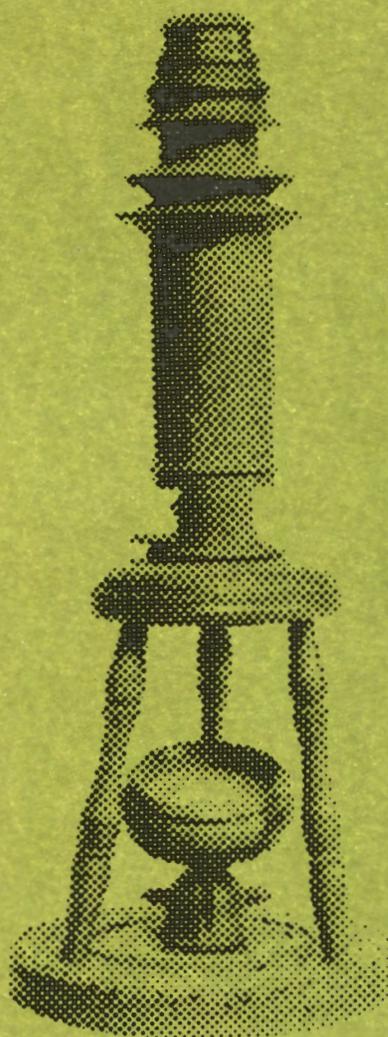


biologia ambientale

3-4

maggio
agosto
1992

BOLLETTINO C.I.S.B.A. anno VI n. 26



SOMMARIO

EDITORIALE	3
BIORESTORATION	5
I trattamenti biologici in sito nel disinquinamento degli acquiferi e nella bonifica delle aree contaminate di G.P. Beretta	
IGIENE AMBIENTALE	15
Impatto ambientale e sanitario di due insetticidi comunemente impiegati nella lotta contro le larve di zanzara: temephos e <i>Bacillus thuringiensis</i> var. <i>israelensis</i> di G. Celli e R. Bellini	
L'INTERVISTA	36
Il suolo, questo grande sconosciuto Intervista a M.G. Paoletti a cura di P. Casarini	
ABSTRACTS	39
SEGNALAZIONI	50
NOTIZIE	52
Dall'Assemblea Straordinaria, dall'Assemblea dei Soci Collaboratori, dall'Assemblea Generale, dal Consiglio	
APPUNTAMENTI	55



biologia ambientale

Bollettino C.I.S.B.A. n. 3-4/1992

direttore responsabile
Paolo Carta

REDAZIONE

Rossella Azzoni responsabile di redazione
Giuseppe Sansoni responsabile grafico
Roberto Spaggiari responsabile di segreteria

Hanno collaborato a questo numero:

Romeo Bellini
Giovanni Pietro Beretta
Bruno Borghini
Patrizia Casarini
Giorgio Celli
Maurizio Cocchi
Silvana Galiano
Saverio C. Giaquinta
Mirka Galli
Bruno Maiolini
Fernanda Moroni
M.G. Paoletti
Paolo Turin

Numero chiuso in redazione il 23/6/1992

Il C.I.S.B.A. - Centro Italiano Studi di Biologia Ambientale - si propone di:

- divenire un punto di riferimento nazionale per la formazione e l'informazione sui temi di biologia ambientale, fornendo agli operatori pubblici uno strumento di documentazione, di aggiornamento e di collegamento con interlocutori qualificati
- favorire il collegamento fra il mondo della ricerca e quello applicativo, promuovendo i rapporti tecnico-scientifici con i Ministeri, il CNR, l'Università ed altri organismi pubblici e privati interessati allo studio ed alla gestione dell'ambiente
- orientare le linee di ricerca degli Istituti Scientifici del Paese e la didattica universitaria, facendo della biologia ambientale un tema di interesse nazionale
- favorire il recepimento dei principi e dei metodi della sorveglianza ecologica nelle normative regionali e nazionale concernenti la tutela ambientale.

Per iscriversi al C.I.S.B.A. o per informazioni scrivere al *Centro Italiano Studi di Biologia Ambientale, c/o Dipartimento della Prevenzione USL n° 9, via Amendola 2, C.P. San Maurizio - 42100 Reggio Emilia* o telefonare al Segretario: *Roberto Spaggiari: 0522/295460; fax: 0522/295446*

Quote annuali di iscrizione al Centro Italiano Studi di Biologia Ambientale: socio ordinario: £ 70.000; socio collaboratore £ 50.000; socio sostenitore £ 600.000.

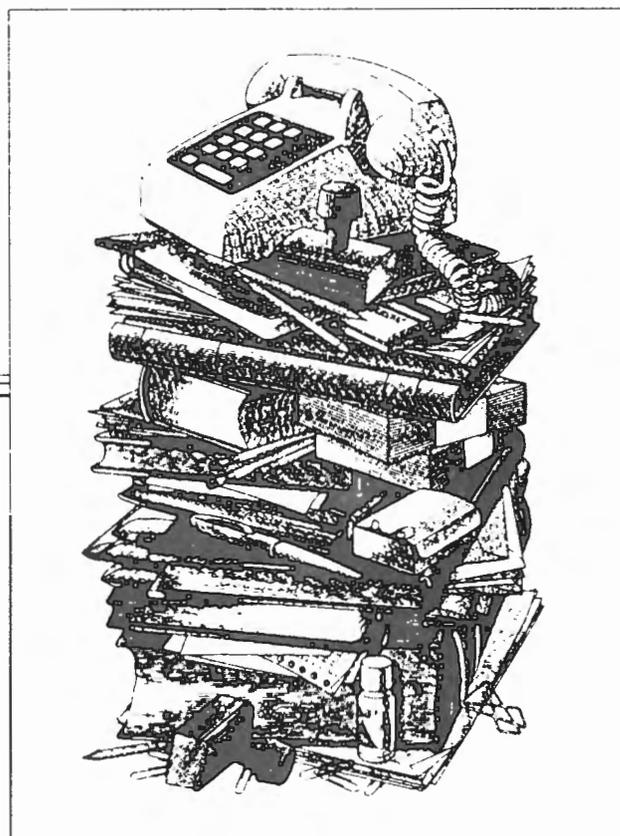
I soci ricevono il bollettino *Biologia Ambientale* e vengono tempestivamente informati sui corsi di formazione e sulle altre iniziative del C.I.S.B.A.

Gli articoli originali e altri contributi vanno inviati alla Redazione:
Rossella Azzoni Gastaldi, via Cola di Rienzo, 26 - 20144 Milano.

I dattiloscritti, compreso il materiale illustrativo, saranno sottoposti a referee per l'approvazione e non verranno restituiti, salvo specifica richiesta dell'Autore all'atto dell'invio del materiale.

Le opinioni espresse dagli Autori negli articoli firmati non rispecchiano necessariamente le posizioni del C.I.S.B.A.

EDITORIALE



molto, e sempre più numerosi, nemici della legalità si possono suddividere in varie categorie.

Ci sono i nemici d'assalto, che ogni giorno la aggrediscono apertamente nei modi più disparati, in tutti i settori della vita sociale.

E ci sono i nemici occulti, torbidi artefici di quei troppi tragici misteri italiani, fin qui mai smascherati.

Ma ci sono anche i nemici ignoti della legalità: di questi - benchè tutt'altro che occulti - neppure si parla, quasi non esistessero o comunque non avessero importanza.

Grave, invece, è l'incidenza che anch'essi esplicano proprio a causa del loro non apparire come tali, presentandosi - invece - dalla parte della legalità.

I nemici ignoti della legalità possono essere ricondotti tutti sotto un'unica etichetta: la mentalità burocratica svogliata e

approssimativa che avvolge il Paese e che ne è quasi diventata un connotato di vita.

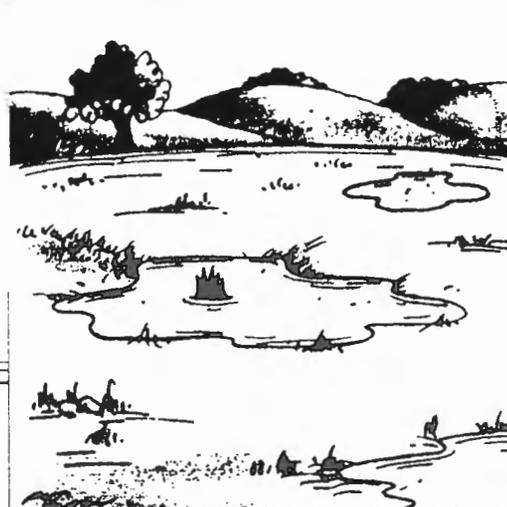
L'idea di "burocrazia" che tradizionalmente viene alla mente è quella che nel campo della pubblica amministrazione coinvolge gli uffici chiamati ad eseguire, trascrivere e trasmettere atti e fascicoli in continuazione. Ma, partendo da questo ambito di ordine -per così dire- minore, l'idea ha pervaso anche i livelli più alti.

Ed infatti, non passa giorno senza che un'attenta lettura di quanto avviene in sede parlamentare o governativa riveli l'aprirsi di sempre nuove crepe nell'edificio.

Purtroppo, questi sono temi che causano ormai da tempo profonde delusioni.

L'esprimere ed il riesprimere valutazioni a proposito dei nemici della legalità si trasforma in motivo di disagio: il disagio di riprendere il filo di un discorso che -confrontato con quelli già fatti- mostra, più che un calo di risultati positivi, una crescita delle note negative.

BIORESTORATION



I TRATTAMENTI BIOLOGICI IN SITO NEL DISINQUINAMENTO DEGLI ACQUIFERI E NELLA BONIFICA DELLE AREE CONTAMINATE

Giovanni Pietro Beretta*

PREMESSA

L'estensione raggiunta dalla contaminazione delle acque sotterranee ha coinvolto numerose zone, determinando problemi di approvvigionamento idropotabile.

Numerosi sono i composti ritrovati nelle acque sotterranee: dai metalli pesanti ai solventi organoclorurati, ai fitofarmaci, ai nitrati, per limitarsi ai più frequenti. Secondo una recente indagine dell'I.R.S.A.-C.N.R. in 267 siti campione le origini dell'inquinamento erano così distribuite: 30% industriale, 24,7% civile, 18,7% agricola, 15,7% zootecnica, 9% discariche e 1,9% sovrasfruttamento della falda (CICIONI, GIULIANO, 1991).

Nell'ambito della tipologia degli interventi adottabili per la salvaguardia dell'ambiente e

della salute umana, ha assunto una crescente importanza l'opera di risanamento, soprattutto nelle aree dichiarate "ad elevato rischio di crisi ambientale" da parte del Ministero dell'Ambiente. Tra di esse rivestono una particolare importanza le aree industriali, soprattutto quelle dismesse in cui è stato registrato un degrado dei terreni e delle acque sotterranee dovuto alla presenza di stoccaggi e discarica di materiali vari. Per il riutilizzo di tali aree è pertanto necessario procedere al risanamento, da realizzare dopo studi ed indagini di varia complessità.

Il primo aspetto da affrontare è relativo alla bonifica, cioè alla rimozione della fonte inquinante. In generale ciò può essere effettuato mediante rimozione e/o trattamento dei terreni contaminati, nonché degli eventuali rifiuti presenti, e nella messa in discarica o nel riutilizzo dei materiali rimossi. In queste operazioni sono note le difficoltà inerenti gli elevati costi

Dipartimento di Sistemi di Trasporto e Movimentazione - Sez.
Geologia - Politecnico di Milano

di intervento e la localizzazione sul territorio di impianti in grado di trattare ed accettare il materiale rimosso.

Il secondo aspetto riguarda la necessità del disinquinamento delle acque sotterranee interessate dalla contaminazione. In questo caso bisogna prelevare le acque e depurarle prima di procedere allo scarico -secondo le norme stabilite dalla legge 319/76 e sue modificazioni- o al riutilizzo. La necessità di installazione di impianti di estrazione e di depurazione delle acque comporta, comunque, costi elevati.

Tra le varie possibilità di intervento sulla bonifica e sul disinquinamento delle acque sotterranee è risultato molto interessante, anche se tuttora poco diffuso in Italia, il trattamento biologico in sito che consiste nell'attivare le reazioni di biodegradazione presenti nel suolo e nel sottosuolo. Si tratta di utilizzare i microrganismi già presenti nel terreno capaci di degradare i composti organici, o di iniettare specie alloctone nel caso quelle autoctone non siano in grado di compiere la decontaminazione. Non si tratta dunque di un semplice trasferimento della contaminazione da una fase all'altra, ma di un effettivo miglioramento delle condizioni sanitarie ed ambientali.

Di seguito saranno considerati alcuni elementi relativi al risanamento degli acquiferi mediante il trattamento biologico in sito, con particolare riferimento agli aspetti idrogeologici, quali:

- le relazioni idrodinamiche e biochimiche di simulazione del processo;
- i metodi utilizzabili per la bonifica e il disinquinamento;
- le condizioni di fattibilità e di applicabilità degli interventi.

MODELLI DI SIMULAZIONE DEL TRATTAMENTO BIOLOGICO IN SITO

Le esperienze di trattamento biologico in sito già realizzate hanno interessato principalmente casi di contaminazione da derivati dell'industria petrolifera, nonostante che essi contengano un gran numero di additivi che possono influire sul grado di biodegradabilità; alcani,

alchil-aromatici ed aromatici sono i composti sui quali esiste il maggior numero di realizzazioni.

Già nel 1972 l'American Institute of Petroleum selezionò alcuni microrganismi, come *Arthrobacter* e *Pseudomonas*, in grado di degradare gli idrocarburi. Alcuni composti -come ad es. naftalene, 2-metilnaftalene, dibenzofurano, fluorene e fenantrene- sono metabolizzabili dai microrganismi in condizioni aerobiche (LEE, WARD, 1985), ma anche in condizioni anaerobiche è stata osservata una trasformazione per benzene, toluene, xilene e altri alchilbenzeni (WILSON, REES, 1985).

E' noto che nel sottosuolo i microrganismi possono trasformare i composti organici distribuiti sulla matrice solida dell'acquifero o contenuti nei pori. Tale fenomeno, che costituisce un aspetto importante del cosiddetto "potere autodepurante" del terreno, viene definito biodegradazione ed è interpretabile con il modello di biofilm (McCARTY et AL., 1981; RITTMANN, McCARTY, 1981).

Le basi teoriche per l'interpretazione del meccanismo di biodegradazione possono essere fornite dalle leggi di Monod per spiegare la rimozione di idrocarburi, della dispersione idrodinamica (BEAR, 1979) relativa alla mobilità degli inquinanti negli acquiferi e del fattore di ritardo (FREEZE, CHERRY, 1979) per spiegare lo scambio di microrganismi tra le matrici solida e liquida. Da tali leggi derivano le tre relazioni alla base dei modelli di simulazione del processo di biodegradazione, utilizzabili nello studio del trattamento biologico in sito:

$$R_i \frac{\delta C_i}{\delta t} = \nabla(D \nabla C_i - u C_i) - \frac{C_i C_o (C_m - K)}{(K_1 + C_i)(K_o + C_o)}$$

$$\frac{\delta C}{\delta t} = \nabla(D \nabla C_i - u C_o) - C_m K F \frac{C_i C_o}{(K_1 + C_i)(K_o + C_o)}$$

$$R_m \frac{\delta C_{ms}}{\delta t} = \nabla(D \nabla C_{ms} - u C_{ms}) + \frac{R_m C_s K Y C_i C_o}{(K_1 + C_i)(K_o + C_o)} + K_c Y C_{org} - b C_{ms}$$

in cui C_p , C_o , C_m e C_{m_0} rappresentano rispettivamente la concentrazione di idrocarburi, di ossigeno, di microrganismi e di microrganismi in sospensione; D il coefficiente di dispersione; F l'aliquota di ossigeno consumata dagli idrocarburi; K , K_1 e K_0 rispettivamente la massima aliquota di utilizzo di idrocarburi per unità di massa di microrganismi, la costante di semisaturazione degli idrocarburi e dell'ossigeno; C_{org} la concentrazione di carbonio organico del terreno; R_1 e R_m rispettivamente il fattore di ritardo per gli idrocarburi e per i microrganismi; u la velocità effettiva di filtrazione dell'acqua; t il tempo. Tutti i parametri devono essere espressi in unità di misura congruenti.

Per poter implementare tali modelli è necessario conoscere i valori assunti dai diversi parametri che compaiono nelle relazioni; le indagini da svolgere in sede di progettazione dell'intervento devono pertanto essere mirate alla loro misurazione: ciò comporta, ovviamente, uno studio interdisciplinare che coinvolge l'idrogeologia, la biologia e l'ingegneria.

METODI DI DISINQUINAMENTO BIOLOGICO DEGLI ACQUIFERI

In particolari condizioni alcuni microrganismi utilizzano come fonte di nutrimento gli inquinanti presenti nel sottosuolo, producendo dapprima sostanze organiche semplici e, alla fine del ciclo, anidride carbonica ed acqua.

La materia organica, presente con concentrazioni fino a circa il 10% nel suolo e inferiori a 0,1% nel sottosuolo, svolge un ruolo determinante nel potere autodepurante del terreno. Un suolo agricolo contiene un numero elevato di microrganismi (ad es.: nematodi 500/g, funghi 100.000/g, batteri 100.000.000/g). Alcuni di essi sono stati riconosciuti da tempo responsabili della degradazione di idrocarburi; i composti soggetti a tali trasformazioni sono riportati nella tab. 1. Per la tipologia delle reazioni di degradazione si vedano gli studi di: AA.VV., 1987; ALEXANDER, 1981; BOSSERT, BARTHA, 1984; DRAGUN, 1988.

L'attività di tali batteri (es. *Achromobacter*, *Arthrobacter*, *Bacillus*, *Micrococcus*, *Nocardia*,

Tab. 1 - Gruppi funzionali soggetti a trasformazioni da parte di microrganismi (da DRAGUN, 1988)

<i>Frammenti organici molecolari soggetti a trasformazione batterica</i>	
Alcoli	Chetoni
Aldeidi	Lattami
Aliciclici alifatici	Lattoni
Alifatici (saturi e insaturi)	Composti nitrosi
Ammidi	Nitroso-ammine
Ammine	Composti organici di:
Aromatici	Arsenico
Aromatici-eterociclici	Fosforo
Azide	Mercurio
Carbammati	Stagno
Acidi carbossilici	Zolfo
Aromatici condensati	Ossime
Ditiocarbammati	Composti quaternari dell'ammoniaca
Esteri	Solfuri
Eteri	Acidi solfonici
Glicosidi	Tioamidi
Alogenuri	Tiolocarbammati
Eterociclici	Tioli
Acidi idrossamminici	Uree
Idrossilammine	

Serratia) e funghi dipende dai seguenti fattori:

- disponibilità di una sorgente energetica, in quanto la maggior parte dei microrganismi è eterotrofa;
- pH compreso tra 6 e 8, con valori ottimali vicini a 7;
- temperatura, che deve essere superiore a quella di solidificazione dell'acqua (poiché le reazioni avvengono in fase liquida) e inferiore a 50 °C (oltre tale soglia -ad eccezione dei batteri termofili- viene inibita l'attività enzimatica);
- umidità: i microrganismi non crescono in condizioni estreme (ad es. in suolo completamente secco);
- presenza di macro e micronutrienti (N, P, K, Na, S, Ca, Mg, Fe, Mn, Zn, Cu) in opportune concentrazioni.

Trattamento di miglioramento

Agendo sui fattori sopra elencati -ad esem-

pio iniettando ossigeno o un substrato nutritivo adatto (come composti di N e P)- può essere stimolata un'attività dei microrganismi già presenti nel terreno che si rivelasse insufficiente rispetto all'elevato carico inquinante: questa metodologia è denominata "trattamento di miglioramento".

La prima applicazione di una tecnica di biodegradazione riguardava un caso di contaminazione da benzina ad Ambler, Pennsylvania, USA (RAYMOND, 1974). Il sistema, che integrava la normale estrazione dell'inquinante con pompe, prevedeva l'introduzione di ossigeno e di nutrienti nel sottosuolo (ammoniaca, solfati, fosfati di sodio).

Successivamente sono stati proposti diversi metodi sperimentali per incrementare il tenore di ossigeno nel sottosuolo, quali la tecnica del "soil venting" (estrazione d'aria dalla zona non satura contaminata, ad es. con pompa a vuoto, rimuovendo in tal modo la fase volatile degli idrocarburi) o l'uso di ossigeno puro, ozono e

acqua ossigenata, in cui si potevano raggiungere rispettivamente concentrazioni di 8-12 e 40-50 mg/l di ossigeno disciolto. Alcuni limiti di applicabilità derivavano dagli elevati costi, dal rischio di incendi connesso all'uso dell'ossigeno puro e dalla tossicità dell'acqua ossigenata a determinate concentrazioni.

In letteratura sono riportati altri numerosi casi di applicazione del metodo, che ha ormai superato la fase sperimentale. Ad esempio a Waldwick, New Jersey, USA è stato trattato con *Pseudomonas*, *Agrobacterium* e *Arthrobacterium* (rispettivamente 40%, 40% e 20%) un inquinamento da cloruro di metile, n-butil alcool, dimetilnilina e acetone, con riduzione di oltre il 90% della contaminazione.

A North Babylon, Long Island, USA, è stato trattato uno sversamento di idrocarburi al fine di rimuovere l'inquinante adsorbito dal terreno e fonte di continua cessione alle acque sotterranee (PETEREC, 1988). L'intervento (fig. 1), integrativo della tecnica di "soil venting", è

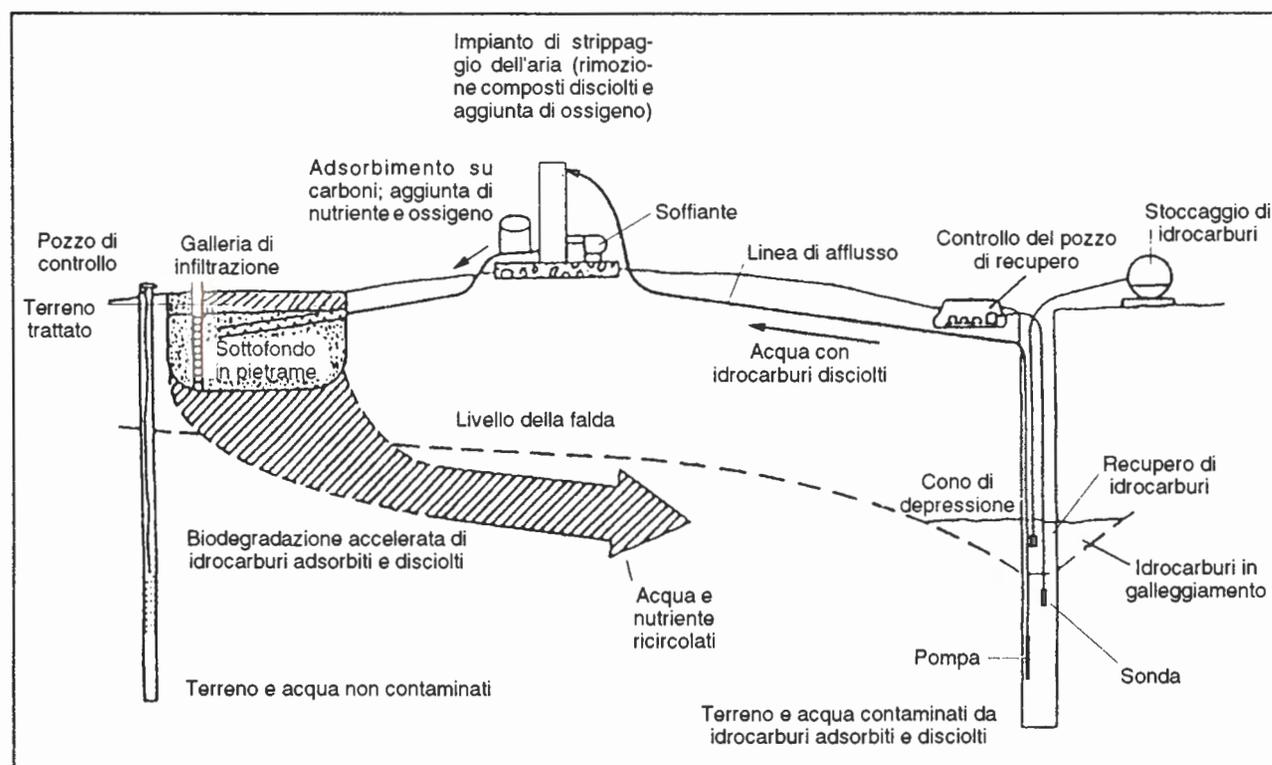


Fig. 1 - Schema del sistema adottato per il disinquinamento dell'acquifero con il metodo di trattamento biologico in sito a North Babylon, Long Island, USA (da PETEREC L.J., 1988)

consistito nella realizzazione di gallerie di infiltrazione alimentate con acqua addizionata di acqua ossigenata e di nutrienti (cloruro d'ammonio e fosfato di sodio). Questi ultimi, in concentrazioni superiori a 0,02%, stimolano la crescita di microrganismi che svolgono la biodegradazione degli idrocarburi nelle acque sotterranee; il dilavamento del terreno favorisce anche il risanamento della matrice solida. Il pennacchio inquinante veniva intercettato da pozzi e gli idrocarburi separati e convogliati in un apposito serbatoio mentre le acque, previo arricchimento in nutrienti e acqua ossigenata, venivano reimmesse nelle gallerie di infiltrazione situate a monte. In tal modo si realizzava una barriera idraulica che impediva la propagazione verso valle del pennacchio inquinante. A conclusione dell'intervento non si sono riscontrate presenze significative di idrocarburi e di nutrienti nelle acque sotterranee.

Altre esperienze sono riportate da: JHAVERI &

MAZZACCA, (1983 E 1986), MORGAN & WATKINSON (1990) e THOMAS et AL. (1990). I vantaggi e gli svantaggi di questa tecnica di trattamento biologico sono riportati nella tab. 2.

Trattamento di acclimatazione

Se il microrganismo necessario per la degradazione di una particolare sostanza inquinante non è presente naturalmente nel sottosuolo, occorre procedere ad immettervelo artificialmente; questa metodologia è denominata "trattamento di acclimatazione".

Quest'ultimo tipo di intervento richiede una fase di studio preliminare più dettagliata; è necessario, infatti, identificare in laboratorio le specie capaci di degradare l'inquinante e produrre una popolazione mediante arricchimento della coltura o manipolarle geneticamente; si procede poi come nel caso precedente. I principali vantaggi e svantaggi del metodo sono riportati nella tab. 3.

Tab. 2 - Trattamento biologico di miglioramento: vantaggi e svantaggi (da CANTER, CNOX, FAIRCHILD, 1987)

<i>Vantaggi</i>	<i>Svantaggi</i>	<i>Fattori che influenzano le prestazioni</i>
1- Utile per rimuovere idrocarburi e altre sostanze organiche in basse concentrazioni difficilmente degradabili con altri sistemi	1- Non applicabile per i metalli pesanti e certe sostanze organiche	1- livello di ossigeno disciolto
2- Buono dal punto di vista ambientale perchè, utilizzando microrganismi indigeni, non crea prodotti di rifiuto e non determina variazioni ecologiche	2- I batteri possono intasare i pori del terreno riducendone la permeabilità	2- pH
3- Veloce, sicuro e in genere economico	3- I nutrienti possono influenzare negativamente le acque superficiali	3- Temperatura
4- Il trattamento si muove insieme al pennacchio della contaminazione	4- I residui possono causare problemi di odore e sapore	4- Potenziale di ossido-riduzione
5- Buono per trattamenti a breve termine di acque sotterranee inquinate	5- Potrebbe risultare costoso se necessita di immissioni di nutrienti per lungo tempo e di un sistema di mantenimento	5- Nutrienti disponibili
	6- Per elevate concentrazioni di inquinanti la biodegradazione è più lenta rispetto ai trattamenti fisici	6- Salinità
	7- Gli effetti a lungo termine non sono conosciuti	7- Concentrazione degli inquinanti
	8- Difficilmente accettata dalle Autorità Sanitarie	8- Numero e tipo di organismi
	9- Non può ridurre concentrazioni dell'ordine del $\mu\text{g/l}$ senza ricorrere a tecnologie complementari	

TRATTAMENTI BIOLOGICI PER LA BONIFICA DELLE AREE CONTAMINATE

Il trattamento biologico può essere realizzato sia mediante iniezione di microrganismi (autoctoni o alloctoni) nel sottosuolo, sia mediante la rimozione del terreno e la sua depurazione in

reattori mobili (AA.VV., 1988; BIO TREATMENT LTD, 1990).

I batteri autoctoni sfruttano i composti presenti nel terreno contaminato come substrato nutritivo; è necessario alimentare le reazioni con apposite sostanze. Nel caso siano presenti

Tab. 3 - Trattamento biologico di acclimatazione: vantaggi e svantaggi (da CANTER, CNOX, FAIRCHILD, 1987)

<i>Vantaggi</i>	<i>Svantaggi</i>	<i>Fattori che influenzano le prestazioni</i>
1- I microrganismi possono essere selezionati in funzione del tipo di inquinante	1- Richiede uno studio preliminare più complesso, tempi più lunghi e costi maggiori rispetto al trattamento biologico di miglioramento	1- livello di ossigeno disciolto
2- I processi di degradazione avvengono più velocemente	2- L'iniezione della coltura può causare fenomeni di intasamento	2- pH
3- La coltura può essere iniettata assieme ai nutrienti	3- La presenza di sostanze tossiche può distruggere la coltura	3- Temperatura
4- Possibilità di sviluppare microrganismi capaci di degradare inquinanti "immuni" alla popolazione indigena	4- La competizione con la popolazione microbica originaria può distruggere la coltura	4- Concentrazione dell'inquinante
	5- Difficilmente accettata dalle Autorità Sanitarie	5- Grado di umidità sufficiente
	6- Non è possibile trattare concentrazioni dell'ordine del $\mu\text{g/l}$ senza ricorrere a tecnologie complementari	

Tab. 4 - Applicabilità di tecnologie di trattamento del terreno in relazione alla tipologia degli inquinanti: A = applicabile; N = non applicabile; P = parzialmente applicabile (da NOELL-KRC GmbH, 1990)

Tecnologia	Contaminanti					
	Metalli pesanti	Cianuri	Idrocarburi oli minerali	Idrocarburi policiclici aromatici	Idrocarburi clorurati volatili	Composti organici alogenati
Aspirazione sostanze tossiche disciolte	N	N	A	N	A	N
Aspirazione dei gas presenti nel suolo	N	N	N	N	A	N
Incenerimento: Alta temperatura con post-combustione	P	A	A	A	A	A
Bassa temperatura con post-combustione	N	A	A	P	A	N
Lavaggio, processi estrattivi	A	A	A	A	A	P
Processi biologici	N	P	A	P	P	N

composti tossici per i microrganismi autoctoni è necessario selezionare nuovi ceppi batterici (alloctoni) capaci di degradare gli inquinanti.

La tab. 4 mostra, comunque, che l'applicazione di processi biologici di trattamento è prevalentemente destinata agli idrocarburi e agli oli minerali; limitazioni d'uso possono essere presenti anche in terreni a granulometria fine (tab. 5).

Oltre al compostaggio, le tecniche che prevedono la rimozione del terreno per sottoporlo a trattamento sono rappresentate, ad esempio, dall'uso di bioreattori e dal "land-farming".

Con il primo sistema, il terreno asportato viene introdotto in reattori in cui agiscono batteri appositamente selezionati. Con il secondo sistema, uno spessore di terreno inferiore a 50 cm viene steso su uno strato sabbioso appoggiato su materiale impermeabile. Il terreno, trattato con batteri e nutrienti, viene periodicamente dissodato; l'acqua di percolazione viene raccolta e ricircolata.

Nonostante il lungo tempo necessario per la riduzione degli inquinanti a livelli accettabili, la necessità di controllare le condizioni fisico-

chimiche ambientali e l'esigenza di sperimentare l'affidabilità dei microrganismi in laboratorio, il trattamento biologico presenta anche i vantaggi di costi contenuti e di produrre alla fine del ciclo un terreno non inerte.

Questo tipo di decontaminazione del terreno è stato prevalentemente sperimentato nell'industria petrolifera (benzina, gasolio, olio combustibile, idrocarburi aromatici, ecc.) mentre sono scarsamente provati gli effetti su altre sostanze.

FATTIBILITA' E APPLICABILITA' DEI METODI DI TRATTAMENTO BIOLOGICO IN SITO

I costi elevati relativi alle attrezzature e ai composti chimici da utilizzare, nonché i problemi operativi da superare, impongono approfondite indagini di campo e di laboratorio per verificare la fattibilità del trattamento biologico in sito con sufficiente efficacia e sicurezza. Tali indagini riguardano le caratteristiche del sito, dell'inquinante e della componente microbologica.

Tab. 5 - Applicabilità di tecnologie di trattamento del terreno in relazione alle caratteristiche litologiche del sito: A = applicabile; N = non applicabile; P = parzialmente applicabile (da NOELL-KRC GmbH, 1990)

Tecnologia	Tipo di terreno				
	Terreni sabbiosi grossolani	Terreni sabbiosi con humus	Limi e argille	Terreni con molta sostanza organica	Terreni molto eterogenei
Aspirazione sostanze tossiche disciolte	A	P	N	P	P
Aspirazione dei gas presenti nel suolo	A	A	N	P	P
Incenerimento: Alta temperatura con post-combustione	A	A	A	P	A
Bassa temperatura con post-combustione	A	A	A	P	A
Lavaggio, processi estrattivi	A	P	N	P	P
Processi biologici	A	A	P	A	A

Caratterizzazione del sito

Il sito dove si intende operare un trattamento biologico di risanamento deve essere studiato in termini di:

- proprietà dell'acquifero, con particolare riguardo a: struttura idrogeologica e sua eterogeneità, spessore, presenza di aquitards e aquicludes, valori di conducibilità idraulica, porosità efficace e frazione argillosa presente;
- modalità di alimentazione e di deflusso della falda: variazioni spaziali e temporali del flusso idrico sotterraneo, soggiacenza della falda, direzione del flusso, aree di ricarica, modalità di alimentazione ed escursioni del livello della falda;
- qualità delle acque sotterranee: per assicurare l'efficacia del trattamento è necessario conoscere la concentrazione dei nutrienti inorganici e dell'ossigeno disciolto; la conoscenza degli equilibri chimici permette, inoltre, di prevedere eventuali reazioni di precipitazione-dissoluzione e di ossido-riduzione indotte dall'introduzione di sostanze dall'esterno;
- ubicazione delle strutture sul territorio di studio: è necessaria una perfetta conoscenza dei luoghi per verificare la possibilità di installare il sistema di trattamento evitando interferenze con l'esistente;
- sistemi di controllo del prelievo di acque: sono necessari punti di misura (piezometri) per controllare il livello della falda in seguito all'emungimento di acque dal sottosuolo, anche in relazione all'eventuale utilizzo delle acque nel sito di indagine;
- valutazione della pericolosità potenziale della contaminazione, in relazione alla presenza di captazioni di acque ad uso potabile o irriguo.

Caratteristiche dell'inquinante

La scelta della tipologia di trattamento e la valutazione della sua applicabilità ed efficacia richiedono la conoscenza delle caratteristiche della contaminazione, in particolare per i seguenti aspetti:

- natura dell'inquinante: sostanze presenti e concentrazione di ciascuna di esse;
- modalità di rilascio dell'inquinante: la previ-

sione dell'evoluzione della massa inquinante richiede la conoscenza della fonte e la determinazione della modalità di rilascio (istantanea, continua, periodica) e della datazione e durata dell'immissione nel suolo o nel sottosuolo;

- distribuzione dell'inquinante nell'acquifero: determinazione della distribuzione orizzontale e verticale e delle aliquote "disciolta", "in galleggiamento", "intrappolata" e "approfondita" all'interno dell'acquifero;
- degradabilità dell'inquinante ed eventuale presenza di sostanze tossiche; devono essere indagati anche gli aspetti di trasformazione degli inquinanti in relazione a meccanismi chimico-fisici.

Caratteristiche microbiologiche

Devono essere considerate le caratteristiche della popolazione microbica indigena e le eventuali trasformazioni che si vogliono introdurre nel sottosuolo al fine del risanamento delle acque sotterranee. In particolare, devono essere indagati i seguenti aspetti:

- popolazione microbica presente (composizione specifica e attività);
- interazioni microrganismi-inquinante: alcuni microrganismi possono essersi già "acclimatati" ai contaminanti e possono pertanto essere studiate le esigenze nutrizionali per favorirne la crescita;
- reazioni di biodegradazione da indurre: alla luce di quanto sopra rilevato è possibile prevedere l'estensione da attribuire alle reazioni di biodegradazione e l'aliquote di trasformazioni da provocare.

Il trattamento biologico in sito -accompagnato da interventi di tipo idrogeologico che prevedono la possibilità di controllare ed eventualmente rimuovere la massa inquinante trattata- è più efficace sui composti organici, in condizioni aerobiche e in terreni di elevata conducibilità idraulica, per le maggiori possibilità di movimento dei microrganismi.

In generale, tra i vantaggi del metodo si hanno: applicabilità soprattutto per idrocarburi ed altri composti organici; conservazione delle

condizioni idrogeologiche; costi relativamente ridotti; applicabilità anche in presenza di un flusso idrico sotterraneo significativo (che sposta la zona contaminata).

Tra gli svantaggi si segnalano invece: possibile intasamento dei pori da parte dei microrganismi; eventuale tossicità per i microrganismi di alcuni inquinanti, anche in tracce; peggioramento qualitativo delle acque conseguente all'aggiunta di elementi nutritivi; eventuali problemi di qualità delle acque legati all'introduzione di specie alloctone.

Quest'ultimo aspetto, unito all'incertezza sulla reale conformazione della zona inquinata e della struttura idrogeologica, nonché la conoscenza parziale degli inquinanti che coesistono con quello da rimuovere e la mancanza di una diffusa casistica in Italia, rendono il metodo di trattamento biologico poco accettabile alle Autorità Sanitarie.

CONCLUSIONI

L'applicazione a casi reali delle metodologie di trattamento biologico in sito prevede una serie di indagini interdisciplinari che coinvolgono l'idrogeologia, la biologia e l'ingegneria. La fattibilità dell'intervento deve essere studiata con indagini di campo e di laboratorio che riguardano le caratteristiche del sito, dell'inquinante e della componente microbiologica.

Il metodo risulta efficiente per la decontaminazione da idrocarburi, sia del terreno che dell'acquifero. Per entrambi i tipi di trattamento biologico in sito (miglioramento e acclimatazione) l'applicazione del metodo comporta vantaggi connessi alla possibilità di ottenere un risanamento definitivo.

Molto spesso, tuttavia, il trattamento risulta integrativo di altri interventi (pompaggio, soil venting, ecc.) -soprattutto se si intendono raggiungere concentrazioni dell'ordine del $\mu\text{g}/\text{l}$ - e può provocare modificazioni dell'acquifero legate a fenomeni di intasamento o di produzione di sostanze tossiche. In generale, per poter applicare il metodo con sufficienti garanzie, è necessario che si verifichino le seguenti condizioni:

- l'inquinante deve essere costituito prevalentemente da idrocarburi;
- non devono essere presenti sostanze tossiche per i microrganismi;
- il trattamento del terreno con idrocarburi sulla matrice solida non è consigliato in presenza di materiali a granulometria fine;
- la contaminazione delle acque deve riguardare una falda con soggiacenza non elevata;
- il pennacchio inquinante deve essere stato delimitato nella sua estensione tridimensionale;
- devono essere noti i valori dei parametri idrogeologici e di quelli microbiologici e chimico-fisici dell'inquinante;
- l'evoluzione del pennacchio inquinante trattato deve essere osservabile con piezometri di controllo e gestibile con pozzi di prelievo;
- deve essere data prevalenza alla possibilità di ricircolare l'acqua di processo (prelievo-ricarica);
- l'area trattata deve essere posta a distanza di sicurezza dalle captazioni, in modo tale che il tempo di residenza sia superiore alla vita dei microrganismi.

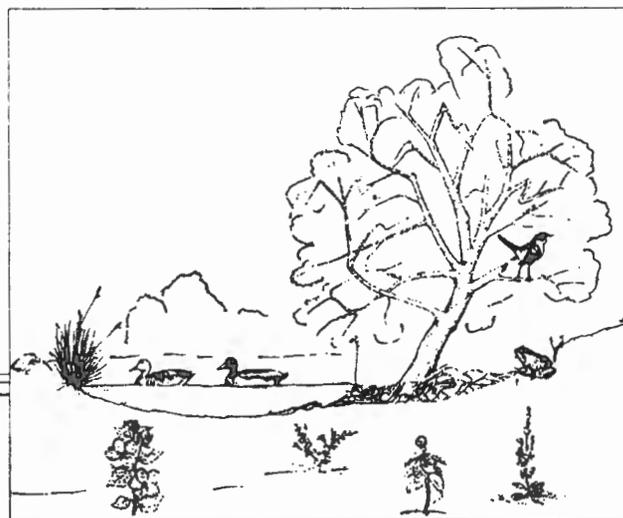
Con queste avvertenze possono essere raggiunte maggiori garanzie di salvaguardia ambientale e della salute umana. Rimane comunque aperto, per questo come per altre tipologie di interventi di risanamento, il problema della definizione dei limiti di decontaminazione che è necessario raggiungere per poter considerare conclusi il disinquinamento dell'acquifero e la bonifica dei terreni contaminati.

BIBLIOGRAFIA

- AA. VV. - 1988. Soils Contaminated by Petroleum: Environmental & Public Health Effects. Calabrese E.J., Kostecki P.T. Editors, John Wiley & Sons, New York.
- ALEXANDER M. - 1981. Biodegradation of chemicals of environmental concern. Science, 211.

- AMERICAN INSTITUTE OF PETROLEUM - 1972. The Migration of Petroleum Products in Soil and Groundwater - Principles and Countermeasures.
The Institute, Washington D.C., Publ. N. 4149.
- BERETTA G.P. - 1992. Idrogeologia per il disinquinamento delle acque sotterranee.
Pitagora ed., Bologna.
- BIO TREATMENT LTD - 1990. Decontamination of land (1) - A case study.
- BOSSERT I., BARTHA R. - 1984. The fate of petroleum in soil ecosystems.
In: "Petroleum Microbiology", Atlas R.M. Ed., Macmillan, New York.
- CICIONI G., GIULIANO G. - 1991. Un'indagine sui casi di inquinamento delle acque sotterranee ad uso potabile, primi risultati.
Atti 1° Conv. Naz. sulla Protezione e Gestione delle Acque Sotterranee, Marano sul Panaro (Modena), 20-22 sett. 1990, vol. 3.
- DRAGUN J. - 1988. Microbial Degradation of Petroleum Products in Soil.
in: "Soils Contaminated by Petroleum: Environmental & Public Health Effects", Calabrese E.J., Kostecki P.T. Editors, John Wiley & Sons, New York.
- FRANZIUS V. - 1987. Nuovi sviluppi delle tecniche di risanamento dei terreni contaminati.
RS-Rifiuti Solidi, vol. 1, n. 3.
- JHAVERI V., MAZZACCA A.J. - 1983. Bio-reclamation of Ground and Groundwater Case History.
Proceedings of the National Conference on Management of Uncontrolled Waste Sites, Hazardous Materials Control Research Institute, Silver Spring.
- JHAVERI V., MAZZACCA A.J. - 1986. Bio-reclamation of Ground and Groundwater by in Situ Biodegradation.
In: "Groundwater Hydrology, Contamination and Remediation". Khanbilvardi R.M., Fillos J. Ed.s, Scientific Publications Co., Washington D.C.
- LEE M.D., WARD C.H. - 1984. Microbial Degradation of Selected Aromatics at Hazardous Waste Site.
Development in Industrial Microbiology, v. 25.
- LEE M.D., WARD C.H. - 1985. Microbial Ecology of a Hazardous Waste Disposal Site: Enhancement and Biodegradation.
Proc. 2nd Int. Conference on Ground Water Quality Research, Durham, March 1984, OSU Printing Service.
- MCCARTY P., REINHARD M., RITTMAN B.E. - 1981. Trace Organics in Groundwater.
Environ. Sci. Technol., vol. 15.
- MORGAN P., WATKINSON R.J. - 1990. Assessment of the potential for in situ biotreatment of hydrocarbon-contaminated soils.
In: "Contaminants in the subsurface environment", McCarty P.L., Roberts P.V. Ed.s, Water Science and Technology, vol. 22, n. 6, I.A.W.P.R.C., Pergamon Press, Oxford.
- NOELL-KRC UMWELTECHNIK GMBH - 1990. Bodensanierung mit System.
- PETEREC L.J. - 1988. A Case Study in Petroleum Contamination: The North Babylon, Long Island Experience.
in: "in: "Soils Contaminated by Petroleum: Environmental & Public Health Effects", Calabrese E.J., Kostecki P.T. Editors, John Wiley & Sons, New York.
- RAYMOND R.L. - 1984. Reclamation of Hydrocarbon Contaminated Ground Water.
U.S. Patent 3, 846, 290, November 5.
- RITTMAN B.E., MCCARTY P.L. - 1981. Evaluation of Steady-State-Biofilm Kinetics.
Biotechnology and Bioengineering.
- TEXAS RESEARCH INSTITUTE, INC. - 1982. Feasibility Studies on the Use of Hydrogen Peroxide to Enhance Microbial Degradation of Gasoline.
American Petroleum Institute, Washington D.C.
- THOMAS J.M., GORDY V.R., FIORENZA S., WARD C.H. - 1990. Biodegradation of BTEX in subsurface materials contaminated with gasoline: Granger, Indiana.
In: "Contaminants in the subsurface environment", McCarty P.L., Roberts P.V. Ed.s, Water Science and Technology, vol. 22, n. 6, I.A.W.P.R.C., Pergamon Press, Oxford.
- WERNER P. - 1989. Experiences in the use of microorganisms in soil and aquifer decontamination.
In: Contaminant Transport in Groundwater", Proceedings of Stuttgart Symposium, 4-6 April, Kobus H.E., Kinzelbach W., Ed.s, A.A. Balkema, Rotterdam.
- WILSON B.H., REES J.F. - 1986. Biotransformation of Gasoline Hydrocarbon in Methanogenic Aquifer Material.
Proc. NWWA/API Conference on "Petroleum Hydrocarbon and Organic Chemicals in Ground Water - Prevention, Detection and Restoration", Houston, Texas, November 1984, National Water Well Association, Worthington, Ohio, 128.

IGIENE AMBIENTALE



IMPATTO AMBIENTALE E SANITARIO DI DUE INSETTICIDI COMUNEMENTE IMPIEGATI NELLA LOTTA CONTRO LE LARVE DI ZANZARA: TEMEPHOS E *Bacillus thuringiensis* var. *israelensis*

Giorgio Celli* e Romeo Bellini**

INTRODUZIONE

Lo stimolo per l'approntamento di questo lavoro è frutto dell'interesse per la salvaguardia ambientale che l'Azienda Municipalizzata Ambiente di Ravenna (AMA) ha sviluppato nel corso delle sue attività di controllo dei Culicidi nocivi.

In generale l'utilizzo di notevoli quantità di insetticidi in campo igienico sanitario richiede un continuo approfondimento delle conoscenze onde poter individuare su basi scientifiche le metodologie d'intervento più opportune.

Nel nostro Paese, nel settore della disinfestazione, molte sono le lacune da colmare soprattutto per quanto riguarda le conoscenze biologiche di base e la consapevolezza sui rischi ambientali e sanitari legati all'uso dei presidi medico-chirurgici. Questo lavoro,

che non ha pretese esaustive ma semplicemente illustrative della complessità dell'approccio al problema del rischio tossicologico ambientale, vuole essere un contributo per lo sviluppo della sensibilità ecologica dei tecnici disinfestatori.

Una delle domande cui i responsabili delle strutture addette alla disinfestazione devono spesso far fronte può essere così riassunta: fino a che punto è lecito nel nostro paese, ove i problemi sanitari legati alle zanzare sono al momento attuale assai modesti, fare ampio ricorso a insetticidi di sintesi - con conseguenti inevitabili effetti secondari - quando potrebbero essere impiegati, in molti casi, prodotti microbiologici?

Evidentemente esiste una molteplicità di risposte in considerazione anche dei fattori di natura extratecnica che pongono stretti vincoli alla scelta. Allora - in modo "più complesso" - il senso di questo lavoro può essere quello di fornire più elementi da porre sulla bilancia dalla parte della natura.

Per la stesura di questo documento si è fatto

* Istituto di Entomologia "Guido Grandi" dell'Università degli Studi di Bologna

** Centro Agricoltura e Ambiente di Crevalcore

riferimento alla letteratura cui è stato possibile accedere in tempi brevi e, nei casi di indisponibilità dei lavori originali, all'ottimo lavoro redatto da Moreau (1988) per il WHO.

CARATTERI GENERALI

Temephos

Temephos è un insetticida organofosforico che nella nomenclatura IUPAC è riportato col nome O, O, O', O' -tetrametil, O, O' -tiodi -p- fenilen bis (fosforioato).

E' stato sviluppato e commercializzato a partire dal 1965 dall'American Cyanamid Co. sotto diversi nomi commerciali; in Italia i più conosciuti sono ABATE e ABATHION. E' praticamente insolubile in acqua (0,27 mg/l a 20°C) e stabile a 25°C in acque dolci e saline; l'ottimo di stabilità si ha a pH 5-7 e l'idrolisi si verifica a pH <2 o >9. E' uno dei principi attivi (p.a.) più largamente usati in tutto il mondo nelle campagne di lotta ai vettori, considerata la buona attività per contatto che esplica contro larve di varie specie di Culicidi, Ceratopogonidi, Simulidi, e contro *Cyclops* sp. (un Crostaceo vettore del nematode *Dracunculus medinensis*).

La Commissione di Esperti sugli Insetticidi dell'Organizzazione Mondiale della Sanità (OMS) autorizza da tempo l'uso di temephos in acque potabili alla dose di 1 mg/l. La sua tossicità nei confronti delle larve di zanzara è molto alta come si può desumere dalla tab. 1.

Bacillus thuringiensis var. *israelensis* (*B.th.i.*)

B.th. è un batterio aerobico, gram-positivo appartenente alla famiglia Bacillaceae. *B.th.i.* è una delle 34 varietà in cui viene attualmente suddiviso *B.th.* sulla base di caratterizzazioni sierologiche e fenotipiche (De Barjac e Frachon, 1990). La sua scoperta risale al 1976 quando Goldberg e Margalit lo isolarono da larve di *Culex pipiens* trovate morte in un focolaio in Israele.

TAB. 1 Valori di tossicità nei confronti di larve di *Culex pipiens* dei p.a. più usati (Salis e al., 1990)

	DL ₅₀ (mg/l)
temephos	0,0035
fenthion	0,03
fenitrothion	0,11
chlorpyrifos-metyl	0,18
phentoato	0,15

Tra le varie colonie isolate e coltivate in laboratorio quella che sembrò fornire i risultati più interessanti, denominata ONR 60A, è stata studiata e descritta in dettaglio da De Barjac dell'Istituto Pasteur di Parigi. Durante la fase di sporogenesi il batterio produce, sotto forma di cristalli proteici parasporali, una protossina termolabile denominata δ -endotossina. Quando le spore e i cristalli vengono ingeriti da un organismo sensibile, dotato cioè di apparato digerente con caratteristiche ben precise, la protossina - entrando in contatto con l'epitelio intestinale - viene attivata e provoca in breve tempo la paralisi delle funzioni, la disgregazione cellulare e quindi la morte dell'individuo. Oltre a questa azione tipica di *B.th.*, la δ -endotossina del ceppo *israelensis* svolge azione emolitica e neurotossica (Himeno, 1987).

In particolare sembra che l'attività di *B.th.i.* sia dovuta all'azione combinata di almeno quattro polipeptidi di 135, 125, 68 e 28 KDa. Nessuno dei polipeptidi sembra essere indispensabile per sviluppare l'azione tossica e l'effetto combinato complessivo è sempre maggiore di qualsiasi combinazione parziale (Delécluse et al., 1991). Dal punto di vista biochimico il meccanismo d'azione si può così riassumere: la tossina interagisce coi recettori situati su cellule sensibili scatenando una serie di reazioni a catena. Ne risulta una forte stimolazione dell'ingresso di Na⁺ e K⁺ che, concentrandosi all'interno della cellula, determinano citolisi (Himeno, 1987).

La selettività d'azione di *B.th.i.* è legata al fatto che la tossina non si scioglie in acqua nè se ingerita da organismi con intestino medio di pH <10 e non dotati di specifici sistemi enzimatici attivatori. Il prodotto agisce quindi esclusivamente per ingestione. E' stato evidenziato che alcuni ceppi di *B.th.i.* producono anche un'altra tossina detta β -esotossina che risulta altamente tossica nei confronti dei mammiferi. Le formulazioni commercializzate in Occidente provengono da ceppi che non producono questa tossina e devono sottostare a precise norme tecniche durante il processo produttivo tali da evitare rischi di contenere β -esotossina anche in piccole quantità.

B.th.i. presenta un largo campo d'impiego contro larve di zanzare appartenenti ai generi *Anopheles*, *Aedes*, *Culex*, *Culiseta*, *Uranotaenia*, *Psorophora*, *Mansonia*, *Coquillettidia* oltre a diverse specie di Simulidi. In genere l'efficacia è maggiore per le larve di Culicini rispetto alle larve di Anofelini. Queste ultime infatti, nutrendosi in vicinanza della superficie dell'acqua, permangono meno tempo a contatto col batterio che tende a sedimentare velocemente.

Il modo adottato internazionalmente per espi-

mere l'efficacia larvicida dei formulati commerciali a base di *B.th.* è il saggio biologico comparativo con un prodotto standard di riferimento. Nel caso di *B.th.i.* la polvere primaria siglata IPS/78 è stata messa a punto nei laboratori dell'Istituto Pasteur di Parigi. A questo prodotto è stato convenzionalmente attribuito il titolo di 1000 Unità Tossiche Internazionali (I.T.U.) per mg nei confronti di larve di IV stadio di *Aedes aegypti*. E' stato inoltre stilato un protocollo di laboratorio in modo da rendere comparabili i dati ottenuti con le diverse polveri primarie o formulati commerciali nei laboratori di tutto il mondo.

PERSISTENZA E DEGRADAZIONE NELL'AMBIENTE

Temephos

Temephos è considerato p.a. scarsamente persistente in ambiente naturale. Dopo dieci interventi settimanali su un corso d'acqua alla dose di 0,11 Kg/ha di p.a. non si è riscontrato accumulo nell'acqua e nel fango di fondo. Impiegando la dose molto alta di 1,12 Kg/ha di p.a. non si è rinvenuto l'insetticida quattro ore dopo il trattamento del corso d'acqua e alla stessa dose si sono rinvenute solo tracce del prodotto a una settimana dal trattamento di uno stagno (Bowman e Orloski, 1966). In stagni sperimentali con fondo argilloso e melmoso si è riscontrato un forte adsorbimento sulla superficie di fondo e una veloce scomparsa del prodotto dalla fase supernatante. Con suolo sabbioso si è rilevata bassissima stabilità del prodotto e maggior fissazione e degradazione rispetto al fondo argilloso. La sedimentazione è risultata in genere molto rapida.

In condizioni di laboratorio, utilizzando terreno umido, la degradazione di temephos è stata valutata in 48 h a 28,5 °C (Mestres e Chevallier, 1971; Mestres et al., 1971). In prove condotte nella valle del Tennessee, in aree soggette ad allagamenti periodici, sedi di focolai di diverse specie di *Aedes*, si è riscontrato che temephos era quasi completamente inefficace a 7 giorni dal trattamento (Cooney e Pickard, 1974).

In New Jersey, in ambienti salmastri si è verificata la distribuzione di temephos nell'habitat: dopo somministrazioni, sia granulari che liquide, la concentrazione di p.a. nella zona sub-superficiale è risultata estremamente bassa (da 2,41 a 0,48 mg/l dopo 0,5 e 5 h rispettivamente).

Temephos nelle 24 h è in gran parte adsorbito sulle superfici vegetali o di altro materiale mostrando maggior affinità per le sostanze organiche che per i solidi che costituiscono il fango di fondo; la quota di

prodotto che migra nel suolo in seguito alle variazioni di livello legate alle maree è estremamente bassa (Bush, 1975).

Dall'analisi dell'acqua di stagni trattati mediante elicottero alla dose di 73 ml/ha di p.a., Lores et al. (1985) hanno rilevato che temephos rimane intatto nell'acqua fino a 48 h. Nel campo della lotta contro *Simulium ochraceum*, quindi con somministrazioni in acque correnti, è stato osservato che temephos si distribuisce in gran parte sul substrato di fondo nell'arco di 10 m dal punto di applicazione (Umino et al., 1983). Da successive prove di laboratorio si determinò che il brevissimo trasporto di temephos in alcuni fiumi del Guatemala era dovuto al rapido e forte adsorbimento della molecola da parte della sabbia e che il successivo rilascio era assai scarso (Umino e Suzuki, 1984).

In contenitori esposti a condizioni naturali Bowman et al. (1968) osservarono un comportamento caratteristico di temephos, che considerarono molto interessante. In pratica l'adsorbimento del prodotto era sì marcato, ma la molecola resisteva alla degradazione e poteva esplicare un'azione prolungata nel tempo passando lentamente in soluzione. Essi considerarono questo fenomeno come un "sistema naturale di lento rilascio". Questo comportamento era stato osservato anche da Blinn e Pasarela (1966) in mini-ecosistemi artificiali dove temephos sembrava alquanto resistente alla degradazione; la molecola risultava infatti il componente principale dei residui, mentre il prodotto metabolico principale era rappresentato da anidride solforosa (Blinn, 1968).

Hughes et al. (1980) hanno confermato che l'adsorbimento di temephos sulle superfici in polietilene di vasche sperimentali era più marcato rispetto a quello sui sedimenti di fondo. Il fenomeno consentiva di prolungare i turni di intervento attraverso un meccanismo di lento rilascio. D'altro canto, in bacini di decantazione, il forte adsorbimento da parte della sostanza organica diminuiva l'efficacia del prodotto (Daorai e Menzer, 1977).

Infine, confrontando il comportamento di diversi formulati, Carey et al. (1976) hanno potuto evidenziare che prodotti granulari permettono di mantenere nell'acqua concentrazioni di p.a. più elevate e per un tempo più lungo. Da un recente studio condotto in Sardegna si può rilevare che temephos è p.a. a rapida degradazione con tempo di emivita in acqua tampinata di 3,5 gg, di gran lunga più breve rispetto ad altri organofosforici comunemente impiegati nella lotta alle zanzare (Salis et al., 1990).

Bacillus thuringiensis var. israelensis

Biologia Ambientale n° 3-4/1992

In considerazione della generale elevata vulnerabilità dei prodotti microbiologici, molti studi sono stati finalizzati al controllo della stabilità di *B.th.i.* nelle condizioni ambientali più disparate.

Studi condotti in Russia hanno mostrato una sostanziale stabilità della vitalità delle spore mantenute per 1 anno a T di -30 e 5 °C. Una riduzione del 50% nella vitalità delle spore si è registrata invece conservando il prodotto a 18-22, 28 e 37 °C per 6 mesi. Tuttavia si è avuta perdita di patogenicità nei confronti di larve di *Ae. aegypti* solo dopo 1 anno di conservazione a 28 e 37 °C. A T di 18-22 °C nessuna perdita si è registrata fino a 18 mesi di conservazione (Sokolova et al., 1987).

In Cina, Chen et al. (1984) hanno osservato stabilità dell'azione biologica a pH compreso tra 3 e 11 e a 20-30 °C; riduzione dell'80% dopo esposizione per 3 h a 70 °C; perdita totale di patogenicità dopo 1 h a 90 °C. Sembra che i ceppi di *B.th.* rispondano in modo diverso alla devitalizzazione delle spore. Alcuni perdono patogenicità, suggerendo il ruolo importante svolto dalle spore; altri ne risentono solo lievemente, lasciando pensare che sono i cristalli da soli a determinare gran parte della tossicità (Li et al., 1987).

Effettuando saggi biologici su *B.th.i.*, Mulligan III et al. (1980) non hanno trovato alcuna perdita di azione larvicida in seguito a devitalizzazione delle spore per mezzo di raggi UV di origine naturale. Chen et al. (1984) in Cina hanno individuato la luce solare come fattore di riduzione di vitalità delle spore e patogenicità del batterio, mentre raggi UV non determinavano alcun decremento di attività. Infine Lacey e Smittle (1985) hanno riscontrato decremento di patogenicità nei confronti di *Ae. aegypti* quando le spore erano devitalizzate mediante esposizione a raggi gamma.

La durata dell'efficacia di una formulazione liquida è risultata di 1 anno a temperatura ambiente, le polveri primarie possono essere conservate per mesi in laboratorio o in frigorifero senza perdere efficacia. L'attività biologica del materiale viene persa rapidamente in soluzione di etanolo mentre si mantiene in acqua distillata a temperature comprese fra 10 e 35 °C (Mulligan III et al., 1980; Sinègre et al., 1981).

Mediante saggi biologici Sinègre et al. (1981) hanno rilevato che temperature dell'acqua di 19-33 °C non influenzano l'efficacia larvicida che, invece, diminuisce sotto i 19 °C e sopra i 33 °C. Inoltre la presenza di cloro libero nell'acqua inibisce e distrugge la δ -endotossina tanto che è possibile parlare di relazione inversa tra contenuto in cloro libero e mortalità larvale. Immettendo terra nelle vasche di pro-

va, l'efficacia di *B.th.i.* viene ridotta a causa dell'adsorbimento sulle particelle di fondo, fuori dalla zona di alimentazione delle larve.

Mulligan et al. (1980) hanno ritrovato minor efficacia in acqua contenente solidi sospesi e sostanza organica, anche se trattata in autoclave, rispetto ad acqua potabile. Comportamento analogo è stato descritto da Ramoska et al. (1982) che hanno osservato diminuzione di efficacia in acqua con solidi sospesi (particelle di argilla) in quantità a partire da 0,5 mg/ml.

Il fattore fondamentale nel determinare la caduta di patogenicità era la dimensione delle particelle che dovevano essere < 147 μ ; particelle di dimensioni superiori sembravano non influenzare l'efficacia del prodotto. L'effetto inattivante si aveva anche se le particelle erano sedimentate sul fondo. Margalit et al. (1983) in Israele hanno potuto evidenziare perdita di efficacia di *B.th.i.* proporzionale alla diminuzione delle dimensioni delle particelle di fango da 400 a 50 μ . Ancora Margalit e Bobroglo (1984), confrontando l'azione di diverse sostanze sull'efficacia larvicida di *B.th.i.*, indicano con effetto decrescente: fango proveniente da un terreno di loess, sostanza organica in decomposizione, fango inorganico, gel di silice.

Sinègre (1981) afferma che il problema dell'adsorbimento e sedimentazione è il principale ostacolo alla persistenza d'azione di *B.th.i.* in ambiente naturale. Utilizzando dosi corrispondenti alla DL₁₀₀ nessun formulato testato ha avuto effetti residui superiori alle 48 ore.

Anche in stagni artificiali in Canada l'azione residua di *B.th.i.* nei confronti di *Aedes vexans* è risultata assai scarsa, sempre inferiore alle 24 h (Sebastien, Brust, 1981). In generale, si è concordi nel ritenere che la messa a punto di nuove formulazioni è la strada attualmente percorribile per aumentare l'efficacia residuale di *B.th.i.*

TOSSICITA' NEI CONFRONTI DEI MICROORGANISMI ACQUATICI

Temephos

L'azione di temephos sui microrganismi che compongono le catene trofiche delle acque superficiali è stata studiata in laboratorio e in campo. Effettuando prove in vasche di polietilene Butcher et al. (1975), con dosi pari 0,025-0,1 mg/l, hanno registrato un aumento pronunciato del pH e dell'ossigeno disciolto e una diminuzione dell'anidride carbonica totale e

disciolta rispetto a vasche di controllo. La fioritura algale è stata più lunga nelle vasche trattate, anche se le concentrazioni batteriche non sono differite.

Confrontando la crescita su substrato artificiale in laboratorio di 7 specie di alghe tipiche delle raccolte di acqua dolce è emersa la forte variabilità nella risposta a molecole insetticide. Il tasso di crescita di *Anabaena flos-aquae*, un'alga fissatrice di azoto, è aumentato del 22% con 10 g/l di temephos e del 58% con 100 g/l utilizzando un substrato senza azoto. La dose di 10 g/l ha invece inibito la crescita dell'alga verde *Chlorella pyrenoidosa* e della diatomea *Navicula pelliculosa*. Non si sono invece registrate variazioni significative a carico della diatomea *Navicula minima*, delle alghe verdi *Coccochloris penicostis*, *Oscillatoria sp.* e *Anabaena flos-aquae*, se coltivata in assenza di azoto (Birmingham e Colman, 1977).

L'effetto stimolante sull'azoto fissazione delle alghe è confermato da un altro studio di laboratorio su *Aphanizomenon flos-aquae* che ha aumentato del 500% il tasso di fissazione in presenza di 0,5 mg/l. La ragione di questo forte incremento non è completamente chiara, ma sembra si tratti di un effetto chimico diretto piuttosto che attribuibile alla diminuzione dell'attività di pascolamento dello zooplankton (Wurtsbaugh e Apperson, 1978).

Testando l'azione di diversi p.a. su 4 specie di fitoplancton marino (*Dunaliella euchlora*, *Skeletonema costatum*, *Phaedactylum tricornerum*, *Cyclotella nana*), Derby e Ruber (1971) hanno verificato che temephos è meno tossico di fenthion, propoxur e DDT, ma inibisce comunque la fotosintesi in maniera sensibile.

E' stato studiato anche l'effetto sugli organismi ossidatori dell'azoto ammoniacale negli estuari: con concentrazioni inferiori a 10 mg/l non si è registrata diminuzione dell'attività nitrificante in laboratorio (Jones e Hood, 1980). Grant e Payne (1982) utilizzando batteri denitrificanti presenti nei sedimenti di stagni salmastri trattati con 10-100 mg/l di temephos concludevano che si trattava di uno degli inibitori di denitrificazione meno attivi.

Su colture del batterio *Vibrio natriegens* e dell'alga *Chlorella vulgaris* Low-Goh et al. (1981) hanno effettuato diversi tipi di prove. Con concentrazioni molto alte (30-100 mg/l) non si aveva crescita alcuna nelle prime 5,5 ore di incubazione; a concentrazioni più basse (0,2; 0,3; 1; 3 mg/l) non si registrava alcun effetto sulla crescita dell'alga mentre veniva prolungata la fase di avvio della crescita del batterio. A concentrazioni intermedie (10-40 mg/l) il numero di cellule dell'alga presenti nel substrato era drastica-

mente ridotto nel primo giorno di incubazione e non venivano rinvenute cellule a partire dal secondo giorno; anche la crescita di *V. natriegens* veniva depressa, ma la dose letale era di 100 mg/l.

Testando l'azione di temephos su batteri di diversi gruppi (coliformi, enterococchi, amilolitici, lipolitici, e proteolitici) isolati da vasche di decantazione di liquami di polli Steelman et al. (1967), utilizzando 1 mg/l di p.a., rilevarono mortalità nulla dopo 24 ore e bassissima dopo 48 ore. Gli insettici più attivi nel deprimere lo sviluppo dei batteri furono chlorpyrifos e bromophos mentre poco tossici risultarono, insieme a temephos, malathion e fenthion. Daorai e Menzer (1977) hanno evidenziato che alcuni batteri presenti nelle vasche di decantazione possono scindere temephos in composti idrosolubili e inattivarne l'azione.

La necessità di compiere interventi larvicidi contro le zanzare che si sviluppano nei bacini di depurazione degli zuccherifici in cui va preservata l'attività microbica ha spinto la Soc. Eridania (1990) a compiere saggi biologici in laboratorio. Si è riscontrata inibizione dell'attività della flora microbica ossidatrice proporzionale alle concentrazioni testate (5, 10, 100, 1000 mg/l di p.a.). Blocco totale si è avuto solo con 1000 mg/l. Le concentrazioni rinvenute nei bacini trattati sono risultate di 0,12-0,64 µg/l, quindi molto al di sotto dei livelli attivi.

Per quanto riguarda l'impiego contro i Simulidi, la somministrazione di temephos nei fiumi fa spesso registrare intense fioriture algali che sono state messe in relazione con la diminuzione dell'attività di competizione e predazione da parte dello zooplankton. Questi "bloom" algali possono ripercuotersi in maniera diversa sulle catene trofiche favorendo il pullulare di alcuni gruppi di organismi e sfavorendone altri (Yasuno et al., 1982).

Bacillus thuringiensis var. israelensis

Non risulta siano stati intrapresi studi specifici su eventuali effetti dell'uso di *B.th.i.* sui microrganismi acquatici. Trattandosi di un microrganismo non in grado di moltiplicarsi al di fuori dell'ospite, probabilmente questo tipo di indagine non viene ritenuto necessario.

D'altra parte alte concentrazioni microbiche, come spesso si verificano nei focolai di zanzare, non sembrano esplicare effetti evidenti sull'efficacia dei prodotti come evidenziato da Mulligan III et al. (1980) e Chen et al. (1984).

TOSSICITA' NEI CONFRONTI DEGLI INSETTI NON BERSAGLIO

Temephos

Esiste una lunga serie di lavori sull'argomento: verranno qui presi in esame solo i più significativi e illuminanti. Il gruppo di insetti più abbondante e a larga diffusione nel terreno è quello dei Collemboli che, mostrando buona sensibilità agli agenti tossici, sono stati utilizzati per diverse prove.

Tomlin (1975), incorporando il p.a. in sabbia umida, espose diverse specie a concentrazioni variabili da 0,001 a 10 mg/kg: non si è verificata alcuna mortalità per *Onychiurus justus porteri* e *Hypogastrura armata*; per *Folsomia candida* la mortalità è risultata nulla fino a 1 mg/kg, ma è salita al 100% utilizzando 5 mg/kg.

Temephos è risultato tra i meno tossici dei 17 insetticidi testati, anche se l'Autore consiglia molta prudenza nell'estendere la validità di questi risultati ad altre specie di Collemboli, considerata la forte variabilità di risposta anche tra specie molto simili.

In Jugoslavia, in prove condotte in ambienti naturali comunemente trattati con larvicidi nelle campagne di lotta contro le zanzare, Zgomba et al. (1983) hanno rilevato una forte tossicità di temephos (dose 0,15 kg/ha di p.a.) nei confronti dei Collemboli acquatici per cui raccomandano molta attenzione nell'utilizzo di questo prodotto in ambienti assai vulnerabili come quelli acquatici.

La tossicità di residui di temephos è stata testata su 3 specie di imenotteri Apoidei. L'insetticida era somministrato su un campo d'erba medica (0,56 kg/ha), indi campioni di foglie trattate erano offerti agli insetti in gabbia: dopo 24 h la mortalità è risultata del 21% per *Megachile rotundata*, 12% per *Nomia melanderi*, 9% per *Apis mellifera* (Johansen, 1972).

In un altro studio (Johansen et al., 1983) è stato analizzato il tempo necessario per far diminuire la mortalità sotto il 25% sempre utilizzando gabbie di esposizione. I tempi registrati sono stati: 2-40 h per *M. rotundata*, <2-15 h per *N. melanderi* e <2 per *A. mellifera*. L'Autore ricorda che prodotti con tempi di 2 h possono essere considerati sicuri qualora applicati nel periodo di non bottinamento dei pronubi, mentre prodotti con tempi di 8 h presentano basso rischio. La variabilità nelle risposte ottenute è da ricondurre in gran parte alle diverse temperature (temperature basse mantengono attivo il prodotto più a lungo).

In un altro esperimento di laboratorio si sono confrontate le tossicità di 5 insetticidi (DDT, mala-

thion, temephos, iodofenphos, permethrin) nei riguardi di due predatori di larve di zanzara: un Notoconide (*Anisop sardea*) e un Odonato (*Crocothemis erythraea*). Le conclusioni sono assai positive per temephos, che è risultato il meno tossico tra i prodotti testati e non ha mostrato tossicità nei confronti di *A. sardea* (Mohsen et al., 1985).

Altre specie di insetti non bersaglio (*Baëtis parvus* e *Hydropsyche californica*) sono state utilizzate in prove tossicometriche su diversi insetticidi. I due piretroidi testati (K-Othrin e FMC-45497) hanno mostrato tossicità più elevata nei confronti degli Efemerotteri rispetto ai Simulidi; chlorpyrifos-methyl è risultato più tossico per *B. parvus* che per i Simulidi; temephos ha mostrato livelli di tossicità simile per le specie bersaglio e le non-bersaglio (Mohsen e Mulla, 1981).

L'estrema variabilità nella sensibilità di specie tassonomicamente vicine è stata messa in luce assai chiaramente da una sperimentazione condotta con acqua corrente in laboratorio. L'Efemerottero *Baëtis rhodani* è risultato più sensibile ($DL_{90-95} = 0,001-0,002$ mg/l) seguito dalla libellula *Agriion* sp. ($DL_{90-95} = 0,04-0,05$ mg/l), dal Tricottero *Brachycentrus* sp. ($DL_{90-95} = 0,1-0,2$ mg/l) e da un altro Tricottero, *Hydropsyche* sp. ($DL_{90-95} = 0,5-1,0$ mg/l) (Muirhead-Thomson, 1978).

In un altro studio è stata confrontata la sensibilità relativa di *Baëtis parvus* con quella di *Hydropsyche californica*. A 24 ore dalla somministrazione la DL_{50} è risultata rispettivamente di 0,0097 e 0,018 mg/l e la DL_{90} di 1,3 e 4,0 mg/l. *B. parvus* ha presentato dunque sensibilità simile a quella di *Simulium virgatum* (l'insetto bersaglio in questione) (Mohsen e Mulla, 1981). Sempre in corso d'acqua simulato in laboratorio, utilizzando due specie di Tricotteri predatori (*Rhyacophila dorsalis* e *Hydropsyche pellucidula*), a dosi pari alla DL_{90} per larve mature di *Simulium* si è avuto un tasso di sopravvivenza molto alto (Muirhead-Thomson, 1979).

In un recente studio Helgen et al. (1988) hanno evidenziato l'alta suscettibilità di *Chaoborus americanus*, che può giocare un ruolo essenziale nelle biocenosi di bacini d'acqua predando zooplancton e altri piccoli organismi, incluse larve di primo stadio di zanzara. Per *C. americanus* si è registrata in laboratorio una DL_{50} di 1,2 µg/l a 24 h, quindi simile a quella delle larve di zanzara. In ambiente naturale la sensibilità è risultata ancora maggiore. In un esperimento di campo, utilizzando la dose di 0,012 kg/ha per il controllo di *Anopheles quadrimaculatus* e *Culex* sp. lungo il perimetro di due laghi in Tennessee,

non si è registrato alcun effetto a carico di larve e adulti di Ditiscidi, adulti di Idrofilidi, larve di Odonati e Collemboli (Moore e Breeland, 1967).

Trattando un lago infestato da *Notonecta undulata*, un Notonectide predatore che in questo caso era diventato insetto bersaglio in quanto pungeva i bagnanti, alle dosi di 0,03 mg/l (0,44 kg/ha) si aveva mortalità completa del rincote. A 24 ore dal trattamento si rinvenivano 31 specie di insetti, a 48 ore solo 21. Tra queste ultime 17 specie erano Coleotteri, 3 emetteri e 1 Odonato. Nessuna specie di Dittero o Collembolo era rinvenuta viva; sulla superficie si notavano milioni di larve morte o moribonde di *Chaoborus* (Fales et al., 1968).

Alla dose di 0,034 kg/ha sono stati trattati focolai di *Aedes*, provocando l'eradicazione del Tricottero *Limnephilus indivisus* ed effetti sensibili sulle giovani larve di libellula mentre le larve mature non erano intaccate (Porter e Gojmerac, 1969).

Trattamenti frequenti a basse dosi (4 interventi bisettimanali alla dose di 0,035 kg/ha) non hanno provocato danni rilevabili sulle biocenosi di stagni salmastri in New Jersey; non sono emersi inoltre problemi da accumulo alla fine della serie di trattamenti (Campbell e Denno, 1976).

In Giappone, trattando con dosi progressive di temephos due piccoli ruscelli infestati da Simulidi, si è potuta registrare buona correlazione tra dose e numero di specie bentoniche trasportate dalla corrente (drift). Le specie risultate dello stesso livello di sensibilità dei Simulidi sono *Baëtis* sp., *Isoperla* sp., *Dolophilodes* sp. e *Anisogammarus* sp. (1 mg/l). Altre 20 specie hanno iniziato il drifting alla dose di 5 mg/l, mentre la gran parte delle specie si stacca dal fondo con 10 mg/l; solo alcune specie di Odonati iniziano il drift con 20 mg/l (Yasuno et al., 1981).

Da un altro studio condotto in Giappone si può avere conferma dei risultati precedenti. Alle dosi di 1 mg/l *Anisogammarus annandalei* "drifta" immediatamente dopo il passaggio dei due insetticidi testati (temephos e fenitrothion); *Baëtis* sp., *Epeorus* sp., *Perla quadrata* mostrano comportamento analogo a quello di *Simulium* con picco di drift più anticipato per fenitrothion che per temephos (Hasegawa et al., 1982).

Yasuno et al. (1982) hanno notato a tre mesi di distanza dal trattamento antisimulidico un forte incremento di Chironomidi seguito dall'aumento di *Baëtis* sp. Gli Autori mettono in relazione questo fenomeno con la riduzione dei competitori e predatori delle alghe che costituiscono ottimo alimento per i Chironomidi. Infatti molti macroinvertebrati bento-

nici sono scomparsi (Efemerotteri e Plecotteri in modo particolare) e i Chironomidi sono stati in grado di ricolonizzare il ruscello assai rapidamente, raggiungendo densità superiori a quelle pre-trattamento. Inoltre le specie di Chironomidi non erano le stesse di prima dell'intervento.

Stesso fenomeno è stato osservato da Yasuno et al. (1985) in seguito a un trattamento con 5 mg/l per 30 min che, riducendo notevolmente lo zoobenthos, provocò notevole fioritura algale e successiva infestazione di Chironomidi. Anche qui i Tricotteri ricomparivano più tardi. Tra i Chironomidi, che pure sono considerati sensibili a temephos, si trovano specie poco sensibili o tolleranti, come è il caso di *Procladius* sp. che subiva un forte incremento dopo trattamento di vasche di allevamento di anguilla alla dose di 0,075 mg/l (Sato e Yasuno, 1979).

In Canada, Frost (1980) utilizzando una formulazione microgranulare alla stessa dose in periodi stagionali diversi ha evidenziato una correlazione molto precisa tra azione di temephos (contro organismi bersaglio e non) e temperatura dell'acqua: nessun effetto si è avuto in maggio con 2-6 °C mentre forti mortalità si sono registrate in agosto con più di 20 °C.

In un'altra prova condotta in 4 corsi d'acqua infestati da Simulidi e utilizzando dosi di 0,059-0,091 mg/l per 18-23 min di una formulazione microgranulare si sono registrati significativi incrementi di drift a carico di Chironomidi, Tricotteri, Efemerotteri e Plecotteri a dosi più basse rispetto a quelle normalmente utilizzate sotto forma di emulsione concentrata (Frost e Sinniah, 1982).

Back et al. (1983) hanno trattato una torbiera, focolaio di zanzare, con temephos granulare ed hanno osservato per 5 giorni l'impatto sugli organismi macrobentonici di tre ruscelli drenanti. L'azione di temephos sulle larve di zanzara è passata da 100% a 0% a 5 giorni dal trattamento. L'incremento del drift, nei confronti di un ruscello testimone ove si è mantenuto costante, è stato di 11,8 volte per i Plecotteri, 4,7 per gli Efemerotteri, 3 per i Ditteri. Gli organismi più sensibili che hanno contribuito all'aumento riscontrato nei 3 ordini sono stati: *Podmosta macdunnoughi* (Nemouride), *Baëtis* sp., Chironomidae. Gli Autori concludono che la formulazione testata esplica un impatto inferiore a quello della corrispondente formulazione liquida sulle biocenosi dei corsi d'acqua.

I fiumi del bacino del Volta nell'Africa occidentale sono sotto controllo da tempo nell'ambito del Programma di Controllo dell'Oncocercosi. Diversi ricercatori hanno studiato l'impatto di temephos sugli invertebrati non bersaglio. A tutte le dosi usate (0,025-

0,1 mg/l) si sono registrati fenomeni di drift. Il distacco dai substrati inizia subito dopo il passaggio dell'insetticida con la corrente, raggiungendo velocemente un picco per poi ritornare a valori normali 24 h dopo il trattamento. Tra i taxa più sensibili ricordiamo: Baëtidae, Caenidae, Chironomidae, Tricotteri (specialmente il genere *Macronema*) (Dejoux e Elovard, 1977; Elovard e Jestin, 1982; Dejoux, 1983).

Sempre in Africa occidentale, utilizzando dosi abituali nella lotta antisimulidica (0,1 mg/l per 10 min), si è avuta una mortalità di circa il 50% degli oltre 4000 individui osservati (appartenenti a 41 specie) dopo 24 ore (Dejoux, 1982). Ed infine ricordiamo uno studio condotto in India sugli effetti cronici di temephos. Il Nepide predatore *Laccotrephes griseus* è stato nutrito per 28 giorni con larve di *Cx. quinquefasciatus* trattate con dosi subletali (0,05-0,25 mg/l). La crescita e la fecondità dell'emittero è risultata ridotta al crescere della dose. A 0,25 mg/l si è avuta atrofia degli ovari (Methavan e Jayakumar, 1987).

Bacillus thuringiensis var. israelensis

Un intenso lavoro è stato compiuto per verificare il grado di selettività d'azione di *B.th.i.* nei confronti di insetti appartenenti a taxa molto lontani tra loro. In "Microbial control of pest and plant diseases 1970-1980" di H.D. Burges si trova in appendice, a cura di Krieg e Langenbruch, una vasta raccolta di dati sull'argomento. Sintetizziamo tali dati nella seguente tabella:

Specie testata	Az. tossica in laboratorio	Autore ^(*)
COLEOTTERI		
<i>Berosus</i> sp.	no	Morawcrik e Schetter
<i>Coelambus</i> sp.	no	Morawcrik e Schetter
Gyrinidae	no	Weiser e Vankova, 1978
<i>Laccophilus</i> sp.	no	Morawcrik e Schetter
DITTERI		
<i>Chaoborus</i> sp.	no	Krieg
<i>Chironomus</i> sp.	si	Weiser e Vankova, 1978
<i>C. tumni</i>	si	Rieger e Schmetter
<i>Culicoides</i> sp.	no	de Barjac e Larget
<i>Diamesa</i> sp.	si	Weiser e Vankova, 1978
<i>Drosophila melanogaster</i>	no	de Barjac e Larget
<i>Phorbia brassicae</i>	no	Hassan e Krieg
<i>Musca domestica</i>	no	de Barjac e Larget
EFEMEROTTERI		
<i>Caenis lactea</i>	no	Weiser e Vankova, 1978
<i>Cloëon</i> sp.	no	Krieg

Ephemera danica no Weiser e Vankova, 1978
Leptophlebia sp. no Weiser e Vankova, 1978

EMITTERI

Notonecta glauca no Krieg
Sigara sp. no Krieg

IMENOTTERI

Trichogramma evanescens no Hassan e Krieg

LEPIDOTTERI

Aporia crataegi si Vankova e Weiser, 1978
Ephestia kueniella no de Barjac, 1978
Euproctis chrysorrhoea si Vankova e Weiser, 1978
Malacosoma neustria si Vankova e Weiser, 1978
Plutella xylostella no de Barjac, 1978
Spodoptera litura no de Barjac, 1978

TRICOTTERI

Chaetopteryx sp. no Weiser e Vankova, 1978
Hydropsyche pellucida si Weiser e Vankova, 1978
Potamophylax rotundipennis si Weiser e Vankova, 1978

^(*) Ove non è specificato l'anno si deve intendere come osservazioni non pubblicate

Nel documento WHO/VBC/79.750 si riporta che i Dixidi sono gli unici insetti che risultano sensibili a *B.th.i.* alle stesse dosi attive contro i Culicidi, mentre i Chironomidi risentono di dosaggi più elevati. Nessun effetto è stato riscontrato a carico di Efemerotteri e Coleotteri acquatici.

28 specie di organismi acquatici testati in laboratorio in California non hanno evidenziato alcun danno, se si esclude *Chironomus attenuatus* che è risultato suscettibile come i Culicidi e i Simulidi (Garcia et al., 1981).

In Francia, Larget e de Barjac (1981), testando *B.th.i.* su diverse specie di Ditteri dannosi e non, riportano come unica specie suscettibile *Chironomus plumosus*, ma a dosi molto più alte di quelle usate per i Culicidi.

Sinègre et al. (1980), prelevando da focolai culicidici del Sud della Francia numerosi organismi, avevano concluso che solo le larve di Chironomidi erano sensibili agli stessi livelli di *B.th.i.* usati per la lotta alle zanzare (DL₅₀ = 0,1 mg/l con esposizione di 24 h). Trattando ambienti che simulavano condizioni naturali e controllando gli effetti su 28 specie, solo le larve di Chironomidi sono risultate suscettibili in modo lieve (Miura et al., 1980).

Ali (1981) ha controllato per 4 settimane le popolazioni di Chironomidi in stagni sperimentali trattati

con 0,25-2,5 p.p.m. di *B.th.i.*. Si sono avute riduzioni del 18-88% dei Chironomidi e Tanitarsini presenti. La dose più alta non aveva alcun effetto su Rotiferi, Ostracodi, Corixidi, Notonectidi e Coleotteri. Ali et al. (1981) hanno condotto saggi biologici con diversi formulati di *B.th.i.* per confrontare la sensibilità di alcune specie di Chironomidi (*Glyptotendipes paripes*, *Chironomus crassicaudatus*, *C. decorus*, *Tanytarsus* sp.) con quella di due specie di Culicidi (*Aedes aegypti*, *Cx. quinquefasciatus*). Le larve di zanzara sono risultate 13-75 volte più sensibili di quelle dei Chironomidi. In questi ultimi le larve di I stadio sono più sensibili di quelle di III. In ambienti assai diversi come è il caso di focolai di *Anopheles stephensi* e *Culex pipiens* in Belgio, controllando due specie non bersaglio (*Chironomus plumosus* e *Limnephilus flavicornis*), Lebrun e Vlayen (1981) non hanno notato alcun effetto dannoso.

Sinègre et al. (1990) hanno studiato la dinamica di popolazione di 3 specie di Chironomidi (*Chironomus salinarius*, *C. halophilus*, *C. plumosus*) che colonizzavano aree trattate sperimentalmente con 8 insetticidi. Alle dosi normalmente usate contro le zanzare, solo *B.th.i.*, *B. sphaericus* e diflubenzuron non hanno prodotto ripercussioni evidenti. Fenitrothion, temephos, chlorpyrifos, deltametrina ed S 31183 (juvenile) invece hanno avuto impatto notevole.

Purcell (1981) in Florida, trattando focolai salmastri di *Aedes taeniorhynchus* e controllando 38 specie non bersaglio, segnala la sola diminuzione di *Notonecta indica* che comunque potrebbe anche aver migrato dallo stagno trattato.

Mulla et al. (1982), utilizzando dosi 5 volte superiori a quelle consigliate per la lotta contro le zanzare, non hanno riscontrato effetti di tossicità acuta su Efemerotteri, Odonati e Coleotteri. Catturando in natura alcuni predatori di larve di zanzara e nutrendoli con larve di *Culex quinquefasciatus* preventivamente esposte a *B.th.i.* e *B. sphaericus*, Ali e Mulla (1987) non hanno notato effetti sulla durata di vita e sulla muta di *Notonecta undulata* (Notonectide), *Tar-netrum corruptum* (Libellulide) e *Enallagma civile* (Cenagrionide). Utilizzando la dose di 100 mg/l di un formulato sperimentale pari a 1449 volte la DL_{50} a 24 h per larve di *Ae. vexans* non si è avuto alcun effetto su 4 specie di Coleotteri acquatici (Gharib e Hilsenhoff, 1988).

Dopo applicazioni per via orale, a concentrazioni di 5 miliardi di spore e cristalli/ml, adulti di *Trichogramma cacoeciae* non hanno accusato decremento alcuno di parassitizzazione a carico di uova di *Sitotroga cerealella*. Inoltre la dose di 100 milioni/ml di

spore e cristalli somministrata per 7 gg ad *Apis mellifera* non ha prodotto effetti patogeni (Krieg et al., 1980).

Dejoux, nel documento redatto per il WHO (1979), riporta una pressochè assoluta selettività d'azione di *B.th.i.* utilizzato come antisimulidico alla dose di 0,2 mg/l per 10 min (polvere primaria). Nessuna delle seguenti famiglie riportate è risultata "driftare" in conseguenza dell'intervento: Chironomidae, Rhagionidae, Ceratopogonidae, Baëtidae, Tricorythidae, Caenidae, Elmidae, Hydrophilidae, Libellulidae, Agrionidae, Hydroptilidae, Leptoceridae, Philopotamidae, Hydroptilidae, Perlidae, Pyralidae. L'Autore conclude che si tratta sicuramente del prodotto antisimulidico più selettivo mai testato.

A conclusioni analoghe sono giunti Autori impegnati nella lotta contro i Simulidi in altre regioni del globo (Colbo e Undeen, 1980; Molloy e Jamnback, 1981; Gibbs et al., 1986) mentre, utilizzando dosi elevate (5,28 g/l per 15 min), Back et al. (1985) hanno registrato un sensibile effetto su larve di Blephariceridae e di Chironomidae.

Pistrang e Burger (1984) in un ruscello del New Hampshire trattato con 10 mg/l per 1 min hanno registrato mortalità a carico di Chironomidi e drift per 2 specie di Efemerotteri e 2 specie di Tricotteri, effetti da attribuire all'azione di *B.th.i.*

TOSSICITA' NEI CONFRONTI DEI CROSTACEI

Temephos

I Crostacei acquatici rappresentano un anello importantissimo per la stabilità delle biocenosi che si sviluppano sia in acque lentiche che correnti. Alcuni gruppi presentano poi forte sensibilità agli agenti inquinanti, insetticidi in particolar modo, essendo la loro fisiologia molto simile a quella degli insetti. Sono stati per questo oggetto di numerosi studi tossicologici sia in laboratorio che in campo. La suscettibilità a temephos di alcuni microcrostacei è stata valutata in laboratorio: *Cyclops spartinus* (Copepode) ha mostrato mortalità inferiore al 10% con dosi di 1 mg/l dopo 24 h; *Diaptomus* sp. (Copepode) è risultato molto sensibile: 30% di mortalità a 0,001 mg/l e 90% a 0,01 mg/l dopo 24 h. Molto poco sensibile, invece, *Cyprinotus incongruens* (Ostracode) con 10% mortalità a 1 mg/l e 70% a 10 mg/l, sempre dopo 24 h (Ruber e Baskar, 1968).

La DL_{50} dopo 24 h per nauplii di *Thermocyclops hyalinus* (Copepode), il microcrostaceo dominante nei fiumi del bacino del Volta, è risultata 0,23 mg/l,

mentre la DL_{50} per gli adulti è stata 0,20 mg/l (Samman e Pugh Thomas, 1978). In prove condotte in acquari che simulavano condizioni naturali utilizzando un formulato granulare alla dose di 2,8 e 5,6 Kg/ha, si è registrata mortalità completa dei Cladoceri *Ceriodaphnia* e *Simocephalus* ed effetti leggeri sui Copepodi *Cyclops*, *Eucyclops* e *Ectocyclops* (Didia et al., 1975). *Daphnia magna* (Cladoceri) risulta avere una DL_{100} a 2 h pari a 0,5 mg/l e 1 mg/l dopo 20 min (Tevan e Lang, 1975).

Crostacei zooplanctonici raccolti in risaie della Malesia ed esposti a dosi di temephos in laboratorio hanno mostrato ampia variabilità di risposta: *Diaphanosoma* e *Moinodaphnia* (Cladoceri) sono risultati altamente suscettibili con $DL_{50} < 0,1$ mg/l (simile alle DL_{50} per *Culex tritaeniorhynchus*) mentre il Copepode *Tropodiptomus* sp. ha presentato $DL_{50} = 0,58$ mg/l (Yap et al., 1982).

Anche Crostacei marini sono stati saggiati in laboratorio (Maggi, 1973; Amiard-Triquet et al., 1981). Per *Artemia salina* (anostraco) la DL_{50} a 96 h è risultata 0,35 mg/l; per i Decapodi *Palaemonetes varians*, *Crangon crangon*, *Clinabarns misanthropus*, *Carcinus maenas* rispettivamente 0,75-1,55-6,5 e 0,15 mg/l.

E' stato investigato riguardo il comportamento di migrazione di *Gammarus fasciatus*, un Anfipode assai importante nelle catene trofiche dei fiumi, in relazione a somministrazioni di temephos in un ruscello simulato in laboratorio. Concentrazioni inferiori alla DL_{10} a 24 h (2 mg/l) inibiscono la migrazione contro corrente del Crostaceo (Ruber e Kocor, 1976). Studiando un altro Anfipode, *G. mucronatus*, mediante esposizioni a dosi sub-letali si è registrata inibizione dell'attività respiratoria con 0,1 mg/l per 24 h e nessun effetto con 0,01 mg/l (Ruber e La France, 1983).

Come la tossicità sia correlata, oltre che al tempo di esposizione, anche alla temperatura emerge dal lavoro condotto da Yasuno et al. (1978) su *Anisogammarus* sp. (Anfipode). Alla dose di 2 mg/l la mortalità raddoppia passando da 10 a 20 °C.

In uno studio assai approfondito condotto in Minnesota (Helgen et al., 1988) sono state, tra l'altro, condotte prove di laboratorio a carico di *Daphnia pulex*, *Diaptomus laptopus* e un gruppo misto di Ciclopoidi. *D. pulex* è risultato il più sensibile degli organismi testati con mortalità del 100 % alla dose di 1,3 µg/l a 24 h. La DL_{50} calcolata alle 12 h è risultata 0,4 µg/l. *D. laptopus* esposto per 12 h a 6 g/l ha fatto registrare mortalità dell'85%; infine per i Ciclopoidi si è ottenuta una DL_{50} a 5 h di 13,6 µg/l. In prove

parallele condotte sugli stessi organismi in uno stagno si è avuta mortalità elevata a carico di *D. pulex*, *Simocephalus* sp., e *D. leptopus* dopo 24 h. Nessun Cladocero veniva rinvenuto 14 gg dopo il trattamento. Al contrario si è registrato incremento nelle popolazioni di Ciclopoidi nonchè per *Keratella cochlearis* (Rotiferi). Forme giovanili di *D. pulex* sono riapparse nel bacino a 21 gg dal secondo trattamento e a 35 gg dal primo. La produzione di uova è risultata bloccata fino a metà luglio, la densità di *D. pulex* si è mantenuta molto inferiore a quella degli anni precedenti e rispetto a bacini di controllo per tutta la stagione. La sensibilità riscontrata in natura è risultata comparabile ai dati ottenuti in laboratorio, ma in genere più alta. Gli Autori sottolineano inoltre l'opportunità di fare studi a lungo termine perchè l'effetto sulle capacità riproduttive può manifestarsi con momentanei recuperi di popolazione e successivi crolli.

Due studi sono stati condotti in New Jersey sulla tossicità di temephos e malathion nei confronti di *Uca* sp., un Decapode scavatore assai importante per l'equilibrio delle biocenosi degli ambienti salmastri solitamente trattati per la lotta contro le zanzare. Entrambi i prodotti hanno causato una forte mortalità del granchio a dosi elevate e temephos si è dimostrato il più tossico dei due (Rio, 1970; Ward e Howes, 1974).

In bacini di decantazione di acque inquinate trattati con dosi di 0,056-0,22 kg/ha di temephos per il controllo di Chironomidi si è avuta alta mortalità del Cladocero *Moina rectirostris* che è risultato più sensibile delle specie bersaglio (Mulla e Khasawinah, 1969). Trattando con la dose di 5,6 kg/ha focolai di *Aedes* si è registrato decremento del 40% a 48 h dal trattamento nelle popolazioni dei Cladoceri *Simocephalus* e *Ceriodaphnia* che tornavano a densità normali dopo 7 gg dal trattamento. Decremento di solo il 10% si registrava invece per i Copepodi (*Cyclops*, *Ectocyclops*, *Eucyclops*) e per gli Ostracodi con recupero totale dopo 3 gg (Liem e La Salle, 1976).

In un altro studio condotto in ambienti salmastri del New Jersey trattati per 10 volte ad intervalli bisettimanali con 0,12 kg/ha di temephos non sono stati evidenziati effetti sugli Isopodi, Anfipodi e altri organismi presenti (Forgash, 1976).

In California sono stati confrontati 3 p.a. comunemente usati nella lotta larvicida: temephos, chlorpyrifos, diflubenzuron. Tutti gli insetticidi hanno ridotto le popolazioni di *Daphnia pulex* e *D. galeata* che comunque hanno recuperato in 1-3 settimane. Un altro Cladocero *Bosmina longirostris* è risultato suscettibile ai due organofosforici, ma tollerante a

diflubenzuron. Tra i Copepodi, *Cyclops* sp. è risultato sensibile solo a temephos mentre *Diaptomus* sp. è stato depresso da diflubenzuron, recuperando in 2 settimane. L'Ostracode *Cyprinotus*, tollerante a temephos, è risultato molto suscettibile a chlorpyrifos con mortalità di 60-90% e recupero della popolazione in 1-4 settimane. L'Anfipode *Hyaella azteca* ha dimostrato di essere tollerante a temephos, ma sensibile a diflubenzuron e chlorpyrifos (Ali e Mulla, 1978).

In Cecoslovacchia, nell'ambito di prove di lotta contro *Ae. cantans*, sono state tenute sotto osservazione diverse specie: il Fillopode *Chirocephalopsis grubii* ha mostrato mortalità del 100% alla dose di 0,005 mg/l; *Cyclops* sp. ha fortemente risentito della dose di 0,02 mg/l; *Daphnia* sp. ha subito mortalità del 100% alla dose di 0,1 mg/l (Rettich, 1979).

Trattando una pozza naturale alla dose di 0,01 mg/l si è avuta mortalità nei Cladoceri vicina al 100% senza recupero di popolazione fino a 40 gg. Al contrario i Ciclopoidi non subivano modifiche sostanziali dopo il trattamento, ma risultavano assenti in seguito per un periodo fino a 20 gg suggerendo ancora l'ipotesi di effetti dilazionati (Hughes et al., 1980).

In risaie della Malesia, utilizzando dosi di 60-200 gr/ha, si sono registrati effetti molto tossici sulle popolazioni di Cladoceri (*Diaphanosoma* e *Moinodaphnia*) che, comunque, recuperavano i livelli iniziali dopo 7-15 gg; inoltre la sensibilità di *Tropodiaptomus* è risultata simile a quella delle larve di zanzara (Yap et al., 1982).

In uno studio, condotto per valutare l'azione residua di temephos, tre bacini artificiali con comunità biocenotiche molto simili sono stati trattati alla dose di 0,03 mg/l. Temephos persiste molto poco nell'ambiente trattato e più a lungo con basse temperature; le popolazioni di Copepodi e Cladoceri sono le più lente a ricolonizzare l'habitat e a raggiungere le densità pre-trattamento (Fortin et al., 1987).

In un vasto studio di campo condotto nel Minnesota è stata valutata l'azione di temephos e chlorpyrifos sui Crostacei in ambiente di nidificazione di uccelli acquatici. Confrontando semplicemente la presenza o assenza di Crostacei in 48 aree trattate e 48 non trattate si sono registrati effetti tossici assai lievi per temephos e molto più marcati per chlorpyrifos (Frank e Sjorgren, 1976).

Nell'ambito del OCF (Programma di controllo dell'oncocercosi) sono state compiute osservazioni sul fiume Oti in Ghana. Il fiume era trattato settimanalmente con l'aereo in modo che le concentrazioni attese fossero di 0,01-0,05 mg/l per 10 min. I trattamenti causavano drift catastrofici di Cladoceri,

Copepodi e Chaoboridi nella prima ora, ma nell'arco delle 24 h non si verificava riduzione della popolazione in quanto, durante il giorno, quando venivano effettuati i trattamenti, la maggior parte degli individui si trova sul fondo e risente meno dell'azione dell'insetticida (Samman e Pugh-Thomas, 1979).

Per verificare l'impatto dei trattamenti antisimulidici sulle biocenosi del fiume Bandama in Costa d'Avorio, Bertrand (1976) ha raccolto diversi organismi tra cui Decapodi. Alle dosi normalmente utilizzate (0,1-0,5 mg/l) non ha registrato tossicità a loro carico.

Bacillus thuringiensis var. *israelensis*

In prove di laboratorio che simulavano condizioni di campo, Miura et al. (1980) hanno testato 3 generi di Cladoceri (*Ceriodaphnia*, *Simocephalus*, *Moina*), 1 genere di Ostracodi (*Cyprois*) e 1 specie di Copepodi (*Cyclops vernalis*) alla dose di 5400 spore/ml (comunemente usata per la lotta alle zanzare) senza osservare effetti tossici.

Trattando bacini sperimentali infestati da Chironomidi con dosi di 0,25-2,5 mg/l non si sono registrati effetti tossici sui Crostacei presenti (*Cyclops*, *Daphnia* e Ostracodi) nè sui Rotiferi (Ali, 1981).

In un lavoro di confronto dell'efficacia di 5 formulati, utilizzando dosi di 0,56-2,24 kg/ha, non si è evidenziato alcun effetto a carico degli Ostracodi (Mulla et al., 1982).

In saggi condotti in laboratorio sull'Anfipode di acque salate *Elasmopus bampo* si è rilevato l'elevato margine di sicurezza di *B.th.i.* essendo la DL_{50} (96 h) di 12,8 mg/l, molto superiore alle dosi comunemente usate (0,04-0,37 mg/l) (Reish et al., 1985).

TOSSICITA' NEI CONFRONTI DEI MOLLUSCHI

Temephos

Saggi biologici sono stati condotti su diversi Molluschi marini per verificarne la sensibilità (Maggi, 1973):

	DL ₅₀ (mg/l)	
	48 h	96 h
<i>Mytilus edulis</i> (lamellibranchi)	29	8,6
<i>Cardium edule</i> "	>30	30
<i>Gibbula umbilicalis</i> (gasteropodi)	>30	18
<i>Purpura lapillus</i> "	>30	22,5
<i>Littorina littorea</i> "	17	13
<i>Patella vulgata</i> "	>30	29

Inoltre la dose di 4 mg/l sembra non influenzare il metabolismo di *Crassostrea angulata*. Gasteropodi del genere *Pila* e *Cleopatra* raccolti nel fiume Bandama in Costa d'Avorio sono stati sottoposti a prove di laboratorio. Nessuna mortalità si è avuta nel genere *Pila* con dosi di 2-200 mg/l. Anche *Cleopatra* sp. è risultata molto tollerante, tanto che la stima della DL_{50} a 24 h sarebbe di circa 60.000 mg/l. Tuttavia la locomozione di *Cleopatra* sp. si è ridotta già alla concentrazione di 5 mg/l (Bertrand, 1976).

Per la lotta contro *Culicoides melleus* sono stati trattati piccoli stagni sabbiosi dove era presente il gasteropode *Nassarius obsoletus*. La dose utilizzata di 0,48 kg/ha non ha compromesso *Nassarius* che però mostrava reazioni più lente rispetto alla norma (Wall e Marganian, 1971). In ambienti salmastri trattati con 0,12 kg/ha di temephos un altro gasteropode, *Melampus bidentatus*, non ha mostrato effetti negativi di alcun genere (Forgash, 1976).

Trattamenti con formulati granulari sembrano favorire l'accumulo rispetto a trattamenti a base di emulsioni e il p.a. è rintracciabile anche a 5 settimane di distanza in *M. bidentatus*. Il residuo più alto trovato in *M. bidentatus* raccolto in aree trattate con emulsione è stato 0,059 ppm dopo 4 trattamenti, quello più alto rinvenuto nelle aree trattate con granulare è stato 0,75 ppm dopo 9 interventi (Fitzpatrick e Sutherland, 1976).

Bacillus thuringiensis var. *israelensis*

Sempre da Krieg e Langenbruch (in Burges, 1981) ricaviamo dati completamente rassicuranti circa l'azione tossica di *B.th.i.* nei riguardi dei Molluschi, non essendo stato osservato alcun effetto sulle specie sotto riportate.

Specie testata	Az. tossica in laboratorio	Autore (*)
gasteropodi		
<i>Aplexa hypnorum</i>	no	Morawczik e Schnetter
<i>Bithynia tentaculata</i>	no	Morawczik e Schnetter
<i>Galba palustris</i>	no	Morawczik e Schnetter
<i>Limnea stagnalis</i>	no	Morawczik e Schnetter
<i>Physa</i> sp.	no	Weiser e Vankova, 1978
<i>Planorbis planorbis</i>	no	Morawczik e Schnetter
<i>Radix</i> sp.	no	Morawczik e Schnetter
<i>Viviparus contectus</i>	no	Morawczik e Schnetter
lamellibranchi		
<i>Ostrea edulis</i>	no	Sinègre et al., 1979

(*) Ove non è riportato l'anno si deve intendere come osservazioni non pubblicate.

TOSSICITA' NEI CONFRONTI DI PESCI E ANFIBI

Temephos

Nel 1966 Mulla riporta che temephos, alla dose di 0,45 kg/ha, non è tossico per *Rana catesbeiana* (Anuri). Nel 1970 Muller utilizzando la dose di 0,6 mg/l per la lotta contro *Cyclops* in Nigeria (vettore di dracunculiasi) non osserva azione tossica su *Xenopus muelleri* (Anuri). Le uova di altre due specie di Anfibi, *Rana chensinensis* (Anuri) e *Hynobius retardatus* (Caudati), non hanno risentito di dosi pari a 1 mg/l mentre la DL_{50} è stata fissata in 4,18 e 3,97 mg/l rispettivamente (Hattori, 1974). Nessuna mortalità è stata osservata da Bertrand (1976) saggiando dosi da 1 a 10 mg/l su due specie tipiche del fiume Bandama: *Phrynobatrachus acraensis* e *P. calcaratus*.

Per quanto riguarda i Pesci molte sono le ricerche condotte. Von Windguth e Petterson (1966) non hanno riscontrato tossicità ai dosaggi normalmente impiegati nella lotta contro i Chironomidi; le DL_{50} a 24 h per *Micropterus salmoides* (Centrarchidi), *Lepomis macrochirus* (Centrarchidi), *Gambusia affinis* (Ciprinodontidi) e *Lebistes reticulatus* (Ciprinodontidi) sono risultate superiori a 200 mg/l.

Mulla et al. (1967) hanno valutato l'azione di temephos sulla carpa riscontrando mortalità totale con 5 mg/l a 3 h dalla somministrazione. Rongsriyam et al. (1968) hanno studiato gli effetti di temephos su *Poecilia reticulata*, un importante predatore di larve di zanzara. Sebbene non si sia evidenziata alcuna mortalità alla dose di 200 mg/l dopo 24 h, è stato possibile osservare riduzione dell'attività trofica del 50% alla dose di 2,5 mg/l. Considerando una DL_{50} per *Culex pipiens* di 0,53 g/l è stato calcolato un coefficiente di selettività di 4717 per cui temephos è risultato il miglior larvicida in corpi idrici contenenti pesci.

Dosi sub-letali di 0,25-1,5 mg/l sono state testate sulla stessa specie; non si è avuto calo nella produzione di uova, ma la consistenza della prole è diminuita fino a due mesi dopo l'esposizione (Yasuno et al., 1980). Darwazeh e Mulla (1974) non hanno osservato alcuna mortalità su *Gambusia affinis* trattata con la dose di 5 mg/l.

Saccà e Mastrilli (1972) forniscono una DL_{50} di 25 mg/l e un coefficiente di selettività nei confronti di *Cx. pipiens* di 35.714.285, di gran lunga il più alto dei 18 insetticidi testati. Scirocchi e d'Erme (1980) hanno saggiato temephos su 6 pesci d'acqua dolce utilizzando la dose che corrisponde alla DL_{100} in campo per *Cx. pipiens*. L'insetticida è risultato innocuo per tutte

le specie. Il luccio (*Esox lucius*) e il barbo (*Barbus plebejus*) sono risultati i più suscettibili con DL_{50} a 24 h di 0,39 e 2 mg/l. *G. affinis* con $DL_{50} = 7$ mg/l è stata la specie più resistente.

Salis et al. (1990) confrontando temephos con altri fosfororganici di largo impiego (fenthion, fenitrothion, chlorpyrifos-methyl, phentoato) hanno ottenuto una DL_{50} su *G. affinis* di 25 mg/l che lo conferma il migliore del gruppo testato.

Sembra che temephos tenda a concentrarsi nei pesci. Miles et al. (1976), esponendo *Lepomis macrochirus* a concentrazioni di 0,0216 e 0,00216 mg/l per 16 h, ha osservato un fattore di accumulo di 125 e 144 rispettivamente. Metthiesen e Johnson (1978) e Adey e Matthiesen (1979) hanno studiato le ripercussioni di temephos su *Sarotherodon mossambicus* (Ciclidi), un pesce tropicale. Con esposizioni a concentrazioni di 0,001-0,1 mg/l si è registrato un accumulo proporzionale alla dose. Il tasso di crescita, il glucosio nel plasma e l'attività colinesterasica rimanevano praticamente costanti.

Una delle ragioni addotte come probabile spiegazione della mancanza di effetti tossici a concentrazioni alle quali gli altri organofosforici risultano tossici è che l'inibizione della acetilcolinesterasi è causata solo da metaboliti specifici e non dalle molecole dell'insetticida o dal suo metabolita solfossido, le uniche due molecole rintracciabili. Si ritiene anche che il calo delle popolazioni ittiche in fiumi trattati per la lotta contro l'oncocercosi sia da imputare alla diminuzione delle popolazioni di insetti acquatici e non all'effetto tossico diretto (Bertrand, 1976). Chlorpyrifos-methyl, chlorphoxim e pirimiphos-methyl inibiscono più di temephos l'attività acetilcolinesterasica del cervello in *Tilapia guineensis* (Pelissier et al., 1983).

In India è stato sviluppato un piano di lotta contro *Cx. tritaeniorhynchus* basato sull'uso combinato di temephos e *G. affinis*. I pesci erano immessi nell'habitat alla densità di 10/mq e temephos impiegato alla dose di 5 kg/ha di formulato granulare; il controllo in questo modo era del 100% e non si aveva alcuna mortalità del pesce (Mathur et al., 1981).

Temephos utilizzato in allevamenti di anguilla alla dose di 0,02-0,05 mg/l per il controllo di Chironomidi non ha avuto ripercussioni sul tasso di crescita del pesce; si aveva riduzione dell'attività colinesterasica solo in presenza di 10 mg/l (Ohkura e Tabaru, 1975). Un caso particolare è quello segnalato da Fortin et al. (1986) che, esponendo *Salvelinus fontinalis* (Salmonidi) a dosi elevate di TEKNAR (4500-6000 mg/l per 45 min), hanno registrato elevata mortalità (20-86,4% rispettivamente). La tossicità, in questo

caso, dipendeva dalla presenza di xylene, un coformulante presente in concentrazione del 2% nel formulato testato.

In Burkina Faso è stato studiato l'impatto di 6 anni di applicazioni aeree di temephos (0,05 mg/l per 10 min) su quattro specie eduli di due fiumi: il Volta Rosso e il Volta Bianco. Non si sono riscontrati decrementi significativi nell'attività colinesterasica, forse anche per il fatto che i pesci tendono a spostarsi dal luogo del trattamento muovendosi contro corrente (Antwi, 1987).

Ugualmente nessuna ripercussione nel lungo periodo viene segnalata dopo 10 anni di monitoraggio nella popolazione ittica dei fiumi inseriti nel Programma di Controllo dell'Oncocercosi in Africa Occidentale. Il numero di catture totali e le specie catturate non hanno mostrato variazioni apprezzabili nel lungo periodo anche quando, per l'emergere della resistenza, temephos è stato sostituito con altri insetticidi come *B.th.i.*, chlorphoxim, permetrina (Leveque et al., 1988).

Bacillus thuringiensis var. israelensis

Anche nei confronti di Anfibi e Pesci *B.th.i.* ha finora dimostrato assoluta selettività. Un fenomeno non ben spiegato è stato osservato in Cecoslovacchia da Paulov (1985) che ha utilizzato dosi elevate sui diversi stadi di sviluppo di *Rana temporaria* (Anuri) senza che emergessero fenomeni di tossicità, ma osservando alla dose di 10 mg/l incremento di peso negli animali trattati e metamorfosi più rapida.

Sinègre et al. (1979a e b), sottoponendo *G. affinis* alla dose di 8 mg/l per 15 gg, non hanno rilevato alcun effetto tossico. Lebrun e Vlayen (1981), utilizzando *Tilapia nilotica* in laboratorio con dosi elevate, non hanno osservato tossicità alcuna. In India, in laboratorio, sono stati saggiati diversi ceppi di *B.th.i.* e *B. sphaericus* su diversi organismi non bersaglio tra i quali *Tilapia mossambica* e *Lebistes reticulatus* senza che si evidenziasse alcun effetto tossico (Narsaiah e Jamil, 1986).

In Iran in laboratorio e in California in campo, 40 specie di animali acquatici tra i quali diverse specie di pesci sono state sottoposte a dosi 50 volte superiori alle DL_{50} per *Cx. pipiens* senza che emergesse alcun effetto tossico acuto (Garcia et al., 1980). Nella lotta contro i Simulidi in un fiume del Maine si utilizzano dosi di 10 mg/l per 5 min ottenendo mortalità comprese tra 85 e 100%. La dieta del pesce presente non sembra variare in seguito ai trattamenti rimanendo assai scarsa in Simulidi; non è stato osservato nessun decremento di popolazione ittica (Gibbs et al., 1986).

TOSSICITA' NEI CONFRONTI DEGLI UCCELLI

Temephos

Somministrando a galline dosi giornaliere di 15,3 mg/kg, compare indebolimento delle zampe dopo 30 gg mentre dimezzando la dose non si è verificato alcun sintomo fino al 108° giorno (Gaines et al., 1967). Tucker e Haegele (1971) hanno studiato la tossicità acuta su 6 specie di uccelli. Le femmine di *Phasianus colchicus* (Fasianidi) sono risultate le più sensibili con $DL_{50} = 31,5$ mg/kg, seguite dalle femmine del Passeride *Passer domesticus* ($DL_{50} = 35,4$ mg/kg), dagli adulti del Columbide *Columba livia* ($DL_{50} = 50,1$ mg/kg), dai maschi dell'Anatide *Anas platyrhynchos* ($DL_{50} = 79,4$ mg/kg), dal Columbide *Coturnix coturnix japonica* ($DL_{50} = 84,1$ mg/kg) e dal Fasianide *Alectoris graeca* ($DL_{50} = 270$ mg/kg).

Hill ha osservato maggiore tolleranza in uccelli di grandi dimensioni rispetto a uccelli piccoli: *Cyanocitta cristata* (Corvidi) soccombe a dosi di 30 mg/kg, *Passer domesticus* è molto sensibile ($DL_{50} = 47$ mg/kg), *Richmondia cardinalis* (Fringillidi) ha $DL_{50} = 76$ mg/kg e *Colinus virginianus* (Fasianidi) $DL_{50} = 1910$ mg/kg.

Uno studio approfondito è stato condotto su *Anas platyrhynchos* con somministrazioni di 0,1-10 mg/kg di temephos a partire da prima dell'ovideposizione fino a 21 gg di vita. Tra i parametri controllati solo l'intervallo di deposizione è risultato più lungo per gli animali trattati con 10 mg/kg mentre nessuna differenza si è evidenziata riguardo la fertilità, la schiusura delle uova, il comportamento di nidificazione e cova. C'è stata però minor sopravvivenza nei due gruppi trattati anche se l'attività acetilcolinesterasica non risultava inibita nei giovani. I parametri biochimici non erano affetti e non si ritrovavano residui nelle uova o nei tessuti esaminati (Franson et al., 1983).

Un altro studio è stato condotto per verificare l'effetto di temephos sulla resistenza al freddo di *Anas platyrhynchos*, essendo noto che gli organofosforici possono avere questo tipo di ripercussione. Nelle diete sono stati aggiunti 0-0,1-1-10 e 100 mg/kg di p.a. Solamente il gruppo trattato con la dose più alta ha mostrato chiari sintomi di tossicità: elevata mortalità alla bassa temperatura testata, inibizione dell'attività colinesterasica, maggiori livelli di corticosterone nel plasma (Fleming et al., 1985).

Bacillus thuringiensis var. israelensis

Pulcini di pollo sono stati nutriti per 63 gg con

mangime contenente 4800 spore/kg senza mostrare alcun sintomo.

TOSSICITA' NEI CONFRONTI DEI MAMMIFERI (COMPRESO L'UOMO)

Temephos

Le reazioni degli animali di laboratorio trattati con temephos sono simili a quelle provocate dagli altri composti organofosforici. In dosi elevate si verifica inibizione dell'attività colinesterasica. La DL_{50} via orale per il ratto maschio è risultata 8.600 mg/kg, mentre per la femmina 13.000 mg/kg. Inoculazioni per via dermale di 4.000 mg/kg non hanno causato sintomi in ratti femmina, ma la stessa dose ha portato a morte 2 maschi su 10 (Gaines, 1969).

Topi, conigli e cavie hanno tollerato dosi giornaliere per via orale di 10 mg/kg senza mostrare effetti, i cani hanno ben tollerato dosi di 3-4 mg/kg, le più alte testate. Topi e conigli non hanno subito modifiche nel livello di colinesterasi dopo somministrazioni prolungate di 1 mg/kg/giorno. Dosi di 100 mg/kg/giorno per 5 gg hanno provocato necrosi nel fegato di coniglio e insorgenze patologiche blande si sono riscontrate con dosi di 10 mg/kg/giorno per 30 gg. Nessun danno invece si è avuto alle dosi di 1 e 0,1 mg/kg/giorno per 35 gg.

Ratti alimentati con una dieta contenente dosi sufficienti ad alterare la normale attività colinesterasica si sono riprodotti in maniera normale senza ripercussione sulla prole o difetti genetici (Gaines et al., 1967). Sempre su ratto l'eliminazione di temephos è monoesponenziale con tempo di dimezzamento di 7 h per dosi acute e 24 h per dosi subcroniche. Con esposizioni subcroniche l'inibizione acetilcolinesterasica era del 100% per 48 h, conformemente agli altri p.a. che vengono trasformati in metaboliti biologicamente attivi (Ferguson et al., 1985).

Temephos è stato studiato anche per la lotta contro gli ectoparassiti degli animali allevati. La DL_{50} ottenuta con applicazioni cutanee su coniglio era 408 mg/kg. Gli animali trattati esternamente sono idonei alla macellazione dopo 21 gg ma le vacche da latte non possono essere soggette a trattamento per il persistere di residui nel latte (Biryukova e Repin, 1984).

Un esperimento è stato compiuto su volontari: le dosi di 265 mg/uomo/giorno per 5 gg o 64 mg/uomo/giorno per 4 settimane non hanno causato effetti clinici né blocco dell'attività colinesterasica nel plasma (Laws et al., 1967).

Bacillus thuringiensis var. israelensis

Considerando il fatto che il batterio è considerato praticamente innocuo per i mammiferi, i test sono stati generalmente condotti con dosi eccezionalmente elevate. Non è mai stata osservata moltiplicazione all'interno di mammiferi (de Barjac et al., 1980). E' del 1981 il memorandum WHO in cui si ritengono sufficientemente studiati e sicuri *B.th.i.* e *B. sphaericus* per consentirne l'impiego su larga scala.

In Illinois sono state testate 6 formulazioni nei confronti di topi, ratti, conigli. Le somministrazioni sono state eseguite per via subcutanea, intracerebrale, intraperitoneale, orale e per aerosol. Per via orale o aerosol nessun caso di morte è stato registrato e *B.th.i.* scompare dal cervello e dai polmoni in 27 e 3 gg rispettivamente. Nel topo *B.th.i.* persiste nella milza per 7 settimane. L'inoculo intraperitoneale nel topo ha provocato casi di morte con un formulato ma nessun caso con un altro formulato. Formulazioni in polvere hanno causato irritazioni oculari più leggere, rispetto alle emulsioni, nell'occhio di coniglio. Lo studio conclude che *B.th.i.* può essere usato in ambienti ove può venire in contatto con l'uomo (Siegel, 1987).

I cristalli di *B.th.i.*, solubilizzati per via alcalina in modo da liberare la δ -endotossina, determinano gli stessi effetti citopatologici che incontriamo negli organismi bersaglio su animali di laboratorio in vivo e in vitro. Causano emolisi negli eritrociti di ratto, topo, pecora, cavallo e uomo. Somministrazioni intravenose nel topo alla dose di 15-30 mg/kg provocano rapide paralisi e morte in 12 h. La tossina non è invece tossica quando somministrata per via orale (Thomas e Ellar, 1983).

CITOTOSSICITA',

EMBRIOTOSSICITA', TERATOGENICITA'

Temephos

Sharma e Obersteiner (1981) hanno studiato gli effetti citotossici su cellule nervose di uccello in vitro. Ad alte concentrazioni si sono registrate degenerazioni del pigmento e totale blocco della crescita. Inoltre temephos, iniettato nel sacco vitellino alla dose di 1 mg/uovo al IV° giorno di incubazione, non interferisce nel livello di NAD e non causa deformazioni evidenti (Proctor et al., 1976).

Applicato esternamente al guscio delle uova di *Anas platyrhynchos* per la valutazione dell'attività embriotossica e teratogenetica, è risultato più tossico in veicolo di olio alifatico che acquoso in relazione alla miglior penetrazione conferita dal primo. In emulsio-

ne acquosa la dose in grado di ridurre la crescita dell'embrione è risultata simile alla DL_{50} cioè 70,59 mg/kg (Hoffman e Albers, 1984). Infine non ha mostrato effetti teratogeni su coniglio dopo ripetute somministrazioni orali e dermali a livelli che producevano effetti tossici acuti (Angerhofer e Weeks, 1984).

Bacillus thuringiensis var. israelensis

La messa in luce dell'attività tossica della β -esotossina nei confronti dei mammiferi ha determinato la messa fuori commercio dei ceppi in grado di produrla anche in piccola quantità.

Per quanto riguarda la δ -endotossina sono stati dimostrati gli effetti citotossici dei polipeptidi di 24 e 25 KDa, una volta estratti dai cristalli parasporali di *B.th.i.* e purificati. Entrambi hanno determinato lisi di eritrociti umani; il polipeptide di 24 KDa è risultato più tossico di quello di 25 KDa (Gill et al., 1987). In un altro lavoro (Thomas e Ellar, 1983), la δ -endotossina solubilizzata è risultata emolitica per eritrociti di uomo, cavallo, pecora, topo, ratto e coniglio. Al contrario, quella prodotta da *B.th.kurstaki* non provocava alcun effetto paragonabile. Utilizzando invece i cristalli tal quale non si avevano effetti patologici nel topo in seguito a somministrazione intravenosa e per os.

CASI DI RESISTENZA

Temephos

I casi di resistenza riscontrati in popolazioni di zanzare sottoposte a periodici trattamenti insetticidi sono numerosi e in continuo rapido aumento.

Nel 1974 in Giappone sono stati verificati i livelli di suscettibilità a diversi p.a. di una popolazione di *Cx. pipiens pallens* mediante la metodologia standard proposta dal WHO. Il fattore di resistenza a temephos è risultato il più alto tra i fosfororganici (416,7) seguito, in ordine decrescente, da fenthion (85,7), fenitrothion (83,3), diazinone (42,2), malathion (33,2), dichlorvos (24,7) (Yasutomi, 1974).

Georghiou et al. (1975) nel sud della California hanno evidenziato su *Cx. pipiens quinquefasciatus* multiresistenza a 6 dei 9 organofosforici testati con la metodica WHO: temephos è ancora in testa alla graduatoria con 116,7, seguito da chlorpyrifos con 52,2, fenthion con 48,9, methyl-parathion con 24, malathion con 16,4 e parathion con 12,9.

Altre due specie nocive avevano sviluppato multiresistenza simile (*Ae. nigromaculis* e *Cx. tarsalis*) in relazione non solo all'impiego dei pesticidi per il controllo delle zanzare, ma anche all'utilizzo in cam-

po agricolo. La resistenza nelle larve di *Cx. pipiens quinquefasciatus* viene quasi completamente colmata con l'impiego di un prodotto ad azione sinergica, il DEF, ma non con il piperonyl butossido.

In Francia sono stati testati 31 insetticidi su larve di *Cx. pipiens* resistenti a chlorpyrifos. Si è constatata resistenza incrociata solo nei riguardi di organofosforici, specialmente parathion, pirimiphos-methyl, diazinone e temephos. E' stato osservato, tra l'altro, che i pesticidi impiegati in campo agricolo inducono resistenza anche nelle zanzare (Sinègre et al., 1976).

Quattro ceppi di *Cx. pipiens* di varia provenienza sono stati saggati in Inghilterra per la resistenza nei confronti di diversi insetticidi. Il ceppo proveniente dalla Tanzania è risultato il più resistente, con coefficienti di 37 per temephos, 579 per malathion, 3032 per propoxur, 100 per permetrina (Tang e Wood, 1986). Anche *Simulium damnosum* ha sviluppato resistenza nei confronti di temephos, largamente impiegato dal 1975 al 1980 in Africa Occidentale, che ha dovuto essere sostituito con altri prodotti (Kurtak et al., 1987; Leveque et al., 1988).

Bacillus thuringiensis var. israelensis

Al momento non si conoscono casi di resistenza di zanzare a *B.th.i.* anche se diverse verifiche di possibili resistenze incrociate sono state condotte. Due ceppi di *An. albimanus* e cinque di *Cx. p. quinquefasciatus* resistenti e organofosforici, carbammati, DDT e piretroidi sono stati testati senza osservare tolleranza alcuna (Sun et al., 1980).

Dopo 14 generazioni sottoposte a pressione selettiva corrispondente alla DL_{50} si è registrato un incremento molto lieve (coefficiente di circa 2) di resistenza solo su uno dei due ceppi di *Ae. aegypti* impiegati (Goldman et al., 1986).

CONCLUSIONI

Ci sembra di poter affermare che il notevole interesse per lo studio del comportamento dei due prodotti in questione sia la dimostrazione migliore della loro validità. Temephos va per molti versi, ed in senso positivo, considerato un p.a. che si stacca decisamente dagli altri organofosforici disponibili in commercio per la lotta alle zanzare.

Particolarmente significative sono la bassissima tossicità acuta sui mammiferi e il basso livello di attività sul metabolismo cellulare. Il livello di selettività nei confronti degli organismi non-bersaglio è decisamente buono, anche se l'impatto nel lungo periodo è assai difficile da diagnosticare o stimare. Gli effetti su alcuni taxa di microcrostacei assai diffu-

si nelle biocenosi di acqua dolce possono ripercuotersi negli anni successivi considerando le modalità riproduttive. Essendo i Crostacei fondamentali anelli di stabilità delle biocenosi stesse, il rischio di danneggiare ambienti naturali, che spesso albergano focolai temporanei di zanzare, diventa elevato. Sensibilità marcate, seppure con ampia variabilità anche tra specie molto vicine, si sono pure rilevate in taxa di insetti di ampia diffusione come Chaoboridi, Chironomidi, Baëtidi, Plecotteri e Tricotteri.

Aspetto che potrebbe apparire secondario, ma di cui è difficile quantificare l'effetto nella pratica, è la modificazione del comportamento di organismi che in questo modo potrebbero venirsi a trovare in condizioni diverse dalle abituali, accusando declini di popolazione apparentemente non imputabili all'insetticida.

I Molluschi non mostrano elevata sensibilità a temephos così come gli Anfibi e i Pesci. Nei confronti di quest'ultimi temephos ha il miglior coefficiente di selettività rispetto agli altri insetticidi più usati. Esplica infine bassa tossicità anche nei confronti degli Uccelli.

Per quanto riguarda *B.th.i.*, possiamo solo rimarcare il notevole vantaggio che questo preparato consente per quanto riguarda la sicurezza d'impiego in ogni tipo di ambiente. Tra gli insetti non-bersaglio troviamo alcune specie sensibili nelle famiglie Chironomidi, Dixidi e Chaoboridi, comunque di solito a dosi più elevate di quelle usate per la lotta alle zanzare. Nessun effetto tossico è segnalato a carico di Crostacei, Molluschi, Anfibi, Pesci e Mammiferi.

La resistenza, infine, ci sembra un fattore di crescente importanza nelle scelte gestionali relative alla lotta alle zanzare. Un certo grado di resistenza a temephos è senz'altro presente nelle aree in cui viene impiegato da qualche anno, ma la sua sostituzione con *B.th.i.* può non essere sempre possibile per motivi tecnico-economici.

E' anche da attendere, nei tempi lunghi, la comparsa di resistenza nei confronti di *B.th.i.* per cui vanno studiati e programmati per tempo agenti di controllo biologico di rincalzo.

BIBLIOGRAFIA

1966

BLINN R.C., PASARELA N.R. - 1966. Colorimetric determination of Abate residues from several environmental conditions. *J. AGRIC. FOOD CHEM.* 14: 152-156.

BOWMAN J.S., ORKLOSKI E.J. - 1966. Abate R insecticide residues in streams and ponds treated for control of mosquito larvae. *MOSQ. NEWS* 26: 87-91.

- MULLA M.S. - 1966. Toxicity of new organic insecticides to mosquito fish and some other aquatic organisms. *MOSQ. NEWS* 26: 87-91.
- VON WINDEGUTH D.L., PATTERSON R.S. - 1966. The effects of two organic phosphate insecticides on segments of the aquatic biota. *MOSQ. NEWS* 26: 337-380.

1967

- GAINES T.B., KIMBROUGH R., LAWS E.R. - 1967. Toxicology of Abate in laboratory animals. *ARCH. ENVIRON. HLTH* 14: 283-288.
- LAWSE R., MORALES F.R., HAYES W.J., JOSEPH C.R. - 1967. Toxicology of Abate in volunteers. *ARCH. ENVIRON. HLTH* 14: 289-291.
- MOORE J.B., BREELAND S.G. - 1967. Field evaluation of two mosquito larvicides, Abate and Dursban, against *Anopheles quadrimaculatus*. *MOSQ. NEWS* 29: 36-42.
- MULLA M.S., AMANTS S., ANDERSON L.D. - 1967. Evaluation of organic pesticides for possible use as fish toxicants. *PROGR. FISH. CULT.* 29: 36-42.
- STEELMAN C.D., COLMER A.R., CABES L., BARR H.T., TOWER B.A. - 1967. Relative toxicity of selected insecticides to bacterial populations in waste disposal lagoons. *J. ECON. ENTOMOL.* 60: 467-468.

1968

- BLINN R.C. - 1968. Abate insecticide. The fate of T 0,0,0,0-tetra methyl 0-0-thiodi-p-phenylene phosphorothioate on bean leaves. *J. AGRIC. FOOD CHEM.* 16: 441-445.
- BOWMAN M.C., FORD H.R., LOFGREN C.S., WEIDHAAS D.E. - 1968. Residues of Abate: analysis in mosquito larvae and larvicide suspensions by flame photometric gas chromatography. *J. ECON. ENTOMOL.* 61: 1586-1589.
- FALES J.H., SPANGLER P.J., BODENSTEIN O.F., MILLS G.D., DURBIN C.G. - 1968. Laboratory and field evaluations of Abate against a backswimmer, *Notonecta undulata* Say (Hemiptera: Notonectidae). *MOSQ. NEWS* 28: 77-81.
- RONGSRIYAM Y., PROWNEBON S., HIRAKOSO S. - 1968. Effects of insecticides on the feeding activity of the guppy, a mosquito-eating fish, in Thailand. *BULL. WHO* 39: 977-980.
- RUBER E., BASKAR J. - 1968. Sensitivities of selected microcrustacea to eight mosquito toxicants. *PROC. ANN. MEET. N.J. MOSQ. EXTERM. ASSOC.* 55: 99-103.

1969

- GAINES T.B. - 1969. Acute toxicity of pesticides. *TOXICOL. APPL. PHARM.* 14: 515-534.
- MULLA M.S., KHASAWINAH A.M. - 1969. Laboratory and field evaluation of larvicides against chironomid midges. *J. ECON. ENTOMOL.* 62: 37-41.
- PORTER C.H., GOJMERAC W.L. - 1969. Field observations with Abate and Bromophos: their effect on mosquito and aquatic arthropods in a Wisconsin park. *MOSQUITO NEWS* 29: 617-620.

1970

- MULLER R. - 1970. Laboratory experiments on the control of cyclops transmitting guinea worm. *BULL. WLD. HLTH ORG.* 42: 563-567.
- RIO D.F. - 1970. A laboratory study on the effects of Abate and malathion on the fiddler crab. *PROC. ANN. MEET. N.J. MOSQ. EXT. ASS.* 57: 99-102.

1971

- DERBY S.B., RUBER E. - 1971. Primary production: depression of oxygen evolution in algal cultures by organophosphorus insecticides. *BULL. ENVIRONM. CONTAM. TOXICOL.* 5: 553-558.
- HILL E.F. 1971. Toxicity of selected mosquito larvicides to some common avian species. *J. WILD. MANAG.* 35: 757-762.
- MESTRES R., CHEVALLIER C. - 1971. Pénétration des insecticides dans les sols submergés. Deuxième partie: Etude au laboratoire de la pénétration de l'Abate. *TRAV. SOC. PHARM. MONTPELLIER* 31: 125-132.
- MESTRES R., CHEVALLIER C., RIOUX J.A., COUSSERANS J., SINEGRE G. - 1971. Pénétration de deux insecticides dans les sols halomorphes temporairement submergés. *TRAV. SOC. PHARM. MONTPELLIER* 31: 159-166.
- TUCKER R.K., HAEGELE M.A. - 1971. Comparative acute oral toxicity of pesticides to six species of birds. *TOX. APPL. PHARM.* 20: 57-65.
- WALL W.J., MARGANIAN V.M. 1971. Control of *Culicoides melleus* (Coq.) (Diptera: Ceratopogonidae) with granular organophosphorus and the direct effect on other fauna. *MOSQ. NEWS* 31: 209-214.

1972

- JOHANSEN C.A. - 1972. Toxicity of field-weathered insecticides residue to four kinds of bees. *ENVIRON. ENTOMOL.* 1: 393-394.
- SACCA' G., MASTRILLI M.L. - 1972. Tossicometria di alcuni esteri fosforici in *Gambusia affinis holbrooki* (Gir) e in *Culex pipiens* L.. *PARASSITOLOGIA* 14: 365-371.

1973

- MAGGI P. - 1973. Toxicité relative de deux insecticides organophosphorés, l'Abate et le fénitrothion. *REV. TRAV. INST. PECHES MARIT.* 37: 137-144.

1974

- COONEY J., PICKARD E. - 1974. Field tests with Abate and Dursban insecticides for the control of floodwater mosquitoes in the Tennessee Valley region. *MOSQ. NEWS* 34: 12-22.
- DARWAZEH H.A., MULLA M.S. - 1974. Toxicity of herbicides and mosquito larvicides to the mosquito fish *Gambusia affinis*. *MOSQ. NEWS* 34: 214-218.
- HATTORI K. 1974. Toxicity of difenphos in amphibians. *HOKK. EIS. KENK. HO* 24: 152-153.
- WARD D.V., HOWES B.L. - 1974. The effects of Abate, an organophosphorus insecticide, on marsh fiddler crab populations. *BULL. ENVIRON. CONT. TOXIC.* 12: 694-697.
- YASUTOMI K. - 1974. Insecticide resistance in *Culex pipiens pallens* larvae of Amagasaki City. *BOTYU-KAGAKU* 39: 59-61.

1975

- BUSH D.A. - 1975. The failure of temephos and chlorpyrifos to affect the short-term productivity of *Spartina alterniflora* and *S. patens* in a New Jersey salt marsh. *PROCEED. N.J. MOSQ. ASSOC.* 62: 50-55.
- BUTCHER J., BOYER M., FOWLE C.D. - 1975. Impact of Dursban and Abate on microbial numbers and some chemical properties of standing ponds. *WATER POLL. RES. J. CAN.* 10: 33-41.
- DIDIA V., LA SALLE R., LIEM K. - 1975. The effects of Abate 2G(R) mosquito larvicide on selected non-target organisms

- collected from forested temporary pools. *MOSQ. NEWS* 35: 227-228.
- GEORGHIU G.P., ARIARATNAM V., PASTERNAK M.E., LIN C.S. - 1975. Organophosphorus multiresistance in *Culex pipiens quinquefasciatus* in California. *J. ECON. ENTOMOL.* 68: 461-467.
- OHKURA T., TABARU Y. - 1975. Studies on chemical control of the larvae of chironomid midge in the eel culture ponds. *SVIS. ZOSHO.* 23: 1-7.
- TEVAN L., LANG F. - 1975. Effect of Abate, a mosquito larval insecticide on the ecosystem of water. *EGESZSEGTUDO-MANY* 19: 358-363.
- TOMLIN A.D. - 1975. Toxicity of soil applications of insecticides to three species of springtails (Collembola) under laboratory conditions. *CAN. ENTOMOL.* 107: 769-774.
- 1976
- BERTRAND J.Y. - 1976. Action de l'Abate, larvicide anti-Simuliés, sur quelques éléments de la faune non cible du Bandama (Lamto, Côte d'Ivoire). *BULL. ECOL.* 7: 445-460.
- CAMPBELL B.C., DENNO R.F. - 1976. The effect of temephos and chlorpyrifos on the aquatic insect community in a New Jersey salt marsh. *ENVIRON. ENTOMOL.* 5: 477-483.
- CAREY W.E., LADEVAIA R., VAN DER BURGT L., HELRICH K. - 1976. Abate R residues in salt marsh substrates. *PROCEED. N.J. MOSQ. EXTERN. ASSOC.* 63: 186-193.
- FITZPATRICK G., SUTHERLAND D.J. - 1976. Uptake of mosquito larvicide temephos by the salt marsh snail, New Jersey 1973-74. *PEST. MONIT. J.* 10: 4-6.
- FORGASH A.J. - 1976. A summary of studies of the impact of temephos and chlorpyrifos on the salt marsh environment. *PROC. ANN. MEET. N.J. MOSQ. EXTERN. ASS.* 63: 94-98.
- LIEM K.K., LA SALLE R.N. - 1976. Effects of Abate 2G(R) and Abate 4E(R) mosquito larvicides on selected non-target organisms coexisting with mosquito larvae in woodland depressions. *MOSQ. NEWS.* 36: 202-203.
- MILES J.W., DALE W.E., CHUECHILL F.C. - 1976. Storage and analysis of samples of water, fish and mud from environments contaminated with Abate. *ARCH. ENVIRON. CONTAM. TOXICOL.* 5: 29-41.
- PROCTOR N.H., MOSCIONI A.D., CASIDA J.E. - 1976. Chicken embryo NAD levels lowered by teratogenic organophosphorus and methyl carbamate insecticides. *BIOCH. PHARM.* 25: 757-762.
- RUBER E., KOCOR R. - 1976. The measurement of upstream migration in a laboratory stream as an index of potential side-effects of temephos and chlorpyrifos of *Gammarus fasciatus* (Amphipoda, Crustacea). *MOSQ. NEWS* 36: 424-429.
- SINEGRE G., GAVEN B., JULLIEN J.L. - 1976. Activité comparée de 31 insecticides sur des larves de *Culex pipiens* (L.) sensibles et résistant au chlorpyrifos dans le Midi de la France. *DOC. E.I.D.L.M.* N. 32 (12 pp.).
- 1977
- BIRMINGHAM B.C., COLMAN B. - 1977. The effect of two organophosphate insecticides on the growth of freshwater algae. *CAN. J. BOT.* 55: 1453-1456.
- DAORAI A., MENZER R.E. - 1977. Behaviour of Abate in microorganisms isolated from polluted water. *ARCH. ENVIRON. CONTAMINATION* 5: 229-240.
- DEJOUX C., ELOVARD J.M. - 1977. Action de l'Abate sur les invertébrés aquatiques. Cinétiques de décrochement à court et moyen term. *O.R.S.T.O.M. Ser. HYDROBIOLOGIE* 3: 217-230.
- 1978
- ALI A., MULLA M.S. - 1978. Effects of chironomid larvicides and diflubenzuron on non-target invertebrates in residential recreational lakes. *ENVIRON. ENTOMOL.* 7: 21-27.
- FRANK A.M., SJOGREN R.D. - 1978. Effect of temephos and chlorpyrifos on Crustacea. *MOSQ. NEWS* 38: 138-139.
- MATTHIESSEN P., JOHNSON J.S. 1978. Accumulation of the organophosphate blackfly larvicide Abate (temephos) in *Sarotherodon mossambicus*, with reference to the larvicidal control of *Simulium dannosum*. *J. FISH. BIOL.* 13: 575-586.
- MUIRHEAD-THOMSON R.C. - 1978. Relative susceptibility of stream macroinvertebrates to temephos and chlorpyrifos, determined in laboratory continuous-flow systems. *ARCH. ENVIRON. CONTAM. TOXICOL.* 7: 139-147.
- SAMMAN J., PUGH THOMAS M. - 1978. Changes in zooplankton populations in the White Volta with particular reference to the effect of Abate. *INTERN. J. ENVIRON. STUD.* 12: 207-214.
- WURTSBAUGH W.A., APPERSON C.S. - 1978. Effects of mosquito control insecticides on nitrogen fixation and growth of blue-green algae in natural plankton associations. *BULL. ENVIRONM. TOXICOL.* 19: 641-647.
- YASUNO M., HATAKEYAMA N., HASEGAWA J. - 1978. Toxicity of temephos to *Anisogammarus* sp. under different temperature and exposure period. *JAP. J. SANIT. ZOOL.* 29: 365-366.
- 1979
- ADENEY R.J., MATTHIESSEN P. - 1979. Sublethal effects of the organophosphate blackfly larvicide, Abate (temephos) on *Sarotherodon mossambicus*. *J. FISH BIOL.* 15: 545-553.
- DEJOUX C. - 1979. Recherches préliminaires concernant l'action de *Bacillus thuringiensis israelensis* de Barjac sur la faune d'invertébrés d'un cours d'eau tropical. *WHO/UBC/* 79-721.
- MUIRHEAD-THOMSON R.C. - 1979. Experimental studies on macroinvertebrates predator-prey impact of pesticides. The reaction of *Rhyacophila* and *Hydropsyche* (Tricoptera) larvae to *Simulium* larvicides. *CAN. J. ZOOL.* 57: 2264-2270.
- RETTICH F. - 1979. Laboratory and field investigations in Czechoslovakia with fenitrothion, pirimiphos-methyl, temephos and other organophosphorus larvicides applied as sprays for control of *Culex pipiens molestus* Forskal and *Aedes cantans* Meigen. *MOSQ. NEWS* 39: 320-328.
- SAMMAN J., PUGH-THOMAS M. - 1979. Observations on the effect of the aerial spraying Abate, used in the control of *Simulium* larvae, on the drift rates of the Microcrustacea and Chaoboridae in the river Oti, Ghana. *INT. J. ENVIRON. ST.* 14: 43-48.
- SATO H., YASUNO M. - 1979. Test of chironomidae larvae susceptibility to various insecticides. *JAP. J. SANIT. ZOOL.* 30: 361-366.
- SINEGRE G., GAVEN B., JULLIEN J.L. - 1979a. Evaluation de l'activité larvicide de *Bacillus thuringiensis* var. *israelensis* sur les Culicidés. Performances comparées des formulations commerciales. Impact du produit sur la faune non-cible. Mimeographed document. *EID.* N. 40, Montpellier, France, 23 p.
- SINEGRE G., GAVEN B., JULLIEN J.L. - 1979b. Sécurité d'emploi du serotype H-14 de *Bacillus thuringiensis* pour la faune non-cible des gîtes à moustiques du littoral Méditerranéen français. World Health Organization 6 pp. *WHO/UBC/* 79-742.

1980

- BARJAC H. DE, LARGET I., BENICHO L., COSMAO V., VIVIANI G., RIPOUTEAU H., PAPION S. - 1980. Innocuity test on mammals (mice, rats, guinea-pigs, and rabbits) with serotype H-14 of *Bacillus thuringiensis*. Geneva, Switzerland: WHO/UBC/80.761.
- COLBO M.H., UNDEEN A.H. - 1980. Effect of *Bacillus thuringiensis* var. *israelensis* on non-target insects in stream trial for control of Simuliidae. *MOSQ. NEWS* 40: 368-371.
- FROST S. 1980. Preliminary observations on the effects of particulate Abate insecticide used for blackfly (Diptera: Simuliidae) control in New poundland rivers. *J. ENVIRON. BIOL.* 1: 25-34.
- GARCIA R., ROCHERS B. DES, TOZER W. - 1987. Studies on the toxicity of *Bacillus thuringiensis* var. *israelensis* against organisms found in association with mosquito larvae. *PROC. ANN. CONF. CALIF. MOSQ. VECT. CONT. ASS.*, 33-36.
- HUGES D.N., BOYER M.G., PAPST M.H., FOWLE C.D. - 1980. Persistence of three organophosphorus insecticides in artificial ponds and some biological implications. *ARCH. ENVIRON. CONTAM. TOXICOL.* 9: 267-279.
- JONES R.D., HOOD M.A. 1980. - The effects of organophosphorus pesticides on estuarine ammonium oxidizers. *CAN. J. MICROBIOL.* 26: 1296-1299.
- KRIEGA., HASSAN S., PINSORF W. - 1980. Comparison of the effect on the variety *israelensis* with other varieties of *Bacillus thuringiensis* on non-target organisms of the order Hymenoptera: *Trichogramma cacoeciae* and *Apis mellifera*. *AN. SCHA-DL. PFLANZEN. UMW.* 53: 81-83.
- MIURA T., TAKAHASHI R.M., MULLIGAN F.S. - 1980. Effects of the bacterial mosquito larvicide, *Bacillus thuringiensis* serotype H-14 on selected aquatic organisms. *MOSQ. NEWS* 40: 619-922.
- MULLIGAN III F.S., SCHAEFER C.H., WILDER W.H. - 1980. Efficacy and persistence of *Bacillus sphaericus* and *B. thuringiensis* H-14 against mosquitoes under laboratory and field conditions. *J. ECON. ENTOMOL.* 73: 684-688.
- SCIROCCHI A., D'ERME A. - 1980. Tossicità di sette insetticidi su alcune specie di pesci di acqua dolce. *RIV. PARASSIT.* 41: 113-121.
- SINEGRE G., GAVEN B., JULLIEN J.L. - 1980. Sécurité d'emploi du serotype H-14 de *Bacillus thuringiensis* pour la faune non-cible du gites à moustiques du littoral méditerranéen français. *PARASSITOLOGIA* 22: 205-211.
- SUN C.N., GEORGHIOU G.P., WEISS K. - 1980. Toxicity of *Bacillus thuringiensis* var. *israelensis* to mosquito larvae variously resistant to conventional insecticides. *MOSQ. NEWS* 40: 614-618.
- YASUNO M., HATAKEYAMA S., MIYASHIZAMA M. - 1980. Effects on reproduction in the guppy (*Poecilia reticulata*) under exposure to temephos and fenitrothion. *BULL. ENVIRON. CONTAM. TOXICOL.* 25: 29-33.

1981

- ALI A. - 1981. *Bacillus thuringiensis* serovar *israelensis* (ABG-6108) against Chironomids and some non target aquatic invertebrates. *J. INVERT. PATH.* 38: 264-272.
- ALI A., BAGGS R.D., STEWART J.P. - 1981. Susceptibility of some Florida Chironomids and Mosquitoes to various formulations of *Bacillus thuringiensis israelensis*. *J. ECON. ENTOMOL.* 74: 672-677.
- AMIARD-TRIQUET C., LASSUS P., AMIARD I.C., DEVINEAU J., DENUIT C. - 1981. Influence des procédures expérimenta-

les sur la détermination de la toxicité aigue de quelques polluants à l'égard de divers organismes marins et eurysalins. *INSERM.* 106: 485-496.

- BURGESS H.D. - 1981. Microbial control of pest and plant diseases 1970-1980. *ACADEMIC PRESS* - LONDON.
- GARCIA R., DES ROCHERS B., TOZER W. - 1981. Studies on *Bacillus thuringiensis* var. *israelensis* against mosquito larvae and other organisms. *PROCEED. CALIF. MOSQ. VECT. CONT. ASS.* 49:25-29.
- LARGET I., BARJAC H. DE. - 1981. Spécificité et principe actif de *Bacillus thuringiensis* var. *israelensis*. *BULL. SOC. PANTHOL. EXOT.* 74: 216-227.
- LEBRUN P., VLAYEN P. - 1981. Etude de la bioactivité comparée et des effets secondaires de *Bacillus thuringiensis* H-14. *ZEIT. ANG. ENTOMOL.* 91: 15-25.
- LOW-GOH N., EDWARDS P., FROST S., PUGH THOMAS M. - 1981. The effect of Abate on the growth of *Vibrio natriegens* e *Chlorella vulgaris*. *INT. J. ENVIRON. STUDIES* 17: 135-139.
- MATHUR K.K., RAHMAN S.J., WATTAL B.L. - 1981. Integration of larvivorous fish and temephos for the control of *Culex tritaeniorhynchus* breeding. *J. COM. DIS.* 13: 58-63.
- MOHSEN Z.H., MULLA M.S. - 1981. Toxicity of blackfly larvicidal formulations to some aquatic insects in the laboratory. *BULL. ENVIRON. CONT. TOXIC.* 26: 696-703.
- MOLLOY D., JAMNBACK H. - 1981. Field evaluation of *Bacillus thuringiensis* var. *israelensis* as a blackfly biocontrol agent and its effect on non-target stream insects. *J. ECON. ENTOMOL.* 74: 314-318.
- PURCELL B.H. - 1981. Effect of *Bacillus thuringiensis* var. *israelensis* on *Aedes taeniorhynchus* and some non target organisms in the salt marsh. *MOSQ. NEWS* 41: 476-484.
- SEBASTIEN R.J., BRUST R.A. - 1981. An evaluation of two formulations of *Bacillus thuringiensis* var. *israelensis* for larval mosquito control in sod-lined simulated pools. *MOSQ. NEWS* 41: 508-511.
- SHARMA R.P., OBESTEINER E.J. - 1981. Cytotoxic responses of selected insecticides in chick ganglia cultures. *CAN. J. COMP. MED.* 45: 60-69.
- SINEGRE G., GAVEN B., VIGO G. - 1981. Contribution à la normalisation des épreuves de laboratoire concernant des formulations expérimentales et commerciales du sérotype H-14 de *Bacillus thuringiensis*. II - Influence de la température, du chlore résiduel, du pH et du la profondeur de l'eau sur l'activité biologique d'une poudre primaire. *CAH. ORSTOM. SER. ENT. MED. PARASITOL.* 19: 149-155.
- SINEGRE G. - 1981. Residual activity and stability of some experimental and commercial formulation of *Bacillus thuringiensis* serotype H-14. *TDR/BCV/IC, 81, 1/WP, 11.*
- W.H.O. - 1981. Mammalian safety of microbial agents for vector control: a WHO Memorandum. *BULL. W.H.O.* 59: 857-863.
- YASUNO M., SHIOYAMA F., HASEGAWA J. - 1981. Field experiment on susceptibility of macrobenthos in streams to temephos. *JAP. J. SANIT. ZOOL.* 32: 229-234.

1982

- DEJOUX C. - 1982. Recherche sur le devenir des invertébrés dérivant dans un cours d'eau tropical à la suite de traitements antisimulidiens au témephos. *REV. FRANC. SCI. EAU* 1: 267-283.
- ELOVARD J.M., JESTIN J.M. - 1982. Impact of temephos (Abate) on the non-target invertebrate fauna. A. Utilization of correspondence analysis for studying surveillance data collect in the onchocerciasis control programme. *REV. HYDRO-*

- BIOL. TROP.* 15: 23-31.
- ESSEN F.W. VAN, HEMBRE S.C. - 1982. Simulated field studies with four formulations of *Bacillus thuringiensis* var. *israelensis* against mosquitoes: residual activity and effect of soil constituent. *MOSQ. NEWS* 42: 66-72.
- FROST S., SINNIAH L.B. - 1982. Effect of particulate Abate insecticide on invertebrate stream drift communities in Newfoundland. *J. ENVIRON. STUD.* 19: 231-243.
- GRANT M.A., PAYNE W.J. - 1982. Effects of pesticides on denitrifying activity in salt marsh sediments. *J. ENVIRON. QUAL.* 11: 369-372.
- HASEGAWA J., YASUNO M., SAITO K., NAKAMURA Y., HATAKEYAMA S., SATO H. - 1982. Impact of temephos and fenitrothion on aquatic invertebrates in a stream of Mount Tsukuba. *JAP. J. SANIT. ZOOL.* 33: 363-368.
- MULLA M.S., FEDERICI B.A., DARWAZEH H.A. - 1982. Larvicidal efficacy of *Bacillus thuringiensis* serotype H-14 against stagnant-water mosquitoes and its effects on non-target organisms. *ENVIRON. ENTOMOL.* 11: 788-795.
- RAMOSKA W.A., WATTSS., RODRIGUEZ R.E. - 1982. Influence of suspended particulates on the activity of *Bacillus thuringiensis* serotype H-14 against mosquito larvae. *J. ECON. ENTOMOL.* 75: 1-4.
- YASUNO M., OHKITA J., HATAKEYAMA S. - 1982. Effect of temephos on macrobenthos in a stream on Mount Tsukuba. *JAP. J. ECOL.* 32: 29-38.
- YAP H.H., LAV B.L., LEONG Y.P. - 1982. Laboratory and field tests of temephos (Abate) on mosquito arvae and non-target organisms in rice field in Malaysia. *SOUTH. ASIAN J. TROP. MED. PUB. HLTH* 13: 646-653.
- 1983
- BACK C., LEBLANCA., AUBIN A. - 1983. Effets sur la derive des insectes aquatiques d'un traitement au temephos contre les larves de moustiques dans le Quebec subarctique. *CAN. ENT.* 115: 703-712.
- DEJOUX C. - 1983. Utilisation du téméphos en campagne de lutte contre *Simulium damnosum* en Afrique de l'Ovest. Impact des premiers cycles de traitement sur le milieu aquatique. *REV. HYDROBIOL. TROP.* 16: 165-179.
- FRANSON J.C., SPANN J.W., HEINZ G.H., BUNCK C., LAMONT T. - 1983. Effects of dietary Abate(R) reproductive success, duckling survival, behaviour and clinical pathology in game-farm mallards. *ARCH. ENVIRON. CONTAM. TOXICOL.* 12: 529-534.
- JOHANSEN C.A., MAYER D.F., EVES D.F., EVES J.D., KIOUS C.W. - 1983. Pesticides and bees. *ENVIRON. ENTOMOL.* 12: 1513-1518.
- MARGALIT J., ZOMER E., EREL Z., BARAK Z. - 1983. Development and application of *Bacillus thuringiensis* var. *israelensis* Serotype H-14 as an effective biological control agent against mosquitoes in Israel. *BIOTECHNOLOGY* 1: 74-76.
- PELLISSIER C., TACK, GRAS G. - 1983. Action du Téméphos sur l'activité acétylcholinestérasique du cerveau de *Tilapia guineensis* 3^o partie: action comparée du temephos et de trois insecticides de remplacement. *TOXICOL. EUROP. RESEARCH* 5: 63-69.
- PISTRANG L.A., BURGER J.F. - 1983. Effect of *Bacillus thuringiensis* var. *israelensis* on a genetically-defined population of black flies (Diptera: Simuliidae) and associated insects in a mountane New Hampshire stream. *CAN. ENTOMOL.* 115: 975-981.
- RUBER E., LA FRANCE K. - 1983. Effects of temephos on the respiratory rate of the salt marsh amphipod *Gammarus mucronatus*. *BULL. ENVIRON. CONTAM. TOXICOL.* 31: 148-151.
- THOMAS W.E., ELLAR D.J. - 1983. *Bacillus thuringiensis* var. *israelensis* crystal δ -endotoxin: effects on insect and mammalian cells in vitro and in vivo. *J. CELL. SC.* 60: 181-197.
- UMINO T., SUZUKI T., OCHOA A.J.O. - 1983. Insecticide studies in vector control of Guatemala onchocerciasis I. short carry of temephos in minute streamlets. *JAP. J. SANIT. ZOOL.* 34: 213-219.
- ZGOMBA M., PETRIC D., SRDIC Z. - 1983. Effects of some larvicides used in mosquito control on Collembola. *MITT. DTSCH. GES. ALLG. ANGEW. ENT.* 4: 91-95.
- 1984
- ANGERHOFER R.A., WEEKS M.H. - 1984. Toxicological assessment of Abate (0, 0, 0', 0'-tetramethyl-0-0'-thiodi-p-phenylene phosphoro-thioate) administered orally and dermally to mated and non-mated female rabbits. *GOV. REP. ANN. INO.* 84: 79.
- BIRYUKOVA N.P., REPIN V.M. - 1984. Isecticidal and toxic properties of Difos (Temephos) *VETER. MOSCOW* 11: 63-65.
- CHEN S.F., LU J.F., XIAO Y.C., LIU S.P. - 1984. Studies on the stability of the toxicity of *Bacillus thuringiensis* var. *israelensis* to mosquito larvae and factors influencing it. *MICROBIOLOGY* 11: 6-8.
- HOFFMAN D.S., ALBERS P.H. - 1984. Evaluation of potential embryotoxicity and teratogenicity of 42 herbicides, insecticides and petroleum contaminants to mallard eggs. *ARCH. ENVIRON. CONTAM. TOXICOL.* 13: 15-27.
- MARGALIT J., BOBROGLO H. - 1984. The effect of organic materials and solids in water on the persistence of *Bacillus thuringiensis* var. *israelensis* Serotype H-14. *Z. ANG. ENT.* 97: 516-520.
- PISTRANG L.A., BURGER J.F. - 1984. Effect of *Bacillus thuringiensis* var. *israelensis* on a genetically-defined population of black flies (Diptera: Simuliidae) and associated insects in a montane New Hampshire stream. *CAN. ENTOMOL.* 116: 975-981.
- UMINO T., SUZUKI T. - 1984. Insecticide studies in vector control of Guatemalan onchocerciasis (3) laboratory tests on adsorption of larvicides to soil. *JAP. J. SANIT. ZOOL.* 35: 1-6.
- 1985
- BACK C., BOISVERT J., LACOURSIERE J.O., CHARPENTIER G. - 1985. High-dosage treatment of a Quebec stream with *Bacillus thuringiensis* serovar *israelensis*: efficacy against black fly larvae (Diptera: Simuliidae) and impact on non-target insects. *CAN. ENTOMOL.* 117: 1523-1534.
- FERGUSON P.W., MEDON P.J., NASRI E. - 1985. Temephos (Abate R) metabolism and toxicity in rats. *ARCH. ENVIRON. CONTAM. TOXICOL.* 14: 143-147.
- FLEMING W.J., HEINZ G.H., FRANSON J.C., RATTNER B.A. - 1985. Toxicity of Abate R 4E (temephos) in mallard ducklings and the influence of cold. *ENVIRON. TOXIC. CHEM.* 4: 193-199.
- LACEY L.A., SMITTLE B.J. - 1985. The effects of gamma radiation on spore viability and mosquito larvicidal activity of *Bacillus sphaericus* and *Bacillus thuringiensis* var. *israelensis*. *BULL. SOC. VECT. ECOL.* 10: 98-101.
- LORES E.M., MOORE J.C., MOODY P., CLARK J., FORESTER J., KNIGHT J. - 1985. Temephos residues in stagnant ponds

- after mosquito larvicide application by helicopter. *BULL. ENVIRONM. CONTAM. TOXICOL.* 35: 308-313.
- MOHSEN Z.H., OUDA N.A., AL-FAISAL A.H., MEHDI N.S. - 1985. Toxicity of mosquito larvicides to backswimmer *Anisops sardea* H.S. (Hemiptera: Notonectidae) and dragonfly *Crocothemis erythraea* Brullé (Odonata: Libellulidae). *J. BIOL. SCI. RES.* 16: 273-282.
- PAULOV S. - 1985. Interactions of *Bacillus thuringiensis* var. *israelensis* with developmental stages of amphibians (*Rana Temporaria* L.) *BIOL. CZECH. B.* 40: 133-138.
- REISH D.J., LE MAJ J.A., ASATOS L. - 1985. The effect of *B. th. i.* (H.14) and methoprene on two species of marine invertebrates from southern California estuaries. *BULL. SOC. VECT. ECOL.* 10: 20-22.
- YASUNO M., SUGAYA Y., IWAKUMA T. - 1985. Effects of insecticides on the benthic community in a model stream. *ENVIRON. POLLUT. (SER. A)* 38: 31-43.
- 1986
- FORTIN C., LAPOINTE D., CHARPENTIER G. - 1986. Susceptibility of brook trout (*Salvelinus fontinalis*) fry to a liquid formulation of *Bacillus thuringiensis* serovar. *israelensis* (TEKNAR) used for blackfly control. *CAN. J. FISH. AQUAT. SCI.* 43: 1667-1670.
- GIBBS K.E., BRAUTIGAM F.C., STUBBS C.S., ZIBILSKA L.M. - 1986. Experimental applications of *B. th. i.* for larval black fly control: persistence and downstream carry, efficacy, impact on non-target invertebrates and fish feeding. *TEC. BULL. MAINE. AG. EXP. STAT. N.* 123 (25 pp.).
- GOLDMAN I.F., ARNOLD J., CARLTON B.C. - 1986. Selection for resistance to *Bacillus thuringiensis* subspecies *israelensis* in field and laboratory populations of the mosquito *Aedes aegypti*. *J. INVERTEBR. PATHOL.* 47: 317-324.
- NARSAIAH J., JAMIL K. - 1986. Preliminary studies on biological control of mosquito larvae using *Bacillus thuringiensis* and *B. sphaericus*. *ENTOMON.* 11: 187-192.
- TANG Z.H., WOOD R.J. - 1986. Comparative study of resistance to organophosphate and carbamate insecticides in four strains of the *Culex pipiens* L. complex (Diptera : Culicidae). *BULL. ENT. RES.* 76: 505-511.
- 1987
- ALI C., MULLA M.S. - 1987. Effect of two microbial insecticides on aquatic predators of mosquitoes. *J. APPL. ENTOMOL.* 103: 113-118.
- ANTWI L.A.K. - 1987. Fish head acetylcholinesterase activity after aerial application of temephos in two rivers in Burkina Faso, West Africa. *BULL. ENVIRON. CONTAM. TOXICOL.* 38: 461-466.
- FORTIN C., MAIRE A., LECLAIR R. - 1987. The residual effect of temephos (Abate 4-E) on non-target communities. *J. AM. MOSQ. CONT. ASS.* 3: 282-288.
- GILL S.S., SINGH G.J.P., HORNUNG J.M. - 1987. Cell membrane interaction of *Bacillus thuringiensis* subsp. *israelensis* cytolytic toxins. *INFECT. IMMUN.* 55: 1300-1308.
- HIMENO M. - 1987. Mechanism of action of delta-endotoxin from *Bacillus thuringiensis*. *J. TOXICOL.-TOXIN REVIEWS* 6: 45-71.
- KURTAK D., MEYER R., OCRAN M., OUEDRAOGO M., REAUD P., SAWADOGO R.O., TELE B. - 1987. Management of insecticide resistance in control of the *Simulium damnosum* complex by the Onchocerciasis Control Programme, West Africa: potential use of negative correlation between organophosphate resistance and pyrethroid susceptibility. *MED. VET. ENTOMOL.* 1: 137-146.
- LI R.S., JARRET P., BURGESS H.D. - 1987. Importance of spores, crystals, and δ -endotoxins in the pathogenicity of different varieties of *Bacillus thuringiensis* in *Galleria mellonella* and *Pieris brassicae*. *J. INVERTEBR. PATHOL.* 50: 277-284.
- MATHAVAN S., JAYAKUMAR E. - 1987. Long-term effects of pesticides (fenthion and temephos) on growth and fecundity of an aquatic bug *Laccotrephes griseus* (Guerin). *INDIAN J. EXP. BIOL.* 25: 48-51.
- SIEGEL J.P., SHADDUK J.A., SZABO J. - 1987. Safety of the entomopathogen *Bacillus thuringiensis* var. *israelensis* for mammals. *J. ECON. ENTOMOL.* 80: 717-723.
- SOKOLOVA E.I., KULIEVA N.M., CHEKALINA L.I., SHATALOVA L.A. - 1987. Larvicidal activity of the preparation *Bacillus thuringiensis* H-14 strain BTS-393 after prolonged storage. *MED. PARAZITOL. PARAZITARN. BOL.* 1: 17-19.
- 1988
- GHARIB A.H., HILSENHOFF W.L. - 1988. Efficacy of two formulations of *Bacillus thuringiensis* var. *israelensis* (H-14) against *Aedes vexans* and safety to non-target macroinvertebrates. *J. AM. MOSQ. CONTROL. ASSOC.* 4: 252-255.
- HELGEN J.C., LARSON N.J., ANDERSON R.L. - 1988. Responses of zooplankton and *Chaoborus* to temephos in a natural pond and in the laboratory. *ARCH. ENVIRON. CONTAM. TOXICOL.* 17: 459-471.
- LEVEQUE C., FAIRHURST C.P., ABBAN K., CAUGY D., CURTIS M.S., TRAORE K. - 1988. Onchocerciasis control programme in West Africa: ten years monitoring of fish populations. *CHEMOSPHERE* 17: 421-440.
- MOREAU C.M. - 1988. Data sheet on the impact of pesticides on non-target organisms. N: 1 Temephos WHO/UBC/ 88. 955.
- 1990
- BARJAC H. DE, FRACHON E. - 1990. Classification of *Bacillus thuringiensis* strains. *ENTOMOPHAGA* 35: 233-240.
- ERIDANIA Z.N. - 1990. Analisi acque impianto di depurazione e lagunaggio aerato stabilimento di S.Pietro in Casale. Genova 24/10/90 (2 pp+all.).
- SALIS A., ADDIS A., FRIGAU G. - 1990. Studio su alcuni insetticidi antilarvali per l'ambiente del Canale di Terramaini. *ACQUA ARIA* (3): 241-247.
- SINEGRE G., BABINOT M., VIGO G., TOURENQ J.N. - 1990. Sensibilité de trois espèces de *Chironomus* (Diptera) à huit insecticides utilisés en démoustication. *ANNLS LIMNOL.* 26: 65-71.
- 1991
- DELECLUSE A., PONCET S., MULLER-COHN J., KLIER A., RAPOPORT G. - 1991. Toxin genes from *Bacillus thuringiensis israelensis*: expression and mosquitoicidal activity of their products. *FIRST INTERNATIONAL CONFERENCE ON BACILLUS THURINGIENSIS*, July 28th-31st 1991, St. Catherine's College, OXFORD.

L'INTERVISTA

IL SUOLO, QUESTO GRANDE SCONOSCIUTO

Dopo il corso di formazione sull'ecologia del suolo e gli indicatori biologici di inquinamento, tenutosi a Pavia dall'11 al 14 settembre 1991, sono state rivolte alcune domande al prof. M. G. PAOLETTI

a cura di P. Casarini

L'approccio laboratoristico alla valutazione della qualità del suolo è tradizionalmente e sinora unicamente di tipo fisico e chimico.

La fertilità di un suolo dipende però in larga misura dalle sue componenti biotiche, vegetali e animali, la cui compromissione porta inevitabilmente al degrado della matrice ambientale stessa. Sulla scorta delle comprovate esperienze di utilizzo di indicatori biologici di inquinamento di acqua ed aria si è quindi tentato, con questo corso, di gettare le basi per un futuro impegno teso all'individuazione di metodi di indagine sulla fauna invertebrata del terreno, metodi che possono risultare idonei anche per indagini routinarie.



Il compito è arduo, perché abbiamo a che fare con una matrice di estrema complessità, priva dell'omogeneità che contraddistingue i fluidi, ma ci aiuta il fatto di operare su organismi in generale scarsamente mobili, che vivono negli interstizi e che, analogamente ai macroinvertebrati bentonici, sono in grado di registrare ed integrare gli effetti delle sostanze tossiche con le quali vengono a contatto, direttamente od attraverso l'alimentazione e la respirazione, nonché di evidenziare gli effetti di pratiche agronomiche, quali l'aratura, l'irrigazione o l'uso di fertilizzanti, che ne inducono alterazioni quantitative e qualitative.

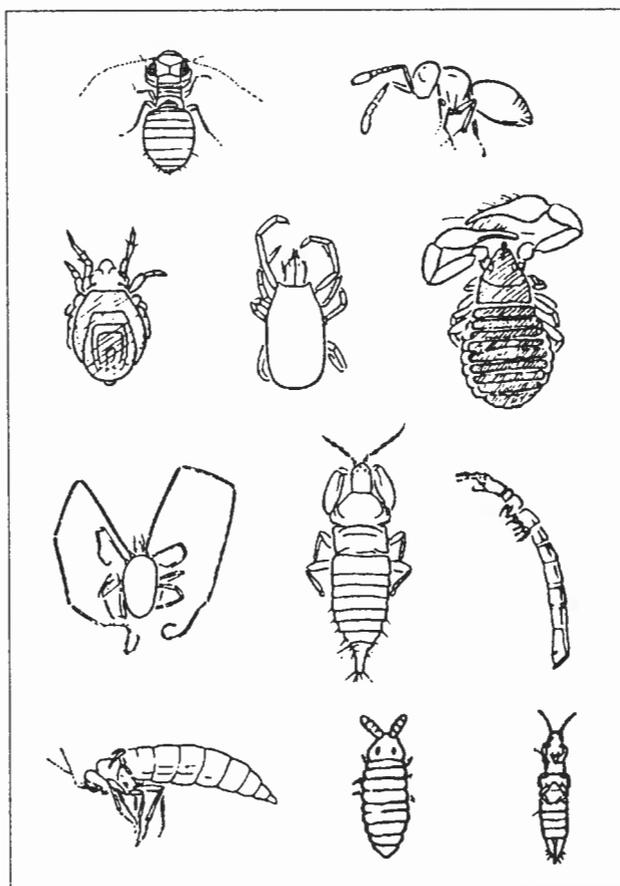
Durante il corso sono state illustrate diverse

tecniche (nessuna delle quali risulta standardizzata) di raccolta o di estrazione dei gruppi animali: vasi trappola a caduta per Miriapodi, Coleotteri od Aracnidi (in generale, per gli animali che si muovono attivamente), imbuto estrattori del tipo Berlese-Tullgren (ideali, ad esempio, per Acari e Collemboli), estrazioni con soluzioni diluite di formalina (molto efficaci per gli Oligocheti), campionamenti su trincee con smistamento manuale per gli esemplari chiaramente visibili ad occhio nudo.

Per studi faunistici (parchi, aree da tutelare, V.I.A.) è opportuno ricorrere a tutte queste tecniche, per essere certi di individuare tutti gli invertebrati presenti nel terreno. Per esprimere valutazioni in merito ad un'area oggetto di sversamento mediante il criterio del confronto con area limitrofa non interessata dal fenomeno, si può ricorrere allo smistamento manuale (risposta in tempi brevi) od all'estrattore Berlese-Tullgren (risposta a distanza di alcuni giorni). L'estrazione con formalina degli Oligocheti si rivela assai idonea per studi sull'accumulo di metalli pesanti, che si concentrano nei loro tessuti. Questi sono solo alcuni esempi di utilizzo della fauna edafica come bioindicatrice.

Per raggiungere lo scopo è però necessario identificare gli organismi ottenuti mediante le tecniche citate ed il compito è apparso piuttosto complesso, soprattutto perché gli esperti dei diversi gruppi consideravano irrinunciabile spingere la determinazione sistematica dei singoli individui al livello della specie. I corsisti hanno puntualizzato con valide motivazioni l'esigenza di andare ad una semplificazione non banalizzata dell'aspetto tassonomico, mediante individuazione dell'equivalente delle Unità Sistematiche per le acque correnti. L'interesse che i docenti, stimolati, hanno manifestato nei confronti di questa realtà, di queste esigenze, mi rende ottimista su un futuro di collaborazione costruttiva con il mondo della ricerca anche in questo settore.

Non ci possiamo aspettare "il metodo", l'E.B.I. del suolo, ma si può sicuramente giungere alla realizzazione di strumenti di lavoro,



quali un manuale di applicazione delle principali tecniche e delle guide per l'identificazione degli organismi.

Per una valutazione complessiva dell'iniziativa, ho rivolto alcune domande al prof. M.G. Paoletti, il coordinatore scientifico che ne ha reso possibile la realizzazione.

Quali sono state le motivazioni che l'hanno portata ad accettare il coordinamento di questo corso?

Ho avuto molta titubanza, e lei lo sa, ad intraprendere un'iniziativa del genere, assolutamente nuova in Italia. Primo, perché il suolo è un mondo ancora in gran parte sconosciuto, soprattutto ecologicamente e biologicamente. Me lo ricordava ancora pochi mesi fa il grande propugnatore "moderno" della zoologia del suolo, Keith Kevan. Secondo, perché immaginavo che i corsisti avrebbero desiderato risposte univoche a quesiti univoci, cosa che ancora

per il suolo non è sempre possibile formulare. Terzo, perché guardandomi attorno ho stentato non poco a trovare persone elastiche ed innovative, aperte alla tematica dei bioindicatori.

Ma perché allora avrei accettato? Bè, bisogna smuovere le acque innanzitutto tra gli addetti ai lavori, che hanno risposto con entusiasmo, poi per far vedere ai più giovani che c'è un mondo da esplorare che noi usiamo spesso come una grande discarica. Un uso appropriato del suolo e della sua monumentale ricchezza biologica mi ha sempre attirato sin da piccolissimo e ho il dovere morale di far percepire anche agli altri questo fascino che avverto.

Quali sono le Sue impressioni complessive?

Le mie impressioni sono di un primo figlio che i genitori non sanno educare, perché gli educatori diventano tali solo se i loro figli li stimolano a migliorare.

La pioggia battente ha ridotto le nostre previste uscite per la raccolta di materiale e così le ore sui banchi si sono trasformate in una corsa, dura, in un mondo sconosciuto e sterminato e credo che sia stato arduo per molti.

Al di là di ciò, la curiosità o l'inquietudine che si è via via diffusa nel gruppo dei nostri corsisti credo che offrirà occasioni di approfondimento e maggiore coscienza di quanto c'è da fare. Sono ottimista, sapremo fare meglio. Ma le cose troppo facili e scontate spesso non hanno neppure il sapore di scienza e tantomeno di verità scientifica.

Lei ha accettato il confronto con i corsisti, discutendo con loro e proponendo, a fine lavori, un questionario nel quale si chiedeva un giudi-

zio sul corso, nonché suggerimenti e proposte per corsi futuri. Cosa è emerso dall'analisi dei questionari?

I questionari evidenziano alcune mie perplessità pre-corso e l'impossibilità di raccolte all'aperto. Ripeto, credo che il rodaggio di quest'anno serva a mettere meglio a fuoco la richiesta che viene fuori più vasta di quanto si poteva immaginare. Dovrei tirarmi le orecchie per qualche lezione noiosa. Ebbene sì. Si è cercato di dare un quadro dei taxa più diffusi nel suolo e forse si è esagerato. Ma semplificare troppo crea una base di semplicismo che non può portare molto lontano. Complessivamente penso che una prossima edizione potrà portare maggiori elementi di praticità ed applicabilità di quanto sia stato possibile in questa edizione. La preparazione di un manuale sugli organismi del suolo aiuterebbe assai. Il progetto io l'ho diffuso; spero che ci sarà il supporto finanziario necessario.

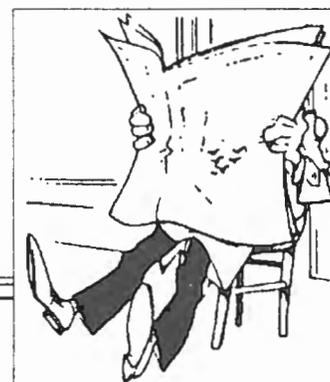
Quali dovrebbero quindi essere le caratteristiche del futuro corso di formazione?

Il futuro corso dovrà essere diviso in due giorni teorici, due giorni di raccolte e un giorno di elaborazione di progetti comuni. Ripeto, spero che l'idea del manuale prenda forma e con essa si vada creando un gruppo di persone che producano un nuovo modo di vedere la biologia del suolo.

Stiamo lavorando per il futuro e questo mi eccita moltissimo. Agricoltura sostenibile, crescita economica sostenibile hanno scarso significato senza riferimenti biologici ed ecologici più solidi. Ed il suolo, questo grande sconosciuto, ancora oggi offre il 98% della base alimentare del nostro pianeta.



ABSTRACTS



BIOMANIPOLAZIONE

- [226] 1- Manipulation of chemistry and phytoplankton by hydrological intervention: a whole lake experiment in the northern Netherlands
- [227] 2- Why do cladocerans fail to control algal blooms?
- [228] 3- Effectiveness of phytoplankton control by large-bodied and small-bodied zooplankton
- [229] 4- Biomanipulation by introduction of herbivorous zooplankton. A helpful shock for eutrophic lakes?

IGIENE AMBIENTALE

- [230] 1- Giardia in wastewater - effect of treatment

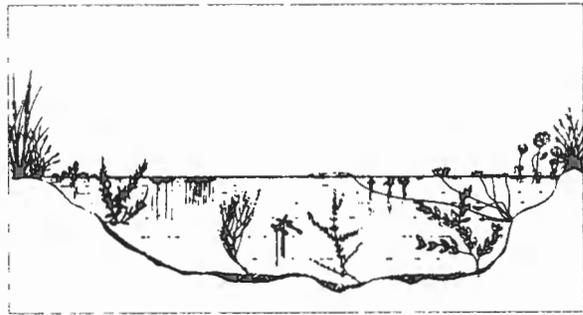
DI TUTTO UN PO'

- [231] 1- Field test for bioassay procedure for assessing habitat quality on fish spawning grounds
- [232] 2- Heavy-metal ecology of terrestrial plants, microorganisms and invertebrates
- [233] 3- A database of chemical toxicity to environmental bacteria and its use in interspecies comparisons and correlations
- [234] 4- I batteri fotosintetici sulfurei e la loro importanza nello studio dell'evoluzione trofica di ambienti lacustri
- [235] 5- The effect of leaf pack composition on processing: a comparison of mixed and single species packs

DE HAAN H., HOOGVELD H. L., DE BOER T., VOERMAN J., MOED J. R., KRAMER H.A., SCHROTENBOER J.-1988

Manipulation of chemistry and phytoplankton by hydrological intervention: a whole lake experiment in the northern Netherlands

Freshwater Biology, 20: 395-406. [226]



Il sistema di laghi della Frisia, nell'Olanda settentrionale, è influenzato chimicamente dagli apporti della zona ad agricoltura intensiva in cui si trovano. Il livello idrico del sistema è regolato artificialmente mediante canali di collegamento con il lago IJsselmeer, dal quale viene prelevata acqua salmastra per bilanciare le perdite estive. Durante l'autunno e l'inverno, invece, si immette l'acqua in eccesso, arricchita dai fertilizzanti agricoli, dal sistema della Frisia al lago IJsselmeer.

Queste condizioni favoriscono un'alta concentrazione di nutrienti e conseguente elevata biomassa algale, con prevalenza di Cianofitee filamentose e riduzione delle macrofite acquatiche. La stessa cosa avviene in aree umide di rilevante interesse naturalistico collegate al sistema di laghi.

Per studiare le possibilità di attenuare il fenomeno è stato deciso di isolare idrologicamente il lago Negenmad dal sistema; come controllo è stato scelto il vicino lago Veertigmad, collegato alla rete di canali. Entrambi i laghi hanno una profondità media di 0,7 m e sono circondati da canneti e arbusti di ontano.

Le analisi sono state eseguite per tre anni (1984-85-86) con cadenza quindicinale in tre stazioni per ciascun lago. Oltre ai consueti parametri fisici sono state prese in esame molte caratteristiche chimiche, compresi i metalli pesanti. Il plancton è stato considerato con particolare riguardo alle Cianofitee. Tutti i dati sono stati messi in relazione con l'andamento delle precipitazioni.

Nonostante l'isolamento idraulico, il lago Negenmad non ha mostrato, per il probabile

apporto di acque salmastre sotterranee, un sensibile calo della salinità. Anche l'azoto totale e il fosforo totale non hanno registrato una riduzione pari a quella aspettata. Gli Autori ritengono che ciò sia dovuto sia al rilascio di fosforo accumulato nei sedimenti che all'apporto di questo elemento da parte delle acque di ruscellamento.

I metalli pesanti hanno mantenuto quasi gli stessi valori, rafforzando l'idea che il rilascio da parte dei sedimenti giochi un ruolo molto importante nella chimica dei laghi e che, quindi, gli interventi di risanamento debbano essere pensati sul lungo termine.

A titolo di esempio, si riportano i dati relativi alle concentrazioni annuali medie (% della somma di meq/l) dei principali ioni nei due laghi:

	Lago Veertigmad			Lago Negenmad		
	1984	1985	1986	1984	1985	1986
Ca ²⁺	35	35	37	33	33	34
Mg ²⁺	18	20	21	19	20	23
Na ⁺	42	40	36	43	42	37
K ⁺	5	5	6	5	5	6
Cl ⁻	41	41	50	42	45	43
HCO ₃ ⁻	35	39	37	32	37	32
SO ₄ ²⁻	24	20	13	26	18	25

Differenze sostanziali si sono avute invece nella composizione qualitativa e quantitativa del fitoplancton, con un abbassamento della produzione primaria e una riduzione percentuale delle cianofitee nel lago isolato.

Gli Autori avanzano diverse ipotesi causali: i maggiori valori della trasparenza (disco Secchi), la presenza di colloidali che possono aver

bloccato in parte il P disponibile, la maggior presenza di plancton fitofago, la presenza di qualche elemento tossico ed, infine, la diminuzione di alcuni microelementi.

Viene comunque accertata l'influenza della manipolazione idrologica sulla composizione qualitativa e quantitativa della fitocenosi algale.

B. M.

MACIEJ GLIWICZ Z. - 1990

Why do cladocerans fail to control algal blooms?

Hydrobiologia, 200/201: 83-97. [227]

La possibilità di controllare i bloom algali introducendo zooplancton erbivoro è una prospettiva molto interessante.

I laghi oligotrofici sono caratterizzati naturalmente da fasi stagionali, con una «spring clean water phase» in cui il nannoplancton primaverile è controllato efficacemente dallo zooplancton. Nei laghi eutrofici, invece, questa fase primaverile ha una durata assai breve ed è seguita, in estate, da un abbondante sviluppo di alghe filamentose e da una drastica riduzione dello zooplancton.

L'Autore, sulla base di esperienze personali e di altri ricercatori, esamina le probabili cause che possono spiegare i casi di insuccesso dello zooplancton nel controllo dei bloom algali.

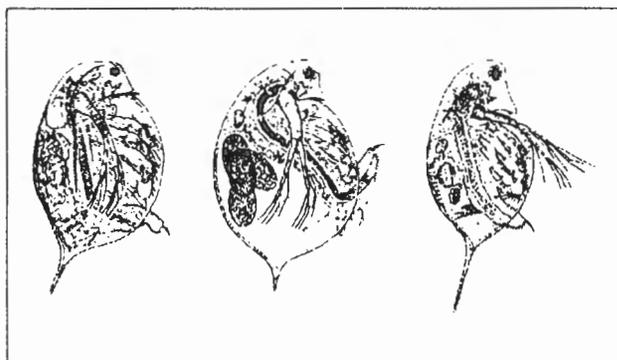
Per avvicinarsi il più possibile a condizioni naturali, le indagini sono state condotte in campo, isolando porzioni di lago di alcuni metri di diametro («enclosure»), alcune delle quali usate come controllo ed altre arricchite di nutrienti (N, P); nelle enclosure venivano effettuati piccoli inoculi di dafnie.

Nelle enclosure di controllo di un lago oligotrofico (Siggeforasjön, Svezia) e di uno mesotrofico (Ros, Polonia), lo sviluppo abbondante di zooplancton manteneva basso il livello di fitoplancton; in condizioni artificialmente eu-

trofiche (enclosure arricchite di nutrienti) le dafnie non si sviluppavano adeguatamente e le piccole alghe facilmente edibili venivano sostituite da abbondanti alghe filamentose.

Lo sviluppo delle varie specie di dafnie non veniva ostacolato finché le alghe filamentose si mantenevano a basse concentrazioni; con l'aumento della concentrazione algale si registrava invece una inibizione della crescita e della riproduzione delle dafnie, particolarmente evidente per le specie di grossa taglia. Queste ultime (*D. magna*, *D. pulicaria*), che usualmente richiedono una assunzione di cibo inferiore a quella delle dafnie di piccola taglia (*D. cristata*, *D. cucullata* e *D. hyalina*), in presenza di alghe filamentose richiedono -per il semplice mantenimento della crescita zero- la più elevata assunzione di cibo.

In un'altra esperienza eseguita con quattro specie di dafnia allevate in laboratorio con *Scenedesmus acutus* (0,5 mg di carbonio/l) in presenza e in assenza di un'alga filamentosa (*Aphanizomenon flos-aquae*) a diverse concentrazioni, le specie più grosse (*D. magna*, *D. pulicaria*) subivano già a basse concentrazioni (540 filamenti/ml) un'apprezzabile inibizione della crescita, che diviene negativa a 13.400 e a 67.000 filamenti/ml; la crescita delle specie più



piccole (*D. cucullata* e *D. hyalina*), invece, veniva inibita in maniera più modesta e si manteneva ancora positiva alla massima concentrazione algale saggiata (67.000 filamenti/ml).

Se è evidente l'effetto inibente esercitato dalle alghe filamentose, non è chiaro se queste rappresentino (e fino a che punto) una fonte alimentare adeguata, tenuto conto della tossicità di alcune specie e dell'influenza esercitata dalla morfologia e dalla lunghezza dei filamenti. Ad esempio, le colonie di *Microcystis aeruginosa* inferiori a 60 μm di diametro sono facilmente ingerite, al contrario delle colonie più grandi; la concentrazione alimentare critica che inibisce la crescita di *D. magna* varia da 80.000 filamenti/ml -per una miscela di *Oscillatoria*, *Lyngbya* e *Aphanizomenon* di lunghezza inferiore a 50 μm - a 5.000 filamenti /ml per una coltura pura di *Aphanizomenon* di lun-

ghezza inferiore a 250 μm .

L'insieme delle osservazioni conferma l'efficacia del controllo sul fitoplancton in acque oligotrofiche, in virtù dell'abbondante sviluppo esibito dallo zooplancton (soprattutto grossi cladoceri) e della modesta o nulla predazione da parte dei pesci. In acque eutrofiche, invece, l'interferenza delle alghe filamentose e la predazione da parte dei pesci determinano una notevole riduzione demografica dei grossi cladoceri e l'incapacità delle dafnie più piccole (a causa del loro ridotto spettro alimentare) a controllare il bloom algale nella fase di incremento estivo.

Nonostante alcuni dati contraddittori e i numerosi aspetti ancora da chiarire, l'Autore ritiene che in prospettiva esistano possibilità concrete per l'uso di zooplancton nel controllo dei bloom algali in laghi eutrofici.

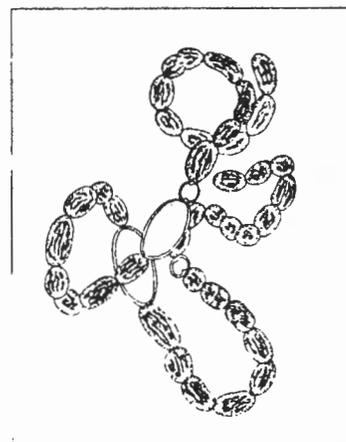
B. B.

DAWIDOWICZ P. - 1990

Effectiveness of phytoplankton control by large-bodied and small-bodied zooplankton

Hydrobiologia, 200/201: 43-47.

[228]



La crescita di zooplancton di diversa taglia può determinare un cambiamento della composizione del fitoplancton senza modificarne la biomassa totale.

L'Autore ha seguito per tre settimane nel lago mesotrofico di Ross i cambiamenti dello zoo- e fitoplancton in 2 set di 3 "enclosure" costituiti da contenitori in polietilene da 3 m³. Il primo set conteneva zooplancton del lago (dominanza di rotiferi e modesta presenza di Cladoceri di piccola-media taglia, con prevalen-

za di *Daphnia galeata*) (DG set), mentre il secondo veniva arricchito con inoculi di 3.000 individui/l di *Daphnia magna* (DM set). In entrambi i set il fitoplancton era rappresentato da diatomee (> 70%) e da cianobatteri (circa 10%).

L'esperimento prevedeva ogni 1-4 giorni campionamenti d'acqua alla profondità di 1 m, la filtrazione, la raccolta dello zooplancton e l'esame microscopico finale. Per ciascuna specie venivano determinate la numerosità, la lun-

ghezza e il peso medi (20 individui), la biomassa. La densità del fitoplancton veniva stimata mediante misura spettrofotometrica della clorofilla *a*.

Dopo una prima settimana di stabilità, i Cladoceri si sviluppavano notevolmente passando dagli iniziali valori (< 1% dello zooplancton totale) a valori > 50% (0,7 mg/l, in peso secco) nel DG set e di circa il 70% (1 mg/l) nel DM set. Contemporaneamente si verificava una drastica riduzione della densità dei Rotiferi, che nei DG set e DM set scendeva rispettivamente al 18 e al 10% dall'iniziale 90%. La taglia media individuale subiva un notevole incremento (7 volte nel DG set e 10 volte nel DM set).

Nel DM set (Cladoceri di grossa taglia) le considerevoli trasformazioni della comunità zooplanctonica conducono ad un efficace controllo sia del fitoplancton totale che di quello

filamentoso (basse concentrazioni finali della clorofilla *a* totale e della frazione algale filamentosa > 50 μm).

I Cladoceri di taglia più piccola (DG set), invece, si dimostrano incapaci di controllare il fitoplancton (elevate concentrazioni finali di clorofilla *a* e della frazione algale filamentosa > 50 μm).

Daphnia magna, tuttavia, sarebbe capace di controllare lo sviluppo algale solo nelle condizioni sperimentali studiate (bassa concentrazione iniziale di alghe filamentose). In acque eutrofiche con elevata concentrazione algale, la pesante interferenza esplicita dal fitoplancton filamentoso sui processi di filtrazione, sulla riproduzione e sulla velocità di crescita dei Cladoceri, ne ridurrebbe drasticamente la capacità di controllo.

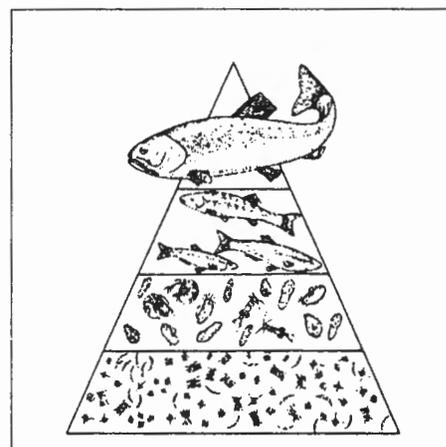
B. B.

THEISS J., ZIELINSKI K., LANG H. - 1990

Biomaniipulation by introduction of herbivorous zooplankton. A helpful shock for eutrophic lakes?

Hydrobiologia, 200/201: 59-68.

[229]



Nonostante i tentativi di ridurre il carico di nutrienti nei fiumi e nei laghi, l'eutrofizzazione delle acque interne e costiere rimane un problema molto serio. Allo stato attuale delle conoscenze vi sono tuttavia buone ragioni per ritenere che alcuni interventi di biomanipolazione possano controllare efficacemente la biomassa fitoplanctonica.

Gli Autori riportano i risultati di una sperimentazione condotta nel bacino di Postfelden (110.000 m², profondità media 3,5 m) e in due laghi artificiali di raccolta di acque piovane:

Gewerbepark (3.700 m², profondità media 1,5 m) e Regensburg (2.500 m², profondità media 1 m).

L'efficacia della biomanipolazione è stata verificata mediante il confronto di alcuni parametri chimico-fisici (pH, nitrati, trasparenza, ecc.) e biologici (clorofilla *a*, fitoplancton e zooplancton) prima e dopo l'intervento, sia nel lago che in "corral" (sue porzioni confinate di diametro 10 m e altezza 5 m).

Il lago di Postfelden, nel periodo in studio (maggio-luglio 1988), mostrava una successio-

ne fitoplanctonica simile a quella di altri laghi temperati (declino delle Diatomee a maggio e aumento considerevole di Cloroficee, Crisofite e Cianobatteri), con valori crescenti di clorofilla *a* ($\leq 100 \mu\text{g/l}$) e riduzione della trasparenza dagli iniziali 1,3 m a 0,6 m.

Al contrario, i corral di controllo (CC) e in quelli (DC) inoculati con 10 individui/l di *Daphnia magna* mostravano un notevole incremento della trasparenza ed una riduzione a valori di 0-10 $\mu\text{g/l}$ della clorofilla "a". Lo zooplancton mostrava complessivamente una riduzione dei Rotiferi ed un sostanziale incremento dei Dafnidi (*D. magna* nel Dc corral e *D. cucullata* sia nel CC che nel lago).

Il lago di Gewerbepark (luglio 88-giugno 89), caratterizzato da una torbidità iniziale elevata (trasparenza Secchi 1 m) e una concentrazione di 40 $\mu\text{g/l}$ di clorofilla, esibiva dopo 3 settimane dall'inoculo di *D. magna* (0,6 indiv./l) una crescita consistente dello zooplancton (circa 60 volte il valore iniziale) associato ad un rapido decremento della clorofilla che si manteneva nel corso dell'anno a valori assai bassi (0-10 $\mu\text{g/l}$) e ad un aumento della trasparenza fino a fondo lago (2 m).

Anche nel lago di Pond (parte sperimentale

di 800 m²), dopo rimozione di una parte dei pesci planctivori e dopo due introduzioni successive di zooplancton (*Moina* sp. 10 indiv/l a fine giugno e *D. magna* 7 indiv/l dopo 3 settimane) che si aggiunge a quello già presente (*Bosmina* sp. 7 indiv/l), si registrava un abbassamento dei livelli di clorofilla dagli iniziali 96 $\mu\text{g/l}$ ai 40 $\mu\text{g/l}$ di agosto, ma senza differenza significativa tra la zona sperimentale e quella di controllo.

I Cladoceri introdotti subivano un'elevata mortalità e la riduzione del fitoplancton osservata era più probabilmente dovuta all'abbondanza di *Bosmina* in agosto (450 indiv/l).

Se dunque l'introduzione di zooplancton in laghi eutrofici poco profondi e con bassa densità di pesci planctivori sembra poter esplicare un'efficace controllo del fitoplancton, occorre valutare attentamente l'influenza di fattori che potrebbero ridurre la reale portata e limitarne l'applicazione (ad esempio eventuali riduzioni dell'ossigeno disciolto in giorni caldi, conseguente alla riduzione del fitoplancton; presenza di macrofite interferenti con lo sviluppo dello zooplancton mediante liberazione di essudati tossici o variazione del pH).

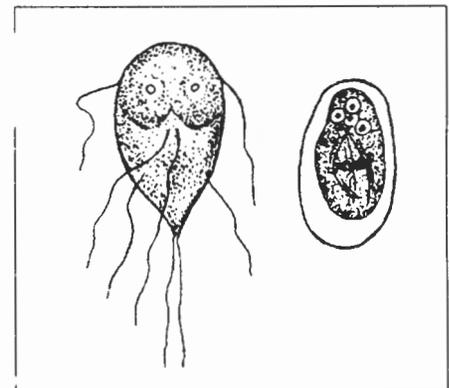
B. B.

CASSON L.W., SORBER C.A., SYKORA J.L., GAVAGHAN P.D., SHAPIRO M.A., JAKUBOWSKI W. - 1990

Giardia in wastewater - effect of treatment

J. Water Pollut. Control Fed., 62: 670-675.

[230]



Tra le malattie veicolate dall'acqua, la più diffusa negli U.S.A. è la giardiasi, trasmessa dal protozoo flagellato *Giardia lamblia*, il parassita intestinale patogeno più comune negli U.S.A.

Diverse indagini hanno individuato nei mammiferi domestici e selvatici i serbatoi di

cisti di *Giardia* nelle aree non urbane, mentre nelle aree densamente popolate un'importante sorgente di contaminazione delle acque potabili è rappresentata dagli scarichi civili; una persona infetta può, infatti, eliminare 10⁸ cisti al giorno.

Precedenti studi hanno riscontrato negli

scarichi e nei fanghi concentrazioni rilevanti di cisti di *Giardia*, più elevate nei mesi freddi e nei depuratori localizzati in zone climaticamente più calde.

Gli Autori hanno studiato l'efficienza di rimozione delle cisti di *Giardia* in tre impianti di depurazione.

Sono stati effettuati campionamenti giornalieri, per 13 mesi, in due impianti di depurazione a fanghi attivi: il primo, in California, riceveva acque di scarico con 3375 cisti/l, contro le 642 cisti/l dell'impianto in Pennsylvania. L'impianto californiano, della capacità di 2,75 m³/s, aveva un influente composto per il 10% da scarichi industriali ed il fango prodotto subiva una digestione anaerobica. In Pennsylvania, l'impianto studiato aveva una capacità di 11 m³/s e un influente con una componente indu-

striale del 5-7%; il fango prodotto era sottoposto ad un trattamento di filtrazione sotto vuoto o pressato e successivamente incenerito o cosperso sul terreno.

I risultati hanno mostrato una rimozione significativa delle cisti di *Giardia* dagli scarichi durante il processo primario di chiarificazione ed una quasi completa rimozione delle cisti rimanenti durante i successivi processi di trattamento biologico; le cisti di *Giardia* rimosse durante il trattamento secondario si concentrano nei solidi sospesi nel mixed liquor e poi nei fanghi.

Lo studio di un terzo depuratore, in Maryland, con un flusso di 8,7 m³/s, ha mostrato che i processi a fanghi attivi sono più efficaci nella rimozione di cisti rispetto ad un processo alternativo di filtrazione.

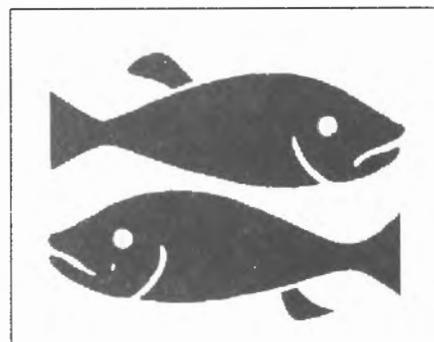
F. M.

MANNY B., JUDE D., ESHENRODER R. - 1989

Field test for bioassay procedure for assessing habitat quality on fish spawning grounds

Trans. Amer. Fish. Soc., 118, 175-182

[231]



Nei Grandi Laghi americani il fenomeno dell'eutrofizzazione ha portato al degrado e alla progressiva perdita degli habitat delle specie ittiche. L'eutrofizzazione può fisicamente impedire la riproduzione del pesce di lago "sporcano" con l'eccessiva sedimentazione di materiale i siti adatti alla deposizione delle uova; inoltre può ostacolare l'embriogenesi diminuendo la concentrazione di ossigeno disciolto ed innalzando le concentrazioni dei prodotti di decomposizione dei vegetali (ammoniaca e idrogeno solforato).

Per seguire l'evoluzione del fenomeno, un'apposita Commissione ha proposto un metodo per valutare la qualità dell'habitat: l'indagine

biologica utilizza uova fertilizzate di trota di lago *Salvelinus namaycush* esposte alle condizioni ambientali mediante incubatori in plexiglas.

Durante la sperimentazione, i parametri chimici delle acque sono risultati più bassi di quelli considerati letali per le uova e gli avanotti di trota di lago.

La percentuale di schiusa negli incubatori è però risultata significativamente più bassa di quella dei controlli, costituiti da uova della medesima fonte incubate in condizioni controllate di laboratorio, indicando la presenza di qualche fattore sconosciuto di mortalità nel lago.

Gli Autori concludono raccomandando questo metodo di indagine biologica sul campo poichè è di semplice esecuzione: gli incubatori di plexiglas sono particolarmente adatti per esporre

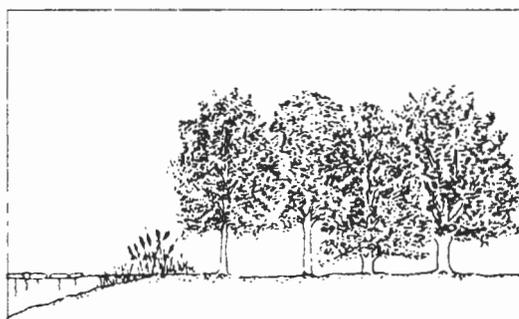
individualmente gli embrioni alle condizioni lacustri di fondo, impedendo la diffusione di malattie fungine ma permettendo la circolazione del sedimento.

S. G.

TYLER G.A., BALSBERG PAHLSSON M., BENGTTSSON G., BAATH E., TRANVIK L. - 1989

Heavy-metal ecology of terrestrial plants, microorganisms and invertebrates

Water, Air, and Soil Pollution, 47: 189-215 [232]



La maggior parte dei metalli pesanti sono naturalmente presenti nel terreno come elementi rari; gli organismi viventi, pur richiedendone alcuni in tracce, sono sensibili alle alte concentrazioni. Come risultato dell'attività umana, si assiste al rilascio di metalli pesanti in composti biologicamente disponibili e ciò può danneggiare od alterare sia gli ecosistemi naturali che quelli artificiali.

L'articolo presenta un'ampia e particolareggiata analisi dell'inquinamento da metalli pesanti descrivendone gli effetti ecologici e fisiologici, ricavati sia da studi di laboratorio che in campo, sugli organismi terrestri; vengono presi in considerazione tutti i maggiori gruppi di organismi, eccetto i Vertebrati, con particolare riguardo alle foreste temperate di conifere. Vengono discussi i problemi connessi con l'esposizione ai metalli pesanti e quelli inerenti la valutazione della sensibilità degli organismi in campo. Gli Autori discutono i meccanismi - anche a livello biochimico - della tolleranza ai metalli pesanti, compresi i meccanismi che permettono di evitare un'esposizione eccessiva, quelli di assorbimento selettivo e di immobilizzazione degli ioni, e quelli di escrezione; altro aspetto brevemente considerato è quello relativo all'evoluzione della tolleranza ed al suo significato ecologico.

Ad esempio, gli Autori spiegano che gli organismi che occupano lo stesso metro quadro di suolo in un luogo soggetto a deposizione di metalli pesanti, sono ben lontani dall'essere uniformemente esposti; la sensibilità dei vari gruppi di organismi - quali batteri, funghi, briofite, licheni, piante vascolari ed invertebrati del suolo - viene quindi discussa singolarmente perchè legata al grado di esposizione. Risulta che briofite e licheni sono inevitabilmente soggetti all'esposizione per deposizione, mentre le piante vascolari sono parzialmente protette dai meccanismi di immobilizzazione chimico-fisica che si realizzano nel suolo; i decompositori, invece, sono influenzati dalla concentrazione di metalli nel cibo o nel substrato.

Nel concetto di tolleranza vengono compresi sia i meccanismi attraverso i quali un organismo o una popolazione sviluppano resistenza all'esposizione a metalli pesanti, sia il grado di resistenza attuale. L'acquisizione della tolleranza viene definita sia di tipo fenotipico che di tipo genotipico: tale capacità di adattamento varia considerevolmente e può limitarsi a determinati taxa; una popolazione adattata sembra più vulnerabile ai cambiamenti naturali dell'ambiente.

Per concludere, le possibilità di definire una concentrazione critica o un livello di inquinamento

mento al quale gli effetti negativi sugli organismi o sugli ecosistemi iniziano a comparire, sono rese vane dal fatto che le modificazioni

che si realizzano nella parte sinistra della curva dose-risposta sono immisurabili.

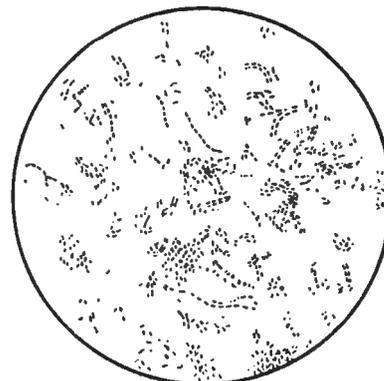
S. G.

BLUM D.J.W., SPEECE R.E. - 1991

A database of chemical toxicity to environmental bacteria and its use in interspecies comparisons and correlations

J. Water Pollut. Control Fed., 63: 198- 207

[233]



La tossicità di un composto chimico è una considerazione chiave nella valutazione del suo impatto sugli organismi acquatici. La stima della tossicità sui batteri di un composto chimico presenta diversi vantaggi: essa non solo può essere usata per prevedere gli effetti sui batteri nell'ambiente o nei sistemi di trattamento biologico delle acque di scarico, ma può anche fornire una stima della tossicità su altri organismi, come i pesci, dopo che si sia riusciti a stabilire una relazione tra le risposte ai tossici di diversi organismi. I principali vantaggi delle determinazioni preliminari di tossicità basate su test con batteri, rispetto ai saggi con organismi superiori, sono la rapidità e l'economicità.

Gli Autori hanno saggiato la tossicità di un centinaio di composti chimici su tre gruppi di batteri che svolgono un ruolo chiave nel riciclo naturale della sostanza organica nell'ambiente e nei sistemi di trattamento delle acque di scarico: i batteri aerobici eterotrofi, *Nitrosomonas* e i batteri metanogeni.

I primi predominano nei sistemi a fanghi attivi e negli ambienti naturali aerobici, dove convertono la sostanza organica in anidride carbonica ed acqua. *Nitrosomonas* converte l'azoto ammoniacale a nitroso come primo stadio dell'ossidazione biologica dell'azoto inorganico. I batteri metanogeni sono spesso considerati più sensibili tra i batteri che convertono la sostanza organica in anidride carbonica e meta-

no negli ambienti anaerobici.

I dati di tossicità ottenuti dagli Autori mediante il test ATA (con batteri metanogeni) e i test con *Nitrosomonas* e con batteri eterotrofi sono stati successivamente confrontati con quelli reperiti in letteratura per il metodo Microtox (con batteri bioluminescenti) e per il test ittico con la sanguinerola (genere *Phoxinus*).

L'analisi statistica ha utilizzato il «t» di Student, per verificare l'esistenza di differenze significative di sensibilità ai tossici degli organismi saggiati, e la regressione lineare, per verificare se la tossicità su un organismo poteva essere predetta conoscendo la tossicità su un altro organismo.

I batteri eterotrofi e quelli metanogeni risultano avere una sensibilità simile per tutti i tossici saggiati, ad eccezione degli idrocarburi alifatici clorurati e degli alcoli clorurati, verso i quali i metanogeni si sono mostrati più sensibili.

Nitrosomonas, Microtox e il pesce hanno una sensibilità simile che è però significativamente superiore (un ordine di grandezza) a quella dei batteri eterotrofi aerobi e dei metanogeni.

Gli Autori hanno rilevato inoltre un'eccellente correlazione ($r^2 = 0,90-0,94$) tra la tossicità dei composti chimici osservata per i batteri eterotrofi aerobi, i metanogeni ed il test ittico

ed una buona correlazione ($r^2 = 0,70-0,82$) tra la tossicità rilevata col Microtox, ognuno degli altri batteri e la sanguinerola.

L'esito positivo dei confronti interspecifici e le correlazioni evidenziate in questo studio mostrano che i database oggi disponibili delle concentrazioni tossiche di vari inquinanti su alcuni organismi possono essere utilizzati per prevedere la loro tossicità su altri organismi. Le

differenze di sensibilità dei vari organismi possono, ad esempio, essere utilizzate per capire gli effetti comparati dei tossici sugli organismi presenti nei processi di trattamento delle acque di scarico o nell'ambiente. Particolarmente interessante è la relazione trovata tra i batteri, i pesci ed il Microtox, in quanto suggerisce l'utilizzo del più pratico test di tossicità con batteri.

F. M.

LAMI A., GUILIZZONI P. - 1981

I batteri fotosintetici sulfurei e loro importanza nello studio dell'evoluzione trofica di ambienti lacustri

Acqua-Aria, 9: 845-851

[234]

La relazione si occupa degli aspetti fondamentali che hanno consentito di utilizzare i batteri fotosintetici sulfurei nello studio dell'evoluzione degli ambienti lacustri: i pigmenti batterici fotosintetici, infatti, possono essere considerati alla stregua di "fossili biochimici".

L'articolo presenta un'ampia discussione sulla tassonomia dei batteri fotosintetici rossi e verdi - rivista nel 1977 per ricondurre la nomenclatura preesistente alle norme internazionali e sulla distribuzione dei principali carotenoidi nei batteri fotosintetici sulfurei; affronta poi il tema del ciclo dello zolfo, i cui processi sono sempre strettamente associati con la produzione e la degradazione della sostanza organica nell'ambiente.

Poiché i batteri fotosintetici sulfurei crescono in presenza di luce e di CO_2 e utilizzano l'idrogeno solforato come fonte di elettroni, nei laghi essi si sviluppano al limite tra gli strati d'acqua illuminati e quelli contenenti H_2S , ove l'intensità luminosa è sufficiente a consentire un bilancio positivo tra processi di assimilazione e di respirazione.

In generale si possono individuare due prin-

cipali tipi di habitat per questi organismi:

- acque nelle quali i batteri che richiedono composti ridotti dello zolfo si sviluppano come forme bentoniche alla superficie dei sedimenti;
- acque nelle quali i batteri sulfurei esistono come forme planctoniche.

Lo studio di questi batteri può rivelarsi particolarmente utile in paleolimnologia: ad esempio, in uno studio multidisciplinare volto ad esaminare le oscillazioni del clima e della vegetazione e dei suoi influssi sullo sviluppo dei bacini lacustri degli ultimi 15.000 anni, accanto ai parametri più frequentemente utilizzati sono stati analizzati i pigmenti batterici.

Ulteriori ricerche andranno condotte per approfondire lo studio delle alterazioni chimiche che possono verificarsi nei sedimenti, migliorare le conoscenze sull'entità della degradazione dei pigmenti ad opera di organismi animali e chiarire le relazioni esistenti tra composizione dei carotenoidi nei sedimenti e la consistenza, in termini di biomassa e di produzione, dei popolamenti batterici negli strati d'acqua lacustri.

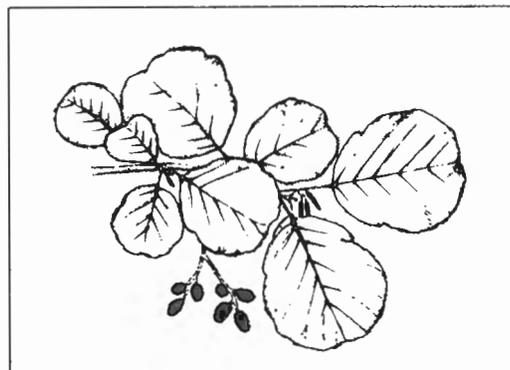
M. G.

LEFF L.G., MCARTHUR V. - 1989

**The effect of leaf pack composition on processing:
a comparison of mixed and single species packs**

Hydrobiologia, 182: 219-224

[235]



Gli Autori hanno "ricostituito" artificialmente alcuni pacchetti fogliari, ad imitazione di quelli che si formano nei corsi d'acqua planiziali per l'aggregazione di foglie di varia provenienza ed in differente stato di decomposizione.

Foglie di *Acer rubrum* sono state utilizzate in pacchetti singoli, o miste a quelle di *Taxodium distichum*, onde ottenere informazioni e confronti attendibili sui modelli decompositivi di pacchetti fogliari mono e plurispecifici. Ciò ha permesso, nel contempo, di valutare la bontà di questo metodo per il controllo dei processi demolitivi su foglie a lamina piccola; per queste, in effetti, i saggi finora condotti mediante la tecnica dell'esposizione in sacchetti di rete fitta risultano poco realistici, poichè le maglie impediscono l'accesso e la nutrizione a molti macroinvertebrati.

I risultati hanno dimostrato che non vi sono differenze apprezzabili nella decomposizione del fogliame d'acero da solo od aggregato all'altra specie. Il *Taxodium* sembra semmai incrementare la stabilità strutturale dei pacchetti,

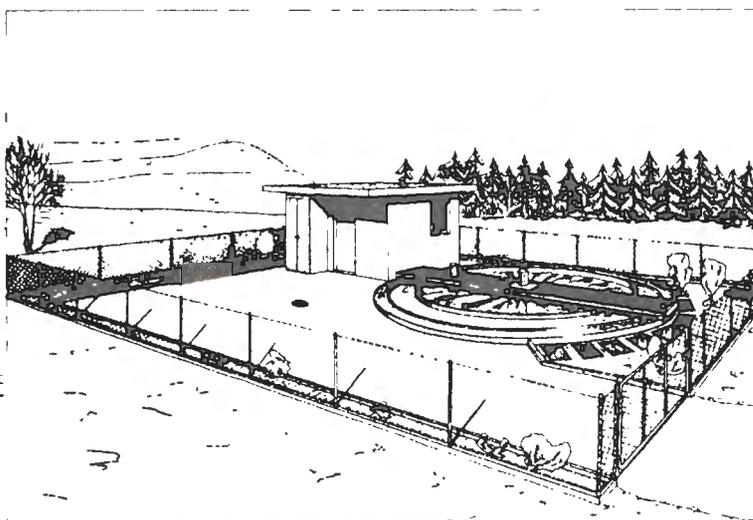
con effetto variabile a seconda del regime idrologico dei vari siti; pertanto serviranno repliche mirate ed a più largo raggio, per definire meglio i rapporti di causa-effetto tra la "variabilità" e la "stabilità" dei singoli pacchetti.

In genere, i raggruppamenti fogliari misti sono risultati colonizzati da comunità di macroinvertebrati più diversificate e rilevanti in termini di biomassa, con un alto numero di filtratori, il che fa pensare che le minute foglie di *Taxodium* consentano l'"intrappolamento" di maggiori quantità di seston.

In ogni caso, le distinte comunità che colonizzano i pacchetti misti non sembrano differenzialmente incidere sui processi di decomposizione, per i quali (nel corso di pianura studiata) sembra che il "meccanismo biologico" primario sia rappresentato dall'attività della flora microbica. Se le cose stanno così, eventuali variazioni intervenute nella struttura delle comunità macrobentoniche non muterebbero i normali modelli decompositivi, a meno che la componente più significativa dei popolamenti non sia formata da "tagliuzzatori".

M. C.

SEGNALAZIONI



G. SPIGONI, C. DAVOLI, D. DAVOLI (curatori) - 1992

I PRINCIPALI MICRORGANISMI FILAMENTOSI DEL FANGO ATTIVO

CARATTERISTICHE ECOLOGICHE E METODI DI IDENTIFICAZIONE

Ed. Azienda Gas Acqua Consorziale, Reggio Emilia

Tra le più frequenti disfunzioni dei depuratori a fanghi attivi vi sono la formazione di schiume (foaming) e il rigonfiamento del fango (bulking) che sfugge dal sedimentatore. Causa di tali fenomeni che compromettono l'efficienza depurante dell'intero processo è un'eccessiva proliferazione di microrganismi filamentosi, molti dei quali non ancora ben conosciuti. L'identificazione dei microrganismi responsabili è il primo passo per l'adozione di corrette contromisure, oggi basate molto spesso su procedure empiriche e non sempre efficaci.

Il manuale è suddiviso in due parti. Nella prima vengono trattate con chiarezza le problematiche relative al bulking filamentoso e al foaming: individuazione delle cause e descrizione degli organismi responsabili, delle loro caratteristiche biologiche e delle condizioni favorevoli alla crescita.

Un'utile tabella riassuntiva espone i diversi tipi di trattamento del bulking filamentoso e del foaming, con le rispettive modalità di applicazione, principi di funzionamento e controindicazioni. Un'ampia rassegna di esempi applicativi fornisce i risultati ottenuti con selettori aerobici e anaerobici che, favorendo i microrganismi floc-forming, si sono rivelati spesso uno strumento efficace di controllo dei filamentosi.

La seconda parte, prettamente laboratoristica, raccoglie invece le tecniche di campionamento e di esame del fango e i metodi di conteggio, colorazione e identificazione delle specie microbiche. Sono riportate schede per l'annotazione delle caratteristiche (forma, motilità, dimensioni, presenza di inclusioni, colorazione, ecc.) necessarie all'identificazione degli organismi filamentosi, facilitata da una tabella comparativa delle loro caratteristiche diagno-

stiche.

Segue, infine, per ciascuna specie, una descrizione sistematica che non si limita alla trattazione delle caratteristiche morfologiche, biochimiche ed ecologiche, ma indica anche le misure pratiche adottabili per controllarne la proliferazione. Altri pregi pratici dell'opera sono il glossario e l'accurato corredo iconografico, con nitide microfotografie di ciascuna specie.

Il manuale pubblicato dall'AGAC di Reggio Emilia colma una lacuna molto avvertita dagli addetti alla gestione ed al controllo dei depuratori, permettendo loro di affrontare su base razionale l'individuazione delle cause e l'adozione degli interventi preventivi e correttivi delle disfunzioni di sedimentabilità dei fanghi attivi.

Bruno Borghini

GUIDO BRESSAN, EVA GODINI - 1990

ALGHE DEL GOLFO DI TRIESTE GUIDA ALLO STUDIO

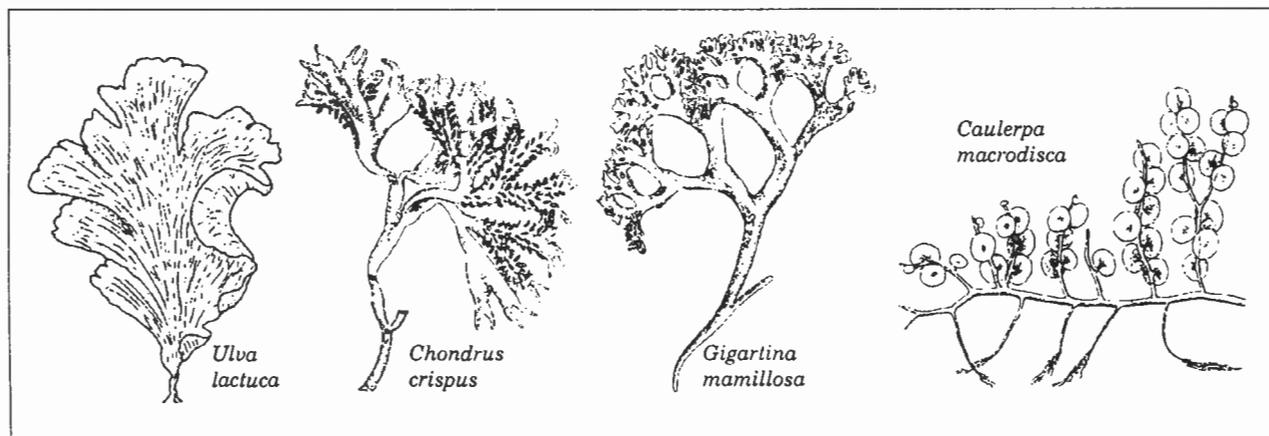
Tra le pochissime pubblicazioni italiane introduttive alle macroalghe marine, certamente questo volumetto merita una menzione particolare. In 201 pagine gli Autori presentano una chiave non dicotomica per la determinazione sistematica delle trentasei specie di macroalghe più frequenti in Mediterraneo, con descrizioni ed iconografie in scala centimetrica delle stesse ed ampie note su habitat e distribuzione geografica di ciascuna. Il volumetto comprende anche un glossario algologico illustrato molto accurato ed esteso.

L'approccio al tema ha un taglio graduale e didattico, adatto anche ai non specialisti, ma

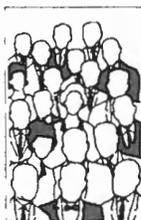
scientificamente ineccepibile. Alcune tavole illustrate permettono di comprendere sinotticamente le corrispondenze tra la morfologia ed i numerosi termini impiegati per descriverla.

Il professor Bressan dell'Università di Trieste e la sua collaboratrice dottoressa Eva Godini sono tra i rari indiscussi esperti italiani di macroalghe. Il volumetto, che non può mancare nella biblioteca di un biologo ambientalista, è fuori commercio, ma è disponibile contro un rimborso spese di £ 25.000 circa presso l'Autrice: dott. Eva Godini, via Giusti 15 - 35100 Padova (tel. 049/8804750).

Saverio C. Giaquinta



NOTIZIE



DALL'ASSEMBLEA STRAORDINARIA

Il giorno 5 maggio 1992, in occasione del convegno "Il bulking filamentoso: controllo e gestione", si è riunita, presso la sala convegni del Grand Hotel Astoria di Reggio Emilia, l'Assemblea Generale dei Soci del Centro Italiano Studi di Biologia Ambientale (C.I.S.B.A.), convocata in seduta straordinaria dal Consiglio di Amministrazione ed in conformità al disposto dell'art. 12 dello statuto.

L'Assemblea Straordinaria, convocata per deliberare sulle variazioni da apportare allo statuto del C.I.S.B.A., ha approvato all'unanimità le modifiche proposte dal Consiglio di Amministrazione.

Il nuovo testo dello statuto del Centro Italiano Studi di Biologia Ambientale risulta quindi il seguente (in grassetto la parte modificata):

art. 3

- Sono Soci Ordinari ...
- Sono Soci Sostenitori ...
- Sono Soci Collaboratori le persone fisiche che, accettate dal Consiglio di Amministrazione su proposta di due Soci Ordinari, si impegnano a contribuire alle attività del CISBA. I Soci Collaboratori non hanno diritto di voto nell'Assemblea Generale, **ma possono designare un proprio rappresentante in seno al Consiglio di Amministrazione.**
- Sono Soci Onorari ...

art.12

L'Assemblea Generale ... (tutto l'articolo è invariato);



al termine, vengono aggiunti il punto g e la frase successiva):

- g) **ratifica la nomina del Socio Collaboratore, designato dalla Assemblea dei Soci Collaboratori, a far parte del Consiglio di Amministrazione.**

L'Assemblea dei Soci Collaboratori è convocata dal Consiglio di Amministrazione, per propria iniziativa o su richiesta di almeno un terzo dei Soci Collaboratori stessi, con le modalità previste per le adunanze dell'Assemblea Generale.

I rimanenti articoli dello statuto rimangono invariati.



DALL'ASSEMBLEA DEI SOCI COLLABORATORI

Il giorno 16 maggio 1992, alle ore 10, in occasione del corso di formazione "L'uso dei licheni nel biomonitoraggio dell'inquinamento atmosferico", si è riunita presso la sala conferenze del Centro Servizi Anziani dell'U.S.L. di Reggio Emilia, l'Assemblea dei Soci Collaboratori del Centro Italiano Studi di Biologia Ambientale (C.I.S.B.A.), convocata in via ordinaria dal Presidente per designare il componente del Consiglio di Amministrazione rappresentante i Soci Collaboratori medesimi, in conformità al disposto dell'art. 12 dello statuto.

Alla presenza di 14 Soci Collaboratori, cui vanno sommate 10 deleghe, è stato designato rappresentante dei Soci Collaboratori in seno al Consiglio di Amministrazione del Centro Italiano Studi di Biologia Ambientale il dott. Paolo Turin.



DALL'ASSEMBLEA GENERALE

Il giorno 16 maggio 1992, alle ore 11, in occasione del corso di formazione "L'uso dei licheni nel biomonitoraggio dell'inquinamento atmosferico", si è riunita presso la sala conferenze del Centro Servizi Anziani dell'U.S.L. di Reggio Emilia, l'Assemblea Generale dei Soci del Centro Italiano Studi di Biologia Ambientale (C.I.S.B.A.), convocata in seduta ordinaria dal Presidente ed in conformità al disposto dell'art. 12 dello statuto.

L'Assemblea, composta da 37 Soci Ordinari (20 deleghe) e 14 Soci Collaboratori, ha deliberato sui seguenti punti all'ordine del giorno:

1 - Ratifica nomina

rappresentante Soci Collaboratori

Preso atto che l'Assemblea dei Soci Collaboratori ha designato il dott. Paolo Turin quale suo rappresentante in seno al Consiglio di Amministrazione del Centro Italiano Studi di Biologia Ambientale, l'Assemblea ratifica all'unanimità tale nomina.

2 - Elezione del Consiglio di Amministrazione e nomina del Collegio dei Revisori dei Conti

A seguito delle modifiche statutarie recentemente approvate ed alle adesioni preliminari, vengono proposte liste chiuse da sottoporre a votazione. Sono proposte le seguenti liste:

Consiglio di Amministrazione: Azzoni Rossella, Barbaro Antonio, Bonalberti Loredana, Caldini Gabriella, Casarini Patrizia, Manzini Paola, Sansoni Giuseppe, Spaggiari Roberto, Turin Paolo.

Collegio dei Revisori dei Conti: Fornara Gianpiero, Giaquinta Saverio, Olivieri Enrico. Supplenti: Carlini Eugenio, Rompianesi Giovanni.

L'Assemblea elegge all'unanimità il Consiglio di Amministrazione proposto e nomina all'unanimità il Collegio dei Revisori dei Conti; l'incarico è per il triennio 1992-1995.

3 - Rendiconto bilancio consuntivo al 31/12/1991

Situazione patrimoniale

ATTIVO

Banca Nazionale Lavoro	412.036
Cassa Risparmio	8.980.700
c/c postale	123.556
Cassa contanti	66.750
Totale attività	9.583.042

PASSIVO

Associati per rimborso spese	9.583.042
Totale passività	9.583.042

Conto dei profitti e delle perdite

COSTI E SPESE

Stampa e diffus. Biologia Ambientale	5.820.090
Spese di amministrazione	801.235
Ist. Superiore Sanità Assicurazione	900.000
Promoz. conv. "Daphnia" con IRSA	1.494.225
Spese di rappresentanza	1.056.200
Spese postali	1.920.350
Rimborso spese consiglieri	3.269.400
Predisposizione poster mappaggio f. Po	785.000
Promozione simposio Bruxelles e spese viaggio e soggiorno	4.671.480
Totale costi e spese	20.717.980

RICAVI E RENDITE

Rimborso spese da associati	20.717.980
Totale Ricavi e Rendite	20.717.980

L'Assemblea approva all'unanimità il bilancio consuntivo 1991.

4 - Esercizio finanziario 1992: bilancio di previsione

L'esercizio finanziario 1992 potrà contare sul rinnovo delle quote sociali, il cui obiettivo è il raggiungimento dell'importo di venticinque milioni.

Le uscite che impegneranno maggiormente il Centro saranno la stampa e la diffusione del Bollettino, oltre alle spese generali di amministrazione e gestione.

5 - Esame attività svolte e programmi futuri

Il Presidente elenca le attività organizzate con la collaborazione del CISBA nel corso del 1991:

18-24 marzo Passignano sul Trasimeno
Corso di formazione "Elementi di ecologia per la gestione ed il controllo degli ambienti lacustri". *Prov. di Perugia.*

9-10 maggio S. Michele all'Adige
Seminario di studio e aggiornamento "L'importanza dell'ambiente ripario nella definizione della qualità di un corso d'acqua". *Prov. Auton. di Trento; Istituto Agrario S. Michele all'Adige.*

2-7 settembre Pavia
1° Corso nazionale di formazione "Ecologia del suolo ed indicatori biologici d'inquinamento". *Reg. Lombardia, PMIP USL 77 Pavia*

7-11 ottobre Passignano sul Trasimeno
Corso di formazione "I protozoi ciliati come indicatori di qualità dei processi di depurazione a fango attivo". *Reg. Umbria, Prov. di Perugia.*

14-19 ottobre Sassari
Corso di formazione "Mappaggio biologico di qualità dei corsi d'acqua". *Prov. di Sassari, Ist. di Zoologia.*

28-31 ottobre Roma
Corso ISTISAN "Biotossine algali: impatto ambientale e conseguenze igienico-sanitarie". *Istituto Superiore Sanità.*

29 ottobre Milano
Giornata di studio "Presentazione del saggio di tossicità con *Daphnia magna*". *CNR, IRSA.*

Il Presidente illustra le attività organizzate con la collaborazione del CISBA nel 1992, già svolte o in programma:

3-5 marzo Acqui Terme (AL)
Test circolare sul "Mappaggio biologico delle acque dolci correnti". *Reg. Piemonte.*

6-9 aprile Pordenone
V° Corso teorico-pratico "Utilizzazione della *Daphnia magna* in tossicologia ambientale". *Reg. Auton. Friuli Venezia Giulia, Prov. di Pordenone, Comune di Pordenone, USL 11 Pordenonese.*

10-11 aprile Pordenone
Workshop di "Biologia Ambientale ed Ecotossicologia". *Reg. Auton. Friuli Venezia Giulia, Prov. di Pordenone, Comune di Pordenone, USL 11 Pordenonese.*

5 maggio Reggio Emilia
Convegno "Il bulking filamentoso: controllo e gestio-

ne". *Azienda Gas Acqua Consorzi di Reggio Emilia.*

5 maggio Reggio Emilia
Presentazione del manuale "I principali microrganismi filamentosi del fango attivo. Caratteristiche ecologiche e metodi di identificazione". *Azienda Gas Acqua Consorziale di Reggio Emilia.*

11-16 maggio Reggio Emilia
Corso di formazione "L'uso dei licheni nel biomonitoraggio dell'inquinamento atmosferico". *Prov. di Reggio Emilia, USL 9.*

31 agosto-5 settembre S. Michele all'Adige
XI° Corso di formazione "Mappaggio biologico di qualità dei corsi d'acqua. Analisi delle comunità di macroinvertebrati". *Istituto Agrario di S. Michele all'Adige, sez. Foreste-Ambiente.*

21-25 settembre Castelnovo ne' Monti (RE)
Ring test "Utilizzo dei macroinvertebrati nel mappaggio biologico dei corsi d'acqua". *Reg. Emilia Romagna.*

Sono stati avviati contatti tra il CISBA e l'Autorità di Bacino del fiume Po per attivare una collaborazione sulle attività di mappaggio del più grande fiume italiano.

Sono stati avviati, inoltre, contatti tra diversi laboratori per approfondire la metodica di valutazione della tossicità degli effluenti con *Daphnia*.



DAL CONSIGLIO

Il Consiglio di Amministrazione eletto per il triennio 1992-1995, in data 19/6/1992 ha provveduto all'assegnazione delle cariche elettive. Il nuovo Consiglio di Amministrazione risulta così composto:

Presidente:	Paola Manzini
Vice presidente:	Rossella Azzoni
Segretario:	Roberto Spaggiari
Consiglieri:	Barbaro Antonio
	Bonalberti Loredana
	Caldini Gabriella
	Casarini Patrizia
	Sansoni Giuseppe
	Turin Paolo



ISTITUTO AGRARIO
di S. MICHELE a/ADIGE
Sez. Foreste-Ambiente



CENTRO
ITALIANO
STUDI DI
BIOLOGIA
AMBIENTALE

XI Corso di formazione

**MAPPAGGIO BIOLOGICO DI QUALITA'
DEI CORSI D'ACQUA
Analisi delle comunità di macroinvertebrati**

S. Michele all'Adige (TN)

31 agosto-5 settembre 1992



Per informazioni:

Dr. Maurizio Siligardi
Istituto Agrario
38010 S. Michele a/Adige (TN)
Tel. 0461/650107-650167
Fax 0461/650956



PROVINCIA DI PERUGIA
CENTRO "LUIGI BAZZUCCHI"
Dip. Studi Territoriali e Ambientali



INTERNATIONAL ASSOCIATION
ON WATER POLLUTION RESEARCH
AND CONTROL
ITALIAN NATIONAL COMMITTEE

Corso di specializzazione:

PROV.
PERUGIA

IAWPRC

**IMPIEGO DI MODELLI MATEMATICI PER
IL DIMENSIONAMENTO E LA GESTIONE
DI IMPIANTI A FANGHI ATTIVI**

Perugia, Centro "Luigi Bazzucchi"

6-9 ottobre 1992



Per informazioni:

Dr. Antonella Frascarelli
Provincia di Perugia
Centro "Luigi Bazzucchi"
Piazza Italia, 11 - 06100 Perugia
Tel. 075/5747443 - Fax 075/25215

AMI
Azienda Municipalizzata di Imola

CISA
Centro di Ingegneria Sanitaria Ambientale

Comune di Imola

II° Forum Internazionale

RECUPERO DI RISORSE DAI RIFIUTI

Teatro Municipale Imola, 21-24 settembre 1992

Temi:

- esperienze e prospettive del recupero di materiali "tradizionali" dai rifiuti solidi urbani
- Recupero e riciclaggio di rifiuti speciali (pneumatici, impianti frigoriferi, dispositivi elettronici, autoveicoli dismessi)
- Rifiuti di demolizione
- Trattamento e riciclaggio della frazione organica putrescibile.



Per informazioni:

AMI - Azienda Municipalizzata di Imola

Via Casalegno 1 - 40026 Imola

Tel. 0542/42562 Fax 0542/43170

Associazione Italiana
di Aerobiologia

V° Congresso Nazionale

HABITAT E SALUTE

Palazzo Congressi Mostre Esposizioni
Montecatini Terme 14-17 ottobre 1992



Segreteria scientifica:

A. Ariatti, S. Del Monaco
Istituto Fisbat-CNR
via de' Castagnoli 1 - Bologna

Tel 051/287082; Fax 051/229702

Segreteria organizzativa:

MEDICINA VIVA
Servizio Congressi srl
Viale dei Mille 140 - 43100 Parma

Tel 0521/290191-94; Fax 0521/291314



SOCIETA' ITALIANA
DI ECOLOGIA (SItE)

QUINTO CONGRESSO NAZIONALE SOCIETA' ITALIANA DI ECOLOGIA

Milano, 21-25 settembre 1992

PROGRAMMA PRELIMINARE SESSIONI PLENARIE:

CIRCOLAZIONE NUTRIENTI E XENOBIOTICI

- Bacci E. - Ecotossicologia: nuovi strumenti per lo studio-gestione dell'ambiente.
Bertoni R., Callieri C. - L'eterogeneità spaziale e temporale del carbonio organico nelle acque.
Galassi S.: Modelli previsionali di bioaccumulo.
Maugeri T.L., Bruni V. - Nuovi metodi di studio delle comunità microbiche mineralizzanti nell'ecosistema marino.
Nannipieri P. - Problemi ambientali connessi con la fertilizzazione azotata.
Viaroli P. - Alcune considerazioni sul ciclo dei nutrienti in lagune costiere eutrofizzate: ruolo delle macroalghe bentiche, del detrito organico e dei sedimenti.
Provini A. - I sedimenti nella ciclizzazione di nutrienti e xenobiotici.

SUCCESSIONI ECOLOGICHE

- Ceccherelli V.U. - La successione nelle comunità bentoniche di ambienti lagunari in relazione ai fenomeni di disturbo.
Cicolani B. - Struttura e successione in comunità di Acari in agroecosistemi a pascolo.
Mucima L., Feoli E., Ganis P. - Caos, cambiamenti e incertezza nella successione forestale.
Basset A. - Aspetti funzionali dei rapporti di coesistenza tra specie in sistemi acquatici.
Salmoiraghi G. - Ecosistemi lotici: sequenze temporali e distribuzione spaziale delle comunità macrozoobentoniche.
Fonda Umani S. - Successioni delle tre componenti planctoniche -fitoplancton, micro e mesozooplancton- in Adriatico.
Celesti L., Fanelli G. - Ricerche sul popolamento vegetale nell'ecosistema urbano di Roma.

ECOLOGIA EVOLUZIONISTICA

- Badino G. - Evoluzione dell'ape del Bacino Mediterraneo tra fattori ambientali e impatto umano.
Curini-Galletti M. - Dispersione della meiofauna marina: evidenze dallo studio di Platelmini mesopsammici con diverse strategie adattative.
Ricci C. - Strategie riproduttive con particolare riferimento ai Rotiferi.
Battaglia B. - Adattamenti ed evoluzione in ambienti estremi e marginali: Laguna di Venezia e Antartide.

- Nascetti G. - Studio e riconoscimento delle specie gemelle: analisi della variazione genetica, dell'isolamento riproduttivo, della nicchia ecologica e della competizione.
Rossi V., Menozzi P. - Significato ecologico della variabilità genetica in popolazioni zooplanctoniche.
Cesaroni D. - Un approccio genetico al problema della metapopolazione negli organismi cavernicoli.

GESTIONE E MONITORAGGIO AMBIENTALE. RICERCA E STUDIO DI CASI

- Cataudella S. - Ricerche ecologiche in acquacoltura: il caso delle produzioni estensive in ambiente salmastrò.
Gatto M., Rossi R. - Due casi di gestione delle risorse della pesca: le anguille delle Valli di Comacchio e le vongole veraci della Sacca di Goro.
Malcevschi S., Zurlini G. - L'integrazione delle informazioni nella gestione dell'ambiente.
Calderoni A., De Bernardi R., Ruggiu D. - Variazioni ecosistemiche nel lago d'Orta a seguito degli interventi di *liming*.
Rossi O., Giavelli G., Villa F. - Conservazione dell'ambiente naturale e sviluppo turistico: il caso delle Isole Eolie.
Del Rio G., Prota R. - La protezione integrata delle colture agrarie nella gestione degli agroecosistemi.
Di Castri F. - La problematica ambientale dopo la Conferenza di Rio.

Oltre alle quattro sessioni plenarie, sono previste sedute dedicate alle comunicazioni dei numerosi gruppi di lavoro della SItE, il cui programma definitivo è in via di completamento.



Per informazioni:

Città Studi, Centro Servizi
via Pascoli 60
20133 Milano

Tel/Fax 02/26680361

APPUNTAMENTI INTERNAZIONALI

21-25 luglio 1992
Montreal (Canada)

**VI Conferenza internazionale sulle relazioni fra gli uomini e gli animali:
"Gli animali e noi"**



X. Parizot, PO Box 313, Station B, Ottawa, Ontario, Canada, K1P 6C4, fax (613) 7451846

9-14 agosto 1992
Ceske Budejovice (Cecoslovacchia)

II Conferenza internazionale sulla qualità dell'acqua e la limnobiologia



Dr J. Vrba, Istituto di Idrobiologia, Accademia cecoslovacca delle Scienze,
Na Sadkach 7, 37005 Ceske Budejovice, tel. 42.38.45484 e 45719

15-20 settembre 1992
Isola di Chios (Grecia)

**Gestione degli Ecosistemi delle isole e delle rive mediterranee, Conferenza
organizzata dall'Associazione Mediterranea per l'Avifauna marina**



Xavier Monbailliu, MEDMARAVIS, BP 2, 83470 Saint Maximin, Francia

4-9 ottobre 1992
Venezia (Italia)

XXIII Conferenza internazionale di ingegneria costiera.



ICCE '92, Segreteria temporanea c/o Consiglio Superiore Ministero Lavori Pubblici, Porta Pia 2,
00198 Roma tel. 39.6.8543405 , fax 84826206

18-20 novembre 1992
La Habana (Cuba)

**VIII Seminario scientifico dell'Istituto nazionale delle scienze agricole
(INCA)**



Ing. Rodolfo Plana Llea, Instituto Nacional de Ciencias Agrícolas, Gaveta Postal 1, San Jose de las Lajas,
La Habana, Cuba, telex 056115, INCA CU

Fonti delle illustrazioni:

- pag. 3: *Lavoro e Salute*, n. 5/1991.
- pag. 5: Zanzare: prevenzione e lotta.
Ed. Regione Sarda, Centro Regionale Anti Insetti,
Cagliari, 1988.
- pag. 15: AA. VV. Dal Calambrone alla Burlamacca.
Ed. Nistri-Lischi, Pisa, 1983.
- pag. 36: ASSOC. BAVARESE TUTELA NATURA. L'orto-giardino
ecologico.
Ed. di red, studio redazionale, Como, 1983.
- pag. 37: Y. COINEAU. Introduction a l'étude des
microarthropodes du sol et de ses annexes.
Ed. DOIN, 1974.
- pag. 38: *Corriere Salute*, 29/10/90.
- pag. 40: AA. VV. Dal Calambrone alla Burlamacca.
Ed. Nistri-Lischi, Pisa, 1983.
- pag. 41: H. STREBLE, D. KRAUTER. Atlante dei microrganismi
acquatici.
Ed. F. Muzzio, Padova, 1984.
- pag. 42: P. BOURRELLY. Les algues d'eau douce. Algues bleues
et rouges.
Ed. Boubée & Cie, Paris, 1970.
- pag. 43: G. BARNDT, B. BOHN. Biologische und Chemische
Gütebestimmung von Fließgewässern.
*Ed. Schriftenreihe der Vereinigung Deutscher
Gewässerschutz e.V. (VDG)*, band 53.
- pag. 44: R.R. KUDO. Protozoology.
Charles C. Thomas Publisher, Springfield, 1977.
- pag. 45: *Donna Moderna*, n. 40, 13/10/1991.
- pag. 46: F. AGOSTINI, C.M. MARINONI. Manuale di
progettazione di spazi verdi.
Ed. Zanichelli, Bologna, 1987.
- pag. 47: A. MAZZEI. Come si produce l'aceto.
Ed. REDA, Roma, 1976.
- pag. 49: C. LEONARDI, F. STAGI. L'architettura degli alberi
Ed. Mazzotta, Milano, 1982.
- pag. 50: L. MASOTTI. Depurazione delle acque.
Ed. Calderini, Bologna, 1991.
- pag. 51: L. VIGNOLI. Sistematica delle piante inferiori.
Tallofite.
Ed. Calderini, Bologna, 1964.
- pag. 52: *Gambero Rosso*, n. 45, dic. 1990.

Supplemento al n. 9 anno XX del periodico mensile "La Provincia di Reggio Emilia"
Spedizione in abbonamento postale - gruppo III, 70%
Autorizzazione Tribunale di Reggio Emilia n. 175 del 25.1.1965