

# ABSTRACTS

- 1** The development of toxicity tests for freshwater pollutants and their validation in stream and pond mesocosms
- 2** The use of biomarkers to measure the interactive effects of chemicals
- 3** Microbiotesting: an expanding field in aquatic toxicology
- 4** Aquatic toxicity testing of sparingly soluble, volatile and unstable substances and interpretation and use of data
- 5** Age as a factor influencing results in the acute daphnid test with *Daphnia magna* Straus
- 6** Toxicity of ozone to fish larvae and *Daphnia magna*
- 7** Toxicity effects of  $\gamma$ -irradiated wastewater effluents
- 8** Impact assessment of a wastewater treatment plant effluent using instream invertebrates and the *Ceriodaphnia dubia* chronic toxicity test
- 9** Nitrogen retention in river corridors: European perspective
- 10** Rehabilitation of aquatic habitats in warmwater streams damaged by channel incision in Mississippi
- 11** Stability and resilience in benthic macroinvertebrate assemblages. Impact of physical disturbance over twenty-five years.
- 12** Relationships between metals and hyporheic invertebrate community structure in a river recovering from metals contamination

PASCOE D., WENZEL A., JANSSEN C., GIRLING A.E., JÜTTNER, FLIEDNER A., BLOCKWELL S.J., MAUND S.J., TAYLOR E.J., DIEDRICH M., PERSOONE G., VERHELST P., STEPHENSON R.R., CROSSLAND N.O., MITCHELL G.C., PEARSON N., TATTERSFIELD L., LAY J.-P., PEITHER A., NEUMEIER B., VELLETTI A.-R., 2000.

**The development of toxicity tests for freshwater pollutants and their validation in stream and pond mesocosms**

*Water Research*, 34: 2323-2329.

Il numero e la varietà di specie di acqua dolce e di procedure di saggio correntemente raccomandati dalle direttive europee per la valutazione del rischio da inquinanti negli ecosistemi acquatici sono abbastanza limitati. Lo scopo dei tre programmi consecutivi sostenuti dalla Commissione Europea, e presentati nell'articolo, è quello di modificare o sviluppare nuovi metodi di laboratorio che potrebbero essere utilizzati per valutare la tossicità su specie acquatiche e che potrebbero dimostrarsi adatti ad essere inclusi nell'attuale "schema di notificazione" per le nuove sostanze.

Una fase essenziale di ciascun progetto è stato il processo di validazione, in cui i risultati dei saggi di laboratorio venivano confrontati con i valori ottenuti in campo utilizzando le risposte strutturali e funzionali delle comunità biologiche. I saggi di laboratorio sono stati sviluppati dal Fraunhofer-Institut für Umweltchemie und Ökoto-

xikologie (FhG) Potsdam-Rehbrücke con alghe, protozoi e varie preparazioni cellulari/subcellulari *in vitro*; dalla State University of Ghent con invertebrati planctonici, e dalla Cardiff University con invertebrati bentonici. I saggi di laboratorio comprendevano procedure *in vitro*, saggi convenzionali su singole specie, semplici sistemi multi-specie e microcosmi. La validazione in campo è stata effettuata dalla Shell Research Sittingbourne utilizzando corsi d'acqua artificiali, dalla FhG Schmalleberg e dalla GSF-Forschungszentrum für Umwelt und Gesundheit di Monaco utilizzando stagni artificiali, ed ha previsto l'analisi delle risposte delle singole specie e le risposte strutturali e funzionali delle comunità presenti. Le stesse sostanze di riferimento (lindano, rame, 3,4-dicloroanilina e atrazina) sono state utilizzate da tutti i laboratori.

Il confronto tra la massima tossicità riscontrata per ciascuna

sostanza utilizzando i saggi di laboratorio e quella osservata tramite le simulazioni di campo ha dimostrato che per lindano, rame ed atrazina -a concentrazioni al di sotto di quelle individuate dai saggi di tossicità in laboratorio- non sono evidenziabili effetti avversi, né per i singoli organismi, né per le caratteristiche strutturali e funzionali delle comunità o degli ecosistemi. Nel caso della dicloroanilina, invece, sono stati registrati effetti sulla dinamica di popolazione di una specie nel mesocosmo-stagno a concentrazioni 16 volte inferiori a quelle ricavate in laboratorio.

Gli autori concludono che i saggi di laboratorio con un numero selezionato di specie-test, che sono relativamente semplici e poco costosi, opportunamente pianificati, sono in genere idonei, con piccoli fattori di correzione, a prevedere il rischio per gli ecosistemi acquatici dovuto alle sostanze chimiche inquinanti.

Pietro Genoni

WALKER C.H., 1998.

**The use of biomarkers to measure the interactive effects of chemicals**

*Ecotoxicology and Environmental Safety*, 40: 65-70.

L'impiego di *biomarker* che forniscono misure degli effetti tossici delle sostanze chimiche su organismi-chiave riveste un particolare interesse in ecotossicologia e nelle valutazioni del rischio ambientale.

Le risposte dei *biomarker*

sono, in generale, di due tipi: alcune misurano solo l'esposizione ad un inquinante, mentre altre misurano sia l'esposizione che l'effetto tossico. Queste ultime sono particolarmente valide poiché possono fornire una stima del danno cau-

sato da una sostanza chimica. In quest'ultimo gruppo prevalgono i saggi che misurano le interazioni molecolari responsabili della tossicità. Essi rappresentano il primo evento nella sequenza temporale dei cambiamenti che stanno alla

base della tossicità e determinano disturbi a livello cellulare e dell'intero organismo.

I *biomarker* che misurano le modificazioni a livello tossicocinetico (es. induzione o inibizione di enzimi che metabolizzano gli xenobiotici) possono monitorare gli eventi che precedono l'interazione di una sostanza chimica con il suo sito d'azione. Essi possono dare una indicazione precoce d'esposizione, ma possono non essere chiaramente correlati alle manifestazioni tossiche successive. Al contrario, i saggi che misurano il grado con cui una molecola tossica interagisce con il suo sito d'azione (es. l'inibizione dell'attività dell'acetilcolinesterasi cerebrale) possono essere correlati alla manifestazione della tossicità stessa. Essi sono partico-

larmente validi nel rilevare e quantificare la tossicità nei casi in cui gli organismi sono esposti a miscele di sostanze e nell'individuare i casi di potenziamento degli effetti tossici. L'autore riporta diversi esempi applicativi.

Negli uccelli, l'inibizione dell'attività dell'acetilcolinesterasi cerebrale può fornire un indice di potenziamento degli insetticidi organofosforici e carbammati da parte di altri pesticidi. Anche l'inibizione della butirrilcolinesterasi del siero è molto utile quale saggio non distruttivo e non è semplicemente correlato alla inibizione dell'acetilcolinesterasi cerebrale.

I saggi di danno al DNA possono indicare dove si verifica un incremento nell'attivazione di sostanze cancerogene e mutagene (es.

idrocarburi policiclici aromatici) dovuto all'induzione del sistema del citocromo P<sub>450</sub>.

I saggi che misurano i livelli di retinolo (vitamina A) e di tirosina nel sangue possono individuare l'antagonismo della tirosina da parte dei metaboliti del 3,3,4,4-tetraclorobifenile.

Le misure dei livelli plasmatici delle proteine per la coagulazione possono dare un'indicazione degli effetti delle miscele di rodenticidi anticoagulanti sul ciclo della vitamina K.

Questo tipo d'approccio può essere utilizzato sia in laboratorio sia in campo e può rappresentare un importante contributo nei processi di valutazione del rischio per miscele di sostanze chimiche immesse nell'ambiente.

Pietro Genoni

BLAISE C., 1998.

**Microbiotesting: an expanding field in aquatic toxicology**

*Ecotoxicology and Environmental Safety*, 40: 115-119.

In termini di sviluppo analitico ed applicativo, l'evoluzione del-

la tossicologia acquatica in questo secolo può essere schematicamente

descritta nel seguente modo.

Periodo	Titolo	Eventi
Anni '50 e precedenti	"Periodo buio" o "dei dinosauri"	Compaiono i problemi ecotossicologici legati alla rivoluzione industriale. A causa dell'ignoranza scientifica, prevalgono l'immobilità ed il caos.
Anni '60	"L'inizio del progresso culturale" o "Periodo dei test con i pesci"	Il saggio con i pesci, in particolare, conferma l'esistenza di danni per la vita acquatica provocati dagli scarichi industriali e dagli xenobiotici.
Anni '70	"Periodo delle regole"	Grazie, almeno in parte, ai dati ed alle conoscenze accumulate durante gli anni '60, molti paesi industrializzati creano gli enti deputati al controllo dell'ambiente. Viene posta enfasi sulla "messa al bando dei grossi danni all'ambiente".
Anni '80	"Periodo dell'ecotossicologia"	Decennio di "pensiero olistico" in cui vengono utilizzate le strategie biologiche/chimiche integrate e gli schemi di valutazione di rischio. Vengono sviluppati test su più livelli trofici per evidenziare i danni insidiosi (cronici) all'ambiente.
Anni '90	"Periodo del <i>microbiotesting</i> "	Marcato incremento dello sviluppo e dell'applicazione di test di tossicità acquatica a piccola scala e costi contenuti. Grazie alle loro caratteristiche vantaggiose (es. miniaturizzazione, automazione, robotizzazione), costituiscono utili strumenti per monitorare e migliorare la qualità dell'ambiente.

L'autore afferma che la tossicologia acquatica su microscala rappresenta un campo dell'ecotossicologia in rapida espansione, che coinvolge numerose tecniche bioanalitiche sviluppate ed applicate a

vari livelli di organizzazione biologica. Sono richiamati alcuni dei principali lavori che aprirono la strada al crescente impiego dei *microbiotest* negli ultimi decenni.

È da attendersi che il campo

dei saggi su piccola scala continui a crescere in futuro e possa portare un contributo significativo di potenza diagnostica ai programmi ambientali che fanno uso degli strumenti ecotossicologici.

Pietro Genoni

RUFLI H., FISK P.R., GIRLING A.E., KING J.M.H., LANGE R., LEJEUNE X., STELTER N., STEVENS C., SUTEAU P., TAPP J., THUS J., VERSTEEG D.J., NIESSEN H.J., 1998.

**Aquatic toxicity testing of sparingly soluble, volatile and unstable substances and interpretation and use of data**

*Ecotoxicology and Environmental Safety*, 39: 72-77.

I saggi di tossicità acquatica sono stati originariamente studiati per singoli composti solubili e stabili in acqua. Per le sostanze scarsamente solubili, non tossiche alle concentrazioni pari al limite di solubilità, il problema è se i saggi debbano essere condotti con un eccesso di sostanza insolubile. Una valutazione della letteratura scientifica riguardante la fisiologia dell'assorbimento permette di concludere che solo la frazione disciolta risulta disponibile e che la sostanza-test insolubile può introdurre artefatti che complicano l'interpretazione dei dati. Pertanto, questi saggi di tossicità dovrebbero essere condotti unicamente con concen-

trazioni fino al limite di solubilità.

I saggi con sostanze volatili, instabili o adsorbibili sono resi complicati dalla possibilità di mantenere relativamente costanti le concentrazioni d'esposizione. Per tali saggi, devono essere impiegati appropriati protocolli che includano idonei disegni sperimentali per i sistemi di dosaggio. Per la preparazione del *medium*, sono raccomandati i metodi fisici e, dove necessario, l'uso di basse concentrazioni di alcuni solventi per facilitare il trattamento e la velocità di dissoluzione. Comunque, è consigliato di non utilizzare sostanze quali i tensioattivi, anche se non tossiche.

I saggi su miscele complesse, che contengono più sostanze con bassa solubilità (es. prodotti del petrolio), possono essere condotti utilizzando un mezzo acquoso che contiene solo quella frazione di sostanza che rimane in soluzione dopo un periodo sufficiente per la separazione delle due fasi.

L'interpretazione degli effetti osservati dipende dall'appropriata preparazione del *medium*, dalla corretta misura ed espressione dei livelli d'esposizione e dalla differenziazione tra tossicità reale, dovuta agli effetti fisici indiretti della sostanza, e tossicità dovuta alle eventuali impurità presenti.

Pietro Genoni

KLEIN B., 2000.

**Age as a factor influencing results in the acute daphnid test with *Daphnia magna* Straus**  
*Water Research*, 34: 1419-1424.

Contrariamente agli assunti formulati finora, i dafnidi della specie *Daphnia magna* Straus mostrano una sensibilità alle sostanze tossiche molto variabile entro le prime 24 ore di vita. Durante

questo periodo, la maggiore sensibilità rispetto al bicromato di potassio viene raggiunta all'età di 22-24 ore; i dafnidi più giovani sono fino a quattro volte meno sensibili. Per questo motivo è im-

possibile giungere ad un risultato affidabile, con il bicromato di potassio a concentrazioni definite quale sostanza di riferimento, utilizzando gruppi di organismi aventi un'età sconosciuta. Comunque,

l'uso di controlli positivi per verificare la corretta procedura del saggio permette di confrontare la sensibilità tra i diversi individui ed è essenziale per la validazione dei risultati dei saggi.

L'intervallo di 0,6-1,7 mg/l di bicromato di potassio per la EC<sub>50</sub> a

24 ore, che la norma ISO 6341 afferma essere un criterio di validità del test, non tiene sufficientemente conto della relazione tra dose ed efficacia di questa sostanza e perciò maschera le differenze dovute all'età degli organismi-test. Di conseguenza, questo criterio non può

sostituire il controllo positivo, che non viene raccomandato nei protocolli di conduzione del saggio.

Infine, poiché la tossicità del bicromato di potassio dipende anche dal pH, dovrebbe essere definita una specifica composizione per l'acqua di diluizione da utilizzare.

Pietro Genoni

LEYNEN M., DUVIVIER L., GIRBOUX P., OLLEVIER F., 1998.

**Toxicity of ozone to fish larvae and *Daphnia magna***  
*Ecotoxicology and Environmental Safety*, 41: 176-179.

L'ozono viene utilizzato in alternativa alla clorazione nel controllo del *biofouling* nei sistemi di raffreddamento delle centrali termoelettriche. Gli autori hanno studiato il possibile impatto negativo sull'ambiente dovuto allo scarico di acque di raffreddamento contenenti ozono.

La tossicità acuta dell'ozono disciolto è stata determinata su avannotti di pesci appartenenti a tre specie [*Cyprinus carpio* (a 27°C), *Leuciscus idus* (a 27°C) e *Clarias gariepinus* (a 32°C)] e su *Daphnia magna* (a 21 e 27°C).

I risultati indicano che l'ozono è estremamente dannoso per la vita acquatica. I dafnidi sono risultati più sensibili all'ozono rispetto agli avannotti: il valore medio di LC<sub>50</sub> a 48 ore per gli avannotti è risultato pari a 35 µg/l, mentre alla concentrazione di 16-26 µg/l di ozono si verifica mortalità completa dei dafnidi già dopo 24 ore. Il NOEC a 48 ore per *D. magna* è risultato pari a 11 µg/l.

Gli autori concludono che, al fine di proteggere la vita acquatica, l'acqua di raffreddamento scaricata dovrebbe essere completa-

mente priva d'ozono disciolto o comunque questo non dovrebbe superare la concentrazione di 0,015 µg/l. Ciò si può ottenere mescolando le acque di raffreddamento trattate con una fonte di sostanza organica, che reagisce immediatamente con l'ozono libero, determinandone la scomparsa. Occorre tuttavia tenere presente che durante il processo di ozonizzazione possono formarsi altri composti, quali aldeidi e perossidi, potenzialmente tossici per la vita acquatica e l'uomo.

Pietro Genoni

THOMPSON J.E., BLATCHLEY E.R., 1999.

**Toxicity effects of  $\gamma$ -irradiated wastewater effluents**  
*Water Research*, 33: 2053-2058.

La disinfezione convenzionale delle acque di scarico viene realizzata tipicamente attraverso la clorazione, l'uso di ozono o di radiazioni ultraviolette (UV). Per ciascuno di questi sistemi, è noto che avvengono cambiamenti nella composizione delle acque disinfettate, correlati a variazioni della tossicità dell'effluente.

La tossicità di campioni di acque di scarico esposte ad un si-

stema di disinfezione alternativo, le radiazioni gamma ( $\gamma$ ), è stata studiata e confrontata con le risposte di campioni di acque di scarico civili, sia clorate (con dechlorazione successiva), sia non trattate. I campioni sono stati prelevati prima della disinfezione da sei impianti di trattamento delle acque di scarico. Ciascuno di essi è stato suddiviso in più aliquote, successivamente trattate con radiazioni  $\gamma$  o sottopo-

ste a clorazione/dechlorazione in appositi reattori. I campioni trattati e non trattati sono stati analizzati utilizzando il saggio di tossicità cronica con *Ceriodaphnia dubia*.

In tutti i casi sperimentati, il livello di disinfezione è stato sufficiente a raggiungere i limiti di qualità per i coliformi; inoltre, la disinfezione realizzata nei reattori ha fatto raggiungere tassi di abbattimento dei coliformi confrontabili

con quelli osservati negli impianti da cui i campioni provenivano. L'analisi dei risultati dei saggi ha dimostrato che il trattamento con radiazioni  $\gamma$  determina una minore tossicità in termini di sopravviven-

za e riproduzione di *C. dubia* rispetto al trattamento di clorazione/declorazione. La tossicità dei campioni irradiati decresce o resta inalterata rispetto ai campioni non trattati; i campioni sottoposti a clora-

zione/declorazione mostrano una maggior tossicità, statisticamente significativa, rispetto ai campioni non trattati o trattati con radiazioni  $\gamma$ .

Pietro Genoni

KOSMALA A., CHARVET S., ROGER M.-C., FAESSEL B., 1999.

**Impact assessment of a wastewater treatment plant effluent using instream invertebrates and the *Ceriodaphnia dubia* chronic toxicity test**

*Water Research*, 33: 266-278.

Lo scopo dello studio è stato quello di valutare l'impatto specifico dell'effluente di un impianto di depurazione sul corpo idrico recettore. Al fine di rilevare una possibile relazione causa-effetto tra lo scarico e la qualità delle acque a valle, è stata utilizzata una combinazione tra indagini di campo e saggi di tossicità in laboratorio. In aggiunta all'indagine sulla qualità biologica (Indice Biologique Global Normalisé - IBCN) e chimica del corso d'acqua a monte e a valle dello scarico, è stato valutato il ciclo biologico dei tricoteri Hydropsychidae,

utilizzati quali bioindicatori in campo. Le prove di laboratorio sono state condotte utilizzando il saggio di tossicità cronica a 7 giorni con *Ceriodaphnia dubia*. Gli studi in campo ed in laboratorio sono stati svolti contemporaneamente con cadenza quasi mensile dal marzo 1995 al febbraio 1996.

Mediante gli indici biologici si è potuto osservare, durante tutto l'anno, un degrado nella stazione a valle, rispetto alla stazione a monte dell'impianto; la tossicità cronica per *C. dubia* è stata costantemente rilevata. Gli indicatori in campo

ed in laboratorio hanno mostrato che gli effetti più gravi erano presenti durante l'estate; ciò è spiegato dalla maggiore concentrazione dell'effluente nel corso d'acqua, ma anche dal peggiore stato qualitativo dell'effluente stesso durante questo periodo. Gli effetti osservati sono dovuti al carico organico ed ai microcontaminanti presenti nelle acque di scarico. Le indagini biologiche hanno permesso di evidenziare un impatto anche a monte dello scarico, dovuto agli scaricatori di piena delle reti fognarie.

Pietro Genoni

HAYCOCK N.E., PINAY G., WALKER C., 1993.

**Nitrogen retention in river corridors: European perspective**

*Ambio*, 22 (6): 340-346.

La contaminazione da azoto delle acque superficiali e sotterranee è un problema di primaria importanza in Europa. Il controllo di tale contaminazione, dovuta essenzialmente all'apporto di acque ricche di nitrati provenienti da ecosistemi agricoli, si inserisce nel più ampio contesto del controllo dell'eutrofizzazione delle acque dolci e costiere. In questi anni è stato stimato che l'apporto di azoto di origine agricola verso le acque su-

perficiali di alcuni paesi Europei varia dal 28 all'82%. In particolare, è stato calcolato che circa il 60% dell'apporto d'azoto nel Mare del Nord dipende dall'immissione di acque superficiali contaminate. La riduzione dei carichi di azoto è un obiettivo inserito da tempo nelle normative Europee. I paesi del Mare del Nord e la Svezia, ad esempio, avevano in previsione di ridurre del 50% le perdite d'azoto nei corpi idrici superficiali a partire

dal 1995-2000.

Il controllo della contaminazione da azoto delle acque superficiali si può affrontare con due diverse strategie. La prima consiste nel controllo dell'immissione dei nitrati nell'ambiente agricolo, sia attraverso una regolamentazione dell'uso del territorio, sia con la protezione di bacini idrografici e delle aree di captazione di acquiferi. Occorre osservare che questo tipo di strategia richiede necessariamente

te molto tempo per produrre effetti apprezzabili, in quanto la contaminazione dei corpi idrici superficiali e sotterranei può protrarsi per anni a causa del lento smaltimento dei nitrati una volta accumulati nel suolo. L'altra strategia permette di limitare il carico di azoto nelle acque superficiali e consiste nell'utilizzazione dei corridoi fluviali e delle aree riparie come "sistemi tampone" che s'interpongono tra il deflusso di acque sotterranee e/o superficiali contaminate e i corsi d'acqua recettori. L'importanza degli ecosistemi ripari per il controllo della qualità dell'acqua è ampiamente documentata nella letteratura scientifica: in molti studi è stato evidenziato il ruolo sostenuto sia dalla vegetazione riparia, che assorbe i nitrati dall'acqua e dal suolo/sedimento utilizzandoli per l'accrescimento e la produzione di biomassa, sia dalla componente microbica che, in particolari condizioni di anaerobiosi, riduce i nitrati trasformandoli in azoto gassoso che si libera nell'aria. Per questo la funzionalità delle aree riparie nel rimuovere i nitrati è tanto maggiore quanto più sono efficienti ed integrati i processi di assorbimento e di trasformazione.

Nelle zone tampone i cicli vegetativi e, di conseguenza, l'assorbimento dei nitrati sono variabili nello spazio e nel tempo. Raggiungono, infatti, un massimo nel periodo estivo in coincidenza con i massimi stagionali di temperatura e di intensità luminosa e variano secondo la latitudine, per cui i massimi estivi sono più pronunciati nelle regioni meridionali. Un altro fattore che influisce sul grado d'assorbimento dei nitrati è il grado di maturità della comunità vegetale, infatti, la captazione di azoto nitrico è tanto maggiore quanto più persiste uno stato di crescita vegetativa continua che può essere otte-

nuto introducendo gruppi vegetali di specie e di età diverse e mantenendoli allo stadio giovanile mediante potatura.

L'altra prerogativa fondamentale delle zone tampone è quella di consentire i processi di denitrificazione microbica rispetto agli ecosistemi circostanti. Infatti, in queste aree -sia nei suoli sommersi all'interfaccia acqua/sedimento sia in profondità, lungo le aree occupate dagli apparati radicali- possono ritrovarsi tutte le condizioni ambientali necessarie ad attivare il metabolismo anaerobio: l'assenza di  $O_2$  e la costante disponibilità di un donatore di elettroni che si ossida (carbonio organico dei detriti vegetali) e dell'accettore di elettroni (lo ione nitrato) che si riduce. L'efficienza delle reazioni di denitrificazione è influenzata anche dalla temperatura dell'acqua, che non deve essere inferiore ai  $4^\circ C$ , dal pH, che può influire sui prodotti intermedi della riduzione ( $NO$ ,  $NO_2$ ,  $N_2O$ ), dalla fonte di carbonio, che è ottimale se il rapporto C/N è circa 25 e dall'entità del flusso idrico che deve essere sufficientemente basso da consentire condizioni di anaerobiosi ma deve tuttavia garantire un continuo apporto di nitrati per alimentare le reazioni di denitrificazione. È stato inoltre osservato che le variazioni del regime idrico, con cicli d'essiccazione e d'inondazione dei sedimenti, possono produrre un generale incremento dell'attività microbica nel sistema, inclusi i processi di denitrificazione. Il controllo del regime idrico permette di regolare il grado di saturazione e quindi lo stato d'anossia nel suolo/sedimento, non solo nei corridoi fluviali ma anche in altre zone del bacino idrografico in cui possono determinarsi condizioni favorevoli alla denitrificazione microbica.

Un aspetto importante e caratteristico delle zone tampone è

quello della continuità temporale dei processi di rimozione nel corso dell'anno, come conseguenza dell'alternanza stagionale delle attività della componente vegetale e microbica. In estate, infatti, nelle zone temperate (predominanti in Europa) si ha un massimo d'assorbimento vegetale e, se i livelli idrici si riducono, un minimo di denitrificazione. In inverno invece, l'assorbimento raggiunge un minimo a causa della dormienza vegetativa che, soprattutto nell'Europa settentrionale, può coincidere con un massimo di rilascio di nitrati nei corpi idrici, mentre i processi di denitrificazione possono comunque avere luogo in quanto, a livello dei sedimenti, possono permanere condizioni favorevoli di temperatura e di umidità. Alcuni dati della letteratura scientifica indicano, inoltre, che le zone tampone, se opportunamente gestite, possono mantenere un'efficienza di rimozione anche per molti anni. Questo obiettivo può essere ottenuto controllando la copertura vegetale, in particolare nei mesi estivi, mantenendo una elevata diversità vegetale ed evitandone il depauperamento.

Un fattore critico relativo all'utilizzazione delle zone tampone è rappresentato dalle dimensioni richieste per mantenere i processi di rimozione. L'ampiezza di tali aree è un argomento controverso per quanto riguarda il problema dell'uso del territorio; alcuni studi sperimentali, infatti, suggeriscono l'adozione di un limite in larghezza variabile tra i 10 m fino ad un massimo di 150 m. Tra i principali fattori che possono influenzare tali limiti vi sono la direzione del deflusso afferente alla zona riparia, che, nel caso di un acquifero, ha un percorso minimo quando è perpendicolare alla direzione del corso d'acqua, e il tempo di residenza dell'acqua all'interno dell'area che

dipende, a sua volta, dall'entità e dalla direzione del deflusso stesso, dal gradiente idraulico, dalla superficie piezometrica dell'acquifero e dalla permeabilità dei sedimenti. Se, ad esempio, in una zona tampone larga 10 m si ha un deflusso di 2 m/giorno, il tempo di residenza può essere anche molto maggiore dei 5 giorni prevedibili; infatti, se la direzione del deflusso è obliqua, lo spazio totale percorso dall'acqua può raggiungere i 100-150 m. L'ampiezza delle zone tampone può essere critica nei mesi estivi quando l'efficienza della captazione dei nitrati da parte della vegetazione è strettamente dipendente dal tempo di contatto con le acque di deflusso di acquiferi o di corsi d'acqua.

La dislocazione spaziale delle zone tampone all'interno dei reticoli idrografici è di particolare importanza per consentire il controllo della qualità delle acque.

Essendo comunemente riconosciuto che oltre il 90% delle acque fluviali deriva da sorgenti, si ritiene che le zone tampone debbano essere poste principalmente nelle aree sorgive in corrispondenza dei rami fluviali di piccole dimensioni (1°- 2° ordine). In questi casi le zone tampone risultano piuttosto ristrette anche se estese in lunghezza, a causa dei flussi laterali potenzialmente intensi. Occorre inoltre notare che la superficie di terreno arabile sottratta dalle zone tampone più a monte, pur essendo ampia, è comunque inferiore a quella occupata dalle zone tampone di 150 metri richieste nei tratti di fiume più grandi (5°- 8° ordine). Le zone tampone nei piccoli rami fluviali delle aree sorgive permettono di ridurre il carico di nitrati nelle acque che si riversano più a valle, mentre quelle presenti nei grossi rami fluviali permettono di limitare la contaminazione di ac-

que di ruscellamento provenienti dai territori circostanti.

È d'estrema importanza, per i Paesi europei, destinare porzioni di territorio esclusivamente alla protezione degli ambienti fluviali e dei corpi idrici superficiali in genere. Le zone tampone possono essere individuate non solo all'interno delle aree riparie ma in tutte le zone umide, lungo gli alvei abbandonati, le aree lacustri, gli stagni, i bacini idrici e i canali artificiali. Ciò non significa sottrarre un intero bacino idrografico ad eventuali usi antropici, ma soltanto quelle parti idonee al mantenimento dei processi di tamponamento. L'utilizzazione e l'incremento delle zone tampone consentono di attuare una politica sostenibile di protezione dei corpi idrici superficiali che porta inoltre all'incremento della diversità e della complessità degli ambienti fluviali.

Paola Bottoni

SHIELDS F.D. JR., KNIGHT S.S. & COOPER C.M., 1998.

**Rehabilitation of aquatic habitats in warmwater streams damaged by channel incision in Mississippi**  
*Hydrobiologia*, 382: 63-86.

L'erosione verticale degli alvei fluviali conseguente alla costruzione di bacini, alla canalizzazione dei corsi d'acqua od a semplici eventi naturali, è un'importante causa di impatto ambientale sugli ecosistemi fluviali. Si tratta, infatti, di fenomeni che tendono a ridurre la diversità ambientale, aumentano l'instabilità del sistema, abbassano l'interazione tra fiume e aree perifluviali, turbano la struttura delle comunità ittiche. Gran parte della letteratura che si occupa d'erosione dei fiumi esamina gli effetti fisici e il controllo del fenomeno.

Nell'articolo vengono esposti i risultati di uno studio condotto su corsi d'acqua erosi, allo scopo di sviluppare tecniche economicamente sostenibili per il loro recupero ambientale, da integrare a quelle tradizionali (difese spondali, briglie, soglie, piccoli invasi). Durante i 5 anni di studio sono stati controllati tratti di 1 Km in cinque corsi d'acqua del nord-ovest del Mississippi compresi in bacini imbriferi estesi da 16 a 205 Km<sup>2</sup>. In due tratti sono state introdotte strutture di pietra e vegetazione arborea per recuperare habitat de-

gradati dall'erosione e dalla canalizzazione. Gli altri tre sono stati utilizzati come tratti di riferimento: due di essi erano erosi ma non sottoposti ad alcun intervento di recupero ambientale e il terzo era solo leggermente eroso.

L'approccio per il recupero si è basato su modelli concettuali dell'evoluzione dei corsi d'acqua erosi (ICEM) e della struttura della comunità ittica in piccoli corsi d'acqua ("Schlosser's framework"): quest'ultimo modello tiene conto dell'eterogeneità degli habitat acquatici, della composizione delle spe-

cie, della densità, struttura dell'età della popolazione e ricchezza delle specie ittiche. Questi modelli indicano che gli sforzi di recupero dovrebbero concentrarsi sui tratti sovralluvionati posti a valle dei bacini incisi e che lo stato ecologico potrebbe essere migliorato inducendo la formazione ed il mantenimento di habitat stabili.

Per 5 anni, in ciascun corso d'acqua, sono state campionate le comunità ittiche e rilevate le caratteristiche dell'habitat, in primavera ed in autunno; sono state rileva-

te due volte la struttura del profilo e la sezione trasversale dell'alveo.

Nei tratti sottoposti a recupero incrementò la disponibilità di habitat e aumentò la loro similarità con il tratto solo leggermente degradato. Le comunità ittiche risposero secondo i modelli previsionali menzionati. La composizione delle specie si allontanò da quella dei piccoli colonizzatori (principalmente ciprinidi e centrarchidi) per lasciare il posto ai grandi centrarchidi, catostomidi e ictaluridi. La densità dei pesci e la ricchezza in

specie aumentarono in uno dei siti restaurati, ma rimasero stabili nell'altro, suggerendo che i siti occupassero stati iniziali e finali differenti del modello concettuale di riferimento e che le comunità ittiche derivassero da diversi popolamenti colonizzatori.

Questi esperimenti suggeriscono che nel restauro dell'ecosistema fluviale possono essere raggiunti risultati considerevoli con sforzi relativamente modesti, purché ben progettati, volti a recuperare habitat fisicamente degradati.

Laura Leone

BRADT P., URBAN M., GOODMAN N., BISSEL S., SPIEGEL I., 1999.

### **Stability and resilience in benthic macroinvertebrate assemblages.**

#### **Impact of physical disturbance over twenty-five years.**

*Hydrobiologia* 403:123-133.

Gli effetti di varie turbative sulla stabilità e resilienza delle comunità di macroinvertebrati bentonici (BMI) sono oggi oggetto di studio da parte di molti ecologi degli ambienti acquatici. Cambiamenti nella composizione delle specie di una comunità rappresentano un sensibile sistema di rilevamento dei mutamenti ambientali. Le comunità macrobentoniche si adattano bene alle variazioni fisiche stagionali ma, laddove il disturbo è rilevante ed inaspettato, si può avere perdita di alcune popolazioni.

Per studiare la stabilità e la resilienza di comunità di BMI sono necessarie analisi a lungo termine, ma la maggior parte di questi studi è condotta in ambiti temporali che non vanno oltre i tre anni, con solo pochi lavori che si estendono oltre i cinque anni. Gli studi a lungo termine sono necessari non solo per cogliere gli estremi e le variazioni dei fattori ambientali, ma an-

che per valutare la stabilità della comunità nel tempo.

Scopo degli autori. è stato lo studio della stabilità e della resilienza della comunità di BMI del Bushkill Creek -un corso d'acqua in Northampton County, PA (USA)- usando i dati quantitativi raccolti dagli anni '70 agli anni '90 nello stesso sito e con metodologia simile. È stato così possibile comparare i dati d'abbondanza, ricchezza di taxa, biomassa (peso secco), l'indice EPT (Ephemeroptera-Plecoptera-Tricoptera) e gli indici di diversità e di comparazione di comunità, e valutare come si pongono questi fattori in rapporto ai vari disturbi meteorologici.

La comunità è apparsa stabile per un ampio intervallo di stress ambientali ad eccezione degli anni 1994-1995, quando la popolazione dei Tricotteri è praticamente scomparsa. La ricchezza di taxa e l'indice EPT sono variati poco in questi

anni, rispetto a precedenti periodi di studio. Da luglio 1996 tutti i parametri (il numero dei Tricotteri, il numero totale e la ricchezza di taxa, l'indice EPT, l'indice di Bray-Curtis) sono tornati simili a quelli degli anni '70, ad eccezione della biomassa che è rimasta più bassa. L'indice di Bray-Curtis e la composizione dei taxa sono simili nel luglio 1972 e nel luglio 1996, suggerendo una sostanziale stabilità della comunità nei 25 anni di studio. I Tricotteri, *Psychomya* (Psychomyiidae) e *Leucotrichia* (Hydroptilidae), decrescono durante gli anni '90 e non tornano più ai livelli degli anni '70.

Durante l'inverno del 1994 la regione è stata colpita da temperature particolarmente rigide e da abbondanti nevicate. Queste condizioni di basse temperature, con formazione di ghiaccio aciculare e di fondo, e il successivo scioglimento del ghiaccio hanno probabilmente

stressato oltremisura la comunità, che è stata esposta a quattro esondazioni nell'inverno-primavera del 1994 ed a cinque esondazioni nell'inverno-primavera del 1996.

Il tempo di recupero della comunità sottoposta a questo insieme di disturbi è stato di 27 mesi. I

tempi di recupero precedenti per fenomeni analoghi, ma meno impattanti, erano stati significativamente più brevi (2-5 mesi). I tempi di recupero degli anni '90 (5-9 mesi) sono stati apparentemente estesi, oltre l'intervallo atteso, da molteplici turbative di tipo fisico. La co-

munità non era mai stata esposta a condizioni così estreme e questo ha prolungato i tempi di recupero, anche per fenomeni peraltro usuali. La comunità si è comunque ristabilita e sembra essere tornata ai valori di stabilità e resilienza degli anni '70.

Laura Leone

NELSON S.M. & ROLINE R.A., 1999.

### **Relationships between metals and hyporheic invertebrate community structure in a river recovering from metals contamination**

*Hydrobiologia* 397: 211-226.

L'impatto delle attività di miniera sulla qualità delle acque e sugli indici biotici acquatici è stato documentato per un ampio numero di sistemi fluviali.

Nel Colorado centrale le acque di sorgente del fiume Arkansas, originatesi dallo scioglimento della neve, passano attraverso una regione ricca di minerali con una lunga storia d'estrazione e di conseguente degrado della qualità delle acque. Un rilevante apporto di metalli alla parte alta del fiume Arkansas è rappresentato dal burrone metallifero California Gulch e dal Tunnel di Drenaggio della Miniera di Leadville, entrambi situati nelle vicinanze di Leadville, Colorado (circa 3000 m s.l.m.). Il tunnel ed i relativi diritti sull'acqua sono stati acquistati dall'U.S. Bureau of Reclamation nel 1959 per avviare un vasto progetto di risanamento delle acque; nel marzo 1992 è stato costruito un impianto di trattamento per l'abbattimento dei metalli nelle acque di drenaggio.

Nonostante l'importanza dei processi iporreici nella biologia fluviale, lo stato di salute dei sistemi lotici è spesso analizzato attraverso l'esame delle comunità bentoniche acquatiche; raramente il monito-

raggio riguarda campioni iporreici. Eppure questa zona è importante nel ciclo di vita di molti invertebrati bentonici, offrendo rifugio nel caso di piene occasionali o di sporadico inquinamento delle acque superficiali, e rappresentando una riserva d'invertebrati per la ricolonizzazione dei substrati superficiali. La zona iporreica poco profonda gioca un ruolo critico anche nella regolazione del flusso dei metalli tra la superficie e l'ambiente di fondo.

Gli autori si sono posti l'obiettivo di indagare sulla struttura delle comunità iporreiche in un fiume contaminato da metalli. Tra il 1992 ed il 1997 sono stati prelevati campioni di acqua e sono state effettuate raccolte stagionali di macroinvertebrati iporreici a monte ed a valle della confluenza di un'immissione inquinata da metalli e, ancora più a valle, dopo l'ingresso nel fiume di un affluente storicamente pulito.

È stata così esaminata la relazione tra i macroinvertebrati iporreici e le concentrazioni dei metalli. Sono inoltre stati esplorati altri fattori, quali la corrente, la dimensione del substrato, il carico idraulico dell'immissione ed altri costi-

tuenti chimici. È stato anche studiato il modello della distribuzione verticale di taxa selezionati, per determinare se la fauna raccolta nella zona iporreica differiva da quella raccolta sui substrati superficiali.

Le concentrazioni dei metalli nella zona iporreica erano più alte che quelle trovate nelle acque superficiali, e -per alcuni anni dopo l'inizio del trattamento delle acque- continuarono a mantenersi alte anche durante le piogge primaverili. L'analisi di corrispondenza e l'aumentata ricchezza dei taxa d'invertebrati suggeriscono che i macroinvertebrati iporreici si sono ripresi nei siti precedentemente impattati. Anche differenze nel substrato tra i siti e l'elevata velocità di corrente nel 1995 sembrano aver influenzato la comunità iporreica. L'elevata diversità, l'abbondanza e l'unicità dei taxa iporreici rispetto a quelli rinvenuti sulla superficie, e l'alta concentrazione di metalli trovati negli strati poco profondi della zona iporreica suggeriscono che lo studio di questa zona fornisce un prezioso contributo per la valutazione dei processi di recupero dei fiumi inquinati.

Laura Leone