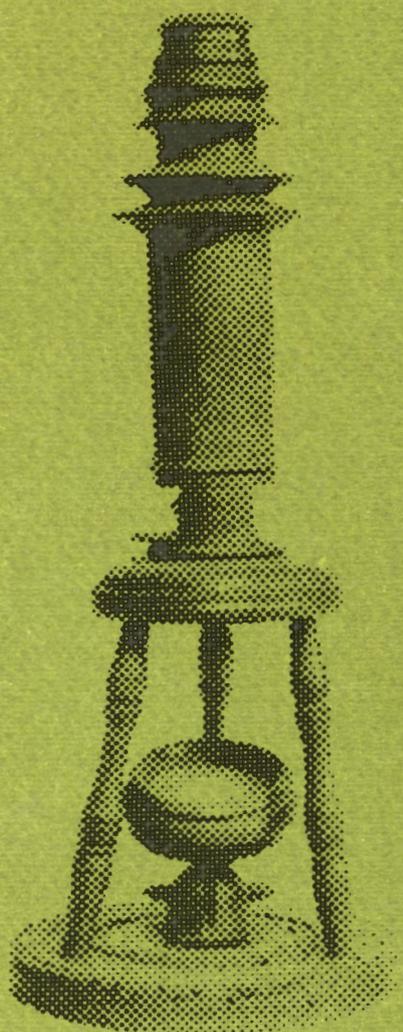


biologia ambientale

6

novembre
dicembre
1992

BOLLETTINO C.I.S.B.A. anno VI n. 28



SOMMARIO

EDITORIALE	3
BIOINDICATORI	5
Valutazione della presenza di ozono troposferico nel versante narnese della "Conca ternana" mediante l'uso di <i>Nicotiana tabacum</i> L. cv. Bel-W ₃ di S. Mercorelli	
ATTUALITA'	15
Anisakiasi di M. Galli	
NATUROPA	17
Stato critico delle dune Zone costiere: prospettive di strategia comunitaria di L.J. Brinkhorst	
ABSTRACTS	23
SEGNALAZIONI	33
PAGINE APERTE	36
Calidad de las aguas. Estudio de la calidad biologica di R. Spaggiari e N. Fontani Economia e crisi ambientali di A. Gimona	



biologia ambientale

Bollettino C.I.S.B.A. n. 6/1992

direttore responsabile
Paolo Carta

REDAZIONE

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

Hanno collaborato a questo numero:

Gilberto N. Baldaccini
Pierluigi Bianucci
Fabrizio Fincato
Nadia Fontani
Silvana Galiano
Mika Galli
Alessandro Gimona
Bruno Maiolini
Sandro Mercorelli
Franco Palmieri
Paolo Resti
Giuseppe Sansoni
Roberto Spaggiari
Berta Thaler

Numero chiuso in redazione il 26/11/1992

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



Si dice che la storia della microscopia sia cominciata con Galileo il quale, agli inizi del XVII secolo, inventò il telescopio: sembra che ne avesse adattato uno per l'osservazione dei particolari più piccoli.

Con sicurezza si sa che il microscopio è nato trecento anni fa in due versioni indipendenti e diverse fra loro: il microscopio semplice, ad opera dell'olandese Antony van Leeuwenhoek nel 1683, ed il microscopio composto, per mano dell'inglese Robert Hooke nel 1665.

A differenza del telescopio, il microscopio non si affermò subito e facilmente come strumento di osservazione, e ciò è comprensibile: tutti, infatti, anche ad occhio nudo, potevano vedere le stelle ed i pianeti e farne oggetto di discussione. Il telescopio avvicinava ed ingrandiva un mondo tutto sommato già noto; il microscopio, invece, permise di vedere una realtà completamente nuova, un microcosmo neppure lontanamente sospettato. Capire che cosa

fosse quella realtà non fu facile, considerato anche che fu prima necessario accettarne l'esistenza.

Viene da chiedersi, a volte, come van Leeuwenhoek, Malpighi, Spallanzani e tanti altri che hanno fatto la storia della scienza abbiano potuto, centinaia di anni fa, vedere ciò che descrissero con così grande precisione, avvalendosi di strumenti rudimentali.

Di fatto il microscopio ottico permise all'anatomico ed al patologo di penetrare ben più intimamente nel corpo che fino ad allora avevano sezionato con forbici e coltelli, al botanico e allo zoologo di indagare più facilmente il vasto mondo degli esseri animati.

Tuttavia il microscopio ottico, con un limite di risoluzione di meno di un quarto di micron, più di tanto non può ingrandire. Si racconta, a questo proposito, che fu necessario utilizzare, anziché le onde luminose, gli elettroni per poter superare quel limite ed inventare il microscopio elettronico.

Ma le cose non andarono così: fu piuttosto il caso a suggerire a Ernst Ruska, negli anni Trenta, l'idea del microscopio elettronico. Pochi sanno, infatti che a Ruska non interessava affatto migliorare il potere di risoluzione del microscopio ottico: in realtà egli stava studiando le applicazioni degli oscillografi a raggi catodici quando si mise a giocherellare con gli elettroni.

Rimane però il fatto che da un suo particolare oscillografo la Siemens-Halske derivò, nel 1939, l'Elmiskop -il primo microscopio a trasmissione- e che, nel 1986, Ruska ottenne il premio Nobel per la Fisica per aver "inventato", circa cinquant'anni prima, il microscopio elettronico a trasmissione (TEM).

Attualmente ogni laboratorio di ricerche degno di questo nome ne possiede almeno uno. In Italia, nel 1951, vi erano cinque microscopi elettronici mentre agli inizi degli anni Ottanta il loro numero era salito a 456, di cui 270 TEM e 186 SEM (microscopio elettronico a scansione).

Dai 1500 ingrandimenti del microscopio ottico, siamo passati agli oltre 300.000 del TEM, fino a superare il milione sulla carta stampata. Il potere di risoluzione, con le più sofisticate metodologie (HREM: High Resolution Electron Microscopy; STEM: Scanning Transmission Electron Microscopy) scende tranquillamente al di sotto del muro dell'Ångström: siamo chiaramente a livello molecolare!

BIOINDICATORI



VALUTAZIONE DELLA PRESENZA DI OZONO TROPOSFERICO NEL VERSANTE NARNESE DELLA "CONCA TERNANA" MEDIANTE L'USO DI *Nicotiana tabacum* L. cv. Bel-W₃

Sandro Mercorelli*

INTRODUZIONE

L'inquinamento atmosferico è determinato essenzialmente dall'emissione, da numerose fonti, di sostanze non presenti in natura o dall'aumento della concentrazione di sostanze già presenti nell'atmosfera. Ciò altera le caratteristiche fisico-chimiche dell'atmosfera terrestre -in particolare della troposfera- con pericolose conseguenze per gli esseri viventi. Attualmente questo fenomeno ha raggiunto proporzioni allarmanti, quantomeno nei paesi industrializzati. Proprio i processi di lavorazione industriale, infatti, sono responsabili (in gran parte) dell'immissione massiva e costante nell'ambiente di rifiuti gassosi. Alle fonti industriali vanno aggiunte quelle agricole, i veicoli a motore, gli impianti di riscaldamento, le cen-

trali termoelettriche (ACCORDI & LUPA PALMIERI, 1966).

Oltre agli inquinanti primari, cioè quelli emessi direttamente dalle varie fonti, nell'atmosfera sono presenti anche gli inquinanti secondari che si formano per reazioni chimico-fisiche fra gli inquinanti primari o fra questi e i normali componenti dell'atmosfera. Alcune di queste reazioni sono attivate dall'energia solare (VISMARA, 1988).

I fattori che influenzano le caratteristiche e l'andamento dell'inquinamento interessano, come già detto, essenzialmente la troposfera, lo strato dell'atmosfera che si estende dalla superficie terrestre fino ad un'altezza di 10-12 km. In essa sono concentrati i $\frac{3}{4}$ dell'intera massa gassosa e quasi tutto il vapore acqueo dell'atmosfera terrestre. La troposfera è caratterizzata dalla presenza di movimenti orizzontali e verticali di masse d'aria e da un gradiente

* Comune di Narni (Terni), Settore Ambiente

termico verticale, fenomeni che provocano turbolenza alla quale si deve la dispersione degli inquinanti (strato "mixing"). Le condizioni atmosferiche influenzano l'entità di questo fenomeno: precisamente, condizioni d'instabilità atmosferica favoriscono il rimescolamento, la dispersione e la diluizione degli inquinanti; condizioni di stabilità atmosferica, invece, favoriscono l'accumulo degli inquinanti, poiché ostacolano i moti aerei verticali (ACCORDI & LUPIA PALMIERI, 1966; VISMARA, 1988).

Questo lavoro è stato condotto con l'intento di valutare i danni provocati dall'ozono su piante di *Nicotiana tabacum* L. cv. Bel-W₃ poste a dimora nel versante narnese della "Conca Ternana"; per avere anche un'indicazione sulla concentrazione atmosferica di ozono nell'area oggetto di studio, gli Indici di Danno Fogliare (I.D.F.) ottenuti nella zona sono stati confrontati con l'I.D.F. della stazione di riferimento posta presso l'Orto Botanico dell'Università "La Sapienza" di Roma, in vicinanza di istituti dotati di analizzatori per la rilevazione di ozono atmosferico (non disponibili nella zona sottoposta allo studio). Un'ulteriore stazione di monitoraggio, con funzione di controllo, è stata posizionata all'esterno della zona oggetto di studio.

AREA DI STUDIO

La Conca Ternana è delimitata a nord dai monti Martani, a sud dalla dorsale che dal monte Arnata si estende al monte Cosce (con direzione NO-SE), ad est dalla struttura di Miranda-Stroncone (che si estende con direzione circa N-S) e ad ovest dai rilievi collinari di Colle Maggio, dal colle su cui sorge Sangemini e dalle strutture pedemontane del monte Torre Maggiore (fig. 1).

Morfologicamente la Conca Ternana è caratterizzata dalla presenza di piane alluvionali -che ne formano la base- e da zone collinari, pedemontane e montane che ne costituiscono il bordo. Geologicamente presenta le caratteristiche di una fossa intermontana occupata nel pleistocene da uno dei bracci dell'antico "lago Tiberino"; i terreni possono distinguersi in:

- terreni ghiaiosi, sabbiosi e argillosi, che costituiscono la base e i rilievi collinari della Conca;
- terreni prevalentemente calcarei, mesozoici, che costituiscono i rilievi montuosi che bordano la Conca.

L'idrografia superficiale è caratterizzata dal bacino del fiume Nera e dai suoi affluenti che si sviluppano in un reticolo idrografico ben articolato e con densità variabile a seconda delle caratteristiche litologiche del terreno.

Il clima nel suo complesso può considerarsi mediterraneo con leggeri caratteri subcontinentali: estati calde e secche ed inverni non eccessivamente freddi e relativamente umidi, alternati alle due stagioni intermedie (di cui l'autunno è più piovoso e mite della primavera).

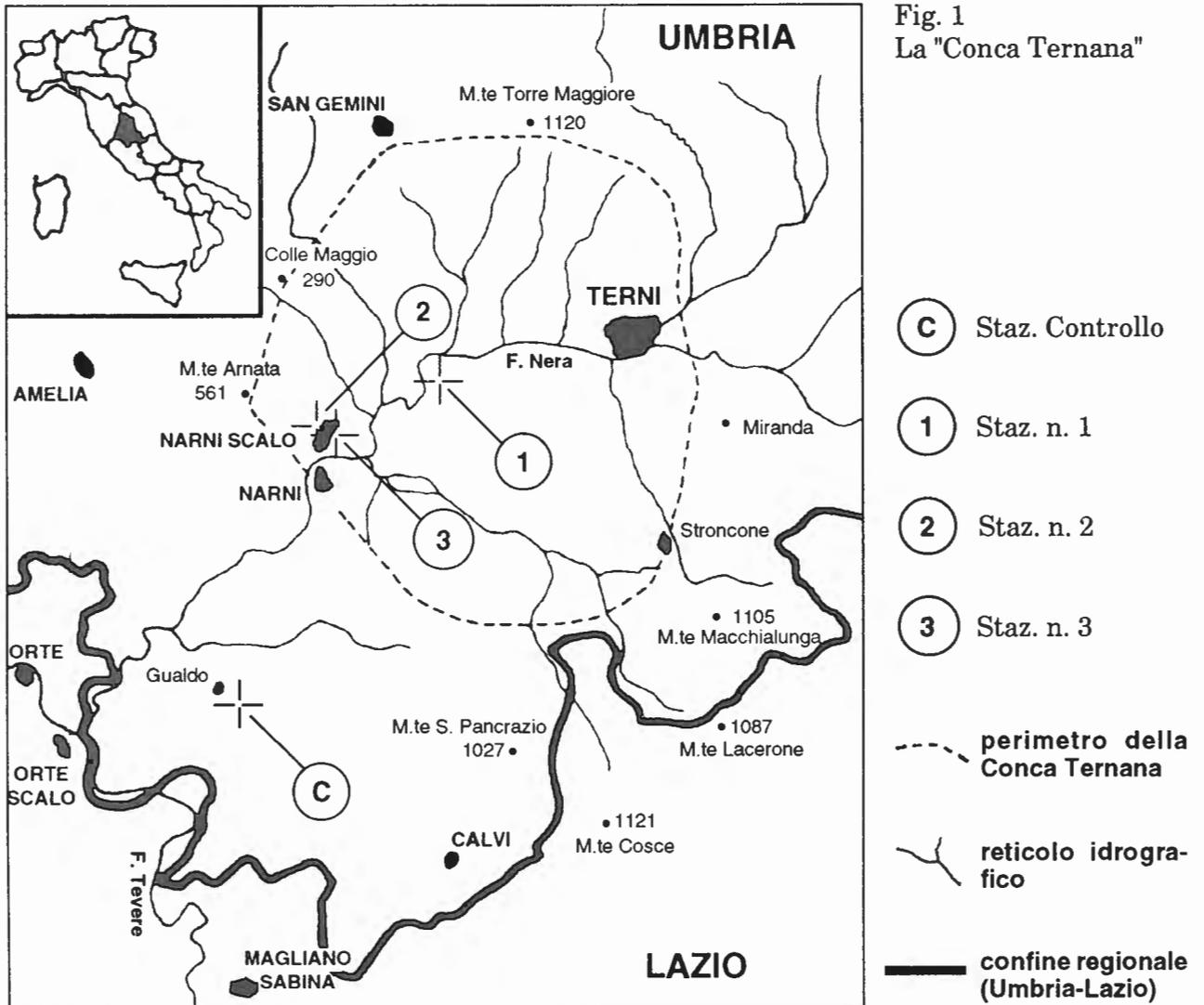
Il valore dell'escursione media annua è di circa 18 °C con punte di temperatura massima oltre i 40 °C e minima sotto i -10 °C; ciò evidenzia il già accennato leggero carattere di subcontinentalità dell'area. Scarsi, a causa dell'orografia, risultano gli scambi d'aria.

L'ambiente geografico delimitato fa della Conca Ternana una struttura raccolta dal punto di vista antropico; le principali attività, infatti, si sono sviluppate nel suo interno e hanno prodotto importanti segni della presenza umana.

La vocazione agroforestale del territorio è stata ridimensionata dall'insediamento dei complessi industriali. La presenza delle industrie ha inciso profondamente sul territorio sia dal punto di vista ambientale, determinando fenomeni di degrado e rischi crescenti di inquinamento, che sociale, producendo una forte urbanizzazione dovuta ad un flusso immigratorio verso le aree industriali.

MATERIALI E METODI

Le piantine di tabacco sono state gentilmente fornite dal Dipartimento di Coltivazione e Difesa delle Specie Legnose, sezione di Patologia Vegetale dell'Università di Pisa. La semina e la crescita sono state effettuate in condizioni standardizzate: i semi della cv. Bel-W₃ di tabacco sono stati piantati in bacinelle contenenti un



composto organico e fatti germinare in camere di crescita ad ambiente controllato (temperatura 25 °C), ventilate con aria filtrata con carbone attivo. Dopo circa tre settimane le piantine sono state trapiantate in piccoli contenitori di torba e così mantenute per un altro mese circa.

In questa fase di sviluppo, le piantine sono state trasportate a Narni (il 2/7/90), dove sono state trapiantate in vasi di plastica di 20 cm di diametro e di 5 l di capacità, contenenti un terreno composto da una miscela di torbe di sfagno (bionde e brune), sabbie quarzifere e fertilizzanti (macro e microelementi).

Le piante -suddivise in set tra loro omogenei- sono state collocate nei siti definitivi: il 3/

7/90 nell'Orto Botanico della Città Universitaria di Roma e il 4/7/90 nelle tre stazioni di monitoraggio della Conca Ternana e nella stazione Controllo, esterna alla Conca (fig. 1). Lo studio si è protratto per quattro settimane, cioè per tutto il mese di luglio.

Per ogni stazione, ciascun set era costituito da sei piante poste su una struttura, a circa 1 m di altezza dal terreno, ricoperta da una rete di protezione in plastica; le piante sono state regolarmente sub-irrigate tutti i giorni.

Le piante di ciascun set sono state numerate da 1 a 6 e per ogni pianta, in ciascun sito, sono state misurate settimanalmente l'altezza della porzione epigea (dal livello del terreno alla base

della gemma apicale) ed il numero di foglie "in stato vegetativo" (vitali). All'inizio dello studio è stata contrassegnata la prima foglia vitale reperibile in ogni pianta a partire dalla zona basale. Sono state successivamente numerate tutte le foglie presenti sulla pianta, assegnando un numero progressivo a partire dalla fogliolina apicale (numero 0) e procedendo verso il basso; in tal modo si poteva seguire lo sviluppo di nuove foglioline nel corso dell'indagine e numerarle a loro volta, con numerazione progressiva decrescente (-1, -2, -3, ecc.) secondo il metodo riportato da GLATER et AL. (1962). Durante il periodo di studio, ovviamente, i contrassegni venivano spostati alle foglie vitali immediatamente superiori, quando le precedenti andavano incontro a disseccamento.

Di ogni foglia veniva misurata la lunghezza e stimata la percentuale di superficie fogliare che presentava sintomi di danno da ozono; questi dati venivano registrati su apposite tabelle, assieme ad eventuali note di commento. Le osservazioni e la stima del danno fogliare sono state effettuate settimanalmente per ogni sito.

STIMA DELL'INDICE DI DANNO FOGLIARE (I.D.F.) SU *Nicotiana tabacum* L. cv. Bel-W₃

Su *Nicotiana tabacum* L. cv. Bel-W₃ il danno visibile era sempre molto evidente; i sintomi consistevano nella comparsa, inizialmente sulla superficie adassiale ed in seguito anche su quella abassiale delle foglie, di chiazze piccole (qualche mm), ben delineate, tondeggianti e di colore grigio traslucido. Le lesioni potevano coalescere a formare aree necrotiche più grandi, ma più spesso si osservava una chiazzatura completa o parziale del tessuto fogliare internervale senza un'estesa coalescenza. Molta attenzione è stata posta nel distinguere il danno dovuto all'ozono da quello causato da altri agenti patogeni.

Per quantificare la percentuale di superficie fogliare interessata dal danno, si è adottata una scala arbitraria attribuendo un indice a classi percentuali così distribuite:

classe	% di danno
0	nessuna
1	fino al 5%
2	5-10%
3	10-15%
4	15-20%
5	20-25%
6	25-30%
7	30-50%
8	oltre il 50%

Questi indici, registrati settimanalmente per ogni foglia, sono stati utilizzati sia per stimare la percentuale totale di superficie fogliare danneggiata, per ogni pianta in ciascuna stazione, sia per calcolare l'indice di danno fogliare (I.D.F.) settimanale proposto da ASHMORE et AL. (1980). Sulla base di tali metodi di stima si è seguita l'evoluzione settimanale del danno nei diversi siti di osservazione.

L'I.D.F. è dato dalla formula

$$\text{I.D.F.} = \sum_{n=N}^{n=1} (D_t - D_{t-1})/N$$

in cui D_t è il valore di danno (nella scala da 0 a 8) assegnato ad ogni foglia all'inizio della settimana; n è il numero della foglia ed N il numero totale di foglie vive sia al tempo t che al tempo $t-1$ (una foglia, infatti, può essersi sviluppata o disseccata durante la settimana) che presentavano un valore D_{t-1} non superiore a 2 (cioè una percentuale di danno inferiore al 10%).

La ragione per includere solo foglie con meno del 10% di danno all'inizio della settimana è dovuta al fatto che, sebbene le lesioni necrotiche appaiano sulle foglie di tabacco 24 ore dopo l'esposizione all' O_3 , durante questo periodo si può verificare un aumento del danno fogliare anche in assenza di O_3 , probabilmente a causa di un collasso del tessuto adiacente. Perciò se, per esempio, una settimana con alti livelli di O_3 nell'aria è seguita da una con concentrazioni di O_3 molto basse, può essere osservato un aumento nella quantità di danno fogliare nella settimana successiva in quelle foglie che erano state seriamente danneggiate nella settimana precedente. Escludendo dal calcolo dell'I.D.F. foglie che presentano più del 10% di superficie

danneggiata, l'entità degli errori causati da questo fenomeno può essere molto ridotta (ASHMORE et AL., 1980).

RILEVAMENTO DELL'OZONO ATMOSFERICO

I dati relativi alle concentrazioni di ozono atmosferico sono disponibili solo per Roma e sono stati forniti dall'Istituto Superiore di Sanità e dall'Istituto sull'Inquinamento Atmosferico del CNR. Per tale indagine sono stati selezionati, quali parametri di maggiore significato biologico, la media delle 24 h, delle 12 h e delle 7 h ed il numero totale di ore che ogni mese erano comprese in alcune classi di concentrazione significative.

Secondo alcuni Autori (ASHMORE, 1980; LORENZINI, 1986), la media delle 7 h costituisce un valore più significativo nella correlazione con i parametri biologici; le concentrazioni di O_3 sono infatti direttamente correlate alla radiazione solare, che raggiunge valori più elevati nelle ore centrali della giornata (fig. 2) e sono funzione di altri parametri ambientali (vento, temperatura).

RISULTATI

Come già indicato, le piante di tabacco sono state collocate in 5 stazioni:

- staz. Riferimento, nel giardino botanico della Città Universitaria a Roma (dal 3/7 al 31/7/90);
- staz. Controllo, esterna alla Conca Ternana, a Gualdo di Narni in zona collinare a circa 300 m di altitudine (dal 4/7 al 1/8/90);
- staz. n. 1, all'interno della Conca Ternana, in una zona di campagna coltivata (loc. La Selva) a circa 90 m di altitudine (dal 4/7 al 1/8/90);
- staz. n. 2, all'interno della Conca Ternana, nel giardino della Scuola Media Statale di Narni Scalo, a circa 90 m di altitudine (dal 4/7 al 1/8/90);
- staz. n. 3, all'interno della Conca Ternana, in via Tuderte a Narni Scalo (S.S. n. 3 bis "Tiberina") a circa 90 m di altitudine (dal 4/7 al 1/8/90).

I dati relativi alle piante in studio venivano

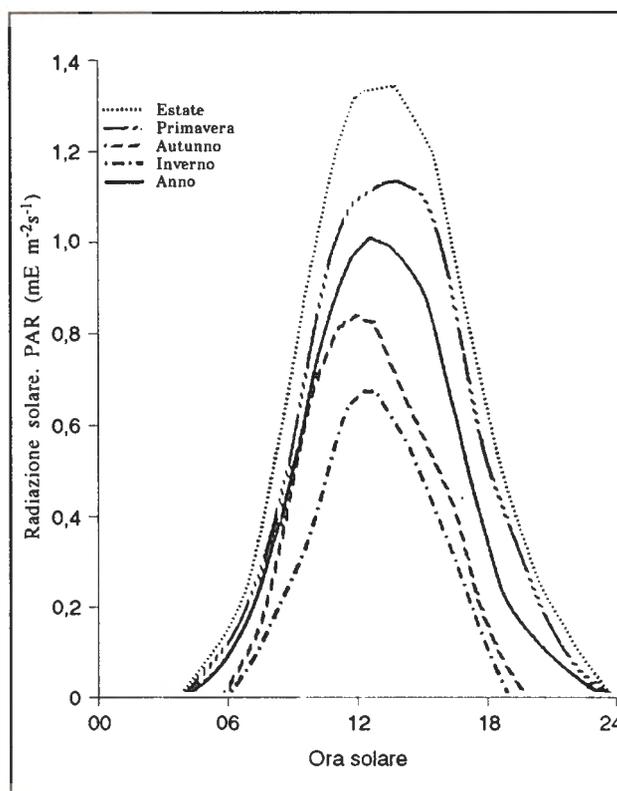


Fig. 2 - Andamento giornaliero tipico stagionale della radiazione solare. (da LORENZINI, 1988)

rilevati settimanalmente, a partire dal giorno di inizio dell'indagine, elencando in un'unica tabella: l'altezza delle piante, il numero di foglie vitali, la lunghezza (in cm) e la percentuale di danno di ciascuna foglia presente nel set. A titolo di esempio, si riportano nella tab. 1 i dati registrati nella stazione Riferimento.

E' stata notata la tipica crescita vegetativa del periodo estivo del tabacco: aumento progressivo dell'altezza delle piante e del numero di foglie vitali.

I valori settimanali dell'I.D.F. calcolato per le 5 stazioni in studio sono riportati nella tab. 2. Dal loro confronto (fig. 3) si può notare che il range dei valori dell'I.D.F. è approssimativamente simile in tutte e cinque le stazioni, anche se all'interno di questo range c'è una certa variabilità dovuta probabilmente a fattori di sito quali, ad esempio, velocità e direzione del vento, distanza dalla sede stradale, particolare microclima della stazione, ecc.

Tab. 1 - Scheda rilevamento dati: stazione Riferimento

3/7/90: INIZIO																		
	Pianta n. 1 (h: 2,5 cm)			Pianta n. 2 (h: 4,5 cm)			Pianta n. 3 (h: 9,5 cm)			Pianta n. 4 (h: 9,5 cm)			Pianta n. 5 (h: 12,5 cm)			Pianta n. 6 (h: 13,5 cm)		
Foglia n.	lung	danno	danno															
	(cm)	%	classe															
0	0,75			0,75			1,0			1,0			0,5			0,5		
1	2,0			2,0			2,75			2,0			1,5			1,5		
2	5,5			3,5			4,0			5,0			3,0			3,0		
3	7,5			6,5			9,5			8,0			6,0			5,5		
4	10,0			10,0			13,0			11,5			11,0			10,5		
5	8,5			12,0			14,0			13,5			15,5			14,0		
6	-			8,5			13,0			14,5			17,0			16,0		
7	-			-			-			-			14,5			16,5		
10/7/90: 1ª SETTIMANA																		
	Pianta n. 1 (h: 8,5 cm)			Pianta n. 2 (h: 11,5 cm)			Pianta n. 3 (h: 17,0 cm)			Pianta n. 4 (h: 18,5 cm)			Pianta n. 5 (h: 21,0 cm)			Pianta n. 6 (h: 22,0 cm)		
Foglia n.	lung	danno	danno															
	(cm)	%	classe															
-4																		
-3	1,0			0,5			0,5			0,5			0,5			0,5		
-2	2,0			1,5			1,5			1,5			1,5			1,5		
-1	4,0			3,0			3,0			3,5			3,0			2,0		
0	8,0			6,5			8,0			6,5			4,5			4,5		
1	10,5			10,5			9,0			9,0			8,0			7,5		
2	13,5			11,5			12,0			11,0			11,0			9,5		
3	13,0	0-5	1	12,5			16,0			13,5			16,0			13,0		
4	11,0	0-5	1	14,5			16,5			15,0	0-5	1	17,5			16,0		
5	8,75			12,0			14,5			14,5	0-5	1	20,0			16,0		
6	-			9,0			12,5			14,0			16,0			17,0		
7	-			-			-			-			14,0			15,0		
17/7/90: 2ª SETTIMANA																		
	Pianta n. 1 (h: 21,0 cm)			Pianta n. 2 (h: 23,0 cm)			Pianta n. 3 (h: 32,5 cm)			Pianta n. 4 (h: 33,0 cm)			Pianta n. 5 (h: 37,0 cm)			Pianta n. 6 (h: 40,0 cm)		
Foglia n.	lung	danno	danno															
	(cm)	%	classe															
-8																		
-7							0,5											
-6	2,0			1,0			2,0			1,5			1,0					
-5	4,0			2,5			3,5			3,0			2,5			1,5		
-4	7,0			5,0			6,0			5,0			4,5			3,5		
-3	10,0			8,0			10,0			9,5			8,0			7,5		
-2	15,0			14,0			16,5			12,5			13,5			11,0		
-1	17,0	0-5	1	18,0			20,0			18,0			18,0			14,0		
0	18,0	5-10	2	18,5			20,0			20,0	0-5	1	23,0			21,0		
1	15,5	5-10	2	18,5			18,0			18,0	0-5	1	21,0			21,0		
2	15,0	25-30	6	18,0	0-5	1	18,0	0-5	1	16,5	0-5	1	18,0	0-5	1	19,0		
3	14,5	20-25	5	17,0	0-5	1	20,0	0-5	1	17,5	10-15	3	22,5	0-5	1	20,0	0-5	1
4	11,5	20-25	5	16,0	0-5	1	18,0	0-5	1	17,0	15-20	4	22,5	5-10	2	20,0	0-5	1
5	8,75	0-5	1	12,0			14,5	0-5	1	16,5	5-10	2	24,0	5-10	2	19,0	0-5	1
6	-			9,0			13,0			15,0	0-5	1	18,0	0-5	1	19,0	0-5	1
7	-			-			-			-			15,0			16,0	0-5	1

Tab. 1 (segue)

24/7/90: 3 ^a SETTIMANA																		
	Pianta n. 1 (h: 42,0 cm)			Pianta n. 2 (h: 36,0 cm)			Pianta n. 3 (h: 50,0 cm)			Pianta n. 4 (h: 53,0 cm)			Pianta n. 5 (h: 65,0 cm)			Pianta n. 6 (h: 67,0 cm)		
Foglia n.	lunghe (cm)	danno %	danno classe															
-11																		
-10	0,75			1,0			0,5			1,0			0,5			1,0		
-9	1,5			2,0			1,5			2,0			1,0			2,0		
-8	3,0			5,0			3,0			3,0			3,0			4,0		
-7	5,0			7,0			5,0			7,0			5,0			5,0		
-6	8,5			11,0			9,0			9,5			10,5			9,0		
-5	15,0	0-5	1	17,0			13,0			14,0			16,5			13,5		
-4	18,5	5-10	2	20,0	0-5	1	17,0	0-5	1	17,5	0-5	1	19,5			17,0		
-3	18,5	10-15	3	21,0	0-5	1	21,0	5-10	2	19,5	10-15	3	24,0	0-5	1	23,0		
-2	21,0	20-25	5	23,0	10-15	3	25,0	5-10	2	20,5	5-10	2	24,0	0-5	1	23,0	0-5	1
-1	20,5	25-30	6	22,0	5-10	2	24,0	5-10	2	22,0	5-10	2	26,0	5-10	2	23,0	5-10	2
0	19,0	20-25	5	21,0	5-10	2	21,0	0-5	1	22,0	10-15	3	30,0	0-5	1	27,0	0-5	1
1	15,5	>50	8	19,0	rotta		19,0	0-5	1	19,0	10-15	3	22,0	0-5	1	23,0	0-5	1
2	16,0	30-50	7	18,5	5-10	2	18,0	10-15	3	17,0	10-15	3	19,0	5-10	2	20,0	0-5	1
3	14,5	20-25	5	18,0	5-10	2	20,5	5-10	2	18,0	20-25	5	23,0	5-10	2	21,0	5-10	2
4	11,5	20-25	5	16,5	0-5	1	18,5	0-5	1	17,5	15-20	4	23,0	10-15	3	21,0	5-10	2
5	8,75	0-5	1	12,0			15,5	0-5	1	17,0	5-10	2	24,0	5-10	2	20,0	5-10	2
6	-			9,0			13,0			15,0	5-10	2	18,5	0-5	1	19,0	0-5	1
7	-			-			-			-			15,5			16,0	0-5	1
31/7/90: 4 ^a SETTIMANA																		
	Pianta n. 1 (h: 64,0 cm)			Pianta n. 2 (h: 60,0 cm)			Pianta n. 3 (h: 60,0 cm)			Pianta n. 4 (h: 66,0 cm)			Pianta n. 5 (h: 78,0 cm)			Pianta n. 6 (h: 90,0 cm)		
Foglia n.	lunghe (cm)	danno %	danno classe															
-17																		
-16	0,5																	
-15	1,0																	
-14	1,5			0,5			0,75			0,5			0,5			0,5		
-13	2,0			1,0			2,0			1,0			1,0			1,0		
-12	4,0			1,5			3,0			2,0			2,0			2,0		
-11	7,5			2,5			6,0			3,0			3,0			3,0		
-10	13,0			5,0			8,0			4,5			6,0			5,0		
-9	16,0			8,0			16,0			9,5			9,0			7,0		
-8	21,0	0-5	1	13,5			18,0			13,0			14,0			12,0		
-7	22,5	0-5	1	18,0			19,5			16,0			18,0			17,0		
-6	22,0	5-10	2	18,5	0-5	1	20,0	0-5	1	19,5	0-5	1	17,0			20,0		
-5	23,0	5-10	2	19,5	0-5	1	22,0	0-5	1	18,0	0-5	1	22,0			21,0		
-4	21,0	25-30	6	22,0	5-10	2	24,0	0-5	1	22,0	0-5	1	23,0			22,0	0-5	1
-3	22,0	20-25	5	21,0	5-10	2	23,0	5-10	2	22,0	10-15	3	26,0	0-5	1	26,0	0-5	1
-2	21,0	>50	8	24,0	15-20	4	27,0	10-15	3	22,0	10-15	3	25,0	0-5	1	24,0	0-5	1
-1	20,5	>50	8	23,0	20-25	5	26,0	10-15	3	22,0	20-25	5	27,0	5-10	2	23,0	5-10	2
0	19,5	30-50	7		rotta		22,5	5-10	2	21,0	15-20	4	30,0	5-10	2	27,0	5-10	2
1		secca			rotta		19,0	5-10	2	22,0	15-20	4	22,0	5-10	2	23,0	5-10	2
2		secca		19,0	10-15	3	18,5	10-15	3	20,0	15-20	4	19,0	5-10	2	20,0	0-5	1
3		secca		18,0	10-15	3	20,5	10-15	3	18,0	30-50	7	23,5	10-15	3	21,0	5-10	2
4		secca		16,5	5-10	2	18,5	0-5	1		secca		23,5	20-25	5	21,0	10-15	3
5	8,75	0-5	1	12,0			15,5	0-5	1		secca		24,5	10-15	3	20,0	5-10	2
6	-				secca		13,0				secca		18,5	0-5	1		secca	
7	-			-			-			-			15,5				secca	

Nella Conca Ternana, all'interno di tale variabilità, gli estremi dell'I.D.F. sono raggiunti nella staz. 1, situata in aperta campagna; il motivo di ciò potrebbe risiedere nel fatto, più volte riportato in letteratura (POSSANZINI, 1981), che -essendo del tutto assenti gli autoveicoli- mancano gli ossidi di azoto (NO_x) che sono causa della deplezione dell'ozono (oltreché della sua formazione); di conseguenza, le concentrazioni di ozono rimangono più elevate che in ambienti urbanizzati dove, invece, gli NO_x sono presenti in quantità maggiore. Ciò spiegherebbe anche perché i valori di I.D.F. più bassi sono stati registrati nella staz. 3, collocata proprio lungo la strada che attraversa Narni Scalo e, quindi, sottoposta ad un intenso traffico autoveicolare.

Lo stesso discorso fatto per la staz. 1 dovrebbe essere valido per la staz. Controllo, posta in una zona a limitato inquinamento per l'assenza di industrie e di traffico intenso.

Il dato, però, più interessante si ha dall'ana-

Tab. 2 - *Nicotiana tabacum* L. cv. Bel-W3
Indice di danno fogliare

	Settimana			
	1 [^]	2 [^]	3 [^]	4 [^]
Staz. Riferimento	0,15	1,20	1,37	0,68
Staz. Controllo	0,21	1,47	0,81	1,11
Staz. n. 1	0,27	1,27	1,21	1,00
Staz. n. 2	0,11	0,60	0,62	0,61
Staz. n. 3	0,04	0,50	0,38	0,33

lisi dei valori I.D.F. della staz. Riferimento; nel 1990, infatti, si sono avuti valori di I.D.F. nettamente più bassi di quelli rilevati nello stesso periodo dell'anno precedente (fig. 4). L'andamento dell'I.D.F. ci viene confermato dalle concentrazioni dell'ozono atmosferico rilevate nelle vicinanze della staz. Riferimento sia nel luglio 1989 che nel luglio 1990 (tab. 3): nell'89, a differenza del '90, le concentrazioni di ozono atmosferico sono state sempre molto al di sopra dei 40-60 ppb, valore che costituisce la soglia al

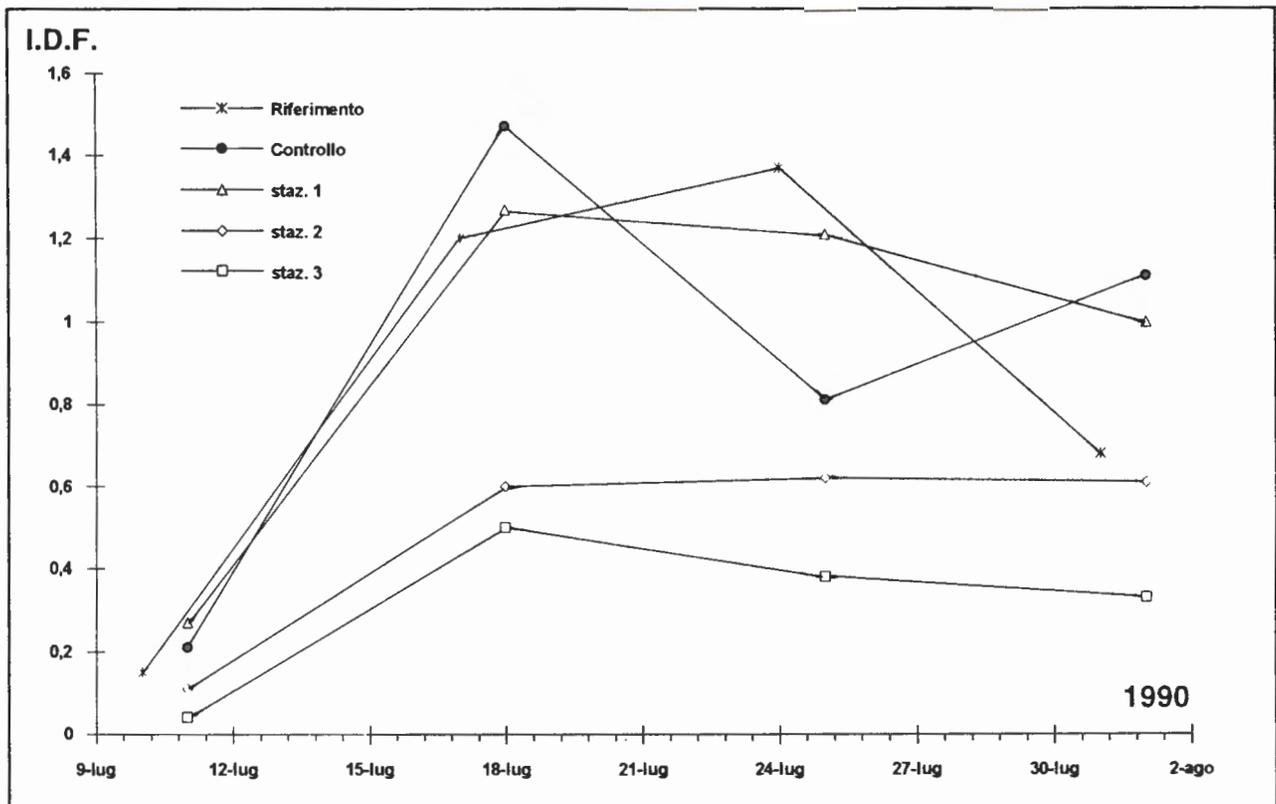


Fig. 3 - Indice di Danno Fogliare su *Nicotiana tabacum* cv. Bel-W₃

Tab. 3 - Livelli di ozono e numero di ore a differenti concentrazioni di O₃, nel periodo di studio.

(Fonte: MANES et AL., 1990)

	Luglio 89	luglio 90
Concentrazioni medie		
Media 24 h (0.0-24.0)	29,5 ppb	16,0 ppb
Media 12 h (6.0-18.0)	44,0 ppb	21,0 ppb
Media 7 h (9.0-16.0)	57,0 ppb	26,0 ppb
Media oraria massima	120,0 ppb	75,0 ppb
Ozono superiore a		
	Luglio 89	luglio 90
	n. ore	n. ore
100 ppb	19	0
80 ppb	45	0
60 ppb	124	2
50 ppb	175	6

di sopra della quale le piante di *Nicotiana tabacum* L. cv. Bel-W₃ si dimostrano molto sensibili allozono troposferico.

CONSIDERAZIONI CONCLUSIVE

Gli organismi vegetali hanno un rapporto superficie/volume maggiore rispetto agli animali; ci li rende pi^a sensibili alle sostanze che inquinano latmosfera. Grazie a questa caratteristica alcune piante, particolarmente sensibili, offrono la possibilit^A di individuare precocemente la presenza di tali sostanze nellaria o di seguire laccumulo di alcune di esse.

Lo studio effettuato sulle piante di *Nicotiana tabacum* L. cv. Bel-W₃ ha consentito di evidenziare uno stato di alterazione morfologica, dovuto alla presenza di ozono nellarea in esame. Durante il periodo estivo, infatti, O stato rilevato un danno che indica la presenza di livelli di ozono superiori ai 40-60 ppb (soglia a cui risponde tale cultivar di tabacco). I danni presentano un andamento confrontabile con

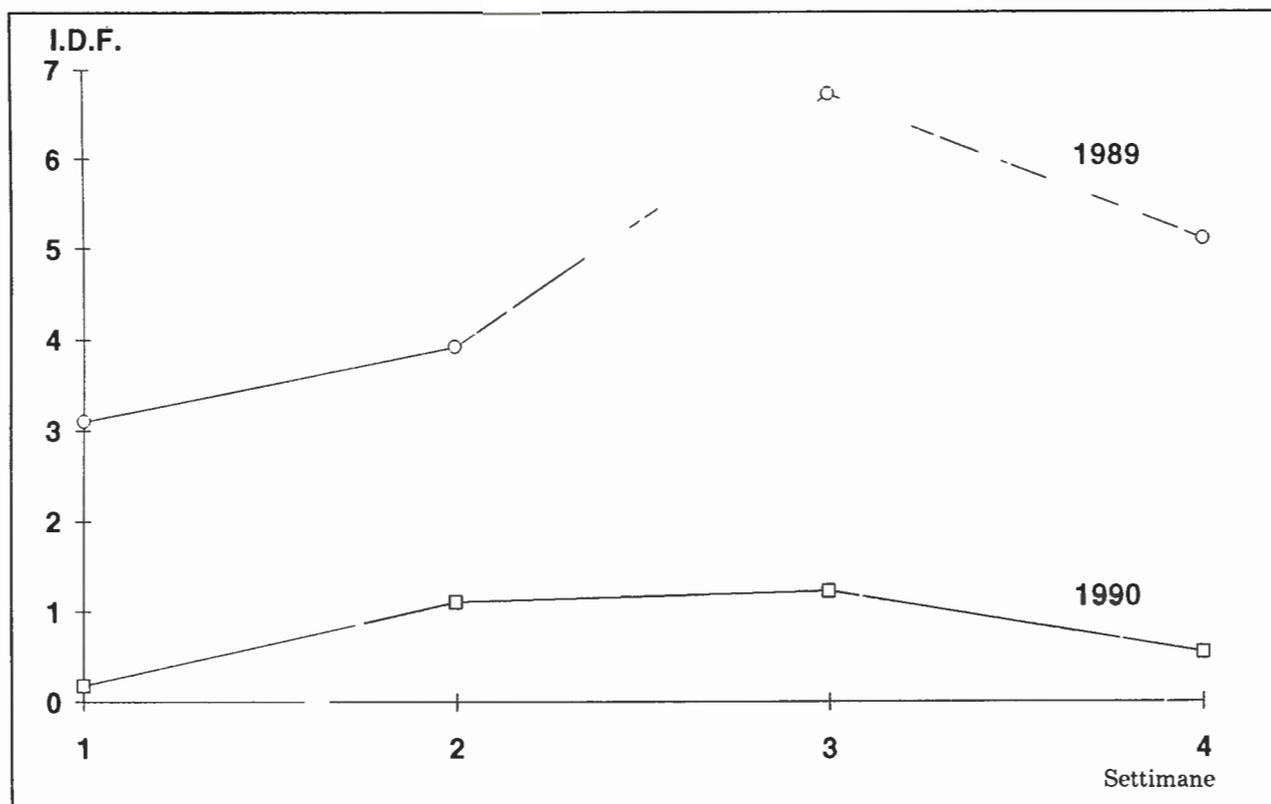


Fig. 4 - Andamento dell'I.D.F. nella stazione Riferimento, nel luglio '89 e '90. (Rielaborata da MANES et al., 1990)

quello delle concentrazioni di O₃ atmosferico.

Occorre comunque precisare che le piante esaminate sono sottoposte all'azione di diversi inquinanti atmosferici, la cui concentrazione varia sia durante il giorno che nel corso delle stagioni. Per confermare ed estendere le conoscenze sull'uso degli indicatori biologici vegetali degli inquinanti atmosferici sono necessarie ulteriori e più approfondite indagini. I risultati finora ottenuti in questo tipo di indagini consentono già, comunque, di affermare che le piante sono indicatori estremamente validi, di facile utilizzo e di costo relativamente basso.

In natura esistono (nell'atmosfera, nell'acqua e nel suolo) organismi più sensibili di altri agli inquinanti e che dimostrano di reagire in maniera caratteristica quando vengono a trovarsi in determinate condizioni ambientali, a loro poco favorevoli o del tutto inadatte.

Ecco, dunque, che questi organismi più sensibili possono fornire preziose informazioni sullo stato di salute di un ambiente; spesso, anzi, mettono in guardia, segnalando con notevole anticipo la comparsa di un inquinamento che non ha ancora manifestato i suoi effetti dannosi in altre comunità vegetali e/o animali maggiormente rappresentate in un dato ambiente. Questi stessi organismi possono, inoltre, indicare le capacità di autorecuperamento da parte dell'ambiente e, in definitiva, permettono di seguire l'evoluzione dei fattori inquinanti, siano essi in incremento o in regressione.

In base a queste considerazioni, dunque, appare evidente che si possono ottenere informazioni più complete sugli effetti di un inquinamento se, accanto alle convenzionali analisi chimiche dell'aria, dell'acqua e del suolo, si effettuano anche i test biologici tenendo presente che questi ultimi (al contrario delle analisi chimiche) sono in grado di rilevare anche eventuali effetti di sinergismo quando sia presente nell'ambiente più di un fattore inquinante. È auspicabile, quindi, che anche nel nostro paese si facciano estese campagne di monitoraggio biologico con specie indicatrici, allo scopo di dare una reale misura dell'inquinamento nelle aree interessate.

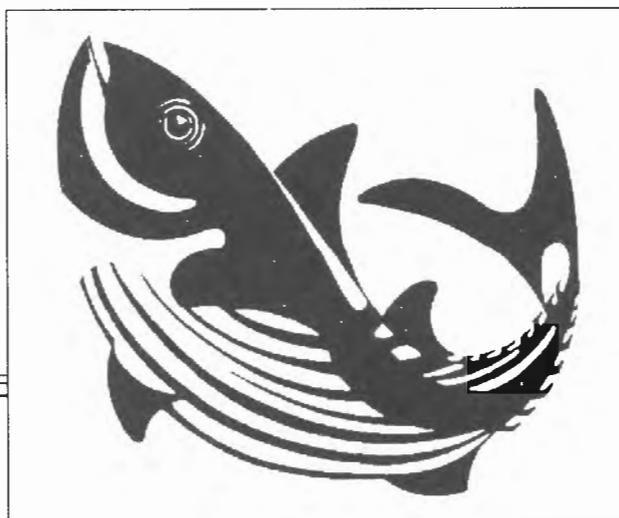
Si ringrazia:

- il prof. G. Lorenzini dell'Università di Pisa (Dip. Coltivazione e Difesa delle Specie Legnose - sez. Patologia Vegetale) per aver fornito le piante indicatrici;
- il prof. F. Manes ed i suoi collaboratori dell'Università "La Sapienza" di Roma (Dip. di Biologia Vegetale) per la notevole collaborazione fornita in tutte le fasi dello studio.

BIBLIOGRAFIA

- ACCORDI B., LUPIA PALMIERI E. - 1966. Il globo terrestre e la sua evoluzione. Zanichelli, Bologna.
- ASHMORE M.R., BELL J.N., REILY C.I. - 1980. The distribution of phytotoxic ozone in the British Isles. *Environ. Pollut.*, 1: 195-216.
- LORENZINI G., PANATTONI A. - 1986. An integrated, physicochemical and biological, survey of atmospheric Ozone in coastal Tuscany, Italy. *Riv. di Patol. Veg.*, 22: 130-164.
- LORENZINI G., GUIDI L., PANATTONI A. - 1988. Ozono atmosferico al suolo. *Inquinamento*, 30 (6): 48-56.
- MANES F., ALTIERI A., TRIPODO P., BOOTH C.E., UNSWORTH M.H. - 1990. Bioindication study of effects of ambient ozone on tobacco and radish plants using a protectant chemical (EDU). *Annali di Botanica*, XLVIII: 133-149.
- POSSANZINI M. - 1981. La valutazione dell'inquinamento fotochimico nell'area di Roma. C.N.R., *Programma Promozione Qualità dell'Ambiente*.
- VISMARA R. - 1988. Inquinamento e protezione dell'aria. In: VISMARA R., "Ecologia applicata", Hoepli, Milano.

ATTUALITA'



ANISAKIASI

E' abbastanza recente la notizia di contaminazione da *Anisakis* di prodotti ittici, come le acciughe, presenti anche nei nostri mari: l'anisakiasi è la malattia causata dalla ingestione di pesce parassitato da larve vive di nematodi.

Nella famiglia Anisakidae si riconoscono 24 generi diversi, per alcuni dei quali non è ancora accertato il ruolo patogeno per l'uomo. Le larve delle specie sicuramente patogene appartengono ai generi *Anisakis*, *Phocanema* e *Contracaecum*; queste determinano una sindrome da "larva migrans" viscerale con lesioni eosinofile di tipo granulomatoso localizzate o diffuse, causate dalla penetrazione e localizzazione nello spessore della mucosa gastrica o intestinale di larve di terza età. La malattia, non mortale e diffusa in tutto il mondo, è legata all'assunzione di prodotti ittici crudi o poco cotti o, comunque, preparati secondo procedimenti non sufficienti a garantire la devitalizzazione delle larve infestanti.

Questa zoonosi parassitaria è segnalata in generale in quei paesi in cui il pesce costituisce la voce principale della dieta proteica; i parassiti sono diffusi nei mari del Nord, nella parte settentrionale dell'Oceano Pacifico, in Estre-

mo Oriente e, come dimostrato recentemente, anche nel Mediterraneo: per questo motivo, il problema non riguarda soltanto i prodotti ittici d'importazione freschi e conservati - nei quali infestazioni più o meno massive sono segnalate da tempo - ma anche varie specie di pesce locale.

Ospiti naturali dei parassiti adulti sono Cetacei, Pinnipedi, Uccelli piscivori, Selaci e Teleostei: le larve si localizzano nello stomaco e nel piccolo intestino. L'uomo è un ospite solo accidentale e può essere infestato non dagli individui adulti, ma dalle forme larvali che hanno un ciclo evolutivo complesso e non ancora del tutto chiarito.

Le uova vengono eliminate attraverso le feci secondo il modello degli ascaroidi e la larva di primo stadio va incontro alla prima muta quando è ancora nell'uovo. La schiusa, influenzata dalla temperatura ambientale e da altri fattori come l'ossigeno, l'anidride carbonica ed il pH, avviene dopo un periodo di incubazione nell'ambiente acquatico e dà luogo alla larva di secondo stadio che viene ingerita dal primo ospite intermedio, generalmente un crostaceo: non è ancora ben chiaro se queste larve subiscono una seconda muta divenendo larve di terzo

stadio, cioè infestanti per l'ospite definitivo o per l'uomo.

Il secondo ospite intermedio, in genere un pesce, assume queste larve ingerendo i crostacei parassitati; le larve possono avere localizzazioni diverse, molto importanti al fine della prevenzione della malattia: giungono nell'intestino da cui migrano per dirigersi nella cavità celomatica, ove si incistano sulla superficie della parete gastrica ed intestinale; possono anche migrare e raggiungere la muscolatura del pesce, sia *intra vitam* che *post mortem*, evenienza evidentemente favorita da una tardiva eviscerazione.

Questi ospiti intermedi non permettono un ulteriore sviluppo delle larve, ma ne consentono la sopravvivenza fino a che trovano l'ospite definitivo; dato che l'assunzione di larve da parte dei pesci può ripetersi, questi possono fortemente infestarsi: se nelle acciughe sono state trovate fino a 85 larve, nel merluzzo è stato raggiunto il numero di 1400.

L'uomo viene coinvolto nel ciclo per ingestione di prodotti ittici che contengono la larva infestante (L3), ma è esclusivamente un ospite di trasporto o di transito e, per il parassita, rappresenta un *impasse* riproduttivo. Nell'uomo la larva, o addirittura solo la sua parte cefalica, migra dal lume alla parete del tubo gastroenterico, ove determina una forte reazione eosinofila diffusa o, più spesso, una forma granulomatoso. Nella forma gastrica si assiste alla comparsa di dolori gastrici, nausea e vomito anche solo dopo 6-8 ore dall'ingestione; nella forma intestinale si possono avere ulcere, forti dolori addominali, nausea e peritoniti nelle forme profonde. Sono anche state riportate localizzazioni in altri organi come linfonodi, pancreas, mesentere.

In Italia, fino ad ora, non sono stati segnalati casi di granuloma eosinofilo a carico dell'apparato digerente attribuibili con certezza a larve di Anisakidi, ma la crescita degli scambi commerciali ed il cambiamento di abitudini alimentari -compreso l'interesse per i cibi esotici- potrebbero modificare questa situazione. Ini-

zialmente segnalata in pesce importato dall'estero, la presenza di larve in prodotti ittici commercializzati in Italia è stata osservata anche sul pescato nazionale di elevato valore come il pagaro, il pagello, il pesce San Pietro e in molte specie appartenenti al cosiddetto "pesce azzurro".

Dato che in Italia il consumo di pesce crudo è di scarso rilievo, le condizioni non sono tali da far sorgere eccessive preoccupazioni. Tuttavia in alcune regioni, come la Sicilia e la Liguria, è frequente il consumo di piatti a base di pesce preparati con filetti di aringhe e sardine crude marinate con olio, limone, sale o altri pesci e molluschi cotti insufficientemente a bagno maria o grigliati solo superficialmente: queste preparazioni sono da considerarsi pericolose perchè non garantiscono la devitalizzazione delle larve infestanti.

Data la localizzazione (cavità addominale e tessuto muscolare) e considerato che il numero delle larve che migrano nel muscolo aumenta sensibilmente e rapidamente dopo la morte del pesce, l'eviscerazione non costituisce una sicura prevenzione della malattia nell'uomo; l'esodo delle larve può essere invece bloccato tramite congelamento del pescato.

Dati gli elevati indici di infestazione, soprattutto nel pesce importato, in Italia si è resa necessaria l'emanazione di norme atte alla tutela del consumatore sia per quanto riguarda il rischio sanitario sia in relazione alla qualità del prodotto. Dal luglio 1987 sono in vigore norme ispettive dettate dal Ministero della Sanità riguardanti l'importazione di specie ittiche ed, in seguito all'entrata in vigore di tali disposizioni, è stato registrato un notevole decremento dell'infestazione in partite di pesce importato. Un'ordinanza del Ministero della Sanità del maggio 92 (G.U. 25/5/92) detta le misure urgenti per la prevenzione delle parassitosi da anisakis, ma queste normative sono più che altro volte ad escludere dal consumo prodotti parassitati trascurando di indicare le misure atte a prevenire la contaminazione delle parti edibili.

Mirka Galli



Naturopa

Naturopa, rivista illustrata del Centre Naturopa del Consiglio d'Europa.

Direttore responsabile: Hayo H. Hoekstra.

Ogni informazione su *Naturopa* e sul Centre Naturopa può essere richiesta al Centro o alle agenzie nazionali:

- Centre Naturopa, Conseil de l'Europe, BP 431 R6 F-67006 Strasbourg Cedex
- Dr.ssa E. Mammeo, Ministero dell'Agricoltura, Ufficio Relazioni Internazionali, via XX settembre, 18 - 00187 Roma.

Articolo tratto da *NATUROPA*, n° 67, 1991

Ed. Centro europeo per la conservazione della natura

Consiglio d'Europa, Strasbourg.

STATO CRITICO DELLE DUNE

Albert Salman*

Nessun paesaggio è più autenticamente costiero del paesaggio dunale. Le dune fanno parte integrante di sistemi di sabbie marine che si trasformano continuamente provocando sedimentazione ed erosione. E' indispensabile considerare le spiagge come elementi indissociabili del sistema dunale e valutare, ai fini della gestione, tutti i processi che vi si producono.

Più di un terzo dei sistemi dunali europei è già stato distrutto, e il futuro delle nostre coste sedimentarie è in pericolo. L'arginamento e la canalizzazione dei corsi d'acqua hanno sensibilmente ridotto l'apporto di sabbia, mentre l'innalzamento del livello del mare creerà sicuramente situazioni drammatiche in un prossimo futuro. Le conseguenze per la conservazione della natura, per gli sport ed il turismo, nonché per la protezione del litorale, saranno disastrose.

Salvaguardia della natura

Le dune costiere costituiscono uno dei paesaggi più naturali e più dinamici del mondo. Si formano e si trasformano dalla zona antistante alla spiaggia fino ai cordoni retrostanti, mentre dal punto di vista geomorfologico ed ecologico sono all'origine di tutta una



gamma di habitat sia aridi che umidi. La loro presenza è spesso vitale per l'esistenza stessa dei delta, delle lagune, degli estuari e degli stagni salati. Svolgono un ruolo nella protezione delle piante e degli animali rari e minacciati, molti dei quali vivono solo sul litorale, come le testuggini marine, le foche e numerose specie ornitiche (per esempio le sterne). L'interesse ecologico dei sistemi dunali è riconosciuto in tutta Europa. Bisogna tuttavia rivedere completamente la loro gestione ai fini della loro salvaguardia. Questo complesso geomorfologico delicato va protetto contro il livellamento, l'edificazione e il rimboschimento su larga scala.

* Segretario Generale EUCC. BP 11059, NL - 2301 EB Leyden

Sport

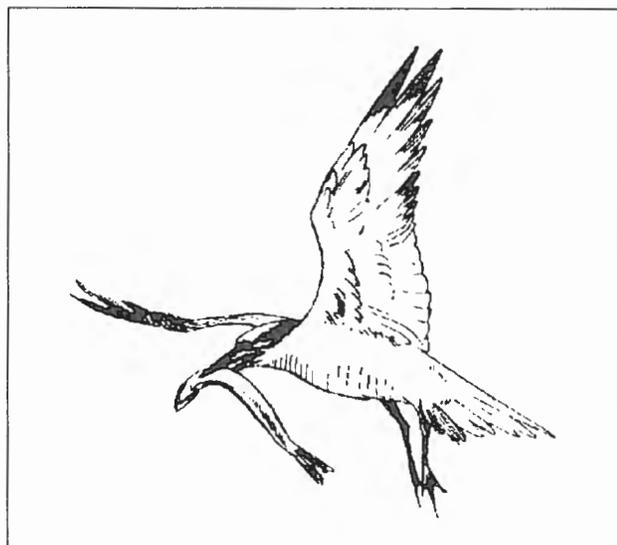
Le spiagge sabbiose sono luoghi di sport molto apprezzati, mentre le dune sopravvissute presentano un interesse crescente per le attività ricreative basate sulla natura. In generale è necessario renderle accessibili soltanto attraverso sentieri, al fine di prevenire il degrado della vegetazione e dei suoli e di proteggere la vita selvatica.

Numerosi sistemi dunali sono stati trasformati in campi da golf. In questo caso, le caratteristiche geomorfologiche ed idrologiche si modificano, la vegetazione naturale e la vita selvatica scompaiono e l'innaffiamento necessario alla manutenzione del tappeto erboso esaurisce spesso le limitate risorse idriche del sottosuolo. E' dunque preferibile non installare campi da golf nelle zone dunali, ma altrove.

Protezione del litorale

Il litorale è spesso soggetto ad erosione e vengono messe in atto varie misure di protezione. Solitamente si ricorre ad opere quali scogliere e frangiflutti. Si constata tuttavia in tutto il mondo che tali opere sono solo una soluzione temporanea e provocano il più delle volte un aumento dell'erosione "a valle". La recente costruzione di pennelli e frangiflutti attorno alla Camargue occidentale (Francia) mostra che la consapevolezza di tale fenomeno non è ancora sufficientemente acquisita. Il desiderio di proteggere una regione genera così la distruzione del suo paesaggio e dei suoi equilibri ecologici fondamentali.

Bisogna rendersi conto che l'erosione costiera in un dato punto è spesso provocata da moli, dighe e frangiflutti installati su una riva vicina. In generale, per conservare un litorale di dune, la soluzione più



efficace e meno costosa consiste in un apporto artificiale di sabbia sulla spiaggia, anche se di solito tale operazione va rinnovata regolarmente. La sabbia deve essere prelevata in acque profonde, fuori dal sistema di sabbie costiere.

Rimboschimento

Numerose dune sono state artificialmente stabilizzate grazie ad alberi esotici. Sono stati piantati vasti boschi di pini, abeti o eucalipti, che modificano fundamentalmente le caratteristiche geomorfologiche e idrologiche dei sistemi dunali. L'instabilità delle dune è spesso attribuita all'assenza di alberi. In realtà, ne sono essenzialmente responsabili il livellamento, la presenza di cave di sabbia, il pascolo esagerato, l'eccessiva pressione delle attività ricreative o la pratica del fuoristrada. La miglior soluzione consiste nel rivedere la gestione della zona e nel favorirne il recupero tramite la vegetazione naturale. Se sono indispensabili dei trapianti, bisogna utilizzare esclusivamente specie indigene adatte all'ambiente dunale, preferibilmente arbusti.

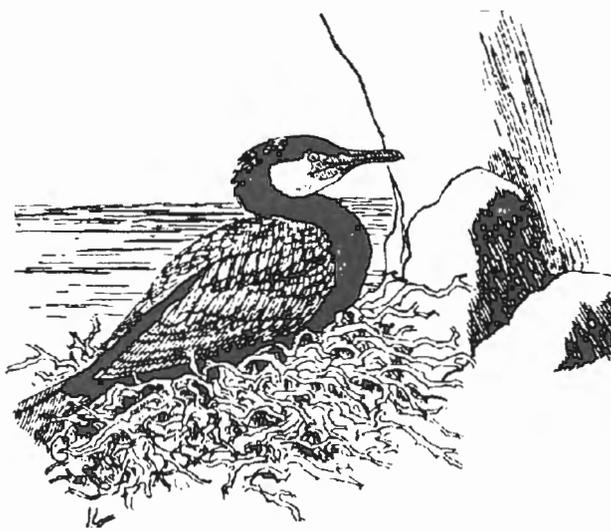
Edificazione e utilizzazioni private

La costruzione di edifici sulle dune ha conseguenze immediate sul paesaggio naturale e sull'ecologia e, oltretutto, non è giudiziosa in una prospettiva a lungo termine. L'edificazione di villaggi e residenze turistiche ha un considerevole impatto a lunga scadenza, poiché fissa limiti arbitrari alle future trasformazioni del litorale. I sistemi dunali elevati sono una riserva naturale di sabbia che garantisce l'esistenza di spiagge su un tratto di costa molto più lungo. Quando la sabbia delle dune è in gran parte imprigionata dalle costruzioni, le spiagge possono scomparire per erosione e non sono più rigenerate in modo naturale. Si può risolvere il problema e permettere al sistema di svolgere il suo ruolo di protezione del litorale solo rendendo possibile la redistribuzione sulle spiagge di una parte della sabbia delle dune. Il problema dell'erosione delle spiagge si aggraverà d'altronde notevolmente con il previsto innalzamento del livello del mare. Si giunge così, in nome di interessi privati, a fare largamente appello ai fondi pubblici per finanziare la protezione del litorale. Queste spese possono essere nettamente superiori ai profitti commerciali a breve termine.

Gestire

E' perfettamente possibile gestire le dune in modo che rispondano a vari interessi pubblici. Bisogna

regolamentare strettamente l'edificazione ed altre forme di sfruttamento, ed i nostri sforzi per stabilizzare un ecosistema naturalmente instabile devono lasciare il posto ad un nuovo approccio "dinamico". Esiste il rischio di stabilizzare eccessivamente certi sistemi dunali. Ma, a sua volta, va impedita anche la loro destabilizzazione. Ecco perché la gestione, che riveste un'importanza cruciale, è spesso delicata. Nel 1987 è stata istituita a tale scopo una rete internazionale di esperti sulle dune costiere, in seno all'EUCC. Attualmente sono dunque facilmente disponibili conoscenze specialistiche a livello internazionale, ed è il caso di raccomandare ai poteri pubblici di farsi consigliare da esperti in geomorfologia ed ecologia. Forse non è troppo tardi.



Articolo tratto da *NATUROPA*, n° 67, 1991
Ed. Centro europeo per la conservazione della natura
Consiglio d'Europa, Strasbourg.

ZONE COSTIERE PROSPETTIVE DI STRATEGIA COMUNITARIA

Laurens Jan Brinkhorst*

Da più di 40 anni la comunità internazionale chiede la definizione di un regime di protezione dell'ambiente costiero, per favorire lo sviluppo durevole e la gestione integrata delle zone litoranee.

Sin dall'inizio degli anni '70 gli Stati Uniti d'America si sono dotati di un'efficace legge federale in tal senso.

Questa necessità è stata d'altronde riconosciuta negli ultimi programmi d'azione delle Comunità Europee in materia di ambiente, come anche da varie organizzazioni quali il Consiglio d'Europa, il Programma delle Nazioni Unite per l'Ambiente (PNUA), l'Organizzazione di Cooperazione e di Sviluppo Economico (OCSE) e la Conferenza delle Regioni Periferiche Marittime della Comunità: quest'ultima ha elaborato nel 1981 una "Carta europea del litorale" che

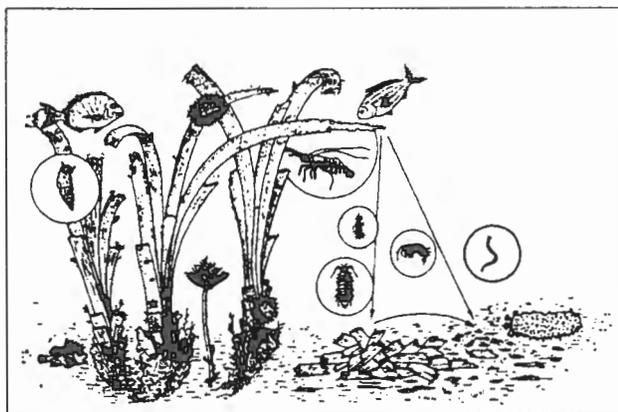
è stata oggetto di una risoluzione del Parlamento Europeo nel 1982, poi di una comunicazione della Commissione al Consiglio nel 1986.

Dopo la pubblicazione della Carta europea, tutti hanno riconosciuto la necessità di un approccio globale ai problemi delle zone costiere. Tuttavia, né un gran numero di Stati membri né la Comunità Europea dispongono a tutt'oggi di uno strumento giuridico o di un metodo normativo che permetta di definire e mettere praticamente in atto tale strategia.

La maggior parte delle legislazioni nazionali esistenti presenta infatti disposizioni settoriali sparse nei vari codici o capitoli di regolamentazione distinti, che perseguono obiettivi indipendenti e spesso non coordinati: salvaguardia della natura, pianificazione e ristrutturazione del territorio, urbanistica, trasporti, acqua, pesca, rifiuti, acquacoltura, ecc.

Le rare regolamentazioni specifiche per il litorale si rivelano dal canto loro difficilmente applicabili, sia perché troppo generali, sia perché intralciate dalla dispersione dei servizi competenti.

* Direttore generale all'Ambiente, Sicurezza Nucleare e Protezione Civile. Commissione delle Comunità Europee, Rue de la Loi, 200, B - 1049 Bruxelles



Anche in seno alla legislazione comunitaria dell'ambiente, le disposizioni normative in vigore o in preparazione - se pure hanno o avranno per la maggior parte effetti che mi auguro positivi sulle zone costiere comunitarie - non si integrano tuttavia per il momento in una vera strategia litoranea.

Ambiente fragile e minacciato

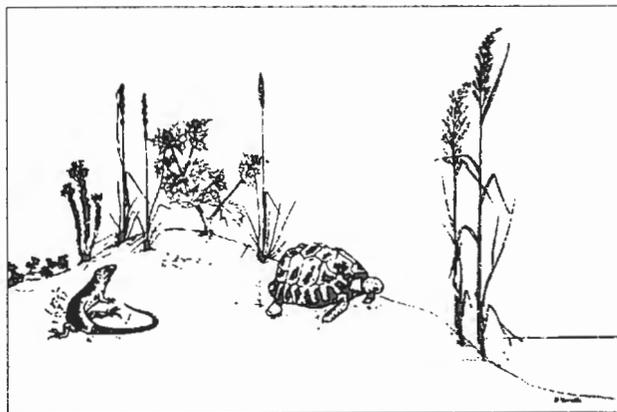
Questo vuoto politico contrasta con l'ampiezza e la varietà delle pressioni che minacciano attualmente il nostro ambiente costiero. Quest'ultimo costituisce un patrimonio insostituibile, tanto per la ricchezza e varietà della sua fauna e flora, dei suoi paesaggi e delle sue risorse naturali o economiche, quanto per l'importanza della funzione bipolare che esso occupa all'intersezione tra ambiente marino e terrestre.

Se le coste europee ospitano più del 50% delle aree ecologicamente più ricche e sensibili quanto a specie rare e habitat minacciati, le acque costiere e le praterie sottomarine di posidonia sono, dal canto loro, indispensabili alla sopravvivenza delle specie pelagiche e bentoniche. Lo stato dell'ambiente litoraneo complessivo condiziona la sopravvivenza planetaria di molte specie vegetali e animali (foca monaca, lontra, uccelli migratori).

Inquietante evoluzione

L'attuale evoluzione di questo fragile ambiente litorale è inquietante. Nonostante alcune azioni positive, come l'acquisto o la prenotazione di terre da parte di organismi specializzati in Gran Bretagna o in Francia, le pressioni esercitate sulle nostre coste non accennano a diminuire:

- periferiche per definizione, le regioni costiere cercano in tutti i modi di colmare il ritardo di sviluppo, soprattutto moltiplicando le grandi infrastrutture;
- sono soggette ad un netto incremento demografico, in contrasto con l'andamento medio comunitario,



tanto che gli specialisti parlano di "litoralizzazione demografica";

- con la nascita della navigazione da diporto e degli sport nautici, la moda del turismo costiero ha preso un nuovo slancio, e le zone costiere sembrano destinate ad avere per lungo tempo la meglio su tutte le altre destinazioni turistiche in seno alla Comunità. Sull'insieme del litorale mediterraneo, il turismo internazionale ha raddoppiato le presenze in meno di 20 anni e in Grecia, per esempio, le ha addirittura quintuplicate.

Crisi ambientale

Queste pressioni sono raramente compatibili con le capacità portanti dell'ambiente litorale e delle sue risorse naturali. Ne consegue:

- un forte regresso degli spazi liberi e dei siti naturali, sotto l'effetto di un'urbanizzazione galoppante e spesso disordinata (in particolare dalle Baleari alla Sicilia, senza dimenticare la Costa Brava e la Costa Azzurra), accompagnata da una notevole trasformazione del paesaggio (si parla di "tarlatura" o "cementificazione" della costa) come anche dei comportamenti culturali, e induce seri problemi di gestione locale;
- numerosi conflitti sull'utilizzazione del suolo e delle acque, legati ad una domanda abnorme, in particolare nelle regioni turistiche e sulle isole;
- una corsa alle infrastrutture e una dannosa competizione tra collettività locali, soprattutto per la creazione di porticcioli e complessi turistici.

Tale evoluzione, purtroppo, sembra ancor più accelerarsi da qualche anno sul litorale mediterraneo; il recente Piano Blu delle Nazioni Unite (UNEP) prevede tra il 1984 e il 2000 - nel caso del mantenimento dell'attuale ritmo - un incremento di oltre l'80% della superficie occupata dalle infrastrutture alberghiere, nonché dei bisogni di acqua potabile, dei rifiuti solidi

e degli scarichi indotti di acque luride.

I progetti di creazione di porticcioli si moltiplicano su tutto il litorale comunitario (in particolare negli estuari britannici), mentre l'urbanizzazione delle coste mediterranee francesi e spagnole continua ad un ritmo che la recente emanazione di leggi di tutela dei litorali non sembra minimamente scalfire. Anche in Danimarca il numero di seconde case lungo le coste non smette di aumentare, al punto di aver suscitato una nuova legislazione che vieta ogni costruzione a meno di 3 km dalla riva.

Si assiste di conseguenza a un incremento dei rifiuti inquinanti di ogni genere nelle acque costiere, parallelamente all'aumento di inquinamenti diffusi di origine agricola, causa di incidenti di distrofia marina sempre più frequenti.

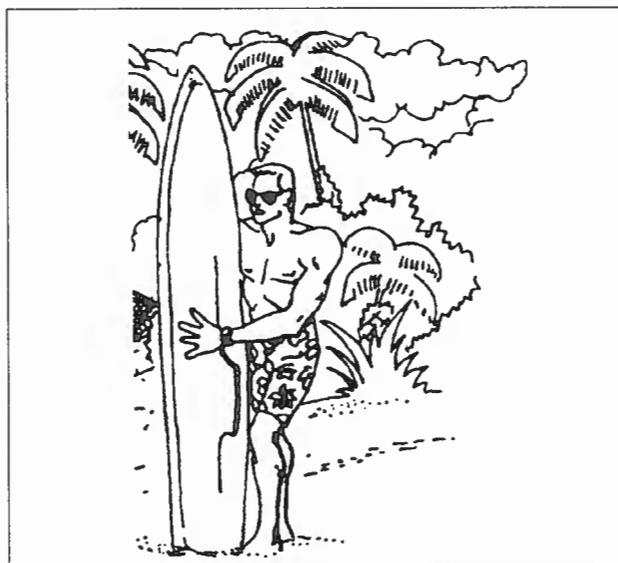
Globalmente, si è costretti ad ammettere che il nostro litorale conosce attualmente una crisi ambientale acuta, che si manifesta in particolare con la scomparsa o il continuo regresso di foreste (ogni anno bruciano 200.000 ettari di foresta mediterranea), lande, dune e zone umide (dal 1960 è scomparso il 75% dei sistemi dunali dell'Europa meridionale) e di una parte della sua flora e fauna continentale o marina.

Verso una strategia globale

Le dimensioni di questa crisi richiedono un'azione globale volta a fissare allo sviluppo locale dei limiti compatibili con la salvaguardia del patrimonio ambientale litoraneo della Comunità, e condotta simultaneamente a più livelli.

- E' infatti a livello locale o regionale che vengono prese le decisioni concrete di assetto urbanistico, pianificazione economica e trasformazione del territorio: è dunque a tale livello che vanno applicati i principi di gestione integrata delle zone costiere.
- E' a livello nazionale che sono adottate strategie e strumenti giuridici applicabili, in particolare in materia di protezione dell'ambiente e di pianificazione territoriale, ed è comunque a tale livello che si trovano gli organismi o le autorità competenti per la loro applicazione.
- Infine i problemi comunitari o di scala mondiale (probabile innalzamento del livello dei mari, estuari internazionali, habitat di confine, inquinamento da idrocarburi, ecc.) ed i settori coperti dal Trattato (ambiente, agricoltura, pesca, energia, trasporti, politiche regionali) sono oggetto di politiche comunitarie e di convenzioni internazionali.

Per mettere in atto la politica ambientale comunitaria nelle nostre zone costiere e potervi applicare l'articolo 130 R del Trattato, la Commissione delle



Comunità Europee dovrebbe prossimamente proporre al Consiglio una "strategia globale per il litorale".

Il suo scopo sarebbe quello di giungere ad uno sviluppo ecologicamente durevole del litorale e delle sue risorse, assicurando al tempo stesso il controllo dello sviluppo costiero tramite la sua integrazione in uno stretto quadro ambientale, e suscitando localmente una vera dinamica di gestione integrata delle zone costiere.

Ciò significa una gestione che integri tutti gli aspetti della politica ambientale comunitaria, un coordinamento di tutti i livelli interessati al litorale, e una valutazione globale dell'insieme dei fattori e settori dello sviluppo locale. Si tratta di considerare l'ambiente costiero come un'entità omogenea e non più come due ambienti distinti, e di riconoscergli finalmente la sua identità.

Questa strategia prenderà in considerazione l'insieme delle zone costiere della Comunità, compresa la totalità delle rive, delle acque litorali e degli estuari, nonché delle terre fino ai limiti dell'influenza marittima.

I suoi principali assi sono:

- la costituzione di reti di dati e di scambio di esperienze sull'ambiente litorale, il cui punto di riferimento potrebbe essere un osservatorio delle zone costiere, istituito in accordo con l'Agenzia Europea dell'Ambiente;
- la sensibilizzazione e la mobilitazione del pubblico e degli enti locali sulla ricchezza e la fragilità dell'ambiente costiero;
- la promozione di una dinamica di gestione integrata e di pianificazione delle zone costiere, a livello regionale e locale. Si tratta di iniziare, in un settore

pilota, l'elaborazione di schemi direttivi di gestione integrata delle zone costiere, destinati a inquadrare lo sviluppo locale per garantire la salvaguardia del patrimonio litoraneo. Tali schemi definiranno le soglie critiche, nei confronti dell'ambiente, dello sviluppo economico e della pianificazione territoriale, fissando le capacità di carico ambientale della zona costiera considerata, rispetto a certi indicatori ambientali. Elaborati in accordo con l'insieme dei partner locali interessati e con la più larga partecipazione possibile del pubblico, tali schemi svolgeranno un ruolo di argine, guidando le istanze locali verso uno sviluppo ecologicamente durevole della loro zona costiera. Dovranno prevedere inoltre le modalità -e definire le eventuali strutture- necessarie alla gestione integrata della loro zona di applicazione.

- la proposta di uno strumento giuridico capace di definire le zone costiere e di rendere obbligatoria l'elaborazione di tale schema per ogni zona costiera, cioè sulla totalità del litorale comunitario.

L'attuazione di tale strategia litoranea potrebbe essere facilitata dall'assistenza finanziaria offerta dal LIFE (L'Instrument Financier pour l'Environnement), di cui spero che il Consiglio voterà prossimamente l'adozione, vista e considerata l'importanza cruciale di tale mezzo per l'ambiente comunitario.

Epilogo

- Qualche mese fa una rivista francese a forte tiratura intitolava in copertina "Il Var assassinato" e denunciava su sei pagine il rapido degrado, dovuto a pressioni immobiliari, del litorale di questo dipartimento.

- Ancor più recentemente, sotto il titolo "La fine di un sogno", un grande quotidiano tedesco dedicava 13 pagine all'inquinamento delle coste mediterranee, sconsigliando ai suoi lettori di bagnarsi.

- Uomini politici spagnoli o bretoni non esitano più a ricorrere al bulldozer per tentare di arginare la "tarlatura", cioè la comparsa di costruzioni di ogni genere, che colpisce anche i più bei siti naturali costieri.

- Sia i titoli a caratteri cubitali necessariamente allarmistici che questi combattimenti isolati tradiscono allo stesso tempo una vera crisi dell'ambiente litoraneo, un indubbio vuoto giuridico e una reale mancanza di strategia.

Siamo costretti a riconoscere che i nostri strumenti settoriali di protezione dell'ambiente non hanno presa sufficiente su un problema così globale come quello del litorale, in un contesto locale sottoposto a tali e tante pressioni, soprattutto in materia di specu-

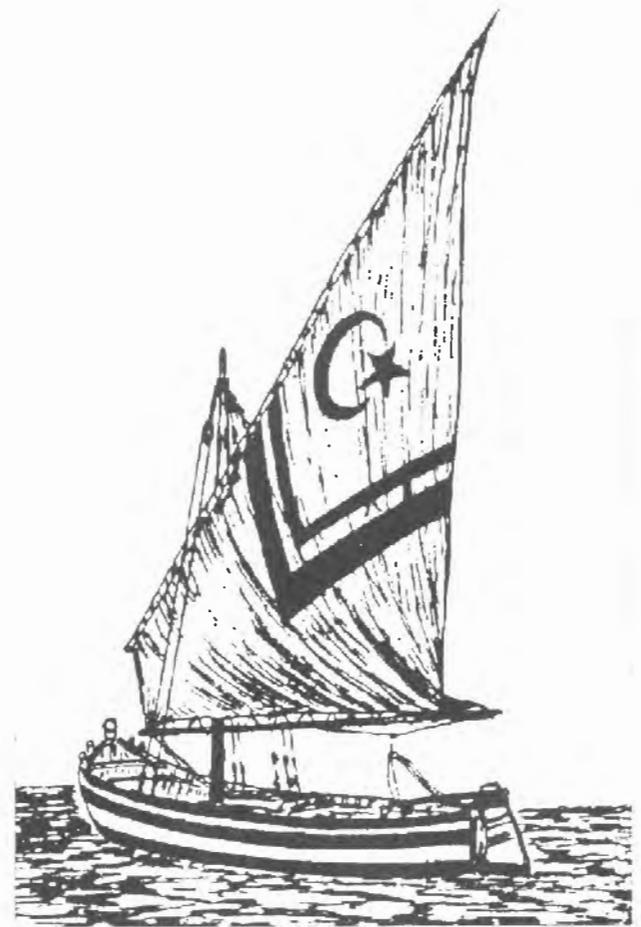
lazione fondiaria.

Ne consegue la necessità, spesso riconosciuta, ma oggi più urgente che mai, di questa strategia globale, attuata in modo solidale da tutti i livelli competenti, su basi definite a livello comunitario, per stabilire un vero e proprio quadro ambientale di gestione delle zone costiere.

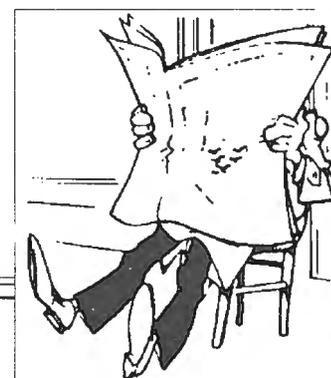
Non è più il momento di avviare dibattiti speciosi invocando il principio di accessarietà, quando dal successo di questa azione collettiva dipendono la salvaguardia o la distruzione, a brevissimo termine, di una parte significativa del nostro patrimonio comunitario.

Non dimentichiamo che la totalità delle risorse alieutiche dipende direttamente dallo stato di conservazione dell'ambiente costiero.

La scomparsa totale o i regressi drammatici di molte specie (storioni, ceche, salmoni, ecc.) ci forniscono già segnali d'allarme abbastanza potenti da spingerci a mobilitarci senza più aspettare.



ABSTRACTS



SAGGI TOSSICOLOGICI

- [236] 1- The choice and implementation of environmental bioassays
- [237] 2- A sensitive screening bioassay technique for the toxicological assessment of small quantities of contaminated bottom or suspended sediments

MACROINVERTEBRATI BENTONICI

- [238] 1- The realized food niches of three species of stream-dwelling Triclad (Turbellaria)
- [239] 2- A coefficient of community loss to assess detrimental change in aquatic communities
- [240] 3- The biological assessment of contaminated sediments. The Detroit river example
- [241] 4- Comparison of benthic invertebrates between riffles and pools
- [242] 5- Use of stream order and biological indices to assess water quality in the Osage and Black River basin of Missouri

DEPURAZIONE

- [243] 1- French experience in the operation and maintenance of wastewater treatment lagoons
- [244] 2- Causes and control of Nocardia in activated sludge

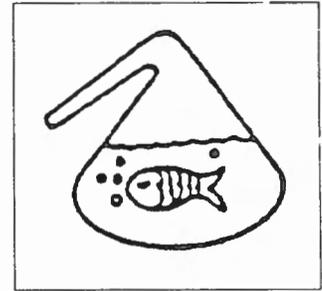
BIOMANIPOLAZIONE

- [245] 1- Can macrophytes be useful in biomanipulation of lakes? The Lake Zwemlust example
- [246] 2- Oligotrophication as a result of planktivorous fish removal with rotenone in the small, eutrophic, Lake Mosvatn, Norway
- [247] 3- Biomanipulation of Lago di Candia (Northern Italy): a three-year experience of aquatic macrophyte management

CALOW P. - 1989

The choice and implementation of environmental bioassays

Hydrobiologia, 188/189: 61-64. [236]



I test biologici sono utilizzati da tempo per valutare gli effetti che l'inquinamento dovuto alle attività antropiche esercita sugli equilibri naturali, sia a livello predittivo che di verifica in campo. La scelta dei test, il loro numero e l'interpretazione dei risultati implicano sempre la risoluzione di numerosi problemi.

In questa breve rassegna l'Autore affronta le questioni relative alle strategie di monitoraggio, alla scelta degli indicatori, ai criteri scientifici che dovrebbero regolarne l'uso e all'utilizzo dei dati da parte della pubblica opinione e degli organi deputati ad adottare provvedimenti.

In ultima analisi, viene ancora sottolineata la cautela con la quale devono essere interpretati i risultati forniti da indagini di monitoraggio biologico per la sorveglianza dello stato di integrità dei sistemi naturali, anche se l'abbinamento di più sistemi che prevedono l'utilizzo in campo di test comportamentali e fisiologici

su più specie a diversi livelli trofici ed evolutivi può sicuramente consentire una maggiore trattabilità statistica dei dati ed una più facile associazione tra particolari cambiamenti del sistema e determinate variazioni del livello di inquinamento.

La comunità scientifica deve impegnarsi per approfondire e sviluppare tutti gli aspetti riguardanti la rilevanza ecologica dei test biologici attualmente disponibili e collaborare con gli operatori che utilizzano sul campo questi strumenti per il controllo dell'ambiente.

Ricercatori e organismi di controllo, infine, devono essere in grado di fornire in modo chiaro e comprensibile all'opinione pubblica i risultati dell'impatto attuale o potenziale dell'inquinamento ricavati dai test biologici, per consentire agli organi decisionali di adottare strategie di salvaguardia e di recupero ambientale che raccolgano il massimo consenso e i migliori risultati.

F. P.

MUNAWAR M., GREGOR D., DANIELS S.A., NORWOOD W.P. - 1989

A sensitive screening bioassay technique for the toxicological assessment of small quantities of contaminated bottom or suspended sediments

Hydrobiologia, 176/177: 497-507.

[237]

Per valutare l'impatto biologico esercitato da sostanze inquinanti legate al sedimento o al particolato sospeso viene oggi utilizzata, in aggiunta ad una caratterizzazione chimica più o meno dettagliata, la tecnica CEB (Conventional Elutriate Bioassay).

Questa metodica consiste nel cimentare, in bottiglie di incubazione, diluizioni scalari di sedimento ed acqua opportunamente preparate, con popolazioni di fitoplancton (10^4 cellule/ml) naturali o allevate in laboratorio costituite da una sola specie o, più frequentemente, da

più specie appartenenti a gruppi diversi (Cianofite, Clorofite, Diatomee, Euglenofite) con illuminazione costante ($238 \mu\text{E}/\text{m}^2\text{s}$ a $400\text{-}700 \mu\text{m}$). Alle bottiglie, prima dell'incubazione, viene aggiunto ^{14}C ($1 \mu\text{Ci}$ come NaHCO_3).

Dopo 4 h a 15°C , 1 ml del campione è filtrato sotto pressione su membrana filtrante da $0,45 \mu\text{m}$; il filtrato viene raccolto in provette per scintillazione e conservato in monoetanolamina. Le cellule raccolte sul filtro vengono lavate sottovuoto con HCl $0,1 \text{ N}$ per rimuovere l' $\text{NaH}^{14}\text{CO}_3$, che non è stato incorporato ed il filtro posto separatamente in provette per scintillazione.

Completate queste operazioni, ogni provetta viene addizionata di 10 ml di fluorite per scintillazione, agitata su Vortex e sottoposta a conteggio in camera di scintillazione. I risultati delle conte, corretti per il fattore di assimilazione del carbonio in assenza di luce, forniscono una indicazione della produzione algale espressa in $\text{mg C}/\text{m}^3 \cdot \text{h}$.

I dati ottenuti vengono confrontati con quelli di preparati standard che presentano situazioni naturali simili e dai quali sono state precedentemente ottenute numerose informazioni circa le caratteristiche del sedimento e/o del particolato sospeso e sulla composizione chimica dello stesso. In tal modo è possibile valutare se nel campione in esame esistono fattori che stimolano l'attività del fitoplancton (nutrienti

o, viceversa, se sono presenti sostanze chimiche tossiche che esercitano un'azione inibente.

Gli Autori, dovendo condurre una ricerca su sedimenti di una vasta zona dell'Artico e del nord-ovest del Canada, hanno messo a punto una nuova tecnica (LSB: Limited Sample Bioassay) che si basa sugli stessi principi, ma che può essere utilizzata con campioni di sedimento o di materiale particellato in sospensione molto esigui.

Una delle limitazioni della tecnica tradizionale (CEB), infatti, è la necessità di ingenti quantità di campione per condurre il test sul sedimento (1 kg) o sul particolato sospeso (filtrazione di centinaia o migliaia di litri d'acqua).

I risultati della nuova tecnica sono molto incoraggianti: nei saggi eseguiti in parallelo è stata evidenziata una buona correlazione tra le due metodologie (LSB-CEB).

Poiché il materiale particellato sospeso sembra essere il principale veicolo dei contaminanti acquatici ed è capace di interferire con gli stessi rendendoli disponibili per gli organismi acquatici, la nuova tecnica LSB potrebbe prestarsi allo screening di numerosi campioni raccolti in vasti tratti di costa e all'individuazione di aree con problemi particolari. Sui campioni che risultano contaminati si possono poi applicare procedure di valutazione più specifiche, sia chimiche che biologiche.

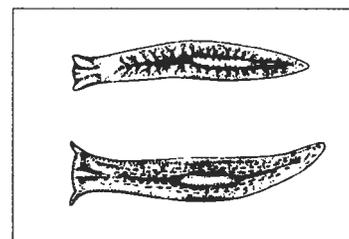
F. P.

ARMITAGE M.J., YOUNG J.O. - 1990

The realized food niches of three species of stream-dwelling Triclad (Turbellaria)

Freshwater Biology, 24: 93-100

[238]



Nelle zone montane dei ruscelli inglesi si rinvenivano tre specie di Triclad: *Crenobia alpina*, *Polycelis felina* e *Phagocata vitta*.

Su questi macroinvertebrati è stato condotto un ampio studio che ha come ultimo scopo il

confronto tra le comunità di Triclad di acque ferme e quelle di acque correnti e le loro interrelazioni: nell'articolo viene presentata solo la parte che riguarda la dieta di *Phagocata vitta* in campo.

Poichè i Tricladi si alimentano di fluidi, il contenuto intestinale è stato esaminato con il test della precipitina utilizzando antisieri specifici per le specie animali predate abitualmente.

Per ognuna delle tre specie di Tricladi la composizione della dieta risulta variare poco in rapporto al tempo ed alla taglia corporea, benchè l'intensità della nutrizione sia maggiore in estate che in inverno, forse per effetto della

temperatura più alta.

Nella dieta predominano Chironomidi, Oligocheti e Gammaridi rispetto ad Efemerotteri, Tricotteri e Plecotteri. L'analisi dei dati indica una dieta ampia per tutte le specie, con alcune specializzazioni in alcuni mesi.

Anche se le diete delle tre specie si sovrappongono, nulla indica per i Tricladi di ruscello l'esistenza di "rifugi alimentari" come quelli rilevati per le specie di lago.

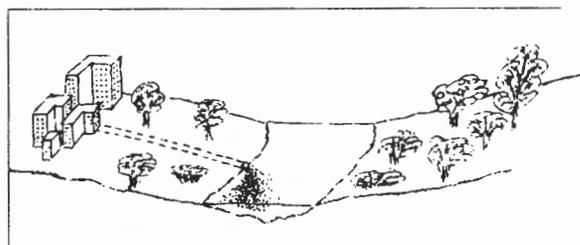
S. G.

COURTEMANCH D.L. & DAVIES S.P. - 1987

A coefficient of community loss to assess detrimental change in aquatic communities

Water Res., 21 (2): 217-222

[239]



A valle di uno scarico, in genere, la comunità macrobentonica registra il mantenimento di alcune specie presenti a monte, la scomparsa di altre e la comparsa di alcune nuove specie.

Molti metodi di valutazione degli effetti degli scarichi sulle acque correnti basati sullo studio delle comunità biologiche registrano i cambiamenti verificatisi senza indicare se essi siano dannosi, indifferenti o, addirittura, migliorativi (come nel caso del mantenimento della comunità presente a monte dello scarico, con la comparsa di nuove specie).

La figura mostra otto casi teorici di cambiamento della composizione della comunità; i primi due casi e gli ultimi tre non presentano problemi di interpretazione mentre i casi III, IV e V richiedono una valutazione dell'entità del cambiamento, al fine di decidere se sono necessari interventi di risanamento.

I coefficienti di similarità tassonomica sono ugualmente sensibili ad ogni tipo di cambiamento della comunità (sia alla perdita che al

reclutamento di nuove specie) e non possono quindi fornire indicazioni sulla pericolosità del cambiamento. L'Autore propone di calcolare un «coefficiente di riduzione di comunità» come rapporto tra il numero di taxa scomparsi ($a-c$) a seguito dello scarico inquinante e il numero di taxa rimanenti (b), compreso ogni nuovo taxon:

$$l = (a-c)/b$$

I valori del coefficiente vanno da zero (nessun taxon scomparso) a infinito (nessun organismo nella stazione inquinata). Essi aumentano, indicando così un cambiamento pericoloso, solo con la scomparsa di taxa rispetto alla comunità di riferimento, non inquinata; diminuiscono, invece, al crescere del reclutamento di nuove specie, rispecchiando così un'avvenuta mitigazione dell'impatto biologico.

Il coefficiente è stato saggiato sui popolamenti macrobentonici raccolti in 66 stazioni appaiate (prima/dopo uno scarico) su 23 corsi d'acqua, dal 1° al 7° ordine, dello stato del Maine

	Cambiamenti nella composizione della comunità	Relazione schematica	Decisione gestionale
I	Nessun cambiamento		accettabile
II	Nessun taxon perso; > ricchezza a valle		accettabile
III	Perdita parziale di taxa; > ricchezza a valle		necessita valutazione
IV	Perdita parziale di taxa; parziale sostituz. a valle		necessita valutazione
V	Perdita parziale di taxa; nessuna sostituzione		necessita valutazione
VI	Perdita totale di taxa; > ricchezza a valle		inaccettabile improbabile
VII	Perdita totale di taxa; parziale sostituz. a valle		inaccettabile
VIII	Perdita totale di taxa; nessuna sostituzione		inaccettabile

Cambiamenti teorici nella struttura della comunità.
a = ricchezza (n° totale di taxa) nella comunità di riferimento;
b = ricchezza nella comunità interessata dall'inquinamento;
c = taxa comuni ad *a* e *b*.

(USA). Le stazioni sono state suddivise in quattro gruppi: 1- *integre* (per le quali si è ricorsi all'artificio di appaiare campioni prelevati nella stessa stazione in mesi diversi); 2- *arricchite* (con scarichi organici, ma con saturazione dell'ossigeno disciolto > 60% e senza apprezzabile accumulo di sostanza organica nel substrato); 3- *con stress organico* (con saturazione O₂ < 60% o con accumulo di sostanza organica nel substrato); 4- *con stress tossico* (metalli pesanti, presenza di cloro residuo, ecc.).

Il confronto all'interno delle stazioni integre ha fornito valori di *l* piuttosto variabili (tra

0,17 e 0,79), sebbene ci si potessero aspettare valori vicini allo zero; questa variabilità è, probabilmente, in gran parte legata ai limiti del metodo di campionamento (scarsa efficienza di cattura per i taxa rari).

I valori di *l* sono risultati, invece, superiori a 0,75 in tutte le stazioni con stress (organico o tossico) e inferiori a 0,35 in quelle arricchite; il coefficiente di riduzione della comunità fornisce quindi una chiara discriminazione tra siti integri ed arricchiti, da una parte, e siti stressati dall'altra.

A scopo di confronto, è stato calcolato anche il coefficiente di similarità di Jaccard:

$$S = c / (a + b - c)$$

cioè il rapporto tra il numero di taxa comuni e il numero di taxa totali. Questo risulta compreso tra 0,2 e 0,6 per le stazioni integre e tra 0,1 e 0,4 per le altre stazioni, confermando così la sua inadeguatezza a valutare l'entità della riduzione della comunità e la pericolosità del cambiamento.

Sono stati calcolati, infine, anche i cambiamenti percentuali di ricchezza in specie:

$$(b-a) \cdot 100 / a$$

a differenza del coefficiente di similarità, questi forniscono un'ottima separazione tra le stazioni arricchite e quelle stressate, ma resta un ampio margine di sovrapposizione di valori tra le stazioni integre e quelle stressate. La ricchezza in specie, inoltre, non fornisce indicazioni di similarità tassonomica tra due stazioni; una stazione inquinata può perciò avere una ricchezza identica a quella integra, anche nel caso di una totale sostituzione dei taxa con altri più tolleranti; i cambiamenti in ricchezza, dunque, non informano sul danno ambientale.

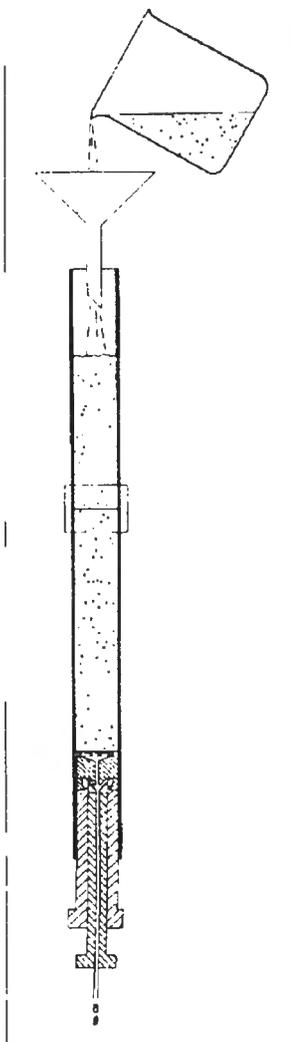
Gli Autori concludono che, sebbene i loro dati si riferiscano ad una limitata area geografica e ad acque prevalentemente oligotrofiche, il coefficiente proposto vada considerato utile per distinguere tra gli scarichi con un effetto benigno di arricchimento (*l* < 0,4) e quelli dannosi, con un elevato sbilanciamento della comunità (*l* > 0,8).

P. R.

REYNOLDSON T.B., ZARULL M.A. - 1989

The biological assessment of contaminated sediments.
The Detroit river example*Hydrobiologia*, 188/189: 463-476.

[240]



E' ormai risaputo che la valutazione del livello di inquinamento dei sedimenti basata unicamente sulle determinazioni chimiche e fisiche fornisce risultati inadeguati e spesso fuorvianti.

Uno studio completo dei sedimenti e della loro contaminazione prevede oggi un intervento multidisciplinare che sia in grado di fornire, oltre ai parametri fisici (granulometrici) e chimici (inquinanti di maggiore tossicità e persistenza), anche dati biotossicologici, ma soprattutto dati sulla tassonomia e struttura delle comunità bentoniche (composizione e densità delle specie dei biota residenti) e sugli effetti che i vari inquinanti esercitano sui vari livelli trofici all'interno dell'ecosistema.

Gli Autori hanno studiato le componenti biologiche e l'inquinamento dei sedimenti del fiume Detroit che scorre tra i laghi St. Clair ed Eire, una delle regioni più industrializzate dei Grandi Laghi Americani. L'elaborazione statistica dei dati fornisce una serie di informazioni utili per l'individuazione di interventi di ripristino e conservazione dell'ambiente fluviale.

Dopo aver accertato, tramite un'indagine preliminare, che i dati sui parametri chimici e fisici, sulle anomalie esterne dei pesci, sulla

concentrazione di sostanze organiche e inorganiche persistenti nei tessuti di pesci adulti e di invertebrati bentonici, sulla struttura della comunità degli invertebrati bentonici (a livello di famiglia), mettono in evidenza anomalie più o meno marcate rispetto ai dati raccolti in aree analoghe ma con sedimenti non inquinati, passano ad una fase di approfondimento delle indagini sotto gli aspetti fisico-chimico, biologico e biotossicologico.

Questa prevede un mappaggio tridimensionale della composizione dei sedimenti, ricerche chimiche dettagliate sulle acque superficiali e sui sedimenti e un mappaggio della struttura delle comunità degli invertebrati bentonici approfondendo, quando necessario, i dati tassonomici.

La parte più rilevante del lavoro risulta quella biotossicologica. Vengono eseguiti numerosi test biologici per valutare gli effetti ai vari livelli trofici dell'ecosistema: Microtox, fotosintesi algale, *Daphnia magna*, test di Ames, biosaggio su invertebrati bentonici, bioaccumulo nei pesci, istopatologia dei pesci (in particolare sul fegato).

L'analisi multivariata dei dati consente di ottenere una documentazione grafica dell'impatto (in termini di concentrazioni chimiche, di estensione geografica degli inquinanti, degli effetti biologici), nonché di esaminare le correlazioni tra le caratteristiche dei sedimenti e la struttura delle comunità.

Le elaborazioni statistiche più interessanti, ed in un certo senso più innovative, riguardano il confronto dei dati delle comunità bentoniche (5 gruppi principali) con ciascuna delle variabili chimiche e fisiche campionate (granulometria dei sedimenti, metalli pesanti, DDT e suoi

metaboliti, PCB, HCB, vari pesticidi, fosforo totale, azoto totale, ecc.).

Ne emergono informazioni interessanti e ad alta significatività statistica per l'individuazione degli inquinanti che interferiscono negativamente sui popolamenti bentonici. Nel fiume Detroit, in particolare, sei sostanze chimiche (Hg, Cr, Zn, Ni, HCB, P) esercitano un'influenza maggiore mentre altre cinque (Pb, Cd, Cu,

LBHC e LOI) incidono in modo meno marcato sulla qualità del sedimento, intesa come insediamento di un popolamento bentonico equilibrato.

La procedura proposta dagli Autori sembra consentire di individuare strategie molto mirate per la salvaguardia e il recupero degli ambienti fluviali.

F. P.

A.V. BROWN, P.P. BRUSSOCK - 1991

Comparison of bentic invertebrates between riffles and pools

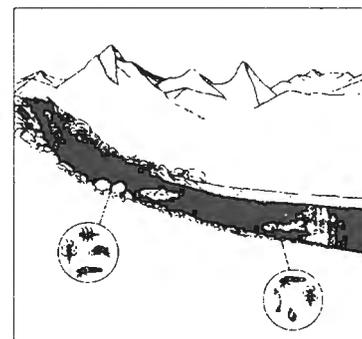
Hydrobiologia, 220: 99-108.

[241]

Le pozze e i raschi possono considerarsi come habitat distinti di un tratto fluviale. Essi rappresentano una caratteristica dominante nei tratti intermedi dei corsi d'acqua medio-continentali del Nordamerica e dell'Europa.

Nei pochi studi che tendono a confrontare le comunità macrobentoniche che si insediano nei due habitat fluviali, viene in genere evidenziata una più elevata diversità, un maggior numero di individui ed una più consistente biomassa nei raschi piuttosto che nelle pozze. Tali risultati sono in funzione dei vari fattori, biotici e abiotici, che influenzano le rispettive comunità presenti nei due ambienti.

L'obiettivo primario degli Autori è stato quello di analizzare la composizione stagionale della comunità dei macroinvertebrati che colonizzano i raschi e le pozze nei primi cinque ordini di corsi d'acqua di un bacino caratterizzato da ghiaie alluvionali (Illinois River, Arkansas). Le stazioni sono state scelte in tratti rappresentativi, dove veniva considerato un raschio e la successiva pozza a valle. I campionamenti sono stati condotti con un apposito con-



gegno filtrante, provvisto di pompa da vuoto e rete a maglie da $423 \mu\text{m}$, in modo da ottenere campioni comparabili. Gli organismi raccolti sono stati classificati, contati, essiccati (55°C) e pesati con l'approssimazione di $0,1 \text{ mg}$.

Una notevole serie di dati è stata inoltre raccolta sulla composizione dei substrati, sull'andamento idrologico stagionale, sulla geomorfologia dei tratti e sulla distribuzione percentuale delle tipologie esaminate. I raschi costituivano meno del 10% degli habitat censiti e, per le caratteristiche ambientali, possono essere assimilabili ad isole ecologiche. Tali habitat presentavano i più alti valori nel numero di specie, nella biomassa e nelle abbondanze della fauna bentonica rispetto alle zone più profonde, identificabili con le pozze. Durante l'estate l'acqua ristagna nei tratti più profondi mentre la turbolenza resta elevata nei raschi, rendendoli più attrattivi per quelle specie che necessitano di ossigeno, di substrati liberi da sedimenti fini e di corrente elevata per procurarsi cibo. Tuttavia il fenomeno della stagnazione non è sufficiente a spiegare la minor abbondanza di

macrobentos nelle zone profonde.

Un altro aspetto che influenza negativamente la comunità delle pozze può essere attribuito al fenomeno della inversione della corrente che si verifica durante i periodi di maggior portata. Tale fenomeno favorisce il drift di molte specie incrementando l'effetto della predazione. Inoltre provoca la sospensione di sedimenti fine che, in fase di deposito, va ad otturare gli interstizi utilizzabili come rifugio da molti macroinvertebrati.

Un substrato adatto è uno dei fattori primari che regolano la colonizzazione delle pozze. I letti ghiaiosi favoriscono la diversità e l'abbondanza degli organismi componenti la comunità. L'azione di turbativa, dovuta ai periodi di maggior portata, risulta inversamente correlata alla quantità di substrato libero che rimane

nella pozza. I raschi, per contro, sono soggetti ad una notevole azione di disturbo durante il periodo estivo a causa delle secche, specie nei tratti più elevati del bacino. Questi tratti sono prevalentemente caratterizzati da specie reofile a breve ciclo biologico. Nel bacino studiato, la distribuzione degli invertebrati bentonici appare legata in modo primario ad eventi aleatori di turbativa dei parametri fisico-ambientali, anche se fattori come la predazione rivestono indirettamente un importante elemento di controllo.

La maggior parte delle specie colonizzatrici mostra spiccate caratteristiche di mobilità, elevato tasso riproduttivo e scarsa competitività e sembra essersi adattata a colonizzare gli ambienti tra un evento sfavorevole e l'altro.

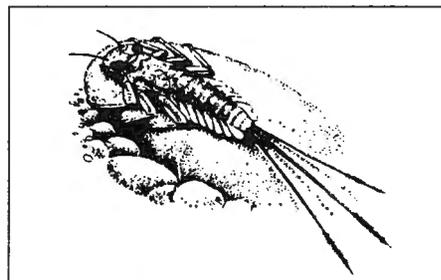
G.N. B.

R.L. CRUNKILTON, R.M. DUCHROW - 1991

Use of stream order and biological indices to assess water quality in the Osage and Black River basin of Missouri

Hydrobiologia, 224: 155-166.

[242]



La ricerca studia le correlazioni esistenti tra alcune misure biologiche (densità media degli organismi, numero di taxa di Plecotteri, di Efemerotteri e totale, indice di diversità) e l'ordine dei sistemi fluviali in due bacini del Missouri al fine di proporre l'adozione di nuovi criteri nella verifica dell'impatto ambientale.

La cattura del maggior numero di macroinvertebrati è stata riscontrata nei sistemi fluviali di ordine intermedio, in concordanza con i risultati di ricerche condotte da altri Autori. Gli altri parametri, invece, trovano correlazioni diversificate rispetto all'ordine dei fiumi sia per quanto riguarda i due bacini in questione, sia per altre aree di ricerca riportate in letteratura.

L'esistenza di un gradiente di disponibilità energetica da poter utilizzare da parte dei macroinvertebrati bentonici lungo il percorso di un sistema fluviale (e quindi in presenza di ordine diverso di corpi idrici) può spiegare i mutamenti nella struttura bentonica. Nelle parti alte la presenza di vegetazione riparia e l'apporto di materiale organico alloctono condizionano le fonti energetiche e il passaggio verso produzioni autotrofe di energia in corsi di ordine alto è in funzione dell'ombreggiatura; questa situazione si può ritrovare in corsi di terzo ordine. Anche nei grandi fiumi la profondità e la torbidità possono limitare la produzione primaria lasciando l'input alloctono come fonte principale di trofia.

Le attività umane che alterano il binomio trofico autotrofia/eterotrofia (inquinamento organico, arricchimento di nutrienti, canalizzazione, alterazione della vegetazione riparia, ecc.) provocano cambiamenti del continuum del biota che possono essere rilevati tramite il monitoraggio della comunità bentonica.

La correlazione comunità biotica/ordine fluviale dipende anche dalle componenti del substrato: infatti nel bacino del Missouri si riscontra un decremento del numero di taxa e della diversità in tributari di alto ordine, e ciò può trovare una spiegazione nel cambiamento da un fondo a ghiaia e ciottoli ad uno a sabbia e

limo; quindi minor colonizzazione dove la granulometria del substrato si riduce.

Risulta pertanto evidente che non è del tutto congruo il confronto tra sistemi fluviali a differente area fisiografica, ma solo tra corpi idrici appartenenti ad aree geograficamente simili. Meglio ancora se tale comparazione avviene fra sistemi che, oltre ad essere dello stesso ordine, hanno similarità per tipo di suolo, vegetazione terrestre, microclima; alcuni Autori, addirittura, propongono una classificazione più accurata, basata sulle caratteristiche idrauliche, aumentando così la precisione nella determinazione della comunità bentonica.

P. B.

VUILLOT M., BOUTIN C., DUPUIS M.F. - 1987

French experience in the operation and maintenance of wastewater treatment lagoons

Wat. Sci. Techn., 19 (12): 333-335.

[243]

In Francia sono attualmente operativi oltre 1400 impianti di lagunaggio per il trattamento di acque reflue, sorti per la maggior parte negli ultimi 14 anni. Tale sistema viene frequentemente scelto per soddisfare le esigenze di depurazione di liquami civili di piccole comunità (meno di 2000 abitanti) dato che, non richiedendo tecnici specializzati per l'ordinaria manutenzione né input energetici, risulta utilizzabile con relativa semplicità ed economicità anche direttamente dalle amministrazioni locali.

Estremamente utile in questo contesto si è rivelato il manuale di gestione degli impianti di lagunaggio pubblicato nel 1985 dal Ministero dell'Agricoltura francese, che viene presentato dagli Autori nei suoi contenuti essenziali. Il manuale si articola in diverse sezioni che inquadrano i vari problemi relativi alla progettazione, alla manutenzione ordinaria e straordinaria, alle modalità di prevenzione e soluzione delle eventuali disfunzioni.

Particolare rilievo viene dato alle operazioni routinarie di manutenzione (controllo generale e pulizia delle strutture di pretrattamento, controllo dello sviluppo della vegetazione attorno agli stagni e sugli argini, ecc.), dalle quali primariamente dipende il buon funzionamento degli impianti. Per queste operazioni viene stimato sufficiente l'impiego di 1-2 operatori per un numero totale di 20 giorni lavorativi l'anno ed un costo complessivo, comprese le spese per l'equipaggiamento necessario, di 15 FF/ab. eq./anno (valutazioni 1985).

Vengono inoltre descritti interventi da eseguire occasionalmente, soprattutto in relazione al mantenimento del giusto spessore dei fanghi negli stagni: verifica ed eliminazione di accumuli troppo consistenti, da eseguirsi una volta ogni 1-5 anni; completa asportazione dei fanghi, da effettuarsi indicativamente ogni 10 anni.

Le disfunzioni che con maggior frequenza si possono manifestare consistono nell'instau-

rarsi di condizioni anaerobiche negli stagni algali, con conseguente produzione di cattivi odori, nella colonizzazione di detti stagni da parte di piante superiori radicate o galleggianti, nell'indebolimento degli argini operata da roditori ed altri animali, nello sviluppo incontrollato di zanzare e nella formazione di un velo

di alghe nell'effluente.

Il regolare svolgimento delle operazioni di manutenzione è in genere sufficiente a prevenire questi problemi e garantisce quindi il permanere di condizioni d'alta efficienza depurativa.

F. F.

PITT P., JENKINS D. - 1990

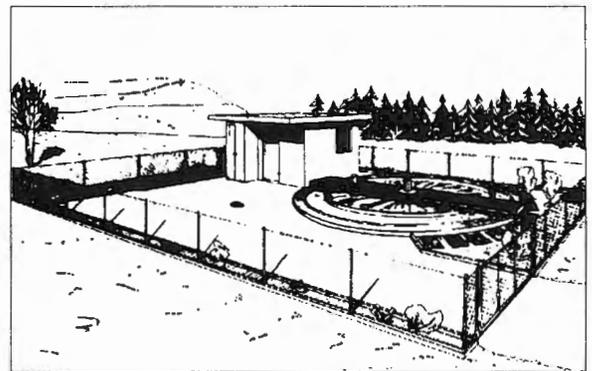
Causes and control of *Nocardia* in activated sludge

Res. J. Water Pollut. Control Fed., 62: 143-150
[244]

La formazione di schiume nei bacini d'aerazione e nei bacini di sedimentazione secondaria rappresenta un serio problema; un'inchiesta in impianti di depurazione degli Stati Uniti ha messo in evidenza che un'alta percentuale (66%) presenta prima o poi problemi di formazione di schiuma da *Nocardia*. Dalla bibliografia è noto che la crescita e la formazione di schiuma da *Nocardia* sono in rapporto con un lungo tempo medio di permanenza del fango, bassi rapporti alimento/microrganismi e temperature delle acque di scarico piuttosto alte. Il presente lavoro descrive i risultati di una serie di esperimenti di laboratorio e di campagna (full scale), nei quali viene studiato il ruolo di diversi fattori sulla crescita di *Nocardia*. Per la quantificazione delle popolazioni di *Nocardia* è stato usato un metodo di conta diretta messo a punto dagli Autori e descritto in dettaglio, e un test del potenziale schiumogeno che consiste nel misurare l'altezza dello strato di schiuma che si sviluppa dopo l'aerazione del fango.

Sono stati eseguiti i seguenti esperimenti:

1- esperimenti in scala di laboratorio su fanghi attivi a diversi tempi medi di permanenza e



diverse temperature: a tempi variabili da 2 a 4 giorni e temperature pari a 25, 20 e 18 °C, i livelli di *Nocardia* erano bassi e pressochè costanti; a valori di 5-10 giorni i livelli di *Nocardia* si innalzarono nettamente. Un ulteriore leggero aumento delle popolazioni di *Nocardia* si osservò a tempi di ritenzione di 10-30 giorni. A temperature di 13 °C non si verificarono aumenti a nessun valore di tempo di permanenza del fango.

2- sperimentazione in scala di laboratorio con utilizzo di un selettore anaerobico: lo scopo era definire la capacità di un selettore anaerobico nel controllare la popolazione di *Nocardia*. La popolazione di *Nocardia* si ridusse significativamente in uno dei quattro esperimenti.

3- esperimenti "full scale" su selettore anaerobico condotti nell'impianto di San Francisco: nell'impianto con selettore si ebbe una riduzione della popolazione di *Nocardia* in confronto all'impianto di riferimento. Il miglior effetto si ebbe usando il più alto rapporto alimento/microrganismi ed il più basso tempo di ritenzione idraulica.

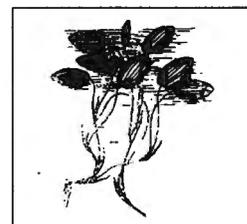
B. T.

OZIMEK T., RAMESH D., GULATI & VAN DONK E. - 1990

Can macrophytes be useful in biomanipulation of lakes? The Lake Zwemlust example.

Hydrobiologia, 200/201: 399-407.

[245]



Il lago Zwemlust (profondità media 1,5 m, superficie 1,5 ha) è un lago eutrofico nei pressi di Utrecht (Olanda), con trasparenza di circa 30 cm e praticamente privo di macrofite.

Nel marzo 1987 il lago fu svuotato completamente per rimuovere i pesci planctivori e poi riempito con apporti di falda in una settimana. In questa fase è stata introdotta la macroalga *Chara globularis* mentre altre 5 specie di macrofite sommerse si sono sviluppate naturalmente fino a coprire il fondo lacustre. La cronologia degli eventi può essere così riassunta: 1986 - dominanza di fitoplancton; bassa trasparenza; macrofite assenti.

Marzo 1987 - biomanipolazione.

Primavera 1987 - elevata attività zooplanctonica; aumento della trasparenza.

Estate 1987 - comparsa delle macrofite e di alghe filamentose.

Primavera 1988 - acque "chiare" risultanti dall'attività dello zooplancton.

Estate 1988 - dominanza di macrofite (le ma-

crofite inducono una soppressione del fitoplancton per limitazione dell'azoto, ombreggiamento o allelopatia?); diminuzione delle alghe filamentose; moderata attività zooplanctonica; migliorata trasparenza; P alto, N basso.

Primavera 1989 - elevata trasparenza; P alto; moderata attività zooplanctonica.

Estate 1989 - situazione simile all'estate 1988, ulteriore incremento del 50 % delle macrofite.

Particolare attenzione è stata posta dagli Autori al ruolo delle macrofite nel controllo dell'azoto e del fosforo, anche in confronto con le alghe filamentose, sia in condizioni naturali che controllate. E' risultato che in primavera l'assorbimento di azoto da parte delle macrofite è sostanziale e tale da limitare lo sviluppo di fitoplancton nei mesi successivi; meno evidente è l'assorbimento di fosforo. I nutrienti vengono accumulati per la fase dormiente invernale. Il controllo successivo delle macrofite può essere regolato mediante tagli durante i periodi vegetativi. B.M.

SANNI S. & WÆRVÅGEN S. B. - 1990

Oligotrophication as a result of planktivorous fish removal with rotenone in the small, eutrophic, Lake Mosvatn, Norway

Hydrobiologia, 200/201: 263-274

[246]

In confronto a molti laghi dell'Europa continentale, la maggior parte dei laghi norvegesi è solo moderatamente eutrofica, troppo tuttavia per gli usi ricreativi a cui alcuni di essi sono destinati.

Per motivi economici, politici o tecnici, non sempre è possibile ridurre gli apporti trofici. E' questo il caso di un piccolo lago in area urbana, il Mosvatn, nel quale si è deciso un drastico intervento di biomanipolazione. Il lago era dominato da fitoplancton, con frequenti fioriture estive, lo zooplancton era rappresentato quasi esclusivamente da Rotiferi, le macrofite erano limitate alle rive e la fauna ittica era planctofaga; la trasparenza era in media di 1,7 m. Nel settembre 1987 il lago è stato trattato con rotenone provocando così la morte di tutti i pesci; dopo due settimane sono iniziate le semine di trote fario ed iridee.

Già dall'estate successiva al trattamento si sono verificati cambiamenti fondamentali. Il fitoplancton è fortemente diminuito (clorofilla-*a* ridotta del 70%) e lo zooplancton aumentato, sia in biomassa che nella taglia media degli individui: di conseguenza la trasparenza è aumentata ad oltre 2,6 m.

La concentrazione dei fosfati è diminuita del 34% e quella dell'azoto di circa il 30%, pur essendo rimasti costanti gli apporti esterni. Gli

Autori ritengono che ciò sia dovuto ad un aumento della velocità di assunzione, e successiva sedimentazione, da parte degli aumentati dafnidi. La diminuzione della clorofilla può essere giustificata sia dal minor fosforo disponibile che dal maggior prelievo operato dallo zooplancton, in particolare da *Daphnia galeata*.

I dati preliminari del secondo anno (1989) indicano un ulteriore aumento della trasparenza e una diminuzione dei fosfati. **B.M.**

GALANTI G., GHILIZZONI P. & LIBERA V. - 1990

Biomanipulation of Lago di Candia (Northern Italy): a three-year experience of aquatic macrophyte management

Hydrobiologia, 200/201: 409-417

[247]



Dal 1986 nel lago di Candia è in corso un esperimento di biomanipolazione con rimozione annuale di circa il 50% delle castagne d'acqua (*Trapa natans*).

La letteratura riporta risultati contrastanti su esperimenti simili. Per Petersen (1974) la rimozione meccanica di macrofite acquatiche non ha ridotto il livello di nutrienti dal lago; al contrario Wile (1974) riporta una riduzione dei nutrienti e attribuisce i diversi risultati alla diversa estensione della copertura di macrofite e al rapporto tra il P rimosso e quello totale annuale. Secondo i ricercatori di Pallanza sono da considerare anche le relazioni biologiche tra macrofite, perifiton, alghe e fauna acquatica. La rimozione meccanica delle macrofite, infatti, riduce gli habitat riproduttivi dei pesci conducendo ad un aumento dello zooplancton e, quindi, ad una riduzione del fitoplancton e ad una produttività generale più bassa.

Nel lago di Candia (superficie 1,49 km², profondità media 3,8 m) la progressiva eutrofizzazione ha portato ad un aumento della biomassa di macrofite e a morie di pesci. Mappata la distribuzione della vegetazione emersa e sommersa si è proceduto a delimitare dei settori, dai quali sono state alternativamente rimosse

le castagne d'acqua per circa il 50% della biomassa totale. Particolare attenzione è stata posta nella scelta del periodo di asportazione in riferimento al ciclo biologico di *Trapa natans*.

Nei tre anni di operazioni sono stati rimossi dal lago 800 kg di N e 63 kg di P nel 1986, 760 kg di N e 60 kg di P nel 1987, e 1060 kg di N e 84 kg di P nel 1988. Grazie alla rotazione non si sono avute sensibili variazioni nella struttura percentuale della comunità a macrofite.

Coordinata a questa ricerca, ne è stata condotta un'altra sulla riduzione dei pesci zooplanctivori, che sono stati ridotti del 40%; la biomassa fitoplanctonica è conseguentemente diminuita del 50% e la trasparenza è aumentata del 30%. Non si sono avuti i previsti effetti positivi sulla concentrazione dell'ossigeno disciolto; tuttavia non si sono avute le comparse di H₂S registrate in passato e sono diminuite le condizioni di anossia in profondità.

Nel corso dell'esperimento il P si è mantenuto su valori di 30 mg/l, circa la metà del 1983. E' da considerare che alla fine degli anni settanta gli scarichi della città di Candia sono stati allontanati dal lago. Le tecniche attuali bilanciano l'apporto esterno che è di circa 100 Kg di fosforo l'anno. **B.M.**

SEGNALAZIONI



AUTORI VARI

IL BACINO IDROGRAFICO COME UNITA' DI ANALISI ECOLOGICA

Comitato per la difesa del fiume Ledra e del suo ambiente, Udine, 1992.

Come spesso accade, i fondamenti di un corretto approccio alla gestione dei fiumi sono meglio trasmessi da libri come questo, testimonianza di partecipazione vissuta a casi concreti, che da ponderosi, ma asettici, trattati di idraulica. Il fiume Ledra è da anni terreno di aspro confronto tra due concezioni diametralmente opposte: la cultura idraulica e naturalistica di gestione razionale dei bacini idrografici e quella dell'artificializzazione ad ogni costo. Proprio l'ostinazione dimostrata nel voler procedere nell'azione devastante -spintasi all'irrazionalità tecnica ed economica di promettere il successivo ripristino ambientale del Ledra pur di poter procedere, oggi, alla sua canalizzazione- ha condotto ad una radicalizzazione del conflitto che ha permesso di meglio esplicitare i retroterra culturali delle parti in causa.

La battaglia in difesa del Ledra, caricatasi così anche di un valore simbolico, ha saputo raccogliere un vasto mosaico di competenze attorno ad una cultura ed un metodo rigorosi,

documentati, credibili.

Da qui l'interesse del volume che travalica la scala locale ed amplia il significato del confronto ad una scala nazionale. Il volume (che segue il "Progetto Ledra" recensito sul n° 1/89 di *Biologia Ambientale*) raccoglie relazioni di convegni e seminari svoltisi a Buia (UD) nell'87-89.

F. Tassi -direttore del Parco Naz. d'Abruzzo- preme che la disponibilità d'acqua costituirà domani il vero fattore limitante dello sviluppo, denuncia come l'attuale gestione dei fiumi e del territorio alteri proprio i meccanismi che permettono all'acqua di mantenersi disponibile e pura. Criticati gli schemi "paleoeconomici" oggi dominanti, pone l'esigenza pressante di un'economia che sappia garantire autosostentamento e occupazione durevoli.

L'ing. P.G. Cannata espone in un lucido ed impietoso excursus storico come si sia giunti alla legge 183/89 sulla difesa del suolo. Le disastrose alluvioni conseguenti al massiccio disboscamento succeduto all'unificazione d'Ita-

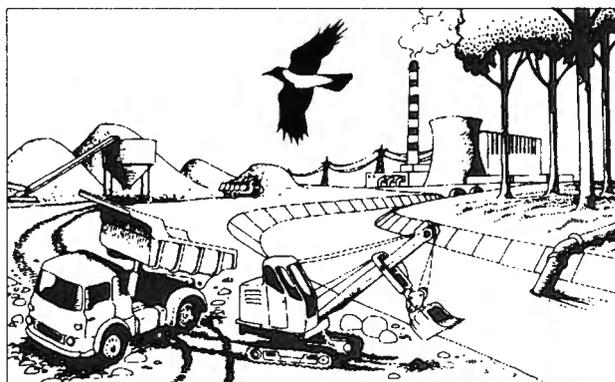
lia condussero ad un'autentica sollevazione culturale e alla legge sul vincolo idrogeologico (1923) che vincolò a bosco il 40% del territorio nazionale (poi svuotata dalle Regioni concedendo i permessi più inimmaginabili). La grande crisi ambientale degli anni '60, conseguente all'urbanizzazione a macchia d'olio postbellica, alla rete autostradale e alla variazione d'uso del suolo, ha drammaticamente ridotto l'infiltrazione delle acque nel terreno accentuando così sia la frequenza e la violenza delle piene che l'intensità e la durata delle secche. I rimedi proposti nel 1970 dalla commissione De Marchi, accanto ad alcune opere idrauliche d'emergenza, erano centrati sul governo dell'uso del territorio (es. riforestazione dei bacini montani, espansione controllata delle piene nelle aree esondabili). L'entità del ritardo italiano è dimostrata dal fatto che già dal 1956 - a seguito delle decisioni del Fondo di sviluppo delle Nazioni Unite - in nessun paese dell'Africa e dell'Asia è mai stata realizzata un'opera idraulica al di fuori di un piano di bacino. In Italia, solo nel 1989 la legge 183 accoglie il concetto fondamentale che la difesa del suolo e delle acque va ottenuta con un governo complessivo dell'uso del suolo e delle acque; si tratta di una vera e propria scelta d'uso (gestione contro opere) che, tuttavia, viene quotidianamente disattesa.

L'arch. G. Bollini, criticata l'ignoranza culturale e scientifica sulla quale è basata la rinuncia alla gestione, a favore delle grandi opere pubbliche, ingiustificate e insostenibili anche sul piano puramente economico, traccia le linee portanti di una corretta pianificazione territoriale a livello di bacino. I costi della gestione - che fornisce anche occupazione durevole - restano 2-10 volte al di sotto delle spesso controproducenti opere idrauliche, il cui ritorno occupazionale è limitato ed a termine. Occorre rovesciare il processo pianificatorio tradizionale: i parametri ambientali, da variabili dipendenti del sistema, devono divenire le "invarianti" sulle quali fondare lo sviluppo economico.

G. Sansoni, focalizzata l'attenzione sul ruolo determinante rivestito dalla diversità ambientale nella funzionalità degli ecosistemi fluviali,

propone -in prima approssimazione- l'uso del grado di uniformità introdotto nell'ambiente fluviale come parametro per la stima previsionale dell'impatto ambientale delle opere idrauliche. In base a tale approccio, il progetto di canalizzazione del Ledra appare inaccettabile.

E. Screm, naturalista, ripercorre il sorgere della coscienza conservazionista in Italia e la sua maturazione ecologista, che da tempo ha superato la passività di interventi protezionistici di singole risorse per investire la pianificazione del territorio. Tensione morale si coglie nell'invito all'umiltà professionale nella progettazione degli interventi (prerequisito per una reale interdisciplinarietà) e nella critica della spregiudicatezza di quei professionisti che si prestano a dipingere come "tutela dell'ambiente" l'assurdo e dispendioso progetto di



canalizzare il Ledra per poi procedere al suo "ripristinamento ecologico".

G. Gandolfi, ittiologo, sottolinea le caratteristiche abiotiche e biotiche (con particolare riferimento all'ittiofauna) del Ledra, un tipico fiume che raccoglie diverse risorgive, mette in guardia dalle irreversibili trasformazioni che conseguirebbero alla sua artificializzazione.

G. Simonetti, botanico, richiama l'attenzione sulla struttura e sulle funzioni della vegetazione riparia, evidenziando l'irrazionalità di lavori di ripristino post-canalizzazione che, per quanto oculati, avrebbero prevalente carattere di "giardinaggio" e non potrebbero certo restituire, almeno a breve termine, le cenosi equilibrate consolidate nel tempo.

F. Villa, presidente dell'Ass. Naz. Geologi Italiani, esprime un categorico dissenso sull'intervento di artificializzazione del Ledra, mettendo in luce come il carattere "dilettantesco" degli studi effettuati, al di fuori di ogni parvenza di piano di bacino, dimostri l'incompetenza della classe politica e amministrativa e una colpevole noncuranza verso i più elementari principi idrologici e idrogeologici.

Gli arch. V. Bettini e G. Bollini espongono una lucida e interessante sintesi delle fasi di uno studio preliminare per una V.I.A. del progetto di ricalibratura del Ledra, criticando radicalmente gli approcci riduttivi e finalizzati solo ad una "legittimazione" degli interventi.

P. De Rocco, della LIPU nazionale, critica l'operato della Regione che, in totale contrasto con le proprie positive enunciazioni pianificatorie, eroga contributi per bonificare aree naturali (da essa stessa dichiarate tutelate!) e toglie od autorizza interventi devastanti all'interno dei parchi naturali.

Vibrante di impeto narrativo e di profonda partecipazione personale è, infine, l'acuto racconto del sociologo R. Strassoldo su un fiume "rubato" che, purtroppo, potrebbe ben atteggiarsi a tanti altri fiumi friulani ed italiani.

Il volume può essere richiesto al:

*Comitato Difesa Ledra, via Caspitello 10
33030 Buia (Udine); tel. 0432/961860.*

G. Sansoni

P. NICOLAI

LA SCIENZA DELLA BIOINDICAZIONE

Guida introduttiva alle metodologie di valutazione della qualità ambientale mediante monitoraggio biologico

ENEA, Roma, 1992

La bioindicazione è quella branca delle discipline scientifiche che studia gli indicatori biologici, avvalendosi dei metodi di valutazione della qualità ambientale che sono propri del monitoraggio biologico. Quest'ultimo va dunque considerato propriamente campo applicativo della bioindicazione anziché suo sinonimo, come vorrebbero alcuni Autori.

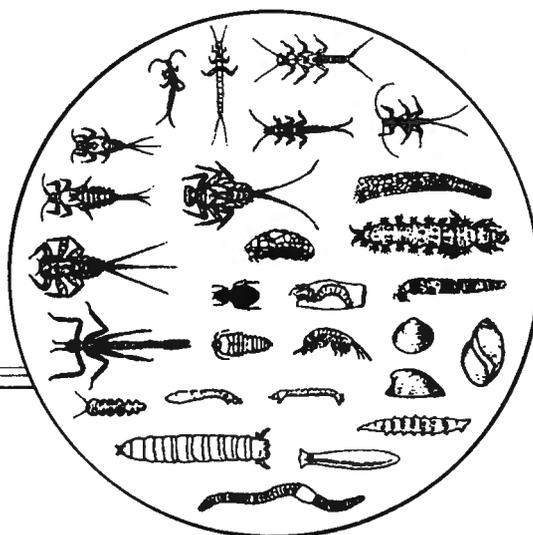
Nella prima parte di questo prezioso volume - che colma una lacuna nella letteratura scientifica nazionale - vengono trattati i metodi di monitoraggio biologico della qualità ambientale che l'Autore, per esigenza di sintesi e impegno di chiarezza, raggruppa nei livelli:

- sovraindividuale, distinto in due gruppi principali di indicatori: parametri strutturali e parametri funzionali della comunità;
- individuale e subindividuale, relativo a bioaccumulatori, biosensori, sistemi di allarme precoce;
- di trofia e tossicità dei corpi idrici.

Nella seconda parte del volume viene sottolineata la necessità di proseguire nella ricerca scientifica, sia sul campo che in laboratorio, per realizzare l'obiettivo ottimale proprio del monitoraggio biologico: sviluppo delle capacità predittive e non soltanto, come accade tuttora, mera documentazione del danno.

Di notevole pregio è, infine, la ricca e documentata bibliografia riportata a corredo del testo. Il volume, tracciando un quadro completo delle principali metodologie a livello internazionale e della logica scientifica che ne sta alla base, è di utile lettura. I soci CISBA possono richiederne copia in omaggio a: *dr. Paolo Nicolai, ENEA-Casaccia, C.P. 2300 - 00060 Roma.*

PAGINE APERTE



CALIDAD DE LAS AGUAS. ESTUDIO DE LA CALIDAD BIOLÓGICA

Nella giornata conclusiva del corso di formazione "Metodi biologici pratici per il mappaggio di qualità dei corsi d'acqua" tenutosi presso l'Istituto Tecnico Agrario di S. Michele a/Adige dal 31 agosto al 5 settembre 1992, il prof. Javier Alba-Tercedor -il maggior esperto spagnolo di Efemerotteri, membro della Commissione del Ministero dell'Ambiente incaricata della standardizzazione ed armonizzazione dei metodi biologici per la valutazione della qualità dei corsi d'acqua, e rappresentante ufficiale della Spagna alla conferenza internazionale "River Water Quality-Ecological Assessment and Control" promossa dalla CEE a Bruxelles nel dicembre 1991- ha relazionato sullo stato dell'arte degli indicatori biologici utilizzati nella penisola Iberica, iniziando la sua esposizione con una review sulla storia e lo sviluppo degli indicatori biologici utilizzati per la valutazione della qualità delle acque.

Due sono le principali metodologie utilizzate per le procedure di sorveglianza ecologica: la prima comprende i "bioassays", che includono

sistemi di allarme quali test ecotossicologici, di biomanipolazione, di biodegradazione, di bioaccumulo, ecc; la seconda comprende i "bioassessments", che si avvalgono dell'analisi delle comunità biologiche.

I bioassays sono sperimentali mentre i bioassessments sono fondati su un approccio sistemico; la maggior parte di questi ultimi ha un'impostazione strutturale/tassonomica in quanto si basa sulla variazione della struttura della comunità biologica e sulla presenza o assenza di specie indicatrici caratteristiche dei vari gradi di inquinamento delle acque correnti.

Le popolazioni animali e vegetali rappresentano infatti gli "indicatori per eccellenza" dell'inquinamento dell'ambiente in cui vivono; i bioindicatori possono appartenere ad alcuni gruppi di microinvertebrati (Batteri, Funghi, microalghe, Protozoi, Rotiferi, Cladoceri) o di macroorganismi (macrofite, Insetti, Molluschi, Pesci, ecc.).

L'utilizzo dei bioindicatori per la valutazione della qualità delle acque superficiali risale a

più di cento anni fa con Kolenati (1846) e Cohn (1853) e da allora sono stati sperimentati numerosi metodi.

La maggior parte di questi metodi deriva, per lo meno in parte, dal Saprobien System, introdotto in Germania da Kolkwitz e Marsson nel 1902 e, più tardi, modificato da Liebmann ed altri nel 1962 ed ampliato da Sladeczek nel 1973.

Inizialmente il Saprobien System, applicato a fiumi a bassa velocità dell'Europa centrale, era basato sulla presenza di specie indicatrici microscopiche appartenenti a comunità di plancton e periphyton; successivamente vennero inclusi anche i macroinvertebrati bentonici, le macrofite acquatiche ed i pesci.

Negli anni '50 nacque la necessità di tradurre le complicate informazioni biologiche in un valore numerico: oggi sono disponibili più di un centinaio di indici utilizzabili per il monitoraggio degli ambienti acquatici.

Gli indici utilizzati si possono raggruppare principalmente in quattro categorie:

- 1) indici basati sui sistemi saprobici
- 2) indici biotici
- 3) indici di diversità biotica
- 4) indici basati su gruppi di specie indicatrici

Il relatore ha evidenziato come quasi il 60% degli indici appartenga alla categoria degli indici biotici, il 30% a quella degli indici di diversità ed il 10% a quelli saprobici, e come più di 1/3 degli indici sia basato sulla fauna di macroinvertebrati mentre le alghe, i pesci e la vegetazione acquatica compaiano solo nel 15% degli indici, in quanto presentano difficoltà di campionamento e di identificazione.

Per quanto concerne l'identificazione tassonomica si può osservare come alcuni sistemi di valutazione operino a livello di specie (sistemi saprobici) mentre altri usino livelli più semplici come il genere o la famiglia (alcuni indici biotici basati sui macroinvertebrati).

Il prof. Tercedor ha proseguito affermando che anche in Spagna, negli ultimi anni, si è manifestato un crescente interesse per lo studio e l'applicazione degli indici biologici da parte di numerosi Autori, che hanno adattato

alla realtà spagnola sistemi già collaudati.

Gli indici che si stanno utilizzando richiedono l'identificazione di parte degli organismi a livello di specie e/o a livello di genere, fatto che ne rende difficoltosa l'applicazione su vasta scala in quanto il riconoscimento di alcuni gruppi di macroinvertebrati acquatici può risultare problematico, soprattutto per la mancanza di chiavi dicotomiche adatte alla penisola iberica: per questi motivi si è iniziata la ricerca di un indice affidabile e di facile applicazione.

In prima approssimazione si osservò che i valori di indice B.M.W.P. (Biological Monitoring Waters Pollution) avevano lo stesso andamento dei valori degli indici H, T.V. ed E.B.I.

La facile applicazione di questo indice, che richiede la sola identificazione a livello di famiglia, lo rese utilizzabile per seguire le alterazioni della qualità delle acque dei fiumi spagnoli.

Nella tabella del metodo B.M.W.P. originale, che riporta i valori assegnati ad ogni taxa, non erano incluse molte delle famiglie di macroinvertebrati comuni nella penisola iberica, che vennero successivamente aggiunte assegnando loro un punteggio.

L'indice B.M.W.P. di Hellawell non prevede inoltre la trasposizione dei punteggi ottenuti in fasce di qualità; seguendo le norme e le raccomandazioni del 3° Seminario Tecnico del 1978 organizzato dalla Comunità Economica Europea su "Metodi biologici di valutazione della qualità delle acque", ed essendo i valori di B.M.W.P. intimamente correlati con quelli dell'E.B.I., si è convenuto di dividerli in 5 classi di qualità.

In questo modo si dispone oggi di un nuovo metodo chiamato B.M.W.P.*, basato sull'identificazione dei macroinvertebrati a livello di famiglia.

Il relatore ha infine sottolineato come la lettura dei valori B.M.W.P.*, ottenuti dalla sommatoria del punteggio assegnato alle singole famiglie, debba avvenire con senso critico assegnando agli indici un significato ecologico: un punteggio che cada ad esempio nella fascia della II classe, assumerà una valenza biologica molto differente a seconda che il valore si avvi-

cini al 61 piuttosto che al 100.

L'affidabilità dei risultati ottenuti con il B.M.W.P.*, la rapidità e la facilità della sua utilizzazione, rendono questo indice un valido strumento per il personale tecnico deputato alla sorveglianza di interi bacini idrografici.

L'introduzione, anche in Spagna, di un metodo biologico pratico per la valutazione della qualità delle acque correnti che si integra con i sistemi tradizionali di monitoraggio ambienta-

le, avviene in sintonia con quanto raccomandato nella conferenza di Bruxelles del 1991, nella quale si è auspicata una maggiore acquisizione di conoscenze rivolte non più solo "all'acqua" ma "all'ambiente acquatico".

Spaggiari Roberto - P.M.P. Reggio Emilia
Fontani Nadia - A.G.A.C. Reggio Emilia

ECONOMIA E CRISI AMBIENTALI

Le crisi non sono affatto una novità nella storia: desertificazioni, carestie, epidemie sono eventi già sperimentati dal genere umano. Tuttavia, ciò che rende oggi diversa la crisi ambientale è la sua scala globale, planetaria.

La crescita economica degli ultimi cinquant'anni, sebbene abbia elevato molto il tenore di vita di una porzione dell'umanità, d'altra parte ha avuto sulla società e sull'ambiente effetti "collaterali" che sono sotto lo sguardo di ciascuno di noi; le capacità di alterare gli equilibri non solo degli ecosistemi, ma anche della biosfera, sono molto aumentate senza che si sia sviluppato un reale controllo sui processi di modificazione.

La speranza keynesiana di costruire un mondo migliore attraverso la semplice crescita economica indefinita si è rivelata utopica; ed è proprio nell'idea di crescita indefinita che vanno ricercate le radici della crisi ambientale. Un sistema economico autoreferenziale, che si regga su produzione e consumo illimitati ignorando i costi ambientali, energetici e la deplezione delle risorse, è fallace perchè tenta di sottrarsi a leggi ecologiche e termodinamiche non meno valide della legge di gravità.

Su questo modello, tuttavia, si è costruita una democrazia dei consumi in cui tutti, per lo meno in apparenza, condividono in parti uguali

le responsabilità ambientali, tutti sono inquinati e al tempo stesso inquinatori e tutti sono preoccupati di accrescere non già il loro grado di accesso alle decisioni, ma alle merci le quali, d'altra parte, hanno sì un valore materiale, ma sono desiderate anche per il loro crescente



valore simbolico. Inoltre, bisogni reali e bisogni in qualche modo creati -grazie al marketing ed alla pubblicità- sono inestricabilmente connessi.

Il rafforzamento vicendevole tra produzione e consumo, trattando l'ambiente come una variabile esterna, ha però scaricato su di esso dei costi enormi, necessari a mantenere in attivo il sistema economico: insieme al prodotto nazionale lordo sono cresciuti anche i livelli di inquinamento di acqua e aria su scala sia locale che globale; parallelamente si è avuto un forte aumento della produzione di rifiuti, in sostanza dovuto alla linearità dei cicli industriali che trasformano le risorse in rifiuti e in prodotti che, in breve tempo, diventano scarti anch'essi.

In un simile contesto è chiaro che le scienze ambientali assumono un'importanza che può sembrare di primo piano. Conoscere come funzionano i sistemi naturali è indispensabile per la loro corretta gestione; reti di monitoraggio adeguate, inoltre, sono in grado di dirci se la gestione del sistema è stata corretta oppure se qualcosa non abbia funzionato.

In un paese come l'Italia, dove l'intera rete di monitoraggio è un "puzzle col trucco", siamo ben lontani da questo obiettivo. Tuttavia, sarebbe poco realistico farsi tentare dall'idea che la nostra riconciliazione con l'ambiente possa avvenire semplicemente stabilendo degli standard e facendoli rispettare. Mentre da noi ci si avvia faticosamente lungo questo sentiero, investendo fior di miliardi in piani di disinquinamento e reti di monitoraggio, c'è chi -suo malgrado- ha dovuto prendere atto che anche questa via ha dato un contributo assai modesto al miglioramento della qualità ambientale.

Vent'anni di politica ambientale negli USA, infatti, hanno dimostrato come, nonostante le imponenti reti di monitoraggio e l'imposizione di standard di qualità e di emissione, la qualità ambientale in quel paese non sia cambiata molto. I rapporti annuali dell'E.P.A. rivelano coi loro dati come, ad esempio, le emissioni atmosferiche siano diminuite solo del 30% con un aumento, per giunta, di composti molto inquinanti come gli ossidi d'azoto. Nonostante i regola-

menti e i 100 miliardi di dollari investiti, neppure la qualità delle acque è migliorata, per lo meno nei quattro quinti delle 400 stazioni campione monitorate; nè si può imputare questo ad una scarso impegno finanziario a favore dell'ambiente, vista la spesa americana di 365 miliardi di dollari nel quinquennio '83-'87.

Come ogni medico sa, per curare una malattia bisogna agire sulle cause anzichè sui sintomi e, possibilmente, bisogna tendere alla prevenzione. Nel maggio del 1989 William Reilly, il nuovo amministratore dell'E.P.A. nominato da Bush, dichiarava: «vi è una crescente consapevolezza che i sistemi tradizionali che pongono l'accento sul trattamento e lo smaltimento dei rifiuti dopo che l'inquinamento ha avuto luogo, non sono sufficienti per affrontare in modo adeguato i problemi ambientali esistenti, nè lo saranno per affrontare i problemi emergenti quali il riscaldamento globale, le piogge acide e la deplezione dell'ozono stratosferico. L'E.P.A. ritiene che il miglior modo per ottenere ulteriori miglioramenti consista nel prevenire la produzione di inquinanti che possono essere emessi nell'aria, nel terreno e nelle acque, eliminandoli o riducendoli alla fonte».

La bontà della politica preventiva, con eliminazione alla fonte, è dimostrata d'altronde dalla drastica riduzione delle concentrazioni ambientali di sostanze come il DDT o i PCB, dove questi sono stati messi al bando.

In un'autentica ottica preventiva, però, non si può arrivare alla riduzione delle emissioni senza discutere il contesto sociale ed economico in cui la crisi ambientale si è generata. Ciò non implica di per sé il rifiuto della modernità, ma non può prescindere dalla ridiscussione degli obiettivi sociali. Va posto cioè in discussione il primato assoluto della sfera economica: esso ha condotto ad una concezione meramente quantitativa del "vivere bene", che ha determinato la scomparsa delle implicazioni etiche del concetto di limite.

Innanzitutto, quindi, si dovrebbe aprire un dibattito sulla legittimità delle scelte produttive delle grandi imprese, scelte la cui portata ha conseguenze profonde sull'ambiente e sulla

struttura sociale, ma il cui controllo è oggi di fatto sottratto alla società stessa. Pensando ad esempio all'industria automobilistica o petrolchimica, non si può negare che abbiano avuto un peso notevole sull'organizzazione sociale in termini di politiche dei trasporti, pianificazione territoriale e modello di sviluppo agricolo, tutti settori che influenzano non poco la qualità ambientale su scala planetaria.

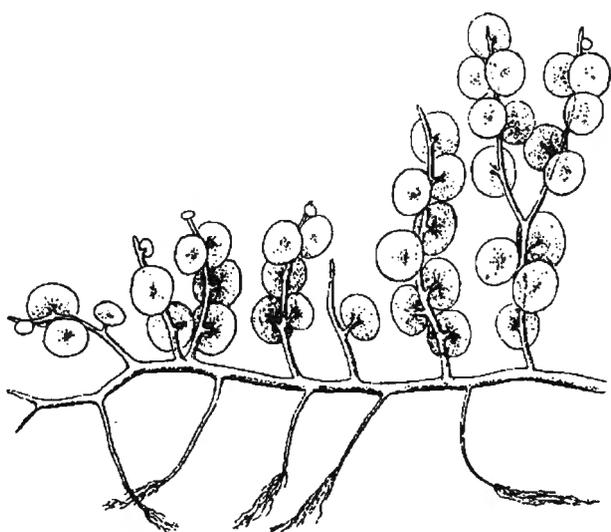
Più in generale, e viste le nostre capacità di influenzare lo stato della Terra, un'importante svolta può venire dal riconoscimento che uomo, società e ambiente costituiscono un vero e proprio sistema le cui componenti retroagiscono l'una sull'altra e perciò vanno considerate come un tutt'uno: se è vero cioè che l'uomo dipende dall'ambiente, è altrettanto vero che lo stato ambientale dipende dall'organizzazione socio-economica. Perciò senza una reale integrazione

tra ecosistemi e società non può esservi nel lungo periodo alcuna prospettiva di sostenibilità.

Senza un "cambiamento di contesto", dunque, le scienze ambientali non possono aiutarci più di tanto. Cercare in esse e soltanto in esse la risoluzione della crisi ambientale sarebbe, per dirla con Marcello Cini, fare come l'ubriaco della barzelletta che, pur avendo perso le chiavi in un tratto di strada buio, le cercava sotto un lampione perchè lì, almeno, c'era luce!

Alessandro Gimona, Biologo.

University of Aberdeen - Department of Zoology (MSc), Tillydrone avenue, Aberdeen - Scotland.



AVVISO

Nel periodo intercorso tra la redazione della segnalazione e la sua pubblicazione (Biologia Ambientale, n° 3-4/92), l'Autrice del volume

ALGHE DEL GOLFO DI TRIESTE: GUIDA ALLO STUDIO

ha cambiato indirizzo. Gli interessati alla guida possono richiederla al nuovo indirizzo:

Dr.ssa Eva Godini, via VIII° Alpini n. 7, 31100 Mestre (VE) [Tel. 041/5040105].

Fonti delle illustrazioni:

- pag. 3: *Schedario*, Periodico di letteratura giovanile, n. 1/1990, Firenze.
- pag. 5: Dizionario di Botanica.
Rizzoli, Milano, 1984.
- pag. 15: *Gambero Rosso*, n. 18/1988, suppl. al quotid. *il manifesto*.
- pag. 17: *Airone*, n. 90, 1988.
- pag. 18: FÉLIX RODRIGUEZ DE LA FUENTE. Uccelli marini costieri.
"Taccuini di Airone", n. 44.
- pag. 19: FÉLIX RODRIGUEZ DE LA FUENTE. Uccelli pelagici e strolaghe.
"Taccuini di Airone", n. 41.
- pag. 20: AA. VV. Dal Calambrone alla Burlamacca.
Ed. Nistri-Lischi, Pisa, 1983.
- pag. 21: *Corriere Salute*, suppl. al *Corriere della Sera*, 19/2/1990.
- pag. 22: *Il Mare*, a. II, n. 24, dic. 89.
Ed. Libreria Internazionale *Il Mare*, Roma.
- pag. 24: F. BACCI. Effetti delle deposizioni acide.
(dispensa universitaria).
- pag. 25: Schriftenreihe der Vereinigung Deutscher Gewässerschutz, Band 53.
- pag. 26: G. SANSONI. (disegno originale).
- pag. 28: Catalogo Apparecchi Scientifici Carlo Erba, Milano, 1969.
- pag. 29: Fiumi, torrenti e fauna ittica in provincia della Spezia.
Ammin. Prov. della Spezia, apr. 89.
- pag. 30: Nature conservation & River Engineering.
Nature Conservancy Council, London, 1983.
- pag. 32: L. MASOTTI. Depurazione delle acque.
Calderini, Bologna, 1991.
- pag. 33: Depliant convegno "Oltre gli argini", Genova, 6/3/92.
- pag. 35: C. PULCHER, L. BIDDAU, L. DOTTI, D. ZOCCO. Volatili.
Reg. Piemonte, Parco Fluviale del Po e dell'Orba, Valenza (AL), 1991.
- pag. 36: G. SANSONI. (disegno originale).
- pag. 38: Opuscolo "Impara a studiare".
Centro Orientamento Scolastico Professionale e Sociale, Genova, 1989.

Supplemento al n. 8 anno XXI 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