
	4331	Nepidae			
	4341	Naucoridae			
	4342	Aphelocheiridae			
	4351	Notonectidae			
	4352	Pleidae			
	4361	Corixidae			
	4511	Haliplidae			
	4512	Hygrobiidae			
	4514	Dytiscidae/Noteridae			
	4515	Gyrinidae			
	4531	Hydrophilidae			
	4541	Hydraenidae			
	4551	Scirtidae			
	4562	Dryopidae			
	4563	Elmidae			
	4571	Chrysomelidae			
	4581	Curculionidae			
	4611	Sialidae			

Region:		River:		Site:	Date:
Cat	Code	Family	n x mf	Species present (counts (n) in Brackets)	
	4711	Osmylidae			
	4712	Sisyridae			
	4811	Rhyacophilidae			
	4812	Glossosomatidae			
	4813	Hydroptilidae			
	4821	Philopotamidae			
	4822	Psychomyiidae			
	4823	Ecnomidae			
	4824	Polycentropodidae			
	4825	Hydropsychidae			
	4831	Phryganeidae			
	4832	Brachycentridae			
	4833	Lepidostomatidae			
	4834	Limnephilidae			
	4835	Goeridae			
	4836	Beraeidae			
	4837	Sericostomatidae			
	4838	Odontoceridae			
	4839	Molannidae			
	4841	Leptoceridae			
	4900	Lepidoptera			
	4911	Pyalidae			
	5010	Tipulidae			
	5021	Psychodidae			
	5022	Ptychopteridae			
	5031	Dixidae			
	5032	Chaoboridae			
	5033	Culicidae			
	5035	Ceratopogonidae			
	5036	Simuliidae			
	5040	Chironomidae			
	5042	Tanypodinae			
	5044	Diamesinae			
	5045	Prodiamesinae			
	5046	Orthoclaadiinae			
	5047	Chironomini			
	5049	Tanytarsini			
	5061	Stratiomyidae			
	5062	Athericidae			
	5063	Tabanidae			
	5071	Empididae			
	5072	Dolichopodidae			
	5081	Syrphidae			
	5082	Sciomyzidae			
	5083	Ephydriidae			
	5085	Muscidae			
		Fish/Amphibia			

2.5 Gli indici biotici nei paesi dell'Unione Europea Elementi comuni e differenze tra quattro indici biologici: IBE, BBI, BMWP', RIVPACS

Laura Mancini¹ e Roberto Spaggiari²

¹Laboratorio di Igiene Ambientale- Istituto Superiore di Sanità, Viale Regina Elena, 299, 00161 Roma

²ARPA Emilia Romagna, Dip. di Reggio Emilia, Via Amendola 2 - 42100 RE

L'Unione Europea è impegnata, in questo periodo, a definire gli ultimi contenuti da sottoporre ad approvazione della direttiva sulla "qualità ecologica" delle acque.

Questa direttiva rappresenta un nuovo approccio nell'ambito dello studio e del monitoraggio degli ecosistemi acquatici integrando due aspetti: quello sulla protezione e conservazione dell'ecosistema acquatico e quello dei diversi usi delle acque, sottintendendo che un ecosistema acquatico di buona qualità e con comunità animali e vegetali diversificate, rappresenta una buona garanzia anche per il soddi-

sfacimento di altri usi (EUROPEAN UNION, 1998).

Nella tabella I sono riportati alcuni indicatori selezionati, nell'ambito degli ecosistemi reici, preparati dal Water Research Center per i lavori della commissione (WRC, 1996)

Si evidenzia come l'uso dei macroinvertebrati come indicatori biologici sia raccomandato, auspicato, richiesto.

Infatti l'uso degli indici biotici attraverso l'utilizzo di macroinvertebrati bentonici nei paesi dell'Unione Europea rappresenta un esempio di armonizzazione e di re-

lazione nella gestione delle acque. Un primo seminario tecnico di comparazione è stato effettuato su iniziativa dell'Unione Europea nel 1970 (TITZNER, 1975; 1976): la comparabilità tra i diversi metodi in uso riscontrata, relativamente bassa, fu largamente attribuita ad una diversa situazione geografica degli stati membri e alle naturali differenze delle comunità biologiche. Significativi cambiamenti nelle metodologie sono stati avviati sin da quegli anni.

A questo primo seminario tecnico ne sono seguiti altri due organizzati dall'Unione Europea (WOODIWISS 1978, GHETTI 1979, GHETTI e BONAZZI, 1980). Nel 1980 Woodiwiss (WOODIWISS, 1980) in un seminario tecnico di sintesi ha suggerito l'opportunità che nell'espressione dei giudizi si faccia riferimento a classi di qualità, corrispondenti a precisi intervalli fra le scale; in particolare, riferendosi ai risultati dell'esperienza italiana, ha proposto cinque classi di qualità tarate su cinque indici biologici (GHETTI e BONAZZI, 1981).

Nell'ambito del corso di formazione "Use of Biotic Index to evaluate the quality of freshwater streams: a comparison among four different european methods (IBE, BBI, BMWP', RIVPACS)", tenutosi a Trento nel giugno del 1998, sono

Tab. I. Elementi di qualità raccomandati per i fiumi (x) o quando è richiesto un ulteriore sviluppo di indicatori operativi (x*) (WRC, 1996 modif.)

Elementi di qualità	Fiumi piccoli	Fiumi medi	Fiumi grandi
Ossigeno disciolto			x
Comunità di invertebrati benthos	x	x	x
Comunità di piante acquatiche phytoplankton alghe bentoniche macrofite	x	x	x
Popolazioni ittiche	x	x	x
Struttura dei sedimenti e qualità	x*	x*	x*
Zone riparie caratteristiche geomorfologiche vegetazione riparia	x	x	x
Portata	x	x	x

stati evidenziati alcuni elementi comuni ed alcune differenze tra i quattro indici biologici. Il corso ha dato la possibilità di confronto diretto tra gli autori dei metodi e gli utilizzatori, a livello sia teorico che pratico.

I metodi sono riportati in dettaglio in questo stesso volume.

Il principio ispiratore di tutti e quattro i metodi usati in alcuni paesi dell'Unione Europea è stato l'utilizzo della comunità dei macroinvertebrati bentonici, come indicatori, e la traduzione dei risultati in classi di qualità biologica, cartografabili.

I metodi di campionamento del materiale bentonico, sostanzialmente omogenei, si differenziano in alcuni dettagli, i principali dei quali sono riassunti nella tabella II. Ad esempio l'IBE prevede il campionamento con retino immanicato a luce quadrata di dimensioni e maglie standard e l'identificazione sul campo dei macroinvertebrati per permettere la conferma degli organismi di drift (GHETTI 1995, 1997), il BBI usa il retino a luce semicircolare ed altri strumenti idonei e prevede l'analisi del materiale in laboratorio (DE PAUW e VANHOOREN, 1983), mentre il BMWP['] prevede l'uso del retino e di altri strumenti a disposizione (ALBA-TERCEDOR e SÁNCHEZ-ORTEGA, 1988).

La comparazione dei risultati

ottenuti con i tre indici sopra riportati rileva che le tarature per gli ecotipi di riferimento, strettamente collegate al paese d'origine del metodo, ne consentono solo parzialmente l'utilizzo per altre biotipologie, con sottostime o sovrastime di qualità biologica dei corsi d'acqua studiati.

Un discorso separato è necessario per il RIVPACS['] poiché è un sistema predittivo applicabile ai corsi d'acqua usando la classificazione degli habitat. Il RIVPACS (The River InVertebrate Prediction And Classification System) è stato sviluppato nel Regno Unito per la valutazione del popolamento della comunità di macroinvertebrati per la gestione della qualità delle acque (WRIGHT *et al.*, 1993). Il sistema si basa su un database di circa 700 siti non inquinati distribuiti nel Regno Unito, raggruppati in 35 associazioni sulla base della composizione della comunità di macroinvertebrati. La caratterizzazione fisico-chimica e delle variabili geografiche (latitudine, longitudine, distanza dalla sorgente, composizione del substrato e velocità della corrente) ha consentito di individuare le combinazioni di variabili ambientali caratteristiche di ciascuna associazione macrobentonica. Nel monitoraggio routinario è quindi possibile confrontare la composizione

della comunità osservata (normalmente riassunta in indici biotici) con quella attesa per la specifica tipologia ambientale.

Nei paesi europei sono molti gli indici biologici, impiegati a diversa scala, che utilizzano i macroinvertebrati come indicatori di qualità delle acque. (COMMISSION OF THE EUROPEAN COMMUNITIES, 1992; METCALFE, 1989; WRC, 1996)

Nella tabella III sono riportati la nazione, il metodo ed il livello di utilizzo sul territorio negli stati membri.

Una comparazione tra otto indici biotici, cinque dei quali ampiamente utilizzati o standardizzati dai differenti stati membri, è stata effettuata in 292 siti in Germania (FRIEDRICH *et al.*, 1995). Una comparazione con tre metodi (BMWP, UK; Indice Biologique Globale, Francia; Saprobien System, Germania) è stata svolta in 55 siti nel Regno Unito (WRC, 1996). La similarità di cinque metodi (Saprobien System, BMWP modificato, BMWP UK, Trent Biotic Index e Vernaux-Tuffery Index) è stata confrontata in 108 stazioni del fiume Tajio in Spagna (GARCIA & VELASCO, 1993). Recentemente in 50 siti di fiumi italiani con diverse tipologie sono stati saggiati, anche con repliche stagionali, tre indici biotici (BMWP spagnolo, BBI belga e IBE italiano), comparando i diversi valori ottenuti sia per le varie tipologie studiate sia per le diverse stagioni (MANCINI *et al.*, 1998).

Un aspetto importante dell'applicazione degli indici sul territorio è il recepimento a livello normativo del principio che i metodi biologici devono costituire parte integrante del monitoraggio di qualità dei corsi d'acqua. In Italia con Decreto legislativo del 25 gennaio 1992, n. 130 (ITALIA, 1992) -in at-

Tab. II. Alcuni elementi comuni e differenze tra i metodi IBE, BBI e BMWP[']

Metodo	IBE	BBI	BMWP [']
Score	0 - 12 (14)	0 - 10	<15 - >150
Classi di qualità	5	5	5
Classi intermedie	si		si
Primo gruppo indicatore	Plecotteri	Plecotteri	Diverse Famiglie: (Plecotteri, Ditteri, Eferotteri, Tricotteri)
Strumento di campion.	Retino	Retino o substrati artificiali	Retino, pinzette, altro

tuazione della direttiva 78/659/CEE sulla qualità delle acque dolci che richiedono protezione e miglioramento per essere idonee alla vita dei pesci (CEE, 1978)- viene inserito, per la prima volta in una normativa, un indice biologico, L'Indice Biotico Esteso (IBE), con la possibilità della sua applicazione a sca-

la nazionale. In tabella IV è riportato l'inserimento del parametro Indici Biotici nel recepimento della Direttiva 78/659/CEE nei Paesi dell'unione Europea (COMMISSIONE EUROPEA, 1995).

Con la proposta, allo studio presso la competente commissione ministeriale, di un decreto legislati-

vo in materia di tutela delle acque, viene inserito tra i parametri di base l'I.B.E. e s'individuano altri indicatori ed indici biologici da sviluppare e mettere a punto per la valutazione ecologica dei corpi idrici.

La tendenza dell'Unione Europea sembra essere quella di dare

Tabella III. Indici biotici maggiormente utilizzati nei paesi europei (COMMISSION OF THE EUROPEAN COMMUNITIES, 1992, modif.; WRC, 1996, modif.) B = Biotico; S = Saprobico

Nazione	Metodo	B/S	Comunità	Livello di utilizzo sul territorio
Austria	Saprobic	B/S	macroinvertebrati	nazionale
Belgio	Belgium Biotic Index (BBI)	B	macroinvertebrati	nazionale
Danimarca	Danish Fauna Index	B	macroinvertebrati	nazionale
Finlandia	diversi indici, ad es. BMWP	B	macroinvertebrati	nazionale
Francia	Global Biologic Index (IBG)	B	macroinvertebrati	nazionale
Germania	BEOL/Saprobic	S	macroinvertebrati	nazionale
Grecia	-	-	-	-
Irlanda	Quality Rating System	B	macroinvertebrati	nazionale
Islanda	-	-	-	-
Italia	Indice Biotico Esteso (IBE)	B	macroinvertebrati	nazionale
Lussemburgo	Biotic Index	B	macroinvertebrati	nazionale
Norvegia	No Index	-	macroinvertebrati	nazionale
Olanda	Quality Index K135	B	macroinvertebrati	nazionale
Portogallo	Belgium Biotic Index (BBI)	B	macroinvertebrati	
Spagna	Biological Monitoring Working Party nazionale Spagnolo modif. (BMWP)	B	macroinvertebrati	nazionale
Svezia	No Index	-	macroinvertebrati	region./nazion.
U K	Biological Monitoring Working Party (BMWP/ASPT)	B	macroinvertebrati	nazionale

Tab. IV. Inserimento del parametro Indici Biotici nel recepimento della Direttiva n. 78/659/CEE "sulla qualità delle acque dolci che richiedono protezione per essere idonee alla vita dei pesci" nei paesi dell'Unione Europea (COMMISSIONE EUROPEA, 1995 modif.)

GS= Valori guida per i salmonidi; IS= Valori Imperativi per i salmonidi; GC= Valori guida per i ciprinidi; IC=valori guida per i ciprinidi.

Parametro	Valori	Italia	Belgio	Danim.	Germ.	Grecia	Spagna	Francia	Irl.	Lux.	Ol.	Portog.	UK
Indici Biotici	G S	Indice Biotico Esteso		Indice Saprobico	Indice Saprobico			Variatz. d'Indice Biotico rispetto alla norma: 0					
Indici Biotici	I S	Indice Biotico Esteso		I e II	con 7 livelli			Variatz. d'Indice Biotico rispetto alla norma: ≤ 1					
Indici Biotici	G C	Indice Biotico Esteso		Indice Saprobico	Indice Saprobico			Variatz. d'Indice Biotico rispetto alla norma: 0					
Indici Biotici	I C	Indice Biotico Esteso		Indice Saprobico	Indice Saprobico			Variatz. d'Indice Biotico rispetto alla norma: ≤ 1					

sempre maggiore spazio a metodi che complessive, che mirano a valutare l'ambiente nella sua globalità. Infatti nei documenti preparato-

ri della direttiva dell'unione europea sulla qualità "ecologica" delle acque è auspicato l'utilizzo di metodiche e di organismi indicatori ai

vari livelli della catena trofica (alghie, macrofite, macroinvertebrati e pesci) (EUROPEAN UNION, 1998).

BIBLIOGRAFIA

- ALBA-TERCEDOR, J. and SÁNCHEZ-ORTEGA, A. 1988. Un metodo rapido y simple para evaluar le calidad biologicas de las aguas corrientes basado en el de Hellowell (1978). *Limnetica* 4: 51-56.
- CEE, 1978. Direttiva n. 78/ 659/CEE del Consiglio del 18 luglio, 1978. Direttiva sulla qualità delle acque dolci che richiedono protezione o miglioramento per essere idonee alla vita dei pesci. *G.U. della CEE* n. L 222 del 14 agosto 1978.
- COMMISSION OF THE EUROPEAN COMMUNITIES, 1992. *River water quality. Ecological Assessment and control*. P.J. Newmon, M.A. Piavoux and R.A. Sweeting (eds.) ISBN 92-826-2929-5 EUR 14606 EN-FR
- COMMISSIONE EUROPEA, 1995. *Qualità delle acque dolci per i pesci e delle acque destinate alla molluschicoltura. Relazione di sintesi sull'applicazione delle direttive 78/659/CEE e 79/923/CEE*. EUR 14118, pp.69
- DE PAUW, N. and VANHOOREN, G. 1983. Method for biological quality assessment of watercourses in Belgium. *Hydrobiologia*, 100: 153-168.
- EUROPEAN UNION, 1998. *Amended proposal for Council Directive establishing a framework for Community action in the field of water policy*. DG I, 9265/98 ADD 1 - ENV258 PRO-COOP 91.
- FRIEDRICH G., CORING E. and KUCHENHOFF B., 1995. *Vergleich verschiedner europaischer Untersuchungs- and Bewertungsmethoden fur Fließgewasser*. Materialien n. 18. Landessumweltamt Nordrhein-Westfalen.
- GARCIA J.A., and VELASCO M.T., 1993. *Evaluacion de al calidad del agua en la cuenca del Río Tajo mediante la aplicacion de metods biologicos*. Actas VI. Congreso Espanol de Limnologia.
- GHETTI P.F., 1979. *3rd Technical Seminar. Biological Water Assessment Methods*. Parma, 1979. Vol. 1. Commission of the European Communities.
- GHETTI, P.F. 1995. *Indice Biotico Esteso (I.B.E.)*. Notiziario dei Metodi Analitici, IRSA (CNR), ISSN: 0333392-1425: 1-24.
- 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 Aut. di Trento, Agenzia Provinciale per la Protezione dell'Ambiente, Trento.
- GHETTI, P.F. e BONAZZI, G. 1980. *3rd Technical Seminar. Biological Water Assessment Methods*. Parma, October 1978. Final Report. Vol. 2. Commission of the European Communities.
- GHETTI, P.F. e BONAZZI, G. 1981. *I macroinvertebrati nella sorveglianza ecologica dei corsi d'acqua*. Consiglio Nazionale delle Ricerche AQ/1/127 pp. 169.
- ITALIA, 1992. Decreto legislativo, 25 gennaio 1992, n. 130. Attuazione della direttiva 78/659/CEE sulla qualità delle acque dolci che richiedono protezione e miglioramento per essere idonee alla vita dei pesci. *Gazzetta Ufficiale*, 41: 5-16.
- MANCINI L., TANCIONI L., BERNABEI S., JACOMINI C., 1998. Evaluation of biological quality of lotic ecosystems in Central-Southern Italy: different biotic indices compared. In preparazione.
- METCALFE J.L., 1989. Biological water quality assessment of running water based on macroinvertebrated communities: history and present status in Europe. *Environm. Poll.*, 60: 101-139.
- TITTIZER T., 1975. *Proceedings of the european Scientific Colloquium*, Luxembourg. 401-464.
- TITTIZER, T.G. 1976. *Comparative study of biological-ecological water assessment methods. Practical demonstration of the River Main (2-6 June, 1975). Summary Report. Comparisons of biological-ecological procedures for assessment of water quality*. In Amavis, R., Smeets, I. (Eds.)
- WOODWISS F.S., 1978. *Comparative study of biological-ecological water quality assessment methods. Second Practical demonstration. Summary Report Commission of the European Community*.
- WOODWISS, F.S. 1980. *Biological monitoring of surface water quality. Summary Report*. Commission of the European Communities. ENV/787/80-EN., pp. 45.
- WRC- European Commission DGXI, 1996. *The harmonised monitoring and classification of ecological quality of surface waters in the European Union. Final Report*. WRC Ref. CO4150.
- WRIGHT, J.F., FURSE, M.T. and ARMITAGE, P.D., 1993. RIVPACS - a techniques for evaluating the biological quality of rivers in the UK. *European Water Pollution Control*, 3 (4): 15-25