

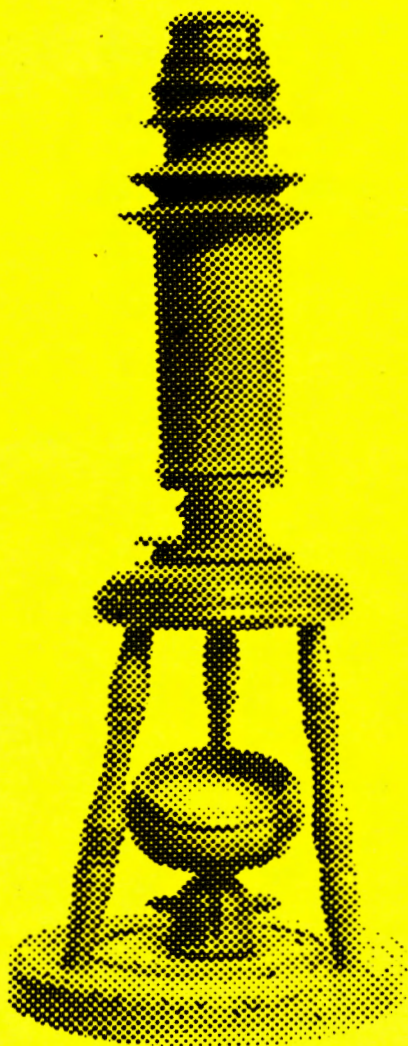
biologia ambientale

2

marzo
aprile
1990

BOLLETTINO **C.I.S.B.A.** anno IV n. 14

insetto speciale:
**COMPATIBILITA' AMBIENTALE
DELLE OPERE FLUVIALI**



SOMMARIO

| | |
|--|----|
| EDITORIALE | 3 |
| BIOINDICATORI | 5 |
| L'uso dei licheni nel biomonitoraggio dell'inquinamento atmosferico <i>di P.L. Nimis e M. Castello</i> | |
| TOSSINE ALGALI | 26 |
| Alghie produttrici di biotossine (bibliografia) <i>di L. Volterra</i> | |
| ABSTRACTS | 30 |
| Monografia sulle fasce di vegetazione riparia <i>a cura di E. Olivieri</i> | |
| SEGNALAZIONI | 45 |
| PAGINE APERTE | 47 |
| Una svolta nella gestione dei fiumi italiani? <i>di G. Sansoni</i> | |



biologia ambientale

Bollettino C.I.S.B.A. n. 2/1990

direttore responsabile
Paolo Carta

REDAZIONE

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

Hanno collaborato a questo numero:

Miris Castello
Mirka Galli
Bruno Maiolini
Paola Manzini
Pier Luigi Nimis
Enrico Olivieri
Giuseppe Sansoni
Laura Volterra

Numero chiuso in redazione il 15/3/1990

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, cas. post. Succursale 1, 42100 Reggio Emilia* o telefonare al Segretario: **Roberto Spaggiari: 0522-42941.**

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



Le zone umide sono tra gli ambienti più studiati dal punto di vista naturalistico.

La ricchezza di acqua, terra, luce ed aria rende abbondanti in queste aree le principali risorse materiali ed energetiche necessarie alla vita: ciò spiega l'elevata produttività biologica di questi ambienti. Il fitto intersecarsi di habitat diversi rende le zone umide un vero mosaico di microambienti e di ecotoni: ciò ne spiega l'elevata diversità biologica.

Per il loro valore naturalistico e paesaggistico, le zone umide sfuggite alle bonifiche sono oggetto di provvedimenti di protezione.

Oggi, però, le zone umide e le fasce di vegetazione riparia dei corsi d'acqua stanno destando un rinnovato interesse per altre funzioni da esse esplicate: il controllo delle esondazioni, la protezione dall'erosione delle sponde, la depurazione delle acque dagli inquinanti, soprattutto dai nutrienti.

A quest'ultimo aspetto è dedicata la rassegna monografica di abstracts di questo numero perchè in Italia -che pure soffre di gravi problemi di eutrofizzazione delle acque interne e costiere- non è ancora stata prestata sufficiente attenzione alle potenzialità depurative delle fasce riparie.

Se, come hanno dimostrato ricerche condotte in Francia, un bosco di ontani è in grado di nitrificare una tonnellata/ettaro di azoto nitrico in cento giorni, le fasce riparie potranno giocare un ruolo fondamentale nella prevenzione dei processi di eutrofizzazione di mare e fiumi, controllando i nutrienti di origine diffusa.

Potrebbe perciò tornar utile dare incentivi, compensi o agevolazioni a quegli agricoltori disponibili a lasciare almeno dieci metri di terreno lungo il reticolo idrografico minore per permettere il naturale ripristino delle fasce di vegetazione riparia o, meglio ancora, calcolare -sulla base dei carichi di fertilizzanti applicati ai terreni- quale deve essere lo spessore della fascia vegetazionale utile per assorbire i fertilizzanti dilavati dalle piogge.

E' necessario intervenire affinché i ritmi e le produzioni dell'economia seguano e si integrino nei ritmi e nelle produzioni dell'ecologia.

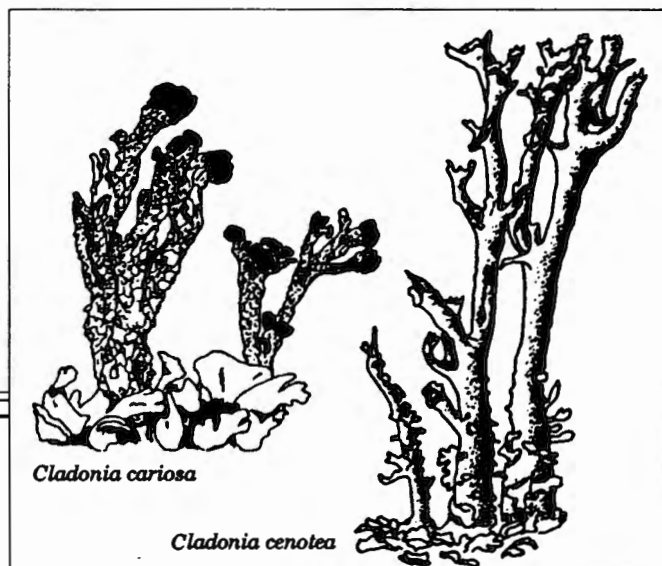
Oggi, infatti, risorse come i concimi chimici seguono un percorso lineare e -a causa dei processi eutrofici che innescano- provocano disconomie nelle aree costiere; domani, se rimossi e utilizzati nelle fasce riparie, chiuderanno il ciclo ecologico attivando economie positive.

In un quadro di corretta gestione del territorio e dei bacini idrografici, gli ecosistemi ripari rappresentano il punto di partenza per la programmazione del territorio. Verificare le capacità di "filtrazione" delle fasce riparie significa -per dirla in termini sistemici- introdurre una "chiusa" che regola il flusso di elementi e nutrienti dal territorio verso l'ambiente acquatico. Le fasce riparie, come del resto tutte le zone umide e tutti gli ambienti di interfaccia (l'humus all'interfaccia suolo-aria, la superficie delle acque all'interfaccia acqua-aria, le coste e le dune all'interfaccia mare-entroterra) sono i punti più sensibili ed importanti nella difesa degli ambienti naturali e nella progettazione ecologica dell'economia. E' quindi fondamentale che i nostri politici prendano coscienza dell'importanza non solo naturalistica, ma anche economica di questi ambienti.

Oggi, con la legge 183/89 a titolo "Norme per il riassetto organizzativo e funzionale della difesa del suolo", esiste anche lo strumento giuridico per attivare una politica di difesa del territorio e degli ecosistemi fluviali: una nuova politica che può creare prospettive e opportunità di lavoro, anche per giovani biologi ambientalisti, nel campo del ripristino ecologico.

Alla luce di queste osservazioni risulta quanto mai attuale la lungimirante frase di Riccardo Bacchelli che, nel Mulino del Po, scriveva: «... gran danno che sui lontani monti d'Appennino veniva facendo la distruzione dei boschi: breve errore e lunga iattura, grave errore d'un guadagno nefasto e ingannevole».

BIOINDICATORI



L'USO DEI LICHENI NEL BIOMONITORAGGIO DELL'INQUINAMENTO ATMOSFERICO

Pier Luigi Nimis e Miris Castello^(*)

BIOMONITORAGGIO AMBIENTALE

L'inquinamento, ed in particolare quello atmosferico, è un fenomeno estremamente variabile nello spazio e nel tempo in dipendenza di numerosi fattori quali direzione dei venti, orografia, tipo di fonte inquinante. La corretta mappatura dell'inquinamento di una data area implica uno studio condotto su base statistica basato su una rete di punti di misura a densità elevata e sull'analisi di dati riferiti a prolungati periodi di tempo.

Attualmente in Italia sono presenti 416 punti di misura per l'anidride solforosa, 201 per le particelle sospese, 63 per gli ossidi di azoto, 17 per gli idrocarburi, 16 per il monossido di carbonio, 16 per l'ozono, 16 per il piom-

bo e 16 per il fluoro (MANGHI, 1990). L'utilizzo delle centraline di rilevamento, indispensabile nel caso di aree soggette costantemente ad alti tassi di inquinamento atmosferico, quali i centri urbani principali, non può risolvere completamente il problema del monitoraggio dell'inquinamento per diversi motivi:

- 1- limitazione delle misure effettuate con centraline nello spazio e nel tempo per ovvie ragioni economiche;
- 2- difficoltà nell'utilizzo e nella sintesi dei dati raccolti;
- 3- impossibilità di stimare gli effetti sinergici delle sostanze considerate.

Il monitoraggio dell'inquinamento mediante l'uso di organismi viventi prende il nome di Biomonitoraggio. Esso si basa sulle

^(*) Dipartimento di Biologia, Università di Trieste

variazioni ecologiche indotte dall'inquinamento sull'ambiente; tali variazioni si manifestano in modo più o meno evidente essenzialmente a tre livelli diversi:

- 1- accumulo delle sostanze inquinanti negli organismi;
- 2- modificazioni morfologiche o strutturali;
- 3- modificazioni nella composizione delle comunità animali e vegetali.

Utilizzando organismi viventi per l'analisi dello stato dell'ambiente si possono misurare effetti sinergici su un organismo, che è in sé un integratore di dati.

Nella maggior parte dei casi le modificazioni non dipendono tanto, salvo situazioni eccezionali di natura catastrofica, da fenomeni acuti di inquinamento, quanto dall'inquinamento medio entro periodi più o meno lunghi, a seconda del tipo di organismi. Considerando che una stima corretta dell'inquinamento atmosferico deve essere basata su valori riferiti ad un arco di tempo sufficientemente ampio, la valutazione del grado di inquinamento tramite bioindicatori riflette la situazione generale in modo più fedele di quella derivante da poche misure dirette di tipo puntiforme nel tempo e nello spazio. In altre parole, gli organismi vengono utilizzati quali "centraline permanenti" naturali.

Un buon bioindicatore deve possedere le seguenti caratteristiche:

- 1- accertata sensibilità agli agenti inquinanti considerati;
- 2- ampia distribuzione in tutto il territorio in esame;
- 3- scarsa mobilità;
- 4- ciclo vitale lungo;
- 5- eventuale capacità di accumulo di sostanze inquinanti.

La letteratura sul biomonitoraggio ambientale si è ampliata in misura ragguardevole, soprattutto negli ultimi anni; gli studi più recenti tendono alla quantificazione della correlazione tra parametri biotici e tasso reale di

inquinamento. La predittività di alcune metodiche (vedi oltre) si è rivelata molto alta, ed è oggi possibile stimare il tasso medio di inquinamento atmosferico sulla base di modelli calibrati con tassi diretti.

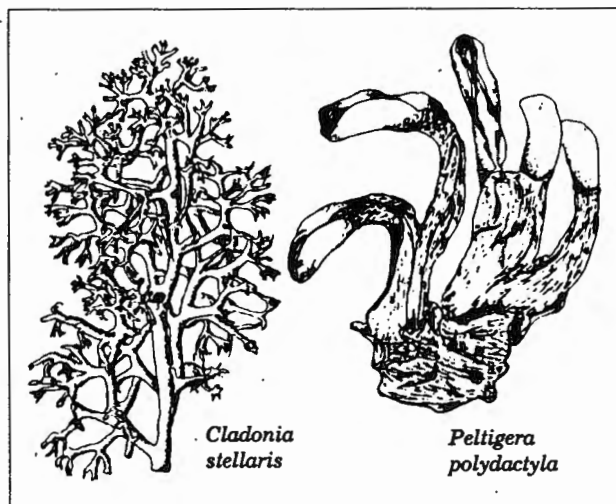
BIOMONITORAGGIO AMBIENTALE TRAMITE LICHENI

I primi studi sulla sensibilità dei licheni all'inquinamento atmosferico risalgono alla metà del secolo scorso, con i lavori di GRINDON (1859) nel Lancashire meridionale e di NYLANDER (1866) a Parigi: tali Autori osservano una diminuzione della frequenza dei licheni culminante con la completa scomparsa dei talli nell'ambito di grandi aree urbane o di regioni fortemente industrializzate.

Le ricerche in questo campo non hanno avuto un grosso sviluppo fino a quando non sono stati disponibili dati diretti sull'inquinamento atmosferico: ciò ha reso possibile una quantificazione delle relazioni tra inquinamento e vegetazione lichenica.

Esperimenti di laboratorio e ricerche sulla fisiologia dei licheni stanno facendo luce sui meccanismi coinvolti nella sensibilità di questi organismi ai diversi agenti inquinanti.

La relazione tra licheni ed inquinamento atmosferico non è però un dato accettato da tutti gli Autori che si sono occupati del problema. Un gruppo di Autori sostiene che la scomparsa dei licheni in aree urbanizzate è dovuta all'inquinamento atmosferico; tra questi NYLANDER (1866), SKYE (1964, 1965), LE BLANC (1961), GILBERT (1965), PEARSON & SKYE (1965), RAO & LE BLANC (1966), LAUNDON (1967), COPPINS (1973). Secondo la cosiddetta "drought hypothesis" di RIDZAK (1954, 1969) il fattore limitante la presenza di licheni in aree urbanizzate sarebbe invece identificabile con l'aridità che caratterizza il microclima urbano. Un terzo gruppo di Autori sostiene che le due posizioni non sono antitetiche, ma che a seconda delle situazioni climatiche della zona prevale il fattore inquinamento oppure il fattore aridità.



(BARKMAN, 1958; BRODO, 1966; NIMIS, 1985). Forse non è un caso che molti degli Autori che non condividono le tesi di Ridzak abbiano lavorato nell'Europa occidentale, caratterizzata da un clima oceanico, mentre Ridzak ha svolto i suoi studi in regioni a clima continentale (Polonia), dove l'umidità dell'aria risulta effettivamente un fattore limitante di rilievo per i licheni.

Le principali caratteristiche che fanno dei licheni dei buoni indicatori biologici sono riassumibili in 5 punti:

1) Assenza di strutture di protezione e selezione rispetto alle sostanze presenti nell'ambiente esterno

Vista la mancanza di un apparato radicale, il metabolismo dei licheni dipende quasi esclusivamente dalle deposizioni secche ed umide dall'atmosfera, mentre i meccanismi di selezione delle sostanze presenti all'esterno sono scarsi. La mancanza di una cuticola superficiale favorisce l'assorbimento degli elementi nutritivi e dei contaminanti atmosferici sia sotto forma gassosa, sia in soluzione, o associati al particellato (TUOMINEN & JAAKKOLA, 1973; NIEBOER ET AL., 1978; BROWN & BECKETT, 1985). A differenza di quanto avviene nelle piante superiori, i processi di assorbimento hanno luogo su tutta la superficie del tallo, nell'arco di molti

anni. Queste caratteristiche spiegano perché i licheni siano tra i primi organismi a risentire della presenza di sostanze fitotossiche e riescano ad accumulare a livelli facilmente apprezzabili quei contaminanti atmosferici persistenti (metalli, radionuclidi, idrocarburi fluorurati, fluoruri, etc.) difficilmente misurabili in campioni di aria. Talvolta i licheni possono contenere concentrazioni elevate di contaminanti senza mostrare danni fisiologici o morfologici; ciò è dovuto al fatto che molti contaminanti non sono tossici per il lichene, oppure si trovano in forma particellata ed insolubile negli spazi intercellulari della medulla (RICHARDSON, 1988).

2) Resistenza agli stress ambientali

Stress idrico: i licheni sono fotosinteticamente attivi in condizioni di idratazione, dipendente in massima parte dal tasso di umidità atmosferica; in situazioni di stress idrico rallentano le proprie attività metaboliche per cui aumenta la loro resistenza ai contaminanti atmosferici. Tuttavia l'aridità protratta nel tempo provoca un deterioramento delle cellule gonidiali (DERUELLE & LALLEMANT, 1983).

Con l'aumento dell'umidità molte sostanze presenti nell'atmosfera determinano un progressivo danneggiamento delle cellule algali con conseguente depressione dell'attività fotosintetica; ciò probabilmente spiega il fatto che la maggior parte delle specie più sensibili all'inquinamento atmosferico è legata a condizioni di oceanicità climatica.

Stress termico: la resistenza a basse temperature permette una attività continua, anche nel periodo invernale, quando i livelli di inquinamento atmosferico sono generalmente più elevati (FARRAR, 1974).

Esposizione a sostanze inquinanti: è stato dimostrato da SCHONBECK & GUDERIAN (1976) che i licheni, ed in particolare quelli epifiti, si rivelano degli indicatori biologici migliori delle piante superiori, in quanto sono in grado di sopportare alte concentrazioni di inquinanti per brevi periodi, mentre risentono di una

lunga esposizione a basse concentrazioni.

Una azione depressiva sull'attività fotosintetica è stata dimostrata, sulla base di esperimenti di fumigazione ed esposizione controllata, per le seguenti sostanze: anidride solforosa (PEARSON & SKYE, 1965; RAO & LE BLANC, 1966; SHOWMAN, 1972; LE BLANC & RAO, 1975), idrocarburi (LALLEMANT & VAN HALUWYN, 1981), ozono (NASH & SIGAL, 1979, 1980), nitrato di peracetile (SIGAL & TAYLOR, 1979), piombo (LAWREY & HALE, 1979; DERUELLE & PETIT, 1983), zinco e cadmio (NASH, 1972, 1975), fluoruri (GILBERT, 1971; NASH, 1971; TAKALA ET AL., 1978; PERKINS ET AL., 1980).

Non va trascurato, infine, che le precipitazioni acide sono tra le maggiori responsabili della progressiva scomparsa di *Lobaria pulmonaria* dalle Isole Britanniche e dalla Scandinavia (GILBERT, 1986; HALLINGBACH, 1986) e che in natura la rarefazione dei consorzi lichenici non è quasi mai da attribuire ad un singolo contaminante, ma alle interazioni ed ai sinergismi tra più sostanze presenti nell'atmosfera.

3) Impossibilità di liberarsi periodicamente delle parti vecchie o intossicate

Nei licheni non avviene il fenomeno dell'abscissione come nel caso delle piante superiori. Per questo motivo i talli lichenici non hanno la possibilità di liberarsi delle sostanze contaminanti in essi accumulate tramite meccanismi di escrezione attiva.

4) Lento accrescimento e grande longevità del lichene

La lentezza del metabolismo sembra la causa della maggior resistenza dei licheni crostosi rispetto a quelli fogliosi nei centri cittadini, mentre la longevità permette di ottenere dai licheni una stima dell'inquinamento su tempi lunghi (JAMES, 1973).

5) Tolleranze diverse agli inquinanti

Le varie specie presentano diversi gradi di tolleranza rispetto alle sostanze inquinanti: in particolare sono state elaborate "scale di tol-

leranza" delle specie licheniche nei confronti della concentrazione media di anidride solforosa che permettono di stimare il grado di inquinamento a partire dalla flora lichenica del posto. Questo approccio ha portato alla mappatura dell'intera Inghilterra (HAWKSWORTH & ROSE, 1970).

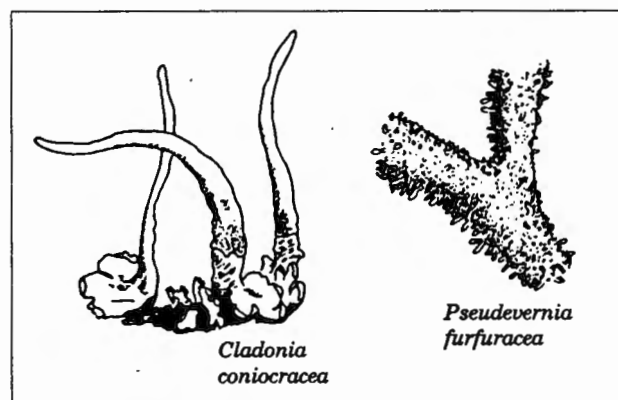
TECNICHE DI MONITORAGGIO

I licheni possono essere impiegati per valutare la qualità dell'aria secondo varie metodiche di monitoraggio. La scelta delle tecniche da utilizzare deve tener conto di vari fattori: tipo di inquinamento e fonte inquinante, caratteristiche dell'area di studio, tempo e apparecchiature a disposizione, conoscenze lichenologiche degli operatori.

Queste metodiche si basano generalmente sull'utilizzo dei licheni epifiti in modo da garantire condizioni ambientali il più possibile omogenee e comparabili. Infatti la composizione chimica e di conseguenza la capacità tampone del suolo e della roccia sono molto più variabili rispetto alla scorza degli alberi (SKJE, 1968; HAWKSWORTH, 1974).

Si possono distinguere due principali strategie di utilizzo dei licheni:

1- come bioindicatori, quando si studia la correlazione tra parametri floristici, vegetazionali o morfo-fisiologici e concentrazioni di sostanze inquinanti nell'atmosfera (metodo indiretto o approccio floristico-vegetazionale);



2- come bioaccumulatori, quando si analizzano le concentrazioni di determinate sostanze nei talli lichenici, correlandole ai tassi medi di deposizione (metodo diretto).

Le due strategie possono venir considerate complementari, in quanto permettono di ottenere informazioni su diversi tipi di inquinanti.

METODO INDIRECTO: BIOINDICATORI

Viene definito "bioindicatore" un organismo che risponde con variazioni identificabili del suo stato a determinate concentrazioni di inquinanti. I licheni presentano tutte le caratteristiche di un buon bioindicatore e numerosi studi hanno permesso di identificarne i tipi di risposta più evidenti nei confronti dell'inquinamento:

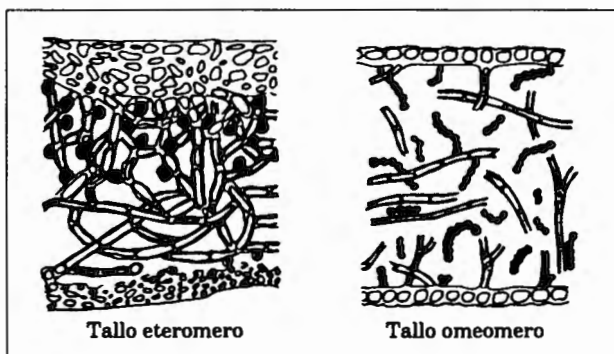
a- Riduzione dell'attività di fotosintesi e respirazione

Studi ecologici condotti in campo e ricerche di laboratorio hanno dimostrato che l'anidride solforosa è il principale inquinante che interessa i licheni su larga scala. I processi più colpiti sono la fotosintesi, la respirazione ed il flusso dei nutrimenti sotto forma di carboidrati tra l'alga ed il fungo (RICHARDSON & PUCKETT, 1973; FARRAR, 1973).

La diversa sensibilità delle specie licheniche alla SO_2 è imputabile a diversi fattori: superficie disponibile per gli scambi gassosi e dunque per l'assorbimento dell'anidride solforosa; velocità di idratazione e idrorepellenza del tallo; attività metaboliche; pH e capacità tamponante del substrato sul quale la specie normalmente si sviluppa.

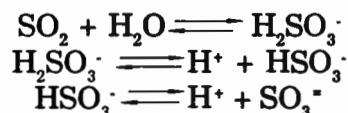
Gli effetti dell'anidride solforosa sono di due tipi:

1- danni indiretti: a causa dell'azione acidificante sulle piogge e nebbie, la SO_2 determina la riduzione della capacità tamponante del substrato, la diminuzione del pH del substrato e l'alterazione degli equilibri



delle forme ioniche generate dalla SO_2 in soluzione acquosa (vedi punto successivo);

2- danni diretti: l'anidride solforosa può causare una riduzione dell'attività fotosintetica danneggiando la clorofilla dello strato algale. La soluzione acquosa di SO_2 dà origine al seguente equilibrio, pH-dipendente:



Il pH della soluzione determina le proporzioni delle differenti forme ioniche all'equilibrio, ciascuna con diversa capacità ossidante e diversa carica: l'acido solforoso è un buon ossidante mentre il solfito è un agente riducente. Inoltre l'acido solforoso entra più velocemente del solfito e bisolfito all'interno delle cellule, poichè elettricamente neutro.

Valori di pH bassi spostano l'equilibrio a favore dell'acido solforoso, determinando inizialmente una riduzione dell'attività fotosintetica a causa dell'ossidazione della clorofilla a clorofilla⁺ e successivamente la comparsa di macchie marroni e necrosi a causa della trasformazione della clorofilla in feofitina.

Per quanto riguarda gli effetti dei metalli pesanti DERUELLE & PETIT (1983), confermando i lavori di PUNZ (1979), RICHARDSON ET AL. (1979) e PUCKETT (1976), segnalano che nei licheni sottoposti a forte inquinamento la fotosintesi diminuisce notevolmente. In particolare in *Parmelia caperata*, il tallo raccolto a 15 m dalla strada, contenente 570 ppm di piombo, ha

mostrato una riduzione della fotosintesi del 54% quando confrontato con un tallo raccolto a 600 m dalla stessa strada, contenente 60 ppm di Pb. NIEBOER ET AL. (1979) hanno segnalato un'alterazione nella permeabilità della membrana in licheni contaminati da piombo, sottolineando l'effetto sinergico di tale metallo con lo Zn, l'ozono, l'anidride solforosa.

MANNING ET AL. (1980) sostengono che le particelle dei metalli pesanti sono immobilizzate nel partner fungino e non contaminano il simbiote algale se non quando la concentrazione degli elementi diventa molto alta; perciò la diminuzione dell'attività fotosintetica avviene a livelli di contaminazione da metalli pesanti molto elevati.

Il fatto che l'inquinamento da traffico veicolare determini una diminuzione dell'attività fotosintetica fa pensare a qualche azione diretta sulle alghe (con conseguente alterazione della clorofilla), ad una modificazione negli scambi fra simbionti, ad una modificazione della membrana o, ancora, ad una inibizione enzimatica, come segnalato da PUCKETT (1976), KAUPPI (1980), NIEBOER ET AL. (1979).

b- Riduzione della vitalità e alterazione della forma e del colore del tallo

Avvicinandosi alle sorgenti inquinanti si assiste ad un progressivo peggioramento delle condizioni di salute del lichene, che si traduce

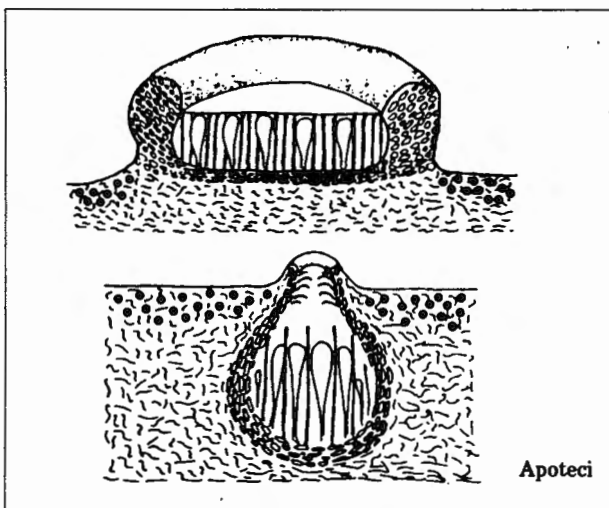
nello scolorimento del tallo, comparsa di macchie marroni e zone necrotiche e nel distacco di parti di tallo dal substrato.

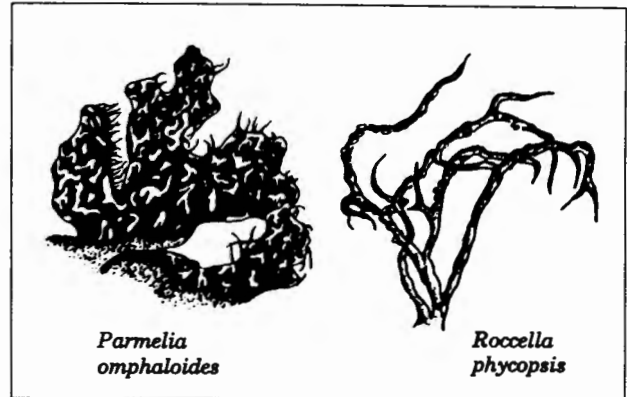
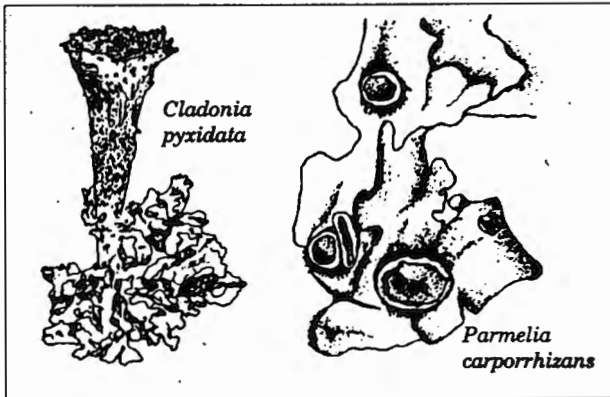
c- Riduzione della fertilità

Ricerche condotte da DU RIETZ (1924), da HAUGSJA (1930) ad Oslo su *Evernia prunastri*, da HAWKSWORTH & CHAPMAN (1971) in Gran Bretagna su *Pseudevernia furfuracea*, da LAUNDON (1967) e da SKYE (1968) rispettivamente a Londra ed a Stoccolma su *Xanthoria parietina* hanno dimostrato che la fertilità dei licheni diminuisce in funzione del tempo di esposizione e dell'avvicinamento alla fonte inquinante. Tale diminuzione si esplica nella riduzione della larghezza degli apoteci e nella loro rarefazione. ALMBORN (1952) precisa che i licheni che si sviluppano naturalmente per mezzo di isidi e soredi (moltiplicazione vegetativa) sono favoriti nelle stazioni inquinate. E' doveroso aggiungere che secondo altri Autori -LE BLANC & RAO (1973), MARGOT & DE SLOOVER (1973)- la formazione di soredi ed isidi è limitata anch'essa dall'inquinamento; effettivamente alla formazione di tali strutture riproduttive concorrono le cellule algali, che abbiamo visto essere molto sensibili agli agenti tossici.

d- Diminuzione della copertura delle specie originarie; alterazione della comunità lichenica

Partendo dal centro cittadino verso la periferia, la copertura di alcune specie crostose come *Lecanora conizaeoides* cresce fino ad un massimo per poi decrescere in corrispondenza all'aumento di copertura delle specie fogliose, più poleofobe (DERUELLE, 1978; DERUELLE & LALLEMANT, 1983). Questo comportamento può essere dovuto al fatto che le specie crostose offrono una minore superficie di scambio rispetto alle fruticose e fogliose. Si è notato inoltre che le specie più resistenti all'inquinamento hanno una spiccata idrorepellenza nei confronti delle gocce d'acqua che cadono sul tallo: la resistenza sarebbe dovuta alla minore efficienza con cui l'acqua e le sostanze in essa





disciolte vengono assorbite.

Vanno però segnalati anche casi di comparsa di piccoli talli di specie fruticose quali *Usnea sp.*, *Pseudevernia furfuracea* in zone industrializzate (NIMIS, 1986; NIMIS ET AL., 1990): probabilmente l'acidificazione secondaria della scorza degli alberi permette lo sviluppo di specie che si trovano normalmente sulle scorze acide delle Conifere nella fascia montana. La situazione di inquinamento non permette però una grossa crescita dei talli.

e- Riduzione del numero totale di specie nel tempo

Dallo studio della vegetazione lichenica del Suffolk di COPPINS & LAMBLEY (1974) risulta che nel 1972, delle 129 specie segnalate nel 1912, ne sono rimaste soltanto 67. LAUNDON (1973) riporta per un'altra zona dell'Inghilterra (Bookham), che dal 1953 al 1969 la flora lichenica aveva subito un decremento del 25%. Lavori simili sono stati condotti da altri Autori in varie città ed hanno confermato la rarefazione dei licheni nelle zone che hanno subito un incremento dell'inquinamento: FOCKEU (1901) e BOULY DE LESDAIN (1950) a Lilla (Francia sett.), NYLANDER (1866) e ABBAYES (1951) a Parigi, BOREL (1970) sempre in Francia, FOLLMANN (1973) in Germania, BARKMAN (1969) nei Paesi Bassi, SOCHTING & JOHNSEN (1974) in Danimarca, SKYE & HALLBERG (1969) in Svezia. In quest'ultimo caso è pure stato notato un recupero della vitalità dei licheni (a partire da quelli crostosi quali *Lecanora muralis*) quando, nel 1966, è stata

chiusa una fabbrica nell'area di studio. ROSE & HAWKSWORTH (1981) hanno segnalato la ricolonizzazione da parte di alcune specie della zona periferica di Londra in seguito alla diminuzione dei livelli medi annui di anidride solforosa.

f- Riduzione del numero totale di specie nello spazio

Il problema è stato affrontato da vari ricercatori in periodi e località differenti. Tra questi si possono citare i lavori di: GILBERT (1969), Newcastle; BRODO (1966), New York; JONES (1952), Birmingham; VINCENT (1968), Toulouse; LE BLANC ET AL. (1974), Murchodville, Canada; SKYE (1968), Kvarntorp, Svezia; FENTON (1960), Belfast; NIMIS (1985), Trieste; NIMIS (1986), Udine; NIMIS & TRETJACH (1987), Roma. Tutti hanno notato che, passando dal centro cittadino alla periferia, vi è un aumento del numero di specie di licheni, indipendentemente dal tipo di substrato considerato.

Esistono varie tecniche di utilizzo dei licheni come bioindicatori:

1- Valutazione indiretta tramite indici ecologici

Si utilizza soprattutto nel caso di tipi di inquinanti che modificano il pH del substrato (anidride solforosa, polveri calcaree, fertilizzanti inorganici). Si tratta di una tecnica che può integrare validamente gli studi di mappatura della flora e vegetazione lichenica, permettendo una caratterizzazione indiretta di

vari parametri ecologici (microclima, deposito di sostanze azotate, luminosità, etc.) che possono influenzare, congiuntamente all'inquinamento atmosferico, la distribuzione dei licheni in una data area. Il campionamento comprende la rilevazione della flora lichenica epifita nell'area di studio. L'analisi procede associando alle singole specie il relativo indice ecologico (da WIRTH, 1980) calcolando la distribuzione di frequenza nelle varie classi dell'indice per ciascuna stazione di rilevamento (definita dalla somma degli indici di tutte le specie). Si effettua il riporto cartografico dei risultati, connettendo con delle linee le stazioni che rientrano nella stessa classe di valori. Il metodo permette la valutazione dell'impatto ambientale delle sorgenti inquinanti, con la mappatura su vaste aree in tempi relativamente brevi. Ha lo svantaggio di richiedere competenze lichenologiche avanzate in quanto è indispensabile una corretta determinazione di tutte le specie. Per degli esempi in territorio italiano vedi RECCHIA (1987), NIMIS & DALLAI (1985).

2- Carte basate su parametri floristici e vegetazionali

Esiste un gran numero di approcci di comprovata efficacia basati su una mappatura preliminare della flora e vegetazione lichenica. Sono tra i più usati nel monitoraggio di aree urbane, od in generale di aree estese, soggette all'influsso di diversi inquinanti. Tra i più frequentemente adottati citiamo i seguenti:

a) carte di distribuzione di specie singole: si tratta dell'approccio più classico: la mappatura della distribuzione di singole specie è fondamentale per studi più dettagliati che prendono in considerazione altri parametri quali la frequenza relativa od il grado di copertura. L'interpretazione dei dati può avvenire o sulla base degli indici ecologici trattati nel punto precedente, o sulla base di scale di tolleranza all'inquinamento quali quelle sviluppate per l'Inghilterra da HAWKSWORTH & ROSE (1970).

b) Carte basate sul numero di specie: studi

effettuati da GILBERT (1965), GRIFFITH (1966), BARKMAN (1963), NIMIS (1985, 1986) hanno dimostrato che il numero di specie presenti in siti comparabili (per esempio alberi della stessa specie e con la stessa età in aree ecologicamente simili), riflette bene il grado dell'inquinamento atmosferico medio. Una discussione approfondita delle metodiche basate sul rilevamento floristico completo dell'area di studio è in WETMORE (1983).

c) Carte basate su parametri relativi ad una sola specie: in questi casi la specie deve essere facilmente riconoscibile ed a larga diffusione. Tra i parametri più frequentemente usati citiamo:

- variazioni nella copertura e/o nella frequenza relativa
- grado di danneggiamento del tallo
- tasso di fotosintesi ed altre caratteristiche dello strato algale (per esempio: fluorescenza della clorofilla).

d) Carte basate su specie indicatrici: si tratta di zonazioni ottenute sulla base della distribuzione di poche specie che indicano diversi tassi di inquinamento. Hanno il vantaggio di non richiedere approfondite conoscenze lichenologiche, lo svantaggio di non essere generalmente applicabili a tutto il territorio nazionale, in quanto il valore indicativo delle specie varia con le condizioni climatiche, per cui sono necessari modelli diversi per diverse parti del paese. Per un esempio in territorio italiano vedi NIMIS (1985).

3- Metodi di trapianto

Le tecniche di trapianto sono state standardizzate da BRODO (1961): pezzi di scorza che portano i talli lichenici vengono asportati da un albero sito in un'area non affetta da inquinamento e trapiantati con delle tecniche particolari su alberi siti in zone inquinate. I trapianti vengono successivamente fotografati a intervalli prefissati e le fotografie vengono analizzate tramite computer. Il tasso di mortalità e/o di danneggiamento dei talli è proporzionale a quello di inquinamento. Una recente esten-

sione del metodo è quella proposta da CHRIST & TURK (1981), che hanno utilizzato l'efficienza fotosintetica di campioni trapiantati come indicatori di inquinamento. Esistono numerosi studi effettuati con la tecnica dei trapianti: essi hanno il vantaggio di poter utilizzare i licheni anche nell'ambito del "deserto lichenico" spesso presente all'interno di grandi conurbazioni, lo svantaggio di essere piuttosto laboriosi, e quindi inadatti a surveys su vasta scala. Inoltre, nel caso dei trapianti, è spesso difficile discriminare tra gli effetti dovuti all'inquinamento e quelli dovuti al diverso microclima del sito di trapianto. Si tratta comunque di un possibile metodo per poter valutare la sensibilità di specie diverse all'inquinamento, e quindi può permettere, come studio preliminare, di costruire delle scale di sensibilità.

4- Gli indici I.A.P. ed il metodo di Ammann

L'Index of Atmospheric Purity (IAP), proposto da DE SLOOVER (1964), fornisce una valutazione quantitativa del tasso di inquinamento atmosferico basandosi su numero, frequenza e tolleranza delle specie licheniche presenti nelle varie stazioni di una data area.

La formula proposta da LE BLANC & DE SLOOVER (1970) è la seguente:

$$IAP = (n/100) \cdot \sum Qf$$

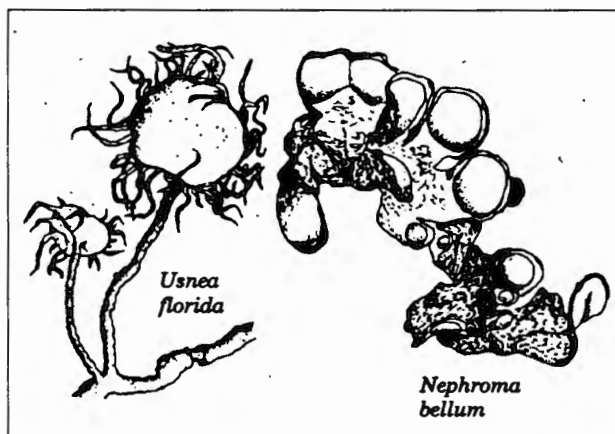
dove n = numero di specie presenti nel rilievo, Q = fattore di tossicotolleranza, f = frequenza della specie i-esima. Il fattore di tolleranza Q viene stimato, in genere piuttosto soggettivamente, sulla base di dati empirici sulla distribuzione delle varie specie in diverse aree il cui tasso di inquinamento è noto, e costituisce probabilmente l'aspetto più criticabile di questo indice e di altri indici analoghi proposti successivamente. E' da tener presente infatti che, oltre agli elementi di soggettività nella stima del fattore Q, questo è probabilmente valido soltanto entro aree con determinate

condizioni climatiche, e non può venir quindi estrapolato acriticamente ad aree con condizioni climatiche diverse (NIMIS, 1986).

Un test effettuato da DERUELLE (1978) ha dimostrato la validità di questo indice nel monitoraggio dell'anidride solforosa nella Francia occidentale. Successivamente sono state usate diverse varianti di questa formula che danno diversa importanza alle variabili considerate.

Recenti studi condotti da una équipe diretta da K. AMMANN (HERZIG ET AL., 1985, 1987; WANNER ET AL., 1986) hanno permesso di testare la validità di 20 indici I.A.P., calcolati sulla base di dati floristici e di dati sulle concentrazioni nell'atmosfera di zolfo, nitrati, cloro, piombo, rame, zinco, cadmio e polveri. L'analisi è stata effettuata sottoponendo i dati a disposizione a regressione multipla-lineare. Il metodo standardizzato proposto dagli Autori svizzeri è basato sulla frequenza delle specie, calcolata in un apposito reticolo di rilevamento e permette di predire i tassi di inquinamento da dette sostanze con una certezza superiore al 97%. Il metodo proposto risulta molto interessante per l'alta predittività, per la relativa facilità di esecuzione, per la bassa soggettività e alta riproducibilità della raccolta dei dati. Recenti applicazioni, ancora non pubblicate, hanno dimostrato che il metodo, inizialmente sviluppato per la città di Bienna, in Svizzera, è applicabile a tutto il territorio federale elvetico, e quindi presenta un largo potenziale applicativo anche al di fuori della Svizzera. Il vantaggio principale del metodo proposto dagli Autori svizzeri, comunque, risiede nel fatto che nel calcolo dell'I.A.P. non viene previsto alcun fattore di tolleranza attribuito alle singole specie, il che rende la metodica molto più oggettiva di quelle adottate da tutti gli Autori precedenti.

Tra le città in cui si è studiato l'inquinamento atmosferico mediante l'analisi della flora e della vegetazione lichenica, citiamo i casi di: ERICHSSEN (1906), Amburgo; FENTON



(1964), Belfast; NATHO (1964), Berlino; STEINER & SCHULZE (1955), Bonn; KNEIPPER & SHERWOOD-PIKE (1985), Boston; PISUT & LISICKA (1985), Bratislava; ROGERS (1977), Brisbane; FARKAS ET AL. (1978), Budapest; JOHENSEN & SOECHTING (1973), Copenhagen; WIRTH & BRINCHMANN (1977), Friburgo; TURIAN & DESBAUMES (1975), Ginevra; TURIAN (1985), Ginevra; DEGELIUS (1961), Goteborg; KLEMENT (1958), Hannover; LAAKSOVIRTA & ALAKUJALA (1978), Helsinki; THROVER (1980), Hong Kong; FOLLMANN (1973), Kassel; TURK & SEEGER (1987), Klagenfurt; PEREZ DE LA TORRE (1985), La Plata; BORTENSCHLAGER & SCHMIDT (1963), Linz; GUTTE ET AL. (1976), Lipsia; SERGIO & BENTO-PEREIRA (1981), Lisbona; LAUNDON (1967), Londra; BATIC (1986), Lubiana; ALMBORN (1943), Lund; CRESPO ET AL. (1977), Madrid; SILVA-PANDO & ASCASO (1982), Madrid; ARNOLD (1901), Monaco di Baviera; ROTTA & SCHMIDT (1984), Monaco di Baviera; GRANGER (1970), Montreal; LE BLANC & DE SLOOVER (1970, 1972), Montreal; GILBERT (1969), Newcastle; BRODO (1961, 1966), New York; KROG (1970), Oslo; DERUELLE (1983), Parigi; DERUELLE & GARCIA-SCHAEFFER (1983), Parigi; LISKA (1985), Praga; OSORIO & FLEIG (1985), Rio Grande, Brasile; FRILEUX & LEROND (1978), Rouen; BESCHEL (1952), Salisburgo; TURK & WITTMANN (1987), Salisburgo; JOHNSON (1979), Seattle; LUNSTROEM (1976), Stoccolma; MARTIN & EENSAAR (1983), Tallinn; SUGIYAMA ET AL. (1976), Tokyo; VINCENT (1968), Tolosa; ZIMMY & KUCINSKA (1974), Varsavia; SPENLING (1971), Vienna; TURK &

CHRIST (1984), Vienna; HOPP & KAPPEN (1981), Wurzburg; BERBALIC (1979), Zagabria; VARESCHI (1936), Zurigo; ZUST (1977), Zurigo.

In alcuni casi gli studi interessano anche aree molto vaste, come l'intera Inghilterra: (HAWKSWORTH & ROSE, 1970); l'intera Olanda (DE WIT, 1976; VAN DOBBEN, 1986), la Danimarca (RASMUSSEN ET AL., 1980), la Svezia (LOFGREN & MOBERG, 1984), la zona della Ruhr (DOMROS, 1966; SCHOENBECK, 1972; RABE & WIEGEL, 1985), la Francia settentrionale (GEHU ET AL., 1973), la Slovenia (BATIC, 1984), la Bielorussia (KISILEV ET AL., 1986), l'Estonia (RAITVIIR & TRASS, 1975), la California meridionale (SIGAL & NASH, 1983), lo Stato dell'Alberta (CASE, 1984), i Parchi Nazionali degli Stati Uniti (WETMORE, 1983), il Canada orientale (ZAHKSHEK & PUCKETT, 1986) ed altri ancora.

Per quanto riguarda l'Italia sono stati effettuati studi nella zona della laguna di Venezia (CANIGLIA & DRUDI, 1984), in alcune valli alpine (CANIGLIA ET AL., 1978; PIERVITTORI & MONTACCHINI, 1980; SPAMPANI, 1982), presso un cementificio nelle Marche (RECCHIA, 1988), nelle città di Trieste (NIMIS, 1985), Udine (NIMIS, 1986) e Roma (NIMIS, 1990) e in aree con insediamenti industriali nell'Alto Vicentino (NIMIS ET AL., 1990).

2- METODO DIRETTO: BIOACCUMULATORI

Un organismo viene definito "bioaccumulatore" quando lo si può usare per misurare la concentrazione di un elemento, ottenendo risposte quantitative oltre che qualitative. Per utilizzare un lichene come bioaccumulatore, bisogna accertarsi che questo risponda ai seguenti requisiti:

a- Alta tolleranza alla sostanza in esame

Questo punto è essenziale se si vogliono evidenziare le punte massime di inquinamento: è chiaro che se un lichene muore (e quindi il suo tallo non è utilizzabile) proprio in

corrispondenza alle concentrazioni più alte di un inquinante, esso è del tutto inadatto come bioaccumulatore.

b- Capacità di accumulare le sostanze esaminate in misura indefinita

Il bioaccumulatore è tanto migliore quanto più lineare è la correlazione fra presenza di contaminante nell'aria e concentrazione dello stesso nel tallo lichenico. Se, superata una certa soglia di concentrazione del contaminante nell'atmosfera, il lichene non è più in grado di assorbirlo, si perde l'informazione relativa ai massimi livelli di contaminazione, che sono i più interessanti.

c- Possibilità di definire l'età del tallo esaminato

Il lichene accumula le sostanze dipendentemente dalla concentrazione di queste nell'atmosfera e dal tempo di esposizione: a parità di concentrazione nell'atmosfera, risulta più alta la contaminazione nel lichene più vecchio, sottoposto per più tempo all'inquinamento. Nel lichene foglioso *Parmelia caperata* sono state misurate le concentrazioni dei metalli pesanti in porzioni centrali e periferiche del tallo (GASPARO, 1989). Considerando la faccia inferiore del lichene si è distinta la parte periferica, bruno-chiara, dalla parte centrale, più scura. Si è visto che per metalli pesanti a prevalente deposizione secca, la concentrazione al centro del tallo è sensibilmente maggiore. Potendo escludere fenomeni di eliminazione, si può assumere che quanto più è vecchio un lichene, tanto più è contaminato. Per questo

motivo è necessario analizzare porzioni del tallo aventi età corrispondenti.

d- Presenza di più esemplari nell'area di studio

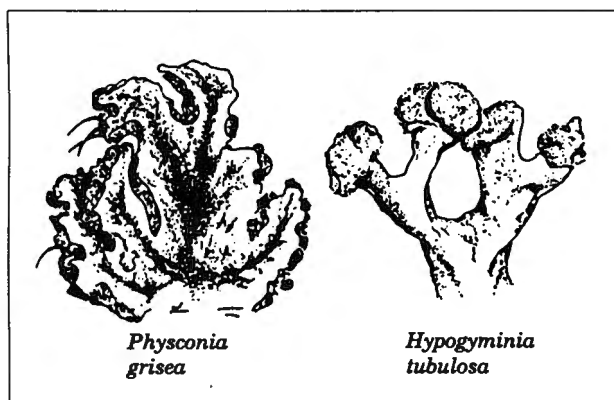
Per ridurre le fluttuazioni dovute a particolari condizioni in cui è stato raccolto il lichene (micronicchia sottoposta a forte dilavamento, esposizione diretta alla luce solare, substrato molto rugoso con intrattenimento dell'acqua) si preferisce, dove possibile, raccogliere e sottoporre ad analisi un numero consistente (mezza dozzina) di esemplari della stessa specie per ogni stazione. Esperimenti condotti nell'Università di Trieste con la collaborazione dell'Università di Siena (GASPARO, 1989) hanno dimostrato che da un miscuglio di campioni si ottiene una caratterizzazione precisa della stazione: l'analisi del materiale ottenuto da più talli lichenici fornisce un dato prossimo alla media delle concentrazioni ottenute considerando numerosi campioni analizzati singolarmente.

La tecnica di monitoraggio diretto è basata su:

Misure delle concentrazioni degli inquinanti nei talli lichenici

Sfruttando la capacità dei licheni di assorbire ed accumulare i contaminanti persistenti, generalmente presenti nell'atmosfera in bassissime concentrazioni, negli ultimi anni questi organismi sono stati largamente impiegati nel monitoraggio di metalli pesanti, radio-nuclidi, non-metalli come lo zolfo ed il fluoro, e di composti xenobiotici come per esempio gli idrocarburi clorurati (NIEBOER & RICHARDSON, 1981; PERKINS & MILLAR, 1987; MACKENZIE, 1986; THOMAS ET AL., 1984; VILLENEUVE & HOLM, 1984; BACCI ET AL., 1986).

La metodologia è stata impiegata soprattutto in prossimità di sorgenti puntiformi (complessi industriali e minerari) dove, in assenza di flora lichenica spontanea, possono essere trapiantati licheni raccolti in aree non contaminate (GAILEY ET AL., 1985). La metodica



non presenta particolari difficoltà in quanto, per le determinazioni analitiche, si fa ricorso alle comuni procedure spettrofotometriche, gascromatografiche o ai rilevatori di radioattività. Inoltre presenta il vantaggio di non richiedere conoscenze lichenologiche approfondite, in quanto il lavoro viene solitamente eseguito su una sola specie. Il biomonitoraggio dei contaminanti atmosferici mediante licheni permette di stimare indirettamente il loro grado di deposizione e di diffusione, e quindi di risalire alle sorgenti dell'inquinamento. GARTY ET AL. (1985) applicando il metodo in zone urbane e rurali di Israele hanno stimato la capacità di dispersione di metalli associati al particellato e hanno individuato le fonti inquinanti. In Olanda BRUIN ET AL. (1986), applicando l'analisi fattoriale ai risultati ottenuti con l'analisi dei licheni, hanno potuto individuare le varie sorgenti di emissione in un'area con alta densità di complessi industriali, minerari ed agricoli.

Nel caso della deposizione radioattiva, da anni sono stati sviluppati modelli di trasferimento ambiente-lichene che permettono l'elaborazione dei dati con tecniche di analisi dei sistemi; dopo l'incidente di Chernobyl sono stati avviati numerosi studi sul "turnover" di molti elementi radioattivi nei licheni (MACKENZIE, 1986; SMITH & CLARK, 1986; per ulteriori riferimenti bibliografici vedi NIMIS ET AL. 1987).

Studi effettuati da GILBERT (1965) hanno dimostrato che il contenuto in zolfo dei talli lichenici è correlato significativamente con il tasso di contaminazione da anidride solforosa nell'aria. Il metodo non ha trovato larga applicazione a causa delle difficoltà tecniche di misurazione dello zolfo contenuto nei talli e per il fatto che, essendo questo elemento indispensabile al metabolismo dei licheni, è difficile distinguere lo zolfo in eccesso da quello fisiologicamente utile. BOWEN (1970) ha però sviluppato una tecnica che permette di rimpiazzare lo zolfo con iodio-131 e che, come dimostra lo studio svolto in Norvegia da NORDFOSK (1971), sembra offrire interessanti prospettive.

Come nel presente studio, i licheni sono stati impiegati soprattutto come "biomonitori" dei metalli (NIEBOER ET AL., 1972; ANDERSEN ET AL., 1978; PILEEGARD, 1979; FARKAS ET AL., 1985; OLMEZ ET AL., 1985; GARTY & HAGEMEYER, 1988) sia in aree urbane che in aree industriali.

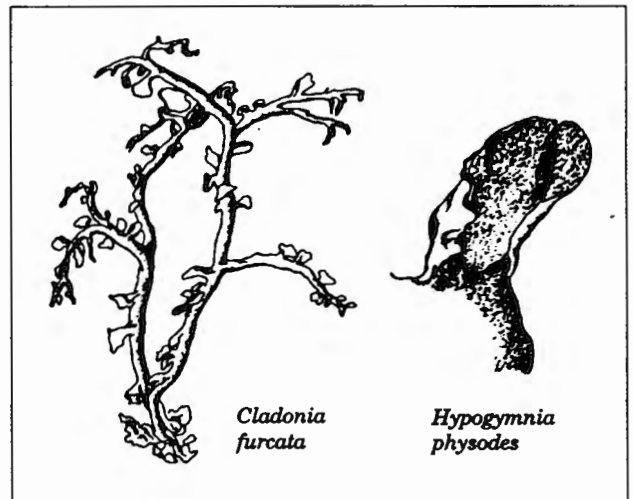
Alcune delle specie foliose epifite maggiormente diffuse alle nostre latitudini, quali *Xanthoria parietina*, *Parmelia sulcata* e *Parmelia caperata* si sono rivelate dei "biomonitori" molto affidabili delle emissioni di metalli da sorgenti sia puntiformi che diffuse. E' stata confrontata la capacità di accumulo di alcune specie (BARGAGLI ET AL., 1987a), è stata valutata l'incidenza dei materiali terrigeni e del possibile assorbimento dal substrato sulle concentrazioni dei metalli presenti nei talli (BARGAGLI, 1989), ed è stata proposta una standardizzazione delle procedure per la raccolta e la preparazione dei campioni, e per l'interpretazione dei risultati analitici (BARGAGLI, 1989).

Interessanti applicazioni del monitoraggio mediante licheni si stanno prospettando nelle ricerche geochimiche o di sorgenti geotermali, e nello studio dell'attività vulcanica e sismica (KOVALEVSKII, 1986; BARGHIGIANI ET AL., 1988, 1989; BARGAGLI E BARGHIGIANI, 1989), in tutti quegli studi, cioè, che interessano aree molto vaste e dove risulta particolarmente difficile rilevare con la comune strumentazione variazioni significative nelle emissioni di mercurio, radon o elio. Infatti i flussi di questi elementi variano moltissimo con le condizioni meteorologiche (KLUSMAN & JAACK, 1987) ed occorre un numero grandissimo di stazioni di rilevamento per poter acquisire informazioni significative. Nei licheni tali variazioni sono molto minori e KOVALEVSKII (1986) asserisce che con questi organismi è possibile ottenere indicazioni utili all'individuazione di depositi minerali, di gas e petrolio, anche se situati a profondità che possono raggiungere i 2000 m.

La letteratura negli ultimi anni si è arricchita di un notevole numero di studi sui

licheni come bioaccumulatore. Riportiamo alcuni fra i più significativi studi che hanno impiegato i licheni per la misura della contaminazione da metalli pesanti nei dintorni di zone ritenute "a rischio".

PAKARINEN (1981): *Cladonia arbuscula*, Cu, Fe, Mn, Pb, Zn, Finlandia; PAKARINEN ET AL. (1978): *Cladonia arbuscula*, Cu, Fe, Mn, Pb, Zn, Finlandia; LODENIUS (1981): *Hypogymnia physodes*, Hg, Finlandia; PILEGAARD ET AL. (1979): *Hypogymnia physodes*, *Lecanora conizaeoides*, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn, Danimarca; LAAKSOVIRTA & OLKKONEN (1979): *Hypogymnia physodes*, Hg, Finlandia; KAUPPI & MIKKONEN (1980): *Hypogymnia physodes*, Fe, Finlandia; PILEGAARD (1978): *Lecanora conizaeoides*, Cd, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb, Zn, Danimarca; GOYAL & SEAWARD (1981, 1982a,b): *Cladonia furcata*, *Peltigera membranacea*, *P. rufescens*, Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb, Zn, Inghilterra; ADDISON & PUCKETT (1980): *Cladonia arbuscula*, *Evernia mesomorpha*, *Hypogymnia physodes*, Al, Canada; BURKITT ET AL. (1972): *Parmelia* spp., Cd, Pb, Zn; NIEBOER ET AL. (1972): 9 specie di licheni, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb, Zn, Canada; HOCKING & BLAUER (1977): licheni corticoli, Cu, Ni, USA; NASH (1975): 10 specie di licheni, Cd, Zn, USA; BECKETT ET AL. (1982): *Cladonia rangiferina*, *C. mitis*, Pb, Canada. Ancora: ANDERSEN ET AL. (1978): Copenhagen; DERUELLE (1983a,b,c): Francia; GARTY ET AL. (1979, 1985): *Caloplaca aurantia*, Israele; HUTTON & SIMON (1986): Cd, Pb, Hg; RAO & LE BLANC (1967): licheni epifiti, Canada; TUOMINEN & JAAKKOLA (1973); BURTON ET AL. (1981): *Cladonia rangiferina*, Cu, Ni, Canada; CLERC & ROH (1980): Svizzera; FOLKESON (1979); GARTY ET AL. (1977, 1979, 1982): *Ramalina duriaei*; Johnsen (1975): Pb, Cd; LAAKSOVIRTA ET AL. (1976): Pb, Finlandia; LAMBINON ET AL. (1964): Zn, Belgio; LAWREY & RUDOLPH (1975): USA; NIEBOER ET AL. (1977): Canada; PUCKETT (1976): Canada; PUCKETT ET AL. (1973); PUNZ (1977): Pb; PYATT (1976); RAO ET AL. (1977); RICHARDSON ET AL. (1979): *Umbilicaria muhlenbergii*; SAEKI ET AL. (1975, 1979): *Parmelia conspersa*, Pb, Cu, Sendai; SHUTTE (1976): *Parmelia* sp., USA; SEA-



WARD (1974), SEAWARD ET AL. (1978): Inghilterra; STEINNES & KROG (1977): Hg, Al; TAKALA & OLKKONEN (1976, 1981): *Pseudevernia furfuracea*, Pb, Finlandia.

In Italia sono stati condotti studi in prossimità di complessi industriali in Toscana (BARGAGLI ET AL., 1985, 1987), in aree vulcaniche (BARGHIGIANI ET AL., 1988) o con anomalie geochimiche (BARGAGLI ET AL., 1988) e geotermali (BARGHIGIANI ET AL., 1989).

VANTAGGI DELL'USO DEI LICHENI PER IL MONITORAGGIO AMBIENTALE

Molti operatori attivi nelle strutture adibite al controllo della qualità dell'aria hanno avuto modo di sottostare ad esperienze frustranti con l'utilizzazione di centraline per il rilevamento diretto dell'inquinamento atmosferico. Tali strumenti, oltre ad essere molto costosi e soggetti a frequenti guasti, e richiedere una costante manutenzione e l'impiego di molte ore-lavoro per ottenere risultati significativi, hanno il difetto fondamentale di effettuare, solitamente, misure puntiformi nel tempo e nello spazio, che mal si accordano con il fatto che l'inquinamento atmosferico è un fenomeno da valutare sulla base di valori medi su periodi di tempo piuttosto lunghi. Troppo spesso accade che le misure siano insufficienti a dare risultati statisticamente significativi, o

che, nei casi migliori, si abbiano tali quantità di dati da rendere in ogni caso difficile e laborioso un risultato sintetico. Il costo di queste apparecchiature è inoltre un fattore che ne limita fortemente il numero, per cui una corretta mappatura dell'inquinamento di un'area quale una zona urbana risulta spesso impossibile.

L'utilizzo dei licheni quali bioindicatori di inquinamento costituisce una valida alternativa e/o integrazione delle misure dirette, per le seguenti ragioni:

- a) l'alta efficienza del metodo, comprovata da una ricchissima letteratura a livello internazionale;
- b) il fatto che non richiede l'acquisto di un gran numero di apparecchiature costose;
- c) i tempi molto più rapidi di rilevamento da parte di un relativamente esiguo numero di tecnici opportunamente addestrati;
- d) la possibilità di utilizzare una vasta gamma di tecniche che si adattano al rilevamento di diversi tipi di inquinanti.

Il vantaggio principale, comunque, risiede nel fatto che i licheni, organismi a crescita molto lenta, riflettono con un elevato grado di precisione l'inquinamento medio annuo di una data area, fungendo quasi da "centraline naturali". Uno studio dell'inquinamento di una data area basato sui licheni permette di "foto-

grafare" la situazione dello stato dell'aria, individuando diverse zone con diversi tassi di inquinamento. Gli studi effettuati tramite i bioindicatori non vanno comunque considerati come alternativi, in tutti i casi, alle analisi di tipo diretto. In una concezione equilibrata delle tecniche di monitoraggio da adottare su un territorio i due approcci risultano spesso complementari e si integrano vicendevolmente. Ad esempio, l'eventuale localizzazione di centraline per la misura diretta in zone a rischio potrebbe venire effettuata sulla base della zonazione ottenuta con i bioindicatori, ottimizzando quindi la strategia di campionamento e permettendo una sensibile diminuzione dei costi. In molte città europee esistono delle stazioni fisse di monitoraggio che utilizzano i licheni, il cui controllo periodico permette di valutare peggioramenti o miglioramenti nello stato dell'aria su aree spesso anche assai vaste.

In conclusione, sulla base di considerazioni sia economiche, sia di ottimizzazione del lavoro svolto dal personale tecnico in termini di risultati pratici, è da auspicare che l'utilizzo dei licheni quali bioindicatori di inquinamento atmosferico venga introdotto su larga scala anche in Italia, in analogia a quanto è avvenuto negli altri paesi del Centro e Nord.

BIBLIOGRAFIA

- ABBAYES H. - 1951. *Traité de lichenologie. Lechevalier*, Paris: 1-127.
- ADDISON P.A., PUCKETT K.J. - 1980. Deposition of atmospheric pollutants as measured by lichen element content in the Athabasca oil sands sea. *Canad. J. Bot.*, 58: 2323-2334.
- ADRIANO D.C. - 1986. Trace Elements in the Terrestrial Environment. *Springer*. New York, 533 pp.
- ALMBORN O. - 1943. Lavfloran i botaniska tradgarden i Lund. *Bot. Notiser*, 96: 167-177.
- ALBORN O. - 1952. A key to the sterile corticolous crustaceous lichens occurring in South Sweden. *Bot. Not.*, 3: 239-263.
- AHTI T. - 1977. Lichens of the Boreal coniferous zone. In: SEAWARD M.R.D. (ed.) *Lichen Ecology*: 145-181.
- AMMANN K., HERZIG R., LIBENDOERFER L., URECH M. - 1989. Statistical correlation of deposition data on 8 different air pollutants to Swiss lichen IAP method in Biel and the Swiss plain. (Manosc. provv. in stampa).
- ANDERSEN A., HOVMAND M.F. & JOHNSEN I. - 1978. At-

- mospheric heavy metal deposition in the Copenhagen area. *Environm. Poll.* 17: 133-151.
- ARNOLD F. - 1901. Zur Lichenenflora von Munchen. *Ber. Bayer. bot. Ges.* 1-2, 5-8 (suppl.).
- BACCI E., CALAMARI D., GAGGI C., FANELLI R., FOCARDI S., MOROSINI M. - 1986. Chlorinated hydrocarbons in lichen and moss samples from the antarctic peninsula. *Chemosphere*, 15: 747-754.
- BARBALIC L. - 1979. Epifitski, lisaji u centru grada Zagreba. *Agr. Consp. Sc.*, 48: 41-45.
- BARBAGLI R., BARGHIGIANI C., SIEGEL B.Z., SIEGEL S.M. - 1989. A comparative accumulation of mercury and other metals by lichen, *Parmelia*, at a mine-site and in a volcanic area. *Water, Air and Soil Pollut.*, (in press).
- BARBAGLI R., IOSCO F.P., LEONZIO C. - 1985. Monitoraggio di elementi in tracce mediante licheni epifiti. *Inquinamento*, 2: 33-37.
- BARBAGLI R., IOSCO F.P., D'AMATO M. - 1987. Zonation of trace metal accumulation in three species of epiphytic lichens belonging to the genus *Parmelia*. *Cryptogam., Bryol. Lichenol.*, 8: 331-337.
- BARBAGLI R., FERRARA R., MASERTI B.E. - 1988. Mercury in the atmosphere and in lichens in a region affected by a geochemical anomaly. *Environmental Technology Letters*, 9: 689-694.
- BARBAGLI R. - 1989. Assessment of metal air pollution by epiphytic lichens: the incidence of crustal materials and of the possible uptake from substrate barks. *Studia Geobot.*, 8 (in press).
- BARGHIGIANI C., BARBAGLI R., GIOFFRÈ D. - 1988. Mercury in the environment of the Mt. Etna volcanic area. *Environ. Technol. Lett.*, 9: 239-244.
- BARGHIGIANI C., SIEGEL B.Z., BARBAGLI R., SIEGEL S.M. - 1989. The contribution of mercury from the thermal springs to the environmental contamination of Mt. Amiata. *Water, Air and Soil Pollut.*, (in stampa).
- BARKMAN J.J. - 1958. Phytosociology and Ecology of Cryptogamic Epiphytes. *Van Gorcum*, Assen, 2 vv.
- BARKMAN J.J. - 1963. De epiphyten-flora en -vegetatie van Midden-Limburg (Belgie). *Ver. K. ned. Akad. Vet.*, II, 54, 4: 1-46.
- BARKMAN J.J. - 1969. The influence of air pollution on bryophytes and lichens. In: *Air Pollution*. Wageningen: 197-209.
- BATIC F. - 1984. Rosnovne snacilnosti lisajev in kljuc za dolocanje nekaterih indikatorskih epifitskih lisajev. *Razisk. Onesn. Zr. v Sloveniji*, 2: 1-76.
- BESCHEL R. - 1952. Flechten und Moose in St. Peter Friedhof in Salzburg. *Mitt. naturw. Arbeitgem. Haus. Nat. Bot.*, 2: 44-51.
- BOULY DE LESDAIN M. - 1950. Lichens recueillis dans la ville et dans la citadelle de Lille. *Bull. Soc. Bot. Nord Fr.*, 3: 91-92.
- BORTENSCHLAGER S., SCHMIDT H. - 1963. Luftverunreinigung und Flechtenverbreitung in Linz. *Ber. naturw.-med. Ver. Innsbruck*, 53: 7-23.
- BOWEN H.J.M. - 1970. Determination of sulphate ion by replacement of iodate in iodine-131 labelled barium iodate. *Analyst*, London, 95: 665-667.
- BRODO I. - 1961. A study of lichen ecology in Long Island, New York. *Am. Midl. Nat.*, 65: 290-310.
- BRODO I. - 1966. Lichen growth and cities: a study on Long Islands, New York. *Bryologist*, 69: 427-449.
- BROWN D.H., BECKETT R.P. - 1985. The role of the cell wall in the intracellular uptake of cations by lichens. In: BROWN D.H. (ed.). *Lichen physiology and cell biology*. Plenum Press: 247-258.
- CANIGLIA G., GIULINI P., STAMPANI M. - 1978. Inquinamento atmosferico e licheni. Saggio di distribuzione nella Valle del Boite e a Cortina d'Ampezzo. *Atti IV Conv. Ecol. Prealpi Or.*: 279-293.
- CANIGLIA G., DRUDI C. - 1984. Considerazioni sulla distribuzione dei licheni in Laguna di Venezia. *Rend. Sem. Fac. Sc. Cagliari*, 54: 197-213.
- CASE J.W. - 1984. Lichen biomonitoring networks in Alberta. *Environ. Monit. Assess.*, 4: 303-313.
- CLERC P., ROH P.D. - 1979. Effects du fluor sur la vegetation lichénique corticole autour de la region de Martigny. *Bull. de la Murithienne*, 96: 23-41.
- CHRIST R., TURK R. - 1981. Die Indikation von Luftverunreinigungen durch CO₂-gaswechsel Messungen an Flechtentransplantaten. *Mitt. Forst. Bundesversuchsanst. Wien*, 137: 145-150.
- COPPINS B.J. - 1973. The Drought Hypothesis. In FERRY B.W. ET AL. (ed.) op. cit.: 124-142.
- COPPINS B.J., LAMBLEY P.W. - 1974. Changes in the lichen flora of the parish of Mendlesham, Suffolk, during the last fifty years. *Suffolk Nat. Hist.*, 16: 319-335.
- CRESPO A., MANRIQUE E., BARRENO E., SERINA E. - 1977. Valoracion de la contaminacion atmosferica del area urbana de Madrid mediante bioindicadores (Liquenes epifitos). *Anal. Inst. Bot. Cavanilles*, 34: 71-94.
- DEGELIUS G. - 1961. The lichen flora of the botanic garden in Gothenburg (Sweden). *Acta Horti Bot. Gothob.*, 24: 25-60.
- DERUELLE S. - 1977. Influence de la pollution at-

- mospherique sur la vegetation lichenique des arbres isoles dans la region de Mantes (Yvelines). *Rev. Bryol. Lichenol.*, 43 (2): 137-158.
- DERUELLE S. - 1978. Etude comparee de la sensibilit  de trois methodes d'estimation de la pollution atmospherique. *Rev. Bryol. Lichenol.*, 44 (4): 429-441.
- DERUELLE S. - 1983. Ecologie des Lichens du bassin Parisien. Impact de la pollution atmospherique et relation avec les facteurs climatiques. Univ. P.M. Curie. These de Doct., 2 voll.
- DERUELLE S., GARCIA SCHAEFFER M. - 1983. Les lichens bioindicateurs de la pollution atmospherique dans la region Parisienne. *Cryptogam. Bryol. Lichenol.*, 4 (1): 47-64.
- DERUELLE S., LALLEMANT R. - 1983. Les lichens temoins de la pollution. *Librairie Vuibert*: 29-53, 73-100.
- DERUELLE S., PETIT P.J.X. - 1983. Preliminary studies on the net photosynthesis and respiration responses of some lichens to automobile pollution. *Cryptogamie, Bryol., Lichenol.*: 269-277.
- DES ABBAYES H. - 1934. La vegetation lichenique du Massif Armoricain. *Rennes*, 267 pp.
- DE SLOOVER J. - 1964. Vegetaux epiphytes et pollution de l'air. *Revue Quest. Scient.*, 25: 531-561.
- DE WIT T. - 1976. Epiphytic lichens and air pollution in the Netherlands. *Bibl. Lichenol.*, 5, 227 pp.
- DOMROS M. - 1966. Luftverunreinigung und Stadtklima im Rheinisch Westfalischen Industriegebiet und ihre Auswirkeng auf den Flechtenbewuchs der Baume. *Arb. rhein. Landesk.*, 23: 1-132.
- DU RIETZ G.E. - 1924. Die Soredien und Isidien der Flechten. *Sv. Bot. Tidskr.*, 18: 371-396.
- ERICHSEN C.F.E. - 1906. Beitrage zur Flechtenflora der Umgegend von Hamburg und Holsteins. *Ver. Naturw. Ver. Hamb.* III, 13: 44-104.
- FARKAS E., LOKOS L., VERSEGHY K. - 1985. Lichens as indicators of air pollution in the Budapest agglomeration. 1. Air pollution map based on floristic data and heavy metal concentration measures. *Acta Bot. Hung.*, 31: 45-68.
- FARRAR J.F. - 1973. Lichen physiology: progress and pitfalls. In FERRY B.W. ET AL. (eds.) op. cit.: 238-282.
- FENTON A.F. - 1960. Lichens as indicators of atmospheric pollution. *Ir. Nat. J.*, 13: 153-159.
- FENTON A.F. - 1964. Atmospheric pollution of Belfast and its relationship with the lichen flora. *Ir. Nat. J.*, 14: 237-245.
- FERRY B.W., BADDELEY M.S., HAWKSWORTH D.L. (eds.), - 1973. Lichens and air pollution. *Univ. Toronto Press*. Toronto, 390 pp.
- FLETCHER T. - 1982. Conservation of woodland lichens. *BLS Bull.*, 50: 15-18.
- FOLKESON L. - 1981. Heavy metal accumulation in the moss *Pleurotium schreberi* in the surroundings of two peat-fired plants in Finland. *Ann. Bot. Fennici*, 18: 245-253.
- FOLLMANN G. - 1973. Uber den Ruckgang der Flechtenflora in Stadtgebiet von Kassel. *Philippia*, 1: 241-257.
- FRILEUX P.N., LEROND M. - 1978. Estimation de la pollution atmospherique par une methode biologique dans l'agglomeration Rouennaise. *Actes Mus. Roun.*, 4: 27-301.
- GAILEY F.A.Y., SMITH G.H., RINTOUL L.J., LLOYD O.L. - 1985. Metal deposition patterns in Central Scotland, as determined by lichen transplants. *Environ. Monit. Assess.*, 5: 291-301.
- GARTY J., GALUN M., KESSEL M. - 1979. Localition of heavy metals and other elements accumulated in the lichen thallus. *New Phytol.*, 82: 159-168.
- GARTY J., GALUN M., ZISAPEL N. - 1985. Heavy metals in the lichen *Caloplaca aurantia* from urban, suburban and rural regions in Israel (A comparative study). *Symbiosis*, 5, vol. 1.
- GARTY J., FUCHS C. - 1982. Heavy metals in the lichen *Ramalina duriaei* transplanted in biomonitoring stations. *Water, Air and Soil Pollut.*, 17: 175-183.
- GARTY J., HAGEMEYER J. - 1988. Heavy metals in the lichen *Ramalina duriaei* transplanted in biomonitoring stations in the region of a coal-fired power plant in Israel after 3 years of operation. *Water, Air and Soil Pollut.*, 38: 311-323.
- GEHU J.M., BON M., DELZENNE-VAN HALUWYIN C., ROSE M.F. - 1973. Essai de cartographie de la pollution atmospherique acide dans le Nord de la France en relation avec la toxisensibilite des lichens epiphytes. *C.R. Acad. Sc. Paris*, 276: 729-732.
- GILBERT O.L. - 1965. Lichens as indicators of air pollution in the Thyne Valley. In: GOODMAN ET AL. (ed.) *Ecology and the Industrial Society*: 35-47. Oxford. *Blackwell*.
- GILBERT O.L. - 1969. The effect of SO₂ on lichens and bryophytes around Newcastle upon Tyne. In: *Air Pollution, proceedings of the first European congress on the influence of air pollution on plants and animals, Wageningen 1968*: 223-235.
- GILBERT O.L. - 1971. The effect of airborne fluorides

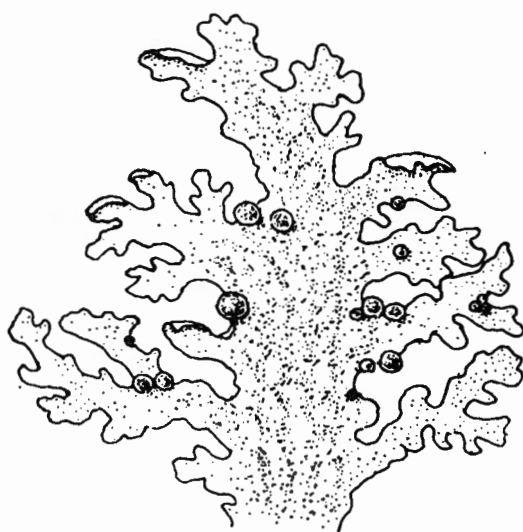
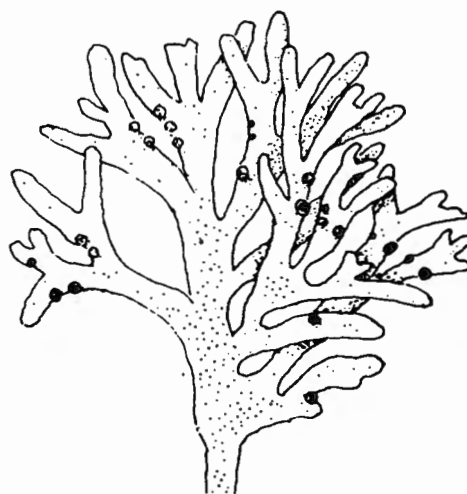
- on lichens. *Lichenologist*, 5: 26-32.
- GILBERT O.L. - 1986. Field evidence for an acid rain effect on lichens: *Environ. Pollut.*, 40: 227-231.
- GOYAL R., SEAWARD M.R.D. - 1981. Lichen ecology of the Scunthorpe heathlands. II. Industrial metal fallout pattern from lichen and soil assays. *Lichenologist*, 13: 289-300.
- GOYAL R., SEAWARD M.R.D. - 1982. Metal uptake in terricolous lichens. III. Translocation in the thallus of *Peltigera canina*. *New Phytol.*, 90: 85-98.
- GRANGER J.M. - 1970. Computer mapping as an aid in air pollution studies: Montreal region study. In: GOODRICH J.C. (ed.) Laboratory for computer graphics and spatial analysis. Cambridge, Mass. Harvard University.
- GRIFFITH J.L. - 1966. Some aspects of the effect of atmospheric pollution on the lichen flora to the west of Consett, Co. Durham. M. Sc. Thesis. University of Durham.
- GÜTTE P., HALLEBACH M., KOHLER H. - 1976. Untersuchungen ueber die Verbreitung epixyler Flechten zur Feststellung des Umfanges der Luftverunreinigung im Leipziger Raum. *Hercynia*, 13: 446-458.
- HALLINGBACH T. - 1986. The decline of three species of *lobaria* in Sweden. *Svensk Bot. Tidskrift*, 80: 373-381.
- HAWKSWORTH D.L. - 1973. Mapping studies. In FERRY B.W. ET AL. (eds.) op. cit.: 38-71.
- HAWKSWORTH D.L., ROSE L. - 1970. Qualitative scale for estimating sulphur dioxide air pollution in England and Wales using epiphytic lichens. *Nature*, 227: 145-148.
- HAWKSWORTH D.L., CHAPMAN D.S. - 1971. *Pseudevernia furfuracea* (L.) ZOPF. and its chemical races in the British Isles. *Lichenologist*, 5: 21-24.
- HERZIG R., LIEBENDOERFER L., URECH M. - 1985. Flechten als biologische Indikatoren der Luftverschmutzung in der Schweiz. Methodenentwicklung in der Region Biel-Seeland. Lizentiat-sarbeits Univ. Bern, 241 pp.
- HERZIG R., LIEBENDOERFER L., URECH M., AMMANN K., 1987. Evaluation und Kalibrierung einer Flechtenindikationsmethode mit wichtigen Luftschaden. In: Bioindikation - Wirkungsbezogene Erhebungsverfahren für den Immissionschutz. *Freising VDI-Koll*, 609: 619-639.
- HOPP U., KAPPEN L. - 1981. Einige Aspekte zur immissionsbedingte Verbreitung von Flechten im Stadtgebiet von Würzburg. *Ber. Bayer. Bot. Ges.*, 52: 15-24.
- HUTTON M., SYMON C. - 1986. The quantities of Cadmium, Lead, Mercury and Arsenic entering the U.K. environment from human activities. *Sci. Tot. Envir.*, 57: 129-150.
- JAMES P.W. - 1973. The effects of air pollutants other than hydrogen fluoride and sulphur dioxide on lichens. In FERRY B.W. ET AL. (eds.) op. cit.
- JOHNSON I., SOECHTING U. - 1973. Influence of air pollution on the epiphytic lichen vegetation and bark properties of deciduous trees in the Copenhagen area. *Oikos*, 24: 344-351.
- JOHNSON D.W. - 1979. Air pollution and the distribution of corticolous lichens in Seattle, Washington. *Northwest Sc.*, 53 (4): 257-263.
- JONES E.W. - 1952. Some observations on the lichen flora of tree boles, with special reference to the effect of smoke. *Rev. Bryol. Lichenol.*, 21: 96-115.
- KAUPPI M. - 1980. Fluorescence microscopy and microfluorometry for the examination of pollution damage in lichens. *Ann. Bot. Fenn.*, 17: 163-173.
- KAUPPI M., MIKKONEN A. - 1980. Floristic versus single species analysis in the use of epiphytic lichens as indicators of air pollution in a boreal forest region. *North Finland. Flora*, 169: 255-281.
- KISELEV V.N. ET AL. - 1986. Lichens indicators of air pollution in green zones of industrial centers in Belorussia. *Soviet J. Ecol.*, 17: 85-89.
- KLEMENT O. - 1958. Die Flechtenvegetation der Stadt Hannover. *Beitr. Naturk. Niedersachs.* 11: 56-60.
- KNEIPER E.J., SHERWOOD-PIKKEE M.A. - 1985. The former and the present lichen flora of the Boston metropolitan area. *Am. J. Bot.*, 72: 794.
- KROG H. - 1970. Lav og luftforurenninger. Oslo: Norsk Inst. f. Luftforskning.
- KLUSMAR R.W., JAACKS J.A. - 1987. Environmental influence upon mercury, radon and helium concentrations in soil gases at a site near Denver, Colorado. *J. Geoch. Explor.*, 27: 259-280.
- KOVALEVSKII A.L. - 1986. Mercury-biogeochemical exploration for mineral deposits. *Biogeochemistry*, 2: 211-220.
- LAAKSOVIRTA G.K.G., ALAKUJALA P. - 1978. Lead, cadmium and zinc content of fungi in the parks of Helsinki. *Ann. Bot. Fenn.*, 15: 253-257.
- LAAKSOVIRTA G.K.G., OLKKONEN H. - 1979. Effect of air pollution on epiphytic lichen vegetation and element contents of an lichen and pine needles at Valkeakoski, S. Finland. *Ann. Bot. Fenn.*, 16: 285-296.
- LAUNDON J.R. - 1967. A study of the lichen flora of London. *Lichenologist*, 3: 277-327.

- LAUNDON J.R. - 1973. Urban Lichen Studies. In: FERRY B.W. ET AL. (eds.), op. cit.: 109-123.
- LAWREY J.D., HALE M.E. - 1979. Lichen growth responses to stress induced by automobile exhaust pollution. *Science*, 204: 423-424.
- LE BLANC F. - 1961. Influence de l'atmosphère polluée des grandes agglomérations urbaines sur les épiphytes Corticoles. *Rev. Canad. Biol.*, 20. Ottawa.
- LE BLANC F., DE SLOOVER J. - 1972. Relation between industrialization and the distribution and growth of epiphytic lichens and mosses in Montreal. *Can. J. Bot.*, 48: 1485-1496.
- LE BLANC F., DE SLOOVER J. - 1972. Effect de l'industrialisation et de l'urbanisation sur la végétation épiphyte de Montreal. *Sarracenia*, 15: 1-41.
- LE BLANC F., RAO D.N. - 1973. Effects of sulphur dioxide on lichens and mosses transplant. *Ecology*, 54: 612-617.
- LE BLANC F., RAO D.N. - 1975. Effects of air pollutants on lichens and bryophytes. In: MUDD J.B., KOZLOWSKI T.T. (eds.). Responses of plants to air pollution. *Academic Press*. New York: 237-272.
- LE BLANC F., ROBITAILLE G., RAO D.N. - 1974. Biological response of lichens and bryophytes to environmental pollution in the Murdochville copper mine area, Quebec. *J. Hattori Bot. Lab.*, 38: 405-433.
- LISKA J. - 1985. On the occurrence and ecology of lichens in Prague. *Prirod. Vyznam Prahy*: 93-102. Praha.
- LODENIUS M. - 1981. Regional distribution of mercury in *Hypogymnia physodes* in Finland. *Ambio*, 10 (4): 44-45.
- LOFGREN O., MOBERG R. - 1984. Oceaniska lavar i Sverige och deras tillbakagång. *Statens naturvårdsverk PM 1819*.
- LUNDSTROEM H. - 1968. Luftfororeningans inverkan pa epiphytfloran hos barrtraed i Stockholm-somradet. *Stud. Forest. suec.* 56: 1-55.
- MACKENZIE D. - 1986. The rad-dosed reindeer. *New Scientist*, 1539: 37-40.
- MARGOT J. - 1973. Experimental study of the effects of sulphur dioxide on the soredia of *Hypogymnia physodes*. In: FERRY B.W. ET AL. (eds.) op. cit.: 314-329.
- MARTIN L., ENSAAR A. - 1983. Lichenoidikatsyiya i matematicheskoe modelirovanie rasprostraneniya dviokisi sery na territorii Tallina. *Eesti NSV Tead. Akad. Toimet. Biol.*, 32.
- MANGHI E. - 1990. Aria di città. *Oasis*, VI (1-2): 26-29.
- NASH T.H. - 1971. Lichen sensitivity to hydrogen fluoride. *Bull. Torrey Bot. Club*, 98: 103-106.
- NASH T.H. - 1972. Simplification of the Blue Mountain lichen communities near a zinc factory. *Bryologist*, 75: 315-324.
- NASH T.H. - 1975. Influence of effluents from a zinc factory on lichens. *Ecol. monogr.*, 45: 183-198.
- NASH T.H., SIGAL L. - 1979. Gross photosynthetic response of lichens to short term ozone fumigations. *Bryologist* 82: 280-285.
- NASH T.H., SIGAL L. - 1980. Sensitivity of lichens to air pollution with an emphasis on oxidant air pollutants. In: MILLER P.R. (tech. coord.). Proceedings of the symposium on effects of air pollutants on mediterranean and temperate forest ecosystems, June 22-27, 1980. Riverside. California.
- NATHO G. - 1964. Die Verbreitung der epixylen Flechten und Algen im Demokratischen Berlin. *Wiss. Z. Humb. Univ. Berlin, math.-nat. R.*, 13: 53-75.
- NIEBOER E., AHMED H.M., PUCKETT K.J., RICHARDSON D.H.S. - 1972. Heavy metal content of lichens in relation to distance from a nickel smelter in Sudbury. Ontario. *Lichenologist*, 5: 292-304.
- NIEBOER E., RICHARDSON D.H.S., 1981. Lichens as monitors of atmospheric deposition. In: EISENREICH S.J. (ed.). Atmospheric pollutants in natural waters. *Michigan Ann. Arbor.*: 339-388.
- NIEBOER E., RICHARDSON D.H.S., LAVOIE P., PADOVAN D. - 1979. The role of metal-ion binding in modifying the toxic effects of sulphur dioxide on the lichen *Umbilicaria muhlenbergii*. I. *New Phytol.*, 82: 621-632.
- NIEBOER E., RICHARDSON D.H.S., TOMASINI F.D. - 1978. Mineral uptake and release by lichens: an overview. *Bryologist*, 81: 226-246.
- NIMIS P.L. - 1985. Urban Lichen Studies in Italy. Ist: the town of Trieste. *Studia Geobot.*, 5: 49-74.
- NIMIS P.L. - 1986. Urban Lichen Studies in Italy. Iist: the town of Udine. *Gortania*, 7: 147-172.
- NIMIS P.L. - 1989. Urban Lichen Studies in Italy. IIIst: the city of Rome. *Ann. Bot.* (in stampa).
- NIMIS P.L., GIOVANI C. & R. PADOVANI - 1987. La contaminazione da Cs 137 e Cs 134 nei macromiceti del Friuli-Venezia Giulia nel 1986. *Studia Geobot.*, 6: 3-121.
- NIMIS P.L., TRETIACH M. - 1987. Flora e vegetazione lichenica di aree archeologiche del Lazio. *Studia Geobot.*, 7, 161 pp.
- NIMIS P.L., LAZZARIN G. ET AL., BARGAGLI R., CASTELLO M., BENEDET A., OLIVIERI S. & TRETIACH M. - 1990. Licheni come bioindicatori di inquinamento at-

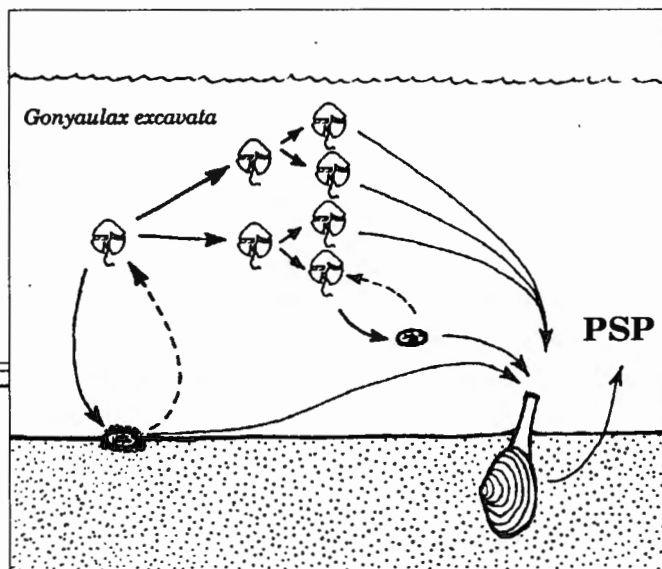
- mosferico nell'Alto Vicentino. *Atti Mus St. Nat. Verona* (in stampa).
- NORDFORSK - 1971. Use of lichens as air pollution indicators. *Scand. Res. Inf. Notes*, 6, 12.
- NYLANDER W. - 1986. Les lichens du Jardin de Luxembourg. *Bull. Soc. Bot. Fr.*, 13: 364-372.
- OLMEZ I., CETIN GULOVALI M., GORDON G. E. - 1985. Trace elements concentrations in lichens near a coal-fired power plant. *Atm. Envir.*, 19: 1663-1669.
- OSORIO H., FLEIG M. - 1985. Contribution to the lichen flora of Brazil. 16. Lichens from the vicinity of the Rio Grande City. *Com. Bot. Mus. Hist. Nat. Montevideo*, 4: 1-7.
- PAKARINEN P. - 1981. Nutrient and trace content and retention in reindeer lichen carpets of Finnish ombrophitic bogs. *Ann. Bot. Fenn.*, 18: 265-274.
- PAKARINEN P., MAKINEN A., RINNE R.J.K. - 1978. Heavy metals in *Cladonia arbuscula* and *Cladonia mitis* in eastern Fennoscandia. *Ann. Bot. Fennici*, 15: 281-286.
- PEARSON L.C., SKYE E. - 1965. Air pollution effects pattern of photosynthesis in *Parmelia sulcata*, a corticolous lichen. *Science*, N.Y., 148: 1600-1602.
- PERKINS D.F., MILLAR R.O., NEEP P.E. - 1980. Accumulation of airborne fluoride by lichens in the vicinity of an aluminium reduction plant. *Environ. Pollut.* (ser. A), 21: 155-168.
- PERKINS D.F., MILLAR R.O. - 1987. Effects of airborne fluoride emissions near an aluminium works in Wales. Part I- Corticolous lichens growing on broadleaved trees. *Environ. Pollut.*, 47: 63-78.
- PEREZ DE LA TORRE O.H. - 1985. La flora liquenica epifita y su relacion con la contaminacion atmosferica en La Plata y alrededores (Provincia de Buenos Aires). 1. *CNICT contr. Nr. 106*.
- PISUT I., LISICKA E. - 1985. A study of the cryptogamic epiphytes on an oak trunk in the vicinity of Bratislava in the years 1973-1983. *Ekologia*, 4: 225-234.
- PIERVITTORI R., MONTACCHINI F. - 1980. Regressione della presenza lichenica in zone montane per effetto della progressiva urbanizzazione: Bardonecchia. *Allionia*, 24: 139-141.
- PILEGAARD K. - 1978. Airborne metals and SO₂ monitored by epiphytic lichens in an industrial area. *Environ. Pollut.*, 17: 81-92.
- PILEGAARD K. - 1979. Heavy metals in bulk precipitation and trasplanted *Hypogymnia physodes* and *Dicranoweisia cirrata* in the vicinity of a Danish steelwork. *Water, Air and Soil Pollution*, 11: 77-91.
- PUCKETT K.J. - 1976. The effect of heavy metals on some aspects of lichen physiology. *Canad. J. Bot.*, 54: 2695-2703.
- PUCKETT K.J. - 1988. Bryophytes and lichens as monitors of metal deposition. *Bibl. Lichenol.*, 30: 231-267.
- PUCKETT K.J., NIEBOER E., GORZYNSKI M.J., RICHARDSON D.H.S. - 1973. The uptake of metal ions by lichens: a modified ion exchange process. *New Phytol.*, 72: 329-342.
- PUNZ W. - 1979. The effect of single and combined pollutants on lichen water content. *Biol. Pl.*, 21: 472-474.
- PYATT F.B. - 1970. Lichens as indicators of air pollution in a steel producing town in South Wales. *Environ. Pollut.*, 1: 45-56.
- RABE R., WIEGEL H. - 1985. Wiederbesiedlung des Ruhrgebiets durch Flechten zeigt Verbesserung der Luftqualität an. *Staub.-Reinh. Luft*, 45: 124-126.
- RAITVIIR A., TRASS H. - 1975. Mycological and lichenological researches in 1969-1974. In: Some aspects of botanical research in the Estonian S.S.R., Tartu: 39-45.
- RAO D.N., LE BLANC F. - 1966. Effects of sulphur dioxide on lichen algae with special reference to chlorophyll. *Bryologist*, 69: 69-75.
- RAO D.N., LE BLANC F. - 1967. Influence of an iron-sintering plant on corticolous epiphytes in Wawa, Ontario. *Bryologist*, 69: 69-75.
- RAO D.N., ROBITAILLE G., LE BLANC F. - 1977. Influence of heavy metal pollution on lichens and bryophytes. *Journ. Hattori Bot. Lab.*, 42: 213-239.
- RASMUSSEN L., PILEGAARD K., GYDESEN H. - 1980. The application of cryptogams as monitoring organisms of metal air pollution in Denmark. *Bot. Tidsskr.*, 75: 93-99.
- RECCHIA F., POLIDORO F. - 1988. Osservazioni sui licheni nelle vicinanze di un cementificio. *Arch. Bot. Biogeogr. Ital.*, 64 (1-2): 8-18.
- RICHARDSON D.H.S. - 1988. Understanding the pollution sensitivity of lichens. *Bot. J. Linn. Soc.*, 96: 31-34.
- RICHARDSON D.H.S., NIEBOER E., LAVOIE P., PADOVAN D. - 1979. The role of metal-ion binding in modifying the toxic effects of sulphure dioxide on the lichen *Umbilicaria muhlenbergii*. II. *New Phytol.*, 82: 633-643.
- RICHARDSON D.H.S., PUCKETT K.J. - 1973. Sulphur dioxide and photosynthesis in lichens. In FERRY

- B.W. ET AL. (eds.) op. cit.: 283-313.
- ROGERS R.W. - 1977. The city effect on lichens in the Brisbane area. *Search*, 8 (3): 75-77.
- ROSE C.I., HAWKSWORTH D.L. - 1981. Lichen recolonization in London's cleaner air. *Nature*, 289: 289-292.
- RYDZAK J. - 1954. Rozmieszczenie i ekologia porostow miasta Lublina. *Annls. Univ. Mariae Curiae Sklodowska*, C, 8: 233-356.
- RYDZAK J. - 1969. Lichens as indicators of the ecological conditions of the habitat. *Annls. Univ. Mariae Curiae Sklodowska*, C, 23: 131-164.
- SEAKI M., KUNII K., SEKI T., SUZUKI T. - 1975. A lichen (*Parmelia conspersa*) surviving with elevated concentration of lead and copper in the center of Sendai city. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 14: 726-730.
- SCHOENBECK H. - 1972. Untersuchungen in Nordrhein-Westfalen uber Flechten als Indikatoren für Luftverunreinigungen. *Schriftenreihe der LIB des Landes NW*, 26: 99-104.
- SKYE E. - 1964. Epifytfloran och luftforeningarna. *Svensk Naturv.*: 327-332.
- SKYE E. - 1965. Botanical indications of air pollution. *Acta Phytogeogr. Suec.*, 50: 285-287.
- SKYE E. - 1968. Lichens and air pollution. A study of cryptogamic epiphytes and environment in the Stockholm region. *Acta Phytogeogr. Suec.*, 52: 1-123.
- SKYE E., HALLEMBERG I. - 1969. Changes in the lichen flora following air pollution. *Oikos*, 20: 547-552.
- SEAWARD M.R.D. - 1974. Some observations on heavy metal toxicity and tolerance in lichens. *Lichenologist*, 6: 158-164.
- SEAWARD M.R.D., GOYAL R., BYLINSKA E.A. - 1978. Heavy metal content of some terricolous lichens from mineral enriched sites in Northern England. *Naturalist*, 103: 135-141.
- SEAWARD M.R.D. & HITCH J.C.B. (eds.) - 1982. Atlas of the lichens of the British Isles. *Univ. of Bradford*.
- SERGIO C., BENTO-PEREIRA F. - 1981. Liqueues e briofitos como bioindicadores da poluicao atmosferica. I. Utilizacao de uma escala qualitativa para Lisboa. *Bol. Soc. Brot. Ser. 2*, 54: 291-303.
- SHOWMAN R.E. - 1972. Residual effects of sulphur dioxide on the net photosynthetic and respiratory rates of lichen thalli and cultured lichen symbionts. *Bryologist*, 75: 335-341.
- SIGAL L.L., NASH T.H. - 1983. Lichen communities on conifers in southern Californian mountains: an ecological survey relevant to air pollution. *Ecology*, 64: 1343-1354.
- SIGAL L.L., TAYLOR O.C. - 1979. Preliminary studies of the gross photosynthetic response of lichens to peroxyacetyl-nitrate fumigations. *Bryologist*, 82: 564-575.
- SILVA-PANDO F.J., ASCASO C. - 1982. Modificaciones ultraestructurales de liquenes epifitos transplantedos a zonas urbanas de Madrid. *Collect. Bot.*, 13: 351-374.
- SMITH F.B., CLARK M.J. - 1986. Radionuclide deposition from the Chernobyl cloud. *Nature*, 322: 690-691.
- SOCHTING U., JOHNSEN I. - 1974. Changes in the distribution of epiphytic lichens in the Copenhagen area from 1936 to 1972. *Bot. Tidsskr.*, 69: 60-63.
- STAMPANI M. - 1982. I licheni: indicatori fisiologici della qualità dell'aria. *Le Scienze*, 167: 60-69.
- SPENLING N. - 1971. Flechten und Flechtengesellschaften des Waldviertels. *Herzogia*, 2: 161-230.
- STEINER M., SCHULZER D. - 1955. Ueber die Verbreitung und Expositionsabhängigkeit der Rindenepiphyten im Stadtgebiet von Bonn. *Decheniana*, 108: 1-16.
- STOKER H.S., SEAGER S.L. - 1974. Inquinamento dell'aria e dell'acqua. Fondamenti di chimica ambientale. *Ist. Ed. Internaz. Milano*.
- SUGIYAMA K., KUROKAWA S., OKADA G. - 1976. Studies on lichens as a bioindicator of air pollution. I. Correlation of distribution of *Parmelia tinctorum* with SO₂ air pollution. *Jap. J. Ecol.*, 26: 209-219.
- TAKALA K., KAURANEN P., OLKONEN H. - 1978. Fluorine content of two lichens species in the vicinity of fertilizer factory. *Ann. Bot. Fenn.*, 15: 160-164.
- THOMAS W., RUHLING A., SIMON H. - 1984. Accumulation of airborne pollutants (PAH, chlorinated hydrocarbons, heavy metals) in various plant species and humus. *Environ. Poll. (Ser. A)*, 36: 295-310.
- TRETIACH M., NIMIS P.L. - 1988. Lichenological Studies in NE Italy. II. Distribution and Ecology of *Normandina pulchella* (BORR.) NYL. *Gortania* (in press).
- THROWER S.L. - 1980. Air pollution and lichens in Hong Kong. *Lichenologist*, 12: 305-311.
- TRASS H. - 1973. Lichen sensitivity to the air pollution and index of poleotolerance (I.P.). *Fol. Crypt. Est.*, 3: 19-22.
- TUOMINEN Y., YAAKKOLA T. - 1973. Absorption and accumulation of elements. In: V. AHMADJIAN & M.H. HALE (eds.) *The Lichens. Academic Press*: 185-223.

- TURIAN G. - 1985. Lichens as indicators of air pollution (zone-scales of Geneva). *Experientia*, 41: 534-535.
- TURIAN G., DESBAUMES P. - 1975. Cartographie de quelques lichens indicateurs de la pollution atmospherique a Geneve. *Saussurea*, 6: 317-324.
- TURK R., CHRIST R. - 1986. Beitrag zur epiphytischen Flechtenflora im Stadtgebiet von Wien. *Verh. Zool. Bot. Ges. Oesterr.*, 124: 65-80.
- TURK R., SEGER M. - 1987. Immissionsoekologische Studie uber den epiphytischen Flechtenbewuchs im Raum Klagenfurt. *Klag. Geogr. Schriften*, 5: 25-41.
- TURK R., WITTMANN H. - 1986. Rote Liste gefahrdeter Flechten (Lichenes) Osterreichs. Wien.
- VAN DOBBEN H.F. - 1986. Decline of epiphytic lichens in the Netherlands. *Acta Bot. Neerl.*, 35: 52-53.
- VARESCHI V. - 1936. Die epiphytenvegetation von Zurich. *Ber. Schweiz. Bot. Ges.*, 46: 445-488.
- VARESCHI V. - 1953. La influencia de los bosques y parques sobre el aire de la ciudad de Caracas. *Acta cienc. venez.*, 4: 89-95.
- VESTERGAARD N.K., STEPHANSEN U., RASMUSSEN L. - 1986. Airborne heavy metal pollution in the environment of a Danish steel plant. *Water, Air, Soil Poll.*, 27: 363-377.
- VINCENT J.P. - 1968. Contribution a l'etude et a la cartographie de la Pollution atmospherique de la ville de Toulouse, a l'aide des epiphytes et des epilithes. These 3me-Cycle. Toulouse, 174 pp.
- WALTER H., LIETH H. - 1960. Klimadiagramm-Weltatlas. *Fischer Verlag*.
- WANNER H., AMMANN K., BERLINCOURT P., FILLIGER P., LIEBENDOERFER L., RICKLI R., URECH M. - 1986. Urban metereology and air pollution in Biel-Bienne (Switzerland). International Symp. on Climatology. *Freib. Geogr. Hefte*, vol 1986 (in press).
- WETMORE C.M. - 1983. Lichens of the air quality class I. National Parks. Final Report. Denver, Colorado, National Park Service.
- WIRTH V. - 1980. Flechtenflora. *Ulmer*. Stuttgart, 552 pp.
- WIRTH V., BRINCKMANN B. - 1977. Statistical analysis of the lichen vegetation of an avenue in Freiburg, with regard to injurious anthropogenous influences. *Oecologia*, 28: 87-101.
- ZAKSHEK E.M., PUCKETT M.E. - 1986. Lichens sulphur and lead levels in relation to deposition patterns in eastern Canada. *Water, Air, Soil Poll.*, 30: 161-169.
- ZIMNY H., KUCINSKA M. - 1974. Les lichens de Warsaw comme bioindicateurs de la degradation de l'environnement urbain. *Przeglad Inform.*, 10: 13-21.
- ZUST S. - 1977. Die epiphytenvegetation im Raume Zurich als Indikator der Umweltbelastung. *Veroff. Geobot. Inst. Zurich*, 62: 1-113.

*Lobaria pulmonaria**Sticta dichotomoides*

TOSSINE ALGALI



L'articolo «Alge produttrici di biotossine» apparso sul n° 5/89, un'ampia rassegna delle specie algali tossiche e delle tossine da esse prodotte (PSP, ciguatera, NSP, DSP e VSP), è stato pubblicato - per motivi di spazio - senza la relativa bibliografia, che qui riportiamo.

ALGHE PRODUTTRICI DI BIOTOSSINE (BIBLIOGRAFIA)

Laura Volterra^(*)

ANDERSON D.M. - 1980. Effects of temperature conditioning on development and germination of *Gonyaulax tamarensis* (Dinophyceae) hypnozygotes.

J. Phycol., **16**: 166-172.

ANDERSON D.M. - 1984. Sexuality and cyst formation in the dinoflagellate *Gonyaulax tamarensis*: cyst yield in batch cultures.

J. Phycol., **20**: 418-425.

ANDERSON D.M., WALL D. - 1978. Potential importance of benthic cysts of *Gonyaulax tamarensis* in initiating toxic dinoflagellate blooms.

J. Phycol., **14**: 224-234.

ANONIMO - 1985. Suggested state contingency plan for control of marine biotoxins. Appendix A. National Shellfish Sanitation Program. Manual of Operation. Part I. Sanitation of Shellfish growing areas.

US Dept. Health Human Services Publ. Health Service, FDA: 102-107.

BAGNIS R., LETOURNEUX M., THEVENIN S. - 1974. Quelques aspects biochimiques des intoxications par poissons vénéneux a Thaiti.

Rev. Intern. Océanogr. Méd., **35-36**: 225-236.

BALLANTINE D., ABBOTT B.C. - 1957. Toxic marine flagellates; their occurrence and physiological effects on animals.

J. Gen. Microbiol., **16**: 274-281.

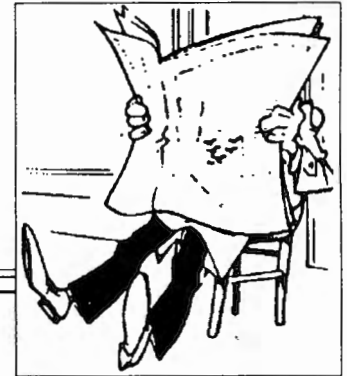
^(*) Istituto Superiore di Sanità, Roma.

- BANNER A.H. - 1977. Marine toxins from the Pacific. I - Advances in the investigation of fish toxins. in: *Animal Toxins*. RUSSEL F.E., SAUNDERS P.R. eds. Pergamon Press, Oxford.
- BANNER A.H., SASAKI S., HELFRICH P., ALENDER C.B., SCHEUER P.J. - 1961. Bioassay of Ciguatera toxin. *Nature*, January 21: 229-230.
- BARDOUIL M., LASSUS P. - 1984. Variations saisonnières des espèces dominantes du phytoplancton de la baie de Vilaine. *Institut Français de Recherche pour l'Exploitation de la Mer, Centre de Nantes*.
- BARKER H.A. - 1935. The culture and physiology of the marine dinoflagellates. *Archiv für Mikrobiologie*, 6: 157-181.
- BATES H.A., KOSTRIKEN R., RAPOPORT H. - 1976. The occurrence of saxitoxin and other toxins in various dinoflagellates. *Toxicon*, 16: 595-601.
- BOTRÈ C., IELMINI M., BIELLI G. - 1974. "Onda gialla" e "onda verde". *Rassegna Chimica*, luglio-agosto, n. 4: 232-233.
- CARMICHAEL W.W., DWIGHT SCHWARTZ L. - 1984. Preventing livestock deaths from blue-green algae poisoning. *United States Dept. of Agriculture. Farmer's Bull. n. 2275: 1-11*.
- CARMICHAEL W.W., JONES C.L.A., MAHMOOD N.A., THIESS W.C. - 1986. Algal toxins and water based diseases. *CRC Crit. Rev. Environm. Control*, 15: 275-313.
- CASSINARI E., GRILLO D., PRINCI M., SPECCHI M., STRAVISI F., VALLI G. - 1979. Osservazioni su *Noctiluca miliaris* SURIRAY del golfo di Trieste. *Convegno Scientifico Nazionale P.F. Oceanografia e Fondi Marini*. Roma 5-7 marzo 1979: 937-948.
- CHUNGUE E., BAGNIS R., Fusetani N., HASHIMOTO Y. - 1976. Isolation of two toxins from a parrotfish *Scarus gibbus*. *Toxicon*, 15: 89-93.
- COLLINS M. - 1978. Algal toxins. *Microbiol. Rev.*, 42: 725-746.
- DALE B., YENTSCH C.M., HURST J.W. - 1978. Toxicity in resting cysts of the red-tide dinoflagellate *Gonyaulax excuvata* from deeper water coastal sediments. *Science*, 201: 1223-1225.
- DE SUSAY, SILA E. - 1962. Some observations on marine dinoflagellate cultures. *Notas e Estudios Inst. Biol. Marit.*, 26: 1-24.
- DROOP M.R. - 1967. A procedure for routine purification of algal cultures with antibiotics. *Br. Phycol. Bull.*, 3: 295-297.
- EVANS M.H. - 1969. Mechanism of saxitoxin and tetrodotoxin poisoning. *Br. Med. Bull.*, 25: 263-267.
- FONDA-UMANI S., PRINCI M., SPECCHI M. - 1983. Note ecologica su *Noctiluca miliaris* SURIRAY del golfo di Trieste. *Atti Museo Civ. Storia Natur. Trieste*, 35: 259-265.
- FORTUNA S., VOLTERRA L., SPANÒ A.M., MICHALEK H. - 1985. Ricerca di neurotossine nelle alghe e nei mitili raccolti durante la "marea rossa" dell'estate 1984 sul litorale romagnolo. *Ann. Ist. Super. Sanità*, 21: 349-356.
- FRIES L. - 1963. On the cultivation of axenic red algae. *Physiol. Plantarum*, 16: 695-708.
- GENENAH A.A., SHIMIZU Y. - 1979. Specific toxicity of paralytic shellfish poisons. *Postdoctoral fellow on leave from Cairo University*, september 1979.
- GENOVESE S. - 1978. L'eutrofizzazione nelle acque costiere. *Quaderni IRSA AC/2/59: 239-255*.
- GHIRETTI F. - 1970. Le neurotossine dagli organismi marini. *Le Scienze*, 27: 36-45.
- GRALL J.R. - 1976. Sur une "eau colorée" a *Gyrodinium aureolum* HULBURT observée en Manche. *Trav. Stat. Biol. Roscoff (N.S.)*, 23: 19-22.
- GUILLARD R.R.L. - 1973. Methods for microflagellates and nannoplankton. in: *Handbook of Phycological Methods and Growth Measurement*. J.R. STEIN ed. *Cambridge University Press: 69-85*.
- GUILLARD R.R.L. - 1973. Division rates. in: *Handbook of Physiological Methods and Growth Measurement*. STEIN J.R. ed. *Cambridge University Press: 289-311*.
- GUILLARD R.R.L. - 1975. Culture of phytoplankton for feeding marine invertebrates. in: *Culture of marine invertebrate animals*. W.L. SMITH and M.H. CHANLEY eds. *Plenum Publishing Corporation, New York: 29-40*.

- HASHIMOTO Y., KONOSU S., YASUMOTO T., KAMIYA H. - 1969. Ciguatera in the Ryukyu and Amami Islands. *Bull. Jap. Soc. Sci. Fish.*, **35**: 316-326.
- HASHIMOTO Y., YASUMOTO T., KAMIYA H., YOSHIDA T. - 1969. Occurrence of ciguatoxin and ciguaterin in ciguatoxic fishes in the Ryukyu and Amami Islands. *Bull. Jap. Soc. Sci. Fish.*, **35**: 327-331.
- HELFRICH P., BANNER A.H. - 1963. Experimental induction of ciguatera toxicity in fish through diet. *Nature*, **197**: 1025-1026.
- HURST J.W., GILFILLAN E.S. - 1977. Paralytic shellfish poisoning in Maine. *10th International Shellfish Sanitation Workshop*. June 29-30. Hunt Valley, Maryland: 152-161.
- HURST J.W., YENTSCH C.M. - 1981. Patterns of intoxication of shellfish in the gulf of Maine coastal waters. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, **38**: 152-156.
- INGHAM H.R., MASON J., WOOD P.C. - 1968. Distribution of toxin in molluscan shellfish following the occurrence of mussel toxicity in North-East England. *Nature*, **220**: 25-27.
- JACQUES G., SOURNIA A. - 1978-1979. Les "eaux rouges" dues au phytoplancton en Méditerranée. *Vie Milieu*, **28-29**: 175-187.
- KAMIYA H., HASHIMOTO Y. - 1973. Purification of ciguaterin from the liver of the red snapper *Lutjanus bohar*. *Bull. Jap. Soc. Sci. Fish.*, **39**: 1183-1187.
- KANNO K., KOTAKI Y., YASUMOTO T. - 1976. Distribution of toxins in molluscs associated with coral reefs. *Bull. Jap. Soc. Sci. Fish.*, **42**: 1395-1398.
- KAT M., SPEUR J., OTTE P.F. - 1982. Diarrheic mussel poisoning in the Netherlands related to the occurrence of *Dinophysis acuminata* september-october 1981. *International Council for the Exploration of the Sea. C.M. 24 Marine Environmental Quality Committee*: 1-6.
- LASSUS P. - 1983. Intoxications par coquillages: une nette recrudescence. *Le Généraliste*, **23** avril **548**: 22-23.
- LASSUS P. - 1983. Bilan des phénomènes d'eaux colorées et de perturbations observées dans le phytoplancton côtier pour l'année 1983. *Institut Scientifique et Technique des Pêches Maritimes*. Nantes.
- LASSUS P., MARCAILLOU-LE BAUT C., MAGGI P. - 1984. Analyse des conditions ayant provoqué une efflorescence de *Dinophysis acuminata* en baie de Vilaine (été 1983-France). *ICES Special Meeting on the Causes, Dynamics and Effects of Exceptional Marine Blooms and Related Events*. Copenhagen 4-5 october 1984.
- LASSUS P., PAULMIER G., LE BAUT C. - 1982. Role du phytoplancton dans les perturbations des écosystèmes côtiers et estuariens. *25-26 mai 1982. Stage Institut Scientifique et Technique des Pêches Maritimes*. Nantes.
- MANCINI L., POLETTI R., SANSONI G. - 1980. Evoluzione dei processi eutrofici nell'Adriatico emiliano-romagnolo e considerazioni in rapporto alla pesca costiera. Giornata di studio: Mare e Laghi: risorse da salvare. Iniziative per la lotta alla eutrofizzazione 29/11/1980, Milano.
- MARCAILLOU-LE BAUT C., LASSUS P. - 1984. Intoxications diarrhéiques par les coquillages sur les côtes françaises en 1983. Implication de *Dinophysis acuminata* comme agent responsable. *Conseil International pour l'Exploitation de la Mer. C. M. 1984/E: 16 Cté de la Qualité de l'Environnement marin*.
- McFARREN E.F., SCHAFER M.L., CAMPBELL J.E., LEWIS K.H., JENSEN E.T., SCHANTZ E.J. - 1960. Public health significance of paralytic shellfish poison. *Adv. in Food Res.*, **10**: 135-179.
- MIJARES A.J., SEVCIK C., BARBOZA C.A., SAAVEDRA J.A. - 1985. Ichthyotoxicity by a paralytic toxin produced by marine dinoflagellates of the genus *Ceratium*: relationship to fraction b isolated from sponge *Tedania ignis*. *Toxicon*, **23**: 221-233.
- MONTANARI G., RINALDI A. - 1983. Eutrofizzazione delle acque costiere della regione Emilia Romagna. *Acqua Aria*, **2**: 123-128.
- PRAKASH A., MEDCOF J.C., TENNANT A.D. - 1971. Paralytic shellfish poisoning in Eastern Canada. *Fish. Res. Board Canada Bull.*, n° 177: 1-88.
- PRICE A.C., REARDON E.M., GUILLARD R.R.L. - 1978. Collection of dinoflagellates and other marine microalgae by centrifugation in density gradients of a modified silica sol. *Limnol. Oceanogr.*, **23**: 548-553.
- SHEUER P.J., TAKAHASHI W., TSUTSUMI J., YOSHIDA T. - 1967. Ciguatoxin: isolation and chemical nature. *Science*, **155**: 1267-1268.

- SHIMIZU Y. - 1979. Dinoflagellate toxins.
in: Toxic dinoflagellate blooms. D.L. TAYLOR and H.H. SELIGER eds.
Elsevier/North Holland, New York: 282-313.
- SKULBERG O.M. - 1964. Algal problems related to the eutrophication of European water supplies, and a bio-assay method to assess fertilizing influences of pollution on inland waters.
in: *Algae and Man*. JACKSON D.F. ed.
Plenum Press, New York.
- SOCKETT P.N., WEST P.A., JACOB M. - 1985. Shellfish and public health.
PHLS Microbiol. Digest, 2: 29-35.
- TANGEN K. - 1977. Blooms of *Gyrodinium aureolum* (Dinophyceae) in North European waters, accompanied by mortality in marine organisms.
Sarsia, 63: 123-133.
- THAYER P.E., HURST J.W., LEWIS C.M., YENTSCH C.M. - 1983. Distribution of resting cysts of *Gonyaulax tamarensis* var. *excavata* and shellfish toxicity
Can. J. Fish. Aqu. Sci., 40: 1308-1314.
- TU A.T. - 1988. Handbook of natural toxins. vol. 3.
Marcel Dekker Inc., New York and Basel.
- TURPIN D.H., DOBELL P.E.R., TAYLOR F.J.R. - 1978. Sexuality and cyst formation in Pacific strains of the toxic dinoflagellate *Gonyaulax tamarensis*.
J. Phycol., 14: 235-238.
- VIVIANI R., BONI L., CATTANI O., MANCINI L., POLETTI R., ANNIBALI A., MILANDRI A., MONTANARI G., NIZZOLI C., PIRINI C., POMPEI M., RINALDI A. - 1985. Occurrence of various types of phytoplankton blooms in a coastal area of the Northern Adriatic Sea facing Emilia Romagna during 1978.
Atti Accademia Scienze Istituto Bologna, Classe Scienze Fisiche, 267: 1-81.
- VIVIANI R., PROJA M., D'ALESSANDRO F., MANCINI L., POLETTI R., MONTANARI G. - 1978. Primi casi in Italia di "Paralytic Shellfish Poisoning" da mitili provenienti dalla Spagna.
Atti Accad. Sci. Ist. Bologna, Classe di Sci. Fisiche, a. 265°. Memorie serie IV, n. 2: 5-27.
- WEST P.A., WOOD P.C., JACOB M. - 1985. Control of food poisoning risks associated with shellfish.
J.R.S.H., 1: 15-21.
- WHITE A.W. - 1981. Marine zooplankton can accumulate and retain dinoflagellate toxins and cause fish kills.
Limnol. Oceanogr., 26: 103-109.
- WONG S.H., HINDIN E. - 1982. Detecting an algal toxin by high-pressure liquid chromatography.
J. AWWA, 74: 528-529.
- WOOD P.C. - 1976. Guide to shellfish hygiene.
WHO, Geneva, pag. 1-80.
- YASUMOTO T. - 1976. Pharmacologically active amines in a turban shell, *Turbo argyrostoma*.
in: *Animal, Plant, and Microbial Toxins*. vol 1. A. AHSAKA, K. HAYASHI, Y. SAWAI eds.
Plenum Publishing Corporation, New York: 311-318.
- YASUMOTO T., KANNO K. - 1976. Occurrence of toxins resembling ciguatoxin, scaritoxin, and maitotoxin in a turban shell.
Bull. Jap. Soc. Sci. Fish., 42: 1399-1404.
- YASUMOTO T., NAKAJIMA I., CHUNGUE E., BAGNIS R. - 1977. Toxins in the gut contents of parrotfish.
Bull. Jap. Soc. Sci. Fish., 43: 69-74.
- YASUMOTO T., SCHEUER P.J. - 1969. Marine toxins of the Pacific - VIII ciguatoxin from Moray Eel livers.
Toxicon, 7: 273-276.
- YENTSCH C.M., DALE B., HURST J.W. - 1978. Coexistence of toxic and nontoxic dinoflagellates resembling *Gonyaulax tamarensis* in New England coastal waters (NW Atlantic).
J. Phycol., 14: 330-332.
- YENTSCH C.M., GLOVER H. - 1977. Progress towards an environmental predictive index for toxic dinoflagellate blooms.
10th International Shellfish Sanitation Workshop. June 29-30. Hunt Valley, Maryland: 142-151.

ABSTRACTS



Monografia sulle FASCE DI VEGETAZIONE RIPARIA

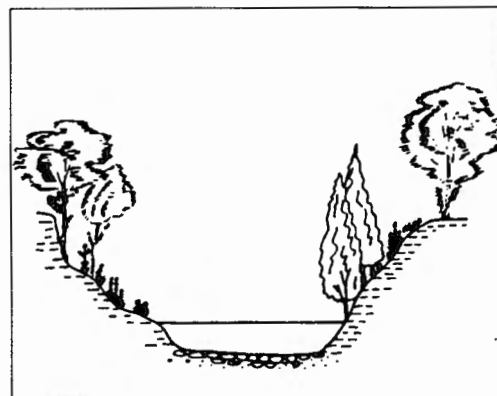
a cura di E. Olivieri

- [125] 1- Water resources and the land-water interface
- [126] 2- Riparian forests as nutrient filters in agricultural watersheds
- [127] 3- Gli effetti della gestione agroforestale del territorio sul flusso di acqua e di elementi minerali
- [128] 4- Relazione tra uso del territorio e contenuti di azoto nelle acque superficiali di bacini agricoli e forestali della Toscana
- [129] 5- The role of riparian woods in regulating nitrogen fluxes between the alluvial aquifer and surface water: a conceptual model
- [130] 6- Nutrient dynamics in an agricultural watershed: observations of the role of a riparian forest
- [131] 7- Headwater streams losses of nitrogen from two coastal plain watersheds
- [132] 8- The activity of nitrifying and denitrifying bacteria in paddy soil
- [133] 9- Nitrogen mineralization and denitrification in organic soils
- [134] 10- Nitrogen and phosphorous fluxes from a flooded organic soil
- [135] 11- The importance for birds of the riparian woodlands within the alluvial corridor of the River Garonne, S.W. France

KARR J.R., SCHLOSSER I.J., 1978

Water resources and the land-water interface*Science*, 201: 229-234.

[125]



La dinamica della qualità delle acque e delle comunità biologiche delle acque correnti è controllata da una complessa interrelazione di fenomeni biologici, geologici, chimici e fisici riguardanti sia l'ambiente terrestre che quello acquatico. In condizioni naturali entrambi gli ambienti sono in equilibrio. L'erosione del suolo è minima poiché la copertura vegetale riduce grandemente l'impatto della pioggia su di esso. La maggiore porosità conferita al suolo dalla vegetazione e dall'humus, favorendo l'infiltrazione delle acque meteoriche, attenua le

oscillazioni di portata dei corsi d'acqua: le piene e le magre risultano meno accentuate. Anche il flusso di nutrienti dal suolo alle acque correnti viene ridotto a modeste quantità, facilmente e rapidamente assimilabili dalle comunità biotiche dei corsi d'acqua.

La rimozione della vegetazione riparia innesca processi di instabilità che alterano l'equilibrio tra ambiente acquatico e terrestre; questo può essere ulteriormente alterato dall'attività agricola e dalle opere di urbanizzazione. Tale squilibrio si manifesta in un'accen-

Origine e quantità di sedimenti trasportati da corsi d'acqua che drenano bacini idrografici con caratteristiche simili, in funzione delle diverse pratiche di gestione.

| Tipo di gestione | Quantità relativa di sedimenti da: | | Carico dei solidi sospesi nel corso d'acqua | Origine dei sedimenti |
|--|------------------------------------|----------------|---|-------------------------------------|
| | Terreno superficiale | Alveo fluviale | | |
| Bacino idrografico naturale | Molto bassa | Molto bassa | Molto basso | |
| Terreno del bacino ad utilizzo agricolo, ma con alveo naturale | Alta | Bassa | Medio | Terreno superficiale |
| Corso d'acqua canalizzato in bacino forestato | Molto bassa | Alta | Alto | Rive del corso d'acqua |
| Bacino deforestato e corso d'acqua canalizzato | Alta | Alta | Molto alto | Terreno superficiale e rive |
| Gestione ottimale del terreno e corso d'acqua canalizzato | Bassa | Alta | Da medio a alto | Rive del corso d'acqua |
| Gestione ottimale del terreno e corso d'acqua naturale | Bassa | Bassa | Da basso a medio | Equilibrio tra il terreno e l'alveo |

* Aumenta in occasione di punte di piena accentuate.

tuazione delle oscillazioni della portata (piene più violente, magre più spinte e prolungate), un'accresciuta erosione delle sponde e un aumentato flusso di nutrienti e di sedimenti dall'ambiente terrestre ai corsi d'acqua (la cui torbidità e grado di trofia vengono accresciuti, determinando una riduzione della diversità e della stabilità della componente biotica).

Gli Autori, utilizzando come esemplificativi 6 ipotetici bacini idrografici di eguale grandezza, mostrano lo stretto legame intercorrente tra gestione del territorio, trasporto di sedimenti e qualità biologica delle acque correnti.

In un bacino idrografico naturale il tenore in solidi sospesi è molto basso poichè la quantità di sedimenti prodotti è minima sia in ambiente acquatico che terrestre. Il taglio della vegetazione determina un aumento dei solidi sospesi

e una parallela riduzione della qualità delle acque. L'alterazione del profilo dell'alveo, anche se il bacino è completamente forestato, peggiora la qualità delle acque poichè l'accresciuta capacità erosiva dell'acqua, tendendo a modificare la sezione e la pendenza del canale fluviale, mobilita notevoli quantità di sedimenti. Quando la deforestazione è associata alla canalizzazione la concentrazione dei solidi sospesi si eleva notevolmente, influenzando negativamente anche la componente biotica delle acque correnti. Infine, in un bacino soggetto a interventi di conservazione e protezione del terreno, la qualità delle acque non subisce drastiche alterazioni anche nel caso che il corso d'acqua venga canalizzato. La tabella riportata alla pagina precedente illustra in modo sintetico le casistiche sopra riportate.

E. O.

LOWRANCE R., TODD R., FAIL J., HENDRICKSON O., LEONARD R., ASMUSSEN L., 1984

Riparian forests as nutrient filters in agricultural watersheds

Bioscience, 34 (6): 374-377.

[126]

Le fasce di vegetazione riparia, rimuovendo i nutrienti dalle acque di ruscellamento superficiale, si comportano come dei "filtri" di nutrienti e contribuiscono così al mantenimento di una buona qualità dei corsi d'acqua. Per stimare quantitativamente l'efficacia di tale processo, gli Autori hanno studiato il ciclo di alcuni nutrienti nel bacino idrografico del Little river, situato nella contea di Tifton, Georgia, USA.

Sono stati determinati in primo luogo il flusso annuale di N, P, Ca, Mg, K e Cl dai terreni agricoli verso la fascia riparia, il flusso da quest'ultima al corso d'acqua e, infine, la

quantità annuale netta degli elementi citati assorbiti dalla vegetazione riparia.

In un bacino agricolo il movimento dei nutrienti è controllato da fattori fisici e biologici. I primi comprendono i terrazzamenti, le canalizzazioni e il drenaggio artificiale. I principali fattori biologici sono, invece, la denitrificazione e l'assorbimento dei nutrienti da parte della vegetazione riparia.

Il bacino idrografico in esame ha un'area di 1568 ha, così suddivisa: 30% di foresta riparia, 41% di colture agricole, 13% di pascolo e 16% di diversa utilizzazione. Le specie arboree domi-

nanti delle aree riparie comprendono l'eucalipto, la magnolia, l'acero e la quercia.

Dal 1979 al 1981 sono stati misurati tutti gli input e gli output di N, P, K, Ca, Mg e Cl del bacino idrografico. E' stata valutata anche la quantità di questi elementi che veniva fissata annualmente nei tessuti della vegetazione riparia. Il bilancio di massa veniva fatto tra gli input (precipitazione, trasporto della falda freatica, fissazione dell'azoto) e gli output (trasporto dei nutrienti con le acque superficiali, denitrificazione, elementi utilizzati dalla vegetazione per la crescita).

La percentuale di ritenzione dei vari elementi operata dalle fasce riparie (ritenzione/

input) risulta: N-68%, Ca-39%, P-30%, Mg-23%, Cl-7%, K-6%. La capacità di ritenzione viene considerata alta per l'azoto, moderata per Ca, P e Mg e molto bassa per Cl e K.

Gli Autori concludono che le aree riparie contribuiscono realmente a rimuovere i nutrienti e che questa rimozione è particolarmente elevata per l'azoto. Considerando che questo elemento è uno dei principali attivatori dei processi eutrofici sia nelle acque correnti che in quelle marine, si comprende quanto sia importante nella gestione della qualità delle acque superficiali conservare ed estendere la fascia della vegetazione riparia.

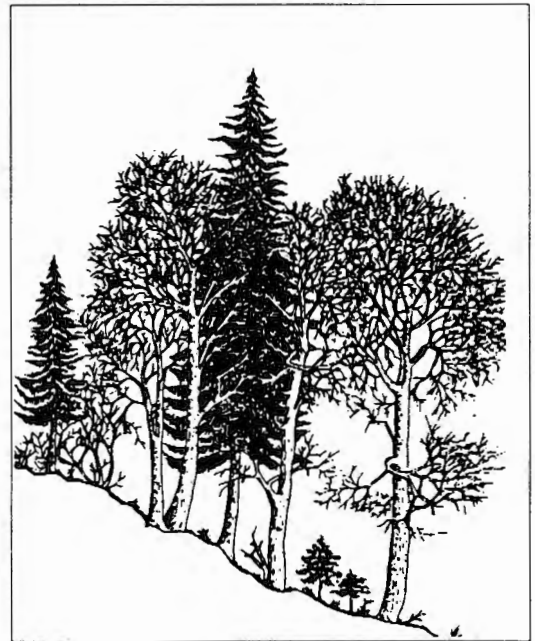
E. O.

CAPORALI F., 1985

Gli effetti della gestione agroforestale del territorio sul flusso di acqua e di elementi minerali

Atti Congr. S.I.T.E., 5: 127-130.

[127]



Per mantenere e possibilmente aumentare la produttività degli ecosistemi è necessario preliminarmente capire i meccanismi che governano i cicli degli elementi nutritivi e come i fattori ambientali e gli interventi umani influenzano il loro flusso.

Di norma, in condizioni di successione ecologica naturale, gli ecosistemi accumulano humus ed elementi minerali i quali, almeno in parte, sono immobilizzati dai colloidali e dal

biota. Il suolo registra un progressivo incremento di fertilità a causa dell'espansione del pool di elementi nutritivi utilizzabili.

Molti dei fattori che causano una perdita di elementi nutritivi sono il risultato diretto o indiretto dell'azione umana. In generale la perdita di elementi nutritivi si riflette, oltre che in un duraturo decremento della produttività degli ecosistemi terrestri, in risvolti negativi sulla qualità delle acque superficiali e

profonde.

La capacità degli ecosistemi terrestri di trattenere gli elementi nutritivi è strettamente legata all'entità della copertura vegetale: il taglio raso di una foresta non solo riduce l'infiltrazione-aumentando il deflusso superficiale a scapito di quello sotterraneo- ma conduce anche ad una perdita di elementi nutritivi. Molti sistemi colturali agricoli lasciano tutta o parte della superficie del suolo esposta agli eventi meteorici: l'impatto diretto delle precipitazioni sul suolo ne favorisce l'erosione e può causare seri danni anche alle acque correnti.

L'Autore suggerisce che per limitare il ruscellamento, l'erosione e la perdita di fertilità nei suoli a regime arativo è opportuno seguire almeno due norme fondamentali: a) tenere il suolo coperto dalla vegetazione per il maggior tempo possibile; b) eseguire le lavorazioni in modo da favorire l'infiltrazione delle acque meteoriche e da minimizzare il deflusso superficiale. Purtroppo la gestione agraria moderna, basata su una eccessiva semplificazione degli ordinamenti colturali e sulla meccanizzazione, non offre sufficienti garanzie per il rispetto di queste norme.

E. O.

CAPORALI F., 1981

Relazione tra uso del territorio e contenuti di azoto nelle acque superficiali di bacini agricoli e forestali della Toscana

S.I.T.E./ATTI, 1: 109-116.

[128]

L'Autore ha studiato il problema dell'arricchimento in sali di azoto delle acque superficiali in rapporto ai diversi usi del territorio, in particolare a quello forestale ed agricolo. Lo studio è stato condotto dall'ottobre 1978 al settembre 1979 sulle acque correnti di 3 bacini montani (in provincia di Pistoia), 5 bacini collinari e 2 di pianura (in provincia di Pisa).

Sui campioni di acque superficiali, effettuati con cadenza decadica, sono state determinate le tre forme di azoto inorganico (N-NO_3 , N-NH_4 e N-NO_2) e, in alcuni casi, l'azoto organico.

I risultati, conformemente all'ipotesi di lavoro, hanno evidenziato strette relazioni tra

l'andamento delle concentrazioni delle forme azotate (in particolare dei nitrati) nelle acque superficiali e il tipo d'uso del territorio. In generale, le acque dei bacini forestati hanno mostrato concentrazioni di nitrati più basse e più costanti nel tempo (tra 1 e 2 ppm).

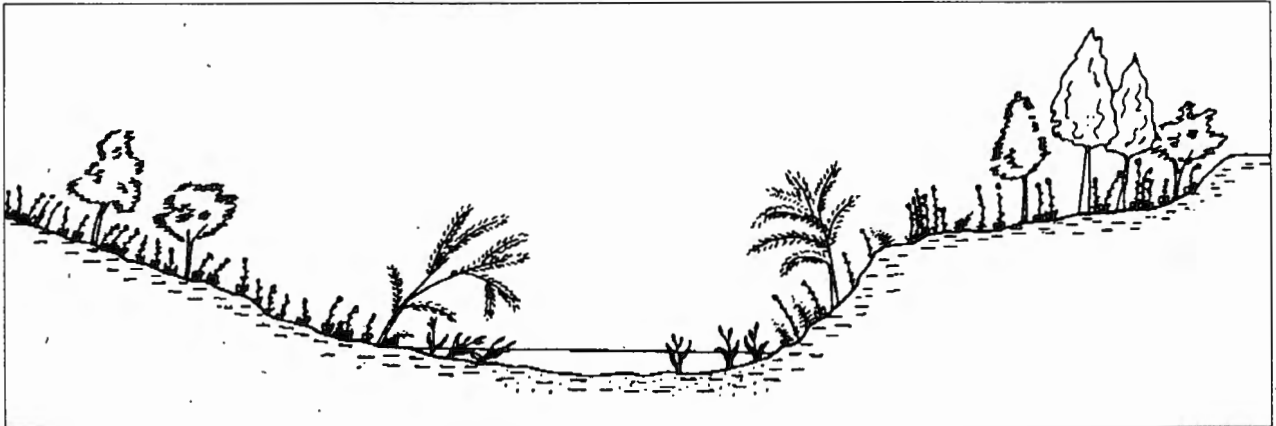
Nei bacini agricoli la situazione è risultata completamente diversa: la concentrazione dei nitrati segue un definito andamento annuo (massimi invernali e minimi estivi) che appare in stretta dipendenza con il tipo di interventi colturali (lavorazione del suolo e fertilizzazioni azotate) praticati sul territorio. In tutti i bacini le perdite più cospicue si registrano durante il tardo autunno e l'inverno, quando le portate dei corsi d'acqua sono molto elevate.

E. O.

PINAY G., DECAMPS H. - 1988

The role of riparian woods in regulating nitrogen fluxes between the alluvial aquifer and surface water: a conceptual model

In: Regulated rivers: research and management. Vol. 2: 507-516. Ed. J. Wiley & Sons. [129]



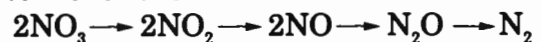
Da alcuni anni le zone umide stanno destando l'interesse degli ecologi. Nonostante la loro larga distribuzione e diversità (mangrovie, stagni, paludi, zone riparie), la protezione di questi ecosistemi naturali è stata a lungo trascurata: vaste zone umide, infatti, sono state prosciugate per estendere le colture agricole. In diverse parti del mondo, però, le zone riparie dei fiumi cominciano ad essere considerate una componente importante degli ecosistemi naturali, meritevoli pertanto di protezione e ripristino.

Oggi infatti è riconosciuto il valore delle fasce riparie vegetate dai punti di vista naturalistico, paesaggistico, di prevenzione dell'erosione delle banchine, di controllo delle esondazioni, di depurazione degli inquinanti. Dal punto di vista ecologico un aspetto non ancora ben chiarito di questi ambienti si riferisce alle interazioni terreno-acqua ed in modo particolare al trasferimento di materiali (principalmente nutrienti) da una facies all'altra.

L'articolo esamina il ruolo rivestito dai terreni inondabili di un bosco ripario di ontani (*Alnus glutinosa*) nell'intercettare e catturare

l'azoto drenato dai campi agricoli verso il corso d'acqua. In particolare, vengono proposti dei modelli per calcolare la capacità delle zone riparie di depurazione dell'azoto nitrico trasportato dalla falda freatica verso il fiume.

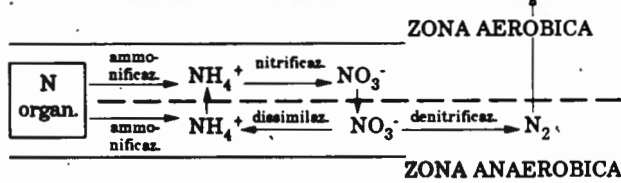
La perdita dell'N da un ecosistema è dovuta alla denitrificazione microbica, consistente nella riduzione dell'N-NO₃ ad azoto gassoso secondo lo schema:



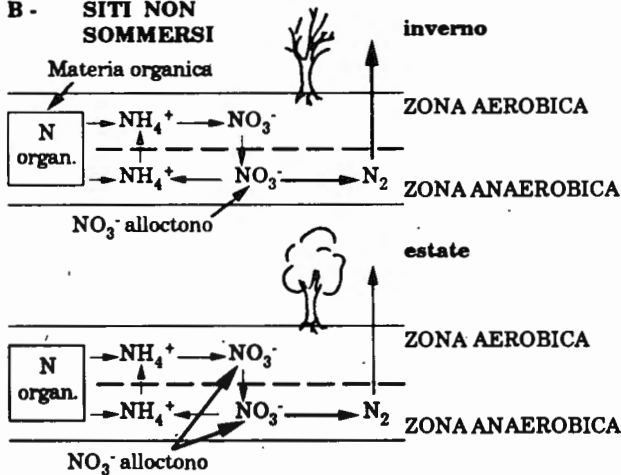
Lo svolgimento di queste reazioni dipende dalle condizioni ambientali ed in modo particolare: dalla concentrazione dell'ossigeno, dalla temperatura, dalla concentrazione dell'azoto nitrico e del carbonio organico, dal pH e dalla presenza dei microrganismi.

Il ciclo dell'azoto nei terreni soggetti a diversi gradi di saturazione idrica è schematicamente illustrato nella fig. 1A. Il processo inizia con l'ammonificazione dell'azoto organico sia in condizioni aerobiche che anaerobiche. L'ammoniaca formatasi diffonde nello strato aerobico e può essere ossidata per via biologica ad azoto nitrico. L'aumento della concentrazione dei nitrati nello strato aerobico determina

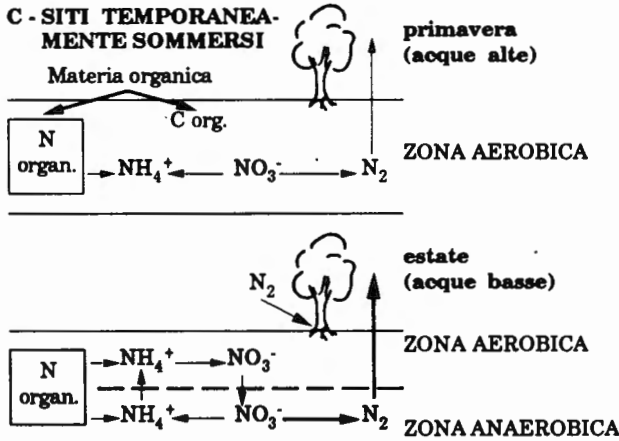
A - MODELLO GENERALE



B - SITI NON SOMMERSI



C - SITI TEMPORANEAMENTE SOMMERSI



D - SITI SEMPRE SOMMERSI

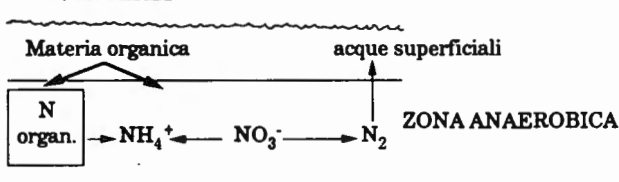


Fig. 1 - Modelli concettuali delle dinamiche dell'azoto nel suolo del bosco ripario studiato presso il fiume Louge.

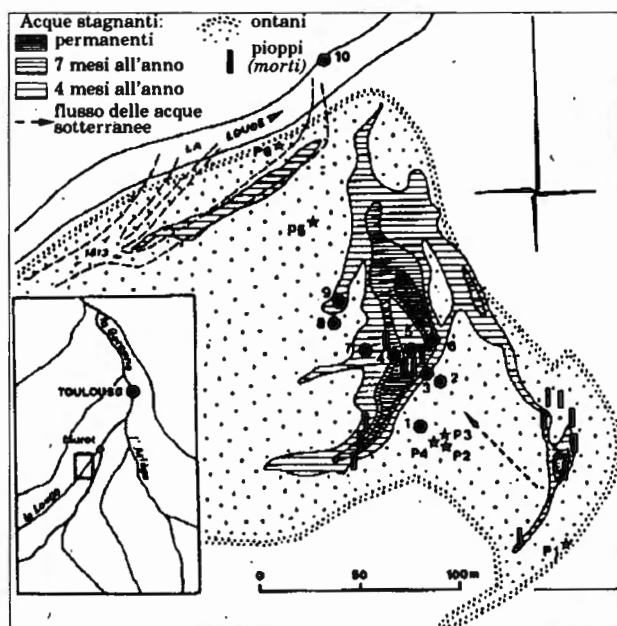
una loro diffusione -per il gradiente di concentrazione- verso lo strato anaerobico: qui la maggior parte dell' NO_3^- viene denitrificata mentre è possibile che una parte venga dissimilata ad ammoniaca. Sembra che la dissimilazione ad ammoniaca non comporti una sensibile perdita dell' NH_3 sotto forma gassosa perchè il pH del suolo -compreso tra 6,6 e 7,8- non ne permette una significativa volatilizzazione; il coefficiente di diffusione dell'ammoniaca, inoltre, è 6 volte inferiore a quello dei nitrati. Ne deriva che l'ammonificazione e la diffusione dell'ammoniaca controllano la velocità di nitrificazione e di denitrificazione nei suoli organici [vedi abstract n° 134].

I microrganismi denitrificanti sono probabilmente localizzati vicino all'interfaccia tra lo strato anaerobico e quello aerobico. Questi microrganismi -la maggior parte dei quali è capace di utilizzare, quando presente, l'ossigeno libero- possono coesistere negli stessi siti dei microrganismi strettamente aerobici [vedi abstract n° 132].

La zona scelta per lo studio è un'area di 5 ha di bosco ripario lungo il fiume La Louge, affluente della Garonna, che scorre in un acquifero con una portata di $600 \text{ l/m}^2\text{d}$. La vegetazione è costituita da ecotoni salici-pioppi e frassini-olmi, in dipendenza della diversa umidità del terreno.

I nitrati trasportati dalla falda freatica e provenienti dai campi coltivati, prima di raggiungere il fiume passano attraverso un laghetto artificiale -formatosi a seguito dell'escavazione di ghiaia- e attraverso la fascia vegetata riparia.

I campioni mensili, raccolti per 16 mesi in 19 siti di prelievo, hanno evidenziato che la concentrazione dei nitrati passa dai 5 mg/l della stazione a monte del laghetto ad $1-5 \text{ mg/l}$ nelle stazioni comprese tra il laghetto e la fascia riparia e a 0 mg/l nelle stazioni comprese tra quest'ultima e il fiume. In effetti erano sufficienti appena 30 m di falda freatica degli ecosistemi ripari vegetati per rimuovere completamente i nitrati dall'acqua. Questi risultati



evidenziano anche che la depurazione dei nitrati nella fascia riparia è superiore a quella del laghetto.

Gli Autori hanno calcolato in situ velocità di denitrificazione giornaliere comprese tra 1,5 e 53 mg di azoto per m²; questa notevole variabilità è legata alla topografia locale e, in particolare, alla quota relativa della falda rispetto alla superficie del suolo.

Il modello generale può essere sintetizzato nel modo seguente:

siti non sommersi (fig. 1B): si hanno zone aerobiche (sito 7) lungo tutto l'arco dell'anno; in questo ambiente si ha un input costante di NO₃⁻ alloctono. In inverno questi nitrati vengono denitrificati negli strati anaerobici più profondi mentre negli strati superficiali si ha ossidazione dell'ammoniaca a nitrati, la cui concentrazione cresce anche a causa del mancato assorbimento da parte degli apparati radicali. La denitrificazione procede ad un tasso compreso tra 6 e 45 mg di N₂/m²d.

In estate, quando sono attivi gli apparati radicali, l'NO₃⁻ viene perso sia per denitrificazione che per assorbimento da parte delle piante. Il fattore limitante della denitrificazione appare essere la concentrazione dei

nitrati. Gli Autori hanno anche dimostrato che la potenzialità di denitrificazione sul campo era di 50 mg N₂/m²d, circa 7 volte più bassa rispetto a quella ottenuta in laboratorio (350 mg N₂/m²d) con la stessa concentrazione di nitrati;

siti temporaneamente sommersi (fig. 1C): in questa situazione (sito 10) i vari livelli della superficie freatica provocano nel suolo condizioni idriche diverse. Lo stesso strato di suolo può funzionare di volta in volta in condizioni aerobiche o anaerobiche in dipendenza del periodo idrologico e della situazione topografica. Due separati diagrammi spiegano il ciclo dell'azoto in questi siti.

In primavera, periodo di acque alte, il materiale organico formatosi dalla caduta delle foglie si è accumulato al suolo; l'azoto organico è mineralizzato ad ammoniaca. In pratica l'N nitrico non è disponibile a causa della sua mancanza nella falda. La presenza nell'acquifero di Fe e Mn ridotti testimonia che la quantità di nitrati non è sufficiente a compensare la domanda di molecole ossidate; in questo caso Mn e Fe sono gli accettori finali degli elettroni. In questi siti i nitrati costituiscono il fattore limitante della denitrificazione ed è per questo che vengono registrate velocità molto basse, di appena 2 mg N₂/m²d.

In estate, quando il livello dell'acqua è basso, lo strato superficiale è aerobico e permette l'ossidazione a nitrati dell'ammoniaca; i nitrati sono assorbiti dalle piante e/o denitrificati. La velocità di denitrificazione è molto alta, compresa tra 30 e 40 mg N₂/m²d;

siti sempre sommersi (fig. 1D): in questo caso non c'è input di nitrati dall'acquifero. In estate lo sviluppo di alghe e macrofite nello strato di acqua superficiale permette l'instaurarsi di una piccola zona aerobia sulla superficie dei sedimenti, anche se per la maggior parte dell'anno i sedimenti sono ridotti per cui si ha accumulo di sostanza organica e di ammoniaca. In questi terreni si

registrano velocità di denitrificazione molto basse ($1 \text{ mg N}_2/\text{m}^2\text{d}$).

Tenendo presente l'interrelazione tra i parametri biologici e fisici e il ruolo delle zone riparie è possibile delineare l'effetto delle attività umane sulle capacità tampone delle foreste alluvionali. Vengono individuati tre principali tipi di impatto:

- la regolazione dei fiumi per prevenire le esondazioni - consistente nell'isolare l'alveo dalla pianura alluvionale - comporta la riduzione o la scomparsa delle zone umide (comprese le fasce riparie vegetate) disposte longitudinalmente al fiume;
- il drenaggio dei terreni per abbassare la superficie freatica comporta una diminuzione di umidità dei suoli, con riduzione della vegetazione riparia;
- il taglio dei boschi ripari porta ad una riduzione dell'input di carbonio organico, rendendo meno disponibile l'energia necessaria per i processi microbici come, ad esempio, la denitrificazione.

In ogni caso, qualunque sia il tipo di impatto,

l'effetto finale è la diminuzione, o addirittura la scomparsa, della capacità tampone delle fasce riparie.

Alla luce di quanto spiegato dagli Autori appare molto importante il mantenimento dei sistemi vegetazionali ripari per la regolazione del flusso dell'azoto tra il bacino idrografico e il fiume. Purtroppo - per carenza di conoscenze le funzioni ed i "servizi" offerti dalle fasce riparie vengono ridotti od annullati dalla rimozione fisica di questi ambienti: colmamento delle aree riparie, discariche incontrollate, escavazioni fuori alveo, cementificazioni, cattiva gestione dei bacini artificiali, sono solamente alcuni degli esempi più comuni che hanno portato alla distruzione degli ecosistemi ripari.

Gli Autori, infine, fanno rilevare che anche gli enti istituzionalmente preposti alla gestione dei bacini idrografici non hanno mai posto seriamente l'attenzione al mantenimento, allo sviluppo ed alla protezione di queste aree chiave di interfaccia tra il terreno e le acque correnti.

E. O.

PETERJOHN W.T., CORREL D.L., 1984

Nutrient dynamics in an agricultural watershed: observations of the role of a riparian forest.

Ecology, 65(5): 1466-1475.

[130]

Gli Autori hanno valutato la capacità delle fasce riparie di un piccolo sottobacino, di appena 16,4 ha, tributario del Rhode river, nel rimuovere alcuni nutrienti quali l'azoto, il carbonio ed il fosforo. Dopo la quantificazione di tutti gli input e gli output è stata calcolata, per differenza, la percentuale di nutrienti rimossa ad opera delle fasce riparie.

A tale scopo gli Autori hanno raccolto campioni settimanali, per circa un anno, da 18 pozzi appositamente perforati in due transetti lunghi 180 m. La profondità media dei pozzi era di circa 3 m, in modo da avere la certezza di poter prelevare campioni anche durante i periodi di magra. I pozzi erano localizzati lungo il confine tra il terreno agricolo e la fascia riparia

è tra questa e il corso d'acqua. Nel bacino idrografico in studio lo spessore medio della fascia di vegetazione riparia era di circa 50 m.

I campioni della falda freatica venivano raccolti con una pompa ed analizzati in modo da valutare la quantità di nutrienti trasportata dalla falda freatica al corso d'acqua. I campioni in superficie venivano raccolti in alcune bottiglie di plastica interrate vicino ai pozzi e munite di imbuto posizionati alla stessa altezza del suolo, in modo da poter raccogliere le acque di dilavamento superficiale. I campionamenti venivano effettuati soprattutto nei periodi di intensa pioggia poichè è proprio durante questi eventi che si ha il massimo movimento dei nutrienti.

Sono stati raccolti campioni anche nel corso d'acqua per valutare la quantità di nutrienti che aveva raggiunto le acque correnti. L'apporto di nutrienti veicolato dalla pioggia è stato valutato raccogliendo e analizzando campioni di acque meteoriche. Nel periodo in studio sono stati quantificati anche i nutrienti utiliz-

zati dalle colture agricole per il proprio sviluppo vegetativo. Sui campioni vegetali venivano determinati N-NO₃, N-Kjeldahl, N-NH₄, P-totale, P-ortofosfato, sostanza organica, materiale particolato.

Sulla base dei dati così raccolti, gli Autori hanno calcolato il bilancio di massa: in un anno un ettaro di fascia riparia ha rimosso dalle acque di drenaggio superficiale dei terreni agricoli 41 kg di particolato, 11 kg di N-organico particellato, 0,83 kg di N-NH₄, 2,7 kg di N-NO₃ e 3 kg di P-particellato. Il risultato più sorprendente è stata la rimozione dalle acque freatiche di 45 kg di N-NO₃/ha-anno da parte delle zone "filtro" riparie.

Gli Autori concludono osservando che la rimozione dell'azoto nitrico dalle acque di falda non è dovuta solamente all'assorbimento da parte della vegetazione riparia, ma che una significativa percentuale dei nitrati può essere ridotta ad azoto molecolare (che si libera nell'atmosfera) per denitrificazione batterica.

E. O.

JACOBS T.C., GILLIAM J.W., 1985

Headwater streams losses of nitrogen from two costal plain watersheds

J. Environ. Qual., 14 (4).

[131]

L'inquinamento diffuso di origine agricola apporta notevoli quantità di azoto alle acque superficiali, contribuendo così alla loro eutrofizzazione. Fioriture algali sono state osservate in diversi fiumi della costa dello stato della Nord Carolina.

Il lavoro si propone di studiare i processi che controllano la concentrazione dell'azoto nitrico nelle acque superficiali e proporre le soluzioni per gestire nel modo più efficace la qualità di queste acque. Gli Autori hanno de-

terminato per tre anni, in due bacini idrografici della costa atlantica, la portata idrica, la concentrazione dell'azoto nitrico e quella dell'azoto totale. In entrambi i bacini l'uso del suolo è in prevalenza destinato ad attività agricole e pertanto vengono applicati sul terreno notevoli quantità di fertilizzanti.

Il primo bacino ha un'area di 1.299 ha ed è costituito da suolo ben drenato; le perdite di azoto nitrico e di azoto totale variano da 2,5 a 4,5 kg/ha-anno. Il secondo bacino, di 6.998 ha,

è costituito da un suolo scarsamente drenato: le perdite di azoto nitrico e azoto totale ammontano rispettivamente a 0,5 e 2,5 kg/ha-anno. Questi valori appaiono molto bassi rispetto al bilancio tra l'azoto applicato e quello effettivamente perso dal suolo agricolo. Gli Autori sono convinti che la denitrificazione è il principale processo biologico responsabile delle perdite azotate del suolo.

Tuttavia, nei corsi d'acqua in studio, la sot-

trazione di nutrienti azotati operata dai "filtri" ripari e le perdite dovute alla denitrificazione nei suoli umidi non risultano sufficienti a portare ad un livello soddisfacente il carico degli inquinanti diffusi.

La soluzione gestionale per questi ambienti va ricercata in un ampliamento delle fasce vegetazionali riparie e/o in una diminuzione del carico di azoto applicato alle colture.

E. O.

ZHOU QI, CHEN HUA-KUEI, 1983

The activity of nitrifying and denitrifying bacteria in paddy soil

Soil Science, 135 (1): 31-34.

[132]



Gli Autori affermano che la denitrificazione biologica è il principale meccanismo biologico di rimozione dell'azoto dai terreni delle risaie e che ad essa sono associati anche processi di nitrificazione. Studi recenti con azoto radioattivo hanno mostrato che circa il 35-52% dell'azoto inorganico e organico applicato alle risaie viene perso per denitrificazione. Nel modello proposto nel 1956 da Mitsui, il primo strato superficiale (0,5-1 cm) è ossidativo; ad esso segue, a maggiori profondità, uno strato riduttivo in cui l'azoto nitrico (prodotto nello strato sovrastante) viene ridotto ad azoto atmosferico. In questo modello i batteri nitrificanti erano considerati attivi solamente in ambiente aerobio, ad alti valori di Eh.

I risultati ottenuti dagli Autori mostrano invece che esistono batteri nitrificanti anaerobi facoltativi che vivono in stretta associazione con i batteri denitrificanti e che entrambi sono attivi nello stesso locus nei terreni delle risaie.

Gli Autori sono giunti a queste conclusioni inoculando una aliquota di substrato delle risaie nei terreni di nitrificazione di Meiklejohn. I tubi inoculati e quelli non inoculati (controllo) sono stati incubati sia in aerobiosi che in anaerobiosi a 28°C; le condizioni anaerobiche sono state ottenute aggiungendo ai tubi paraffina liquida sterile. In entrambi i tubi gli Autori hanno dimostrato che la nitrificazione avviene sia in condizioni aerobiche che anaerobiche: la sola differenza osservabile è l'inten-

sità alla quale procedono i due processi.

In un altro esperimento, una aliquota di terreno di risaia (paddy soil) è stata inoculata in un terreno di nitrificazione e incubata per 37 giorni. Quando tutto l'azoto ammoniacale era nitrificato, è stata aggiunta alla coltura una soluzione sterile di glucosio e si è ottenuta un'immediata denitrificazione con vigorosa produzione di gas (N_2O , N_2).

Con questi semplici esperimenti gli Autori dimostrano che nei terreni delle risaie, asso-

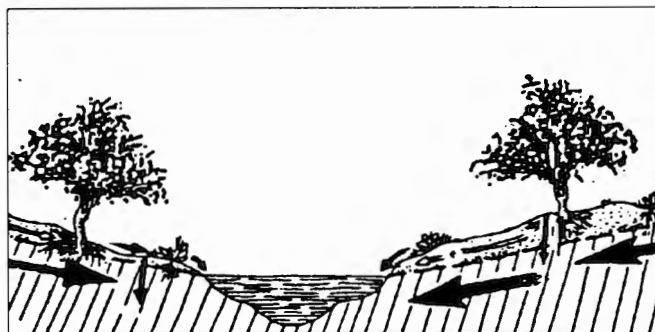
ciati ai batteri denitrificanti, sono presenti ecotipi anaerobici di batteri nitrificanti. Ciò può essere spiegato con l'ipotesi, formulata da Jorgensen nel 1980, che lo ione bicarbonato possa giocare, in ambiente riducente, il ruolo di accettore di elettroni. In presenza di azoto ridotto, l' HCO_3^- - presente nei terreni delle risaie - fungerebbe quindi da accettore di elettroni per l'ossidazione biologica dell'azoto, oltre a rappresentare una riserva di carbonio per i batteri chemiolitotrofi.

E. O.

GUTHRIE T.F., DUXBURG J.M., 1978

Nitrogen mineralization and denitrification in organic soils

Soil Sci. Soc. Am. J., 42: 908-912. [133]



Una appropriata gestione dei suoli organici può rendere questi terreni estremamente produttivi. Probabilmente il problema più importante che i coltivatori devono affrontare in questo tipo di suoli è la subsidenza, causata in parte dalla compattazione del suolo e in parte dalla mineralizzazione biologica dei substrati organici.

Gli Autori hanno calcolato che la quantità di N mineralizzato in un suolo dello stato di New York ammontava a 830 kg N/ha-anno. Altri Autori hanno però dimostrato che negli stessi tipi di suoli organici la mineralizzazione raramente superava 100 kg N/ha-anno. E' pertanto molto probabile che l'azoto venga perso per denitrificazione biologica, con produzione di azoto gassoso.

Gli Autori, allo scopo di valutare le velocità di mineralizzazione e di denitrificazione del-

l'azoto, hanno raccolto campioni di suolo organico (0-30 cm), sistemandoli all'interno di colonne di vetro; in alcune di esse venivano simulate condizioni di suoli drenati mentre in altre, riempite d'acqua, condizioni di suoli inondata. Dopo un'incubazione di 7-20 giorni a 23 °C, le colonne venivano lavate con 6,5 l di acqua distillata e sul percolato veniva determinata la concentrazione dell'azoto ammoniacale per stimare la velocità di mineralizzazione.

Per valutare i processi di denitrificazione, in testa alle colonne venivano collegate colonnine contenenti setacci molecolari di 5 Å, aventi il compito di catturare e assorbire l' N_2O , prodotto intermedio della denitrificazione. I setacci, rimossi alla fine dell'esperimento, venivano installati su un gascromatografo per determinare l' N_2O formatosi.

Dopo 28 giorni di incubazione, l'azoto mine-

realizzato (senza correzione dell'N perso per denitrificazione) corrispondeva a 500-600 kg N/ha·anno. La denitrificazione dell' NO_3^- (aggiunto in concentrazione nota nella colonna) veniva misurata sia nella colonna drenata che in quella inondata. La quantità di N_2O prodotto nella colonna inondata corrispondeva al 78-

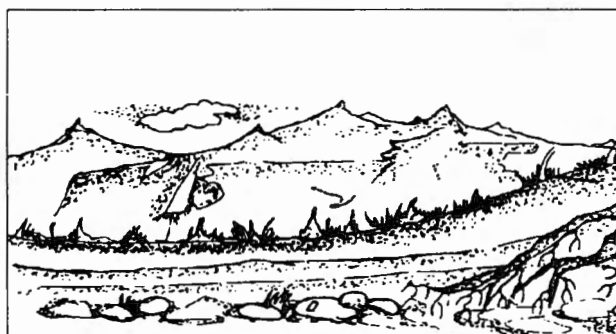
98% dell' NO_3^- iniziale mentre nelle colonne drenate la denitrificazione era inferiore, corrispondente all'11-52% dell'azoto nitrico aggiunto. Nell'eliminazione dell'azoto nitrico dai terreni agricoli giocano quindi un ruolo importante sia la copertura vegetale che la denitrificazione dei suoli.

E. O.

REDDY K.R., RAO P.S.C., 1983

Nitrogen and phosphorus fluxes from a flooded organic soil

Soil Science, 136 (5): 300-307. [134]



Nello stato americano della Florida i terreni organici utilizzati per scopi agricoli vengono inondati durante i mesi estivi per controllare la crescita delle erbe infestanti e ridurre la subsidenza del terreno. Alcuni di questi terreni vengono utilizzati anche per la coltura del riso.

Gli Autori, simulando in laboratorio questi ambienti, hanno misurato i flussi di azoto e di fosforo dal suolo organico anaerobico verso lo strato d'acqua sovrastante. La simulazione ha mostrato che nello strato di suolo anaerobico l'ammonificazione procede ad un tasso di 0,11 g N/m²d mentre il flusso di ammoniaca dal suolo anaerobico verso il sovrastante strato aerobico era di 0,045 g N/m²d. In questo ambiente l'ammoniaca veniva ossidata ad azoto nitrico.

La sequenza dei processi di trasformazione dell'azoto nei suoli organici inondati comprendeva: ammonificazione nello strato di suolo anaerobico, diffusione nell'acqua dell'ammoniaca, nitrificazione nel mezzo liquido,

diffusione dell'azoto ossidato verso il terreno anaerobico e successiva denitrificazione. Le perdite di azoto dovute a questi processi sommano a circa il 35% dell' $\text{NH}_4\text{-N}$ mineralizzato nei primi 21 cm del suolo organico.

I risultati mostrano, inoltre, che l'ammonificazione e la diffusione dell'ammoniaca hanno una velocità di trasformazione più bassa rispetto agli altri processi di trasformazione e rappresentano, quindi, i fattori limitanti nella perdita di azoto dai suoli organici inondati.

La velocità di produzione di P solubile nello strato anaerobico era di 0,016 g P/m²d e la sua diffusione 0,0098 g P/m²d. I processi di trasformazione del P nello strato anaerobico comprendono: la mineralizzazione del P-organico, l'adsorbimento-desorbimento del P e la sua diffusione dai sedimenti verso gli strati di acqua superficiali. Le perdite di P dovute a questi processi assommano a circa il 53% del P solubilizzato nei primi 21 cm di suolo organico superficiale.

E. O.

DECAMPS H., JOACHIN J., LAUGA J. - 1987

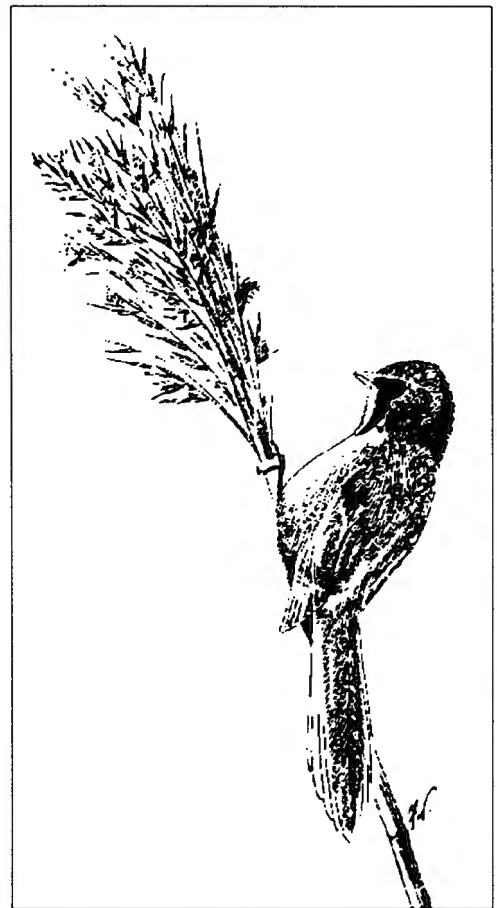
The importance for birds of the riparian woodlands within the alluvial corridor of the River Garonne, S.W. France

in: *Regulated Rivers: Research and Management*, vol. 1: 301-316. Ed. J. Wiley & Sons [135]

I corridoi alluvionali comprendono sistemi acquatici, semiacquatici e terrestri che si susseguono, più o meno correlati, lungo i corsi d'acqua. Il corridoio della Garonna è formato da una serie di aree boschive poste direttamente sulle rive o su terrazzi ed è ciò che resta dell'originale foresta alluvionale.

Il lavoro vuole studiare gli effetti di questa frammentazione sulla struttura delle comunità ornitiche nel corridoio della Garonna, su un'area geologicamente e climatologicamente omogenea lunga 100 km e larga da 10 a 20. Il corridoio è costituito da una serie di ampi terrazzi fluviali boscati, incisi da una valle larga circa 3 km e profonda circa 40 m. L'alveo di piena è colonizzato da pioppeti di impianto artificiale e -a maggior distanza dalle rive- da boschi ripari (*Salix alba*, *Alnus glutinosa*, *Fraxinus angustifolia* e *Quercus robur*). I pendii della valle sono coperti da boschi di *Fraxinus angustifolia*, *Sorbus torminalis*, *Robinia pseudoacacia*, *Acer campestre*, *Quercus pubescens*, *Q. robur* mentre i boschi degli ampi terrazzi fluviali comprendono *Q. robur*, *Q. petraea*, *Carpinus betulus*, ecc.

La metodologia di rilevamento usata è quella di Spitz, che prevede punti di osserva-



zione e di ascolto posti a 500 m l'uno dall'altro. Questa distanza è stata tuttavia ridotta a 250 m a causa dell'esiguità di molte aree boschive. Per ogni biotopo sono stati stabiliti da 15 a 20 punti di osservazione per 20 minuti ciascuno. Il periodo di studio (20 aprile-20 giugno) è stato scelto sulla base dei dati forniti da un'associazione ornitologica locale. Tutti i punti di osservazione sono stati scelti nelle zone centrali del biotopo per evitare la registrazione di uccelli di biotopi adiacenti. Sono state evitate aree soggette a pascolo o recentemente colonizzate e si è tenuto conto della dimensione dei singoli biotopi. Ogni biotopo, infine, è stato studiato per metà all'inizio del periodo di osservazione e per metà alla fine di esso, per includere gli uccelli ritardatari e quelli precoci.

I risultati della ricerca sono riassumibili nella seguente tabella:

| Biotopo | A | B | C | D | E |
|---------------------|----|------|------|------|------|
| Boschi dei terrazzi | 55 | 11,9 | 31,5 | 4,46 | 0,77 |
| Boschi ripari | 52 | 14,3 | 36,5 | 4,51 | 0,79 |
| Pioppeti | 24 | 12 | 29,8 | 4,01 | 0,87 |
| Boschi di pendio | 31 | 9,7 | 24,1 | 4,18 | 0,84 |

dove A è la ricchezza totale, cioè il numero di specie individuate, B è la ricchezza media per punto di osservazione, C l'abbondanza media, cioè il numero totale di individui per punto di osservazione, D è l'indice di Shannon ed E l'indice di uguaglianza.

Il bosco ripario ha evidenziato i più alti valori delle colonne B, C e D, dimostrandosi quindi il biotopo più ricco qualitativamente e quantitativamente.

I dati ottenuti sono stati anche messi in relazione all'estensione dei singoli biotopi; ne è risultato che mentre nei boschi dei terrazzi fluviali la ricchezza aumenta con l'aumentare della superficie, in quelli ripari l'estensione è ininfluente sul numero di specie e sulla densità degli individui. Nel primo caso vengono rispettate le previsioni della teoria dell'equilibrio dinamico di MacArthur e Wilson mentre nei boschi ripari sembrano venir contraddette. Gli Autori suggeriscono, anche sulla scorta di altri dati, che il fattore limitante sia il grado di umidità del bosco. La maggiore estensione di

un bosco di terrazzo può compensare infatti la minore umidità di questi biotopi mentre nei boschi ripari la costante umidità permette comunque un'alta densità di uccelli.

Il bosco ripario è risultato dunque un ambiente di estrema importanza sia per gli uccelli stanziali che per quelli migratori e rappresenta un corridoio di passaggio indispensabile per la loro diffusione; i migratori, infatti, prima di insediarsi nei boschi dei terrazzi utilizzano per i loro spostamenti il corridoio di bosco ripario.

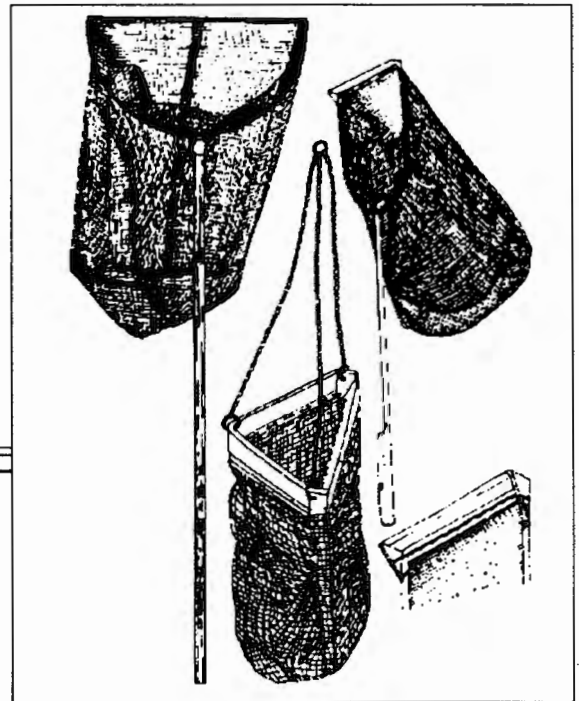
Un altro importante aspetto dei boschi ripari è legato alla loro forma stretta ed allungata: ciò comporta un altissimo rapporto perimetro/superficie e quindi un'elevata capacità di scambio con gli ambienti limitrofi.

In conclusione i dati raccolti evidenziano il ruolo insostituibile dei corridoi rappresentati dai fiumi e dai boschi ripari per la diffusione degli uccelli. I pioppeti artificiali -soprattutto se privi di sottobosco- non sono in grado di assolvere efficacemente a questo ruolo.

B. M.



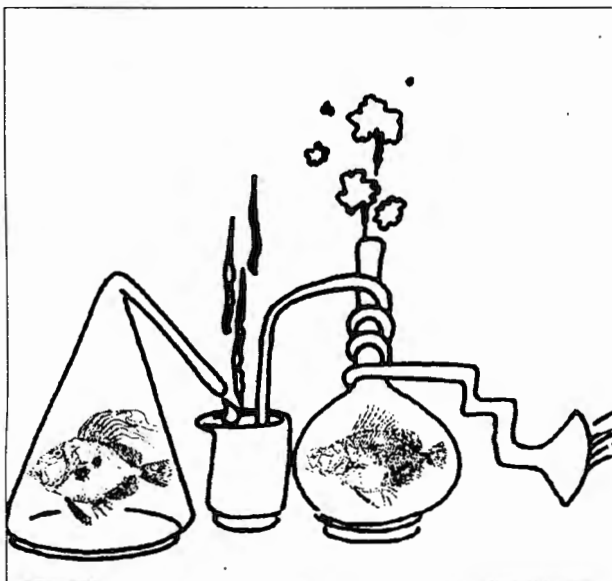
SEGNALAZIONI



R. A. COLER, J. P. ROCKWOOD - 1990

WATER POLLUTION BIOLOGY: A laboratory/field hanbook

Technomic Publishing AG, Missionstrasse 44, CH-4055 Basel, Switzerland.



- Guida di base e di riferimento per i metodi di impiego comune per l'analisi biologica dell'inquinamento delle acque;
- Il testo copre gli organismi indicatori, la struttura delle comunità, le funzioni delle comunità, i biosaggi e i test di tossicità;
- Approccio pratico alle applicazioni, con molti esempi di lavoro e di calcolo.

INDICE

THE DATA BASE

EXERCISE 1 Eutrofication: a review of lake chemistry

EXERCISE 2 River diurnal: a chemical inventory

STRUCTURAL ASPECTS OF BIOTIC COMMUNITIES - BENTHIC MACROINVERTEBRATES AND PERIPHYTON

- EXERCISE 3 Benthic macroinvertebrate distribution and sampling strategies
- EXERCISE 4 Diversity
- EXERCISE 5 Determination of diversity with artificial substrates
- EXERCISE 6 The application of diatoms to the assessment of water quality
- EXERCISE 7 Algal Chlorophyll quantitation

COMMUNITY FUNCTION

- EXERCISE 8 Primary productivity and photosynthetic efficiency using the

light-dark bottle method

- EXERCISE 9 A field method for assessing the water quality of a stream using primary productivity

BIOASSAY AND TOXICITY TESTING

Aquatic toxicology: principles and procedures

- EXERCISE 10 Toxicity testing with fish
- EXERCISE 11 Algal toxicity testing in a flow-through glass coil assembly
- EXERCISE 12 Toxicity testing with *Daphnia*
- EXERCISE 13 The measurement of dragonfly respiratory and excretory rates as short-term indices of stress.

M.G.

COMUNE DI REGGIO EMILIA
UNITA' SANITARIA LOCALE n. 9 DI
REGGIO EMILIA

GLI ABITANTI DI REGGIO EMILIA E L'AMBIENTE

Sondaggio d'opinione sulla percezione dei rischi ambientali
Progetti di informazione alla popolazione

Reggio Emilia, 1985.

Il volume -uscito nel gennaio scorso- è il frutto del lavoro di un gruppo del sistema informativo locale (SIL) dell'area della prevenzione, che ha elaborato il progetto di ricerca «Informazione-Ambiente».

L'interesse del lavoro sta nel confronto tra le disponibilità informative dei servizi della prevenzione -censite dal gruppo- e i bisogni informativi dei cittadini. Sono stati intervistati 1.000 cittadini di Reggio Emilia per conoscere



le informazioni che desideravano sapere e attraverso quali media. Gli argomenti presi in considerazione sono: inquinamento acustico, atmosferico, acque superficiali, qualità degli alimenti.

Il volume riporta il questionario utilizzato e una prima elaborazione dei dati emersi dalle interviste. L'ipotesi di informazione della popolazione avanzata nel volume è già in fase di attuazione.

P. M.

PAGINE APERTE



**COMMISSIONE MINISTERIALE
PER IL FIUME MAGRA:**

UNA SVOLTA NELLA GESTIONE DEI FIUMI ITALIANI ?

Ha finalmente concluso i lavori la Commissione Tecnica -nominata il 14 aprile 89 con decreto del Ministero LL.PP.- incaricata di valutare la compatibilità ambientale delle opere idrauliche sul fiume Magra. E' la prima -e finora unica- Commissione in Italia che affronta il tema della compatibilità ambientale delle opere fluviali: le sue conclusioni rivestono quindi un significato che va ben oltre il giudizio sulle opere eseguite sul Magra.

Diversi aspetti concorrono a fare della battaglia apertasi sul Magra una vicenda di interesse nazionale, sia per le modalità del suo svolgimento sia per le potenziali positive ripercussioni sulla gestione dei fiumi italiani. Ripercorriamone sinteticamente le tappe.

Il reticolo idrografico del Magra -di particolare pregio naturalistico e in parte già disciplinato a parco fluviale- registra nella seconda metà degli anni '80 una forte intensificazione

dei progetti di regimazione; lo stesso piano di bacino, attualmente in itinere, prospetta fin dalla sua nascita, nel 1984, l'intento di procedere ad un'«organica» regimazione. La realizzazione pratica delle opere idrauliche si rivela ben presto in tutta la sua brutalità: l'alveo viene escavato, allargato, spianato, rettificato, devegetato, incanalato, arginato.

Per contrastare l'artificializzazione dei corsi d'acqua si costituisce un Comitato per la Difesa del Magra, caratterizzato fin dall'inizio da:

- critica radicale su solide basi scientifiche - dai punti di vista biologico-naturalistico, idraulico, idrogeologico, geomorfologico, paesaggistico- ai presupposti teorici e alle modalità esecutive delle opere di regimazione;
- intensa mobilitazione e divulgazione dei danni derivanti dalle escavazioni di inerti e dalle opere fluviali: abbassamento dell'al-

veo, crollo di ponti e manufatti, franosità dei versanti, erosione del litorale, abbassamento della superficie freatica, riduzione delle disponibilità idropotabili, intrusione salina, riduzione dei tempi di corrivazione, accresciuto rischio idraulico, distruzione degli ecosistemi fluviali, riduzione del potere autodepurante;

- proposte concrete e corrette -pur nella loro radicalità e anticonformismo- di gestione alternativa. Valgano come esempi: demolizione delle opere fluviali e rinaturalizzazione; sicurezza idraulica centrata sull'utilizzo delle aree esondabili anzichè su opere rigide di contenimento delle acque; favoritamento delle frane in versanti disabitati per compensare il deficit solido e ripristinare il riascimentamento del litorale;
- instancabile tenacia, indisponibilità alla mediazione, intransigenza sugli obiettivi, aperta denuncia dei responsabili;
- forte capacità di aggregazione: in pochi mesi aderiscono al Comitato oltre 20 tra associazioni ambientaliste e forze politiche e sociali;
- piena consapevolezza della portata nazionale della posta in gioco che -lungi dall'essere limitata al Magra- investe l'intera filosofia e pratica di gestione dei corsi d'acqua italiani.

Tra i risultati dell'intensa mobilitazione, oltre al blocco di alcune opere e al definitivo ritiro di alcuni progetti di devastazione fluviale, vi è la nomina della Commissione ministeriale citata in apertura. La Commissione è composta da 5 ingegneri, 2 architetti, 1 geologo e 1 biologo, in rappresentanza dei ministeri dei Lavori Pubblici, Ambiente, Beni Culturali ed Ambientali, delle regioni Toscana e Liguria, delle provincie di Massa Carrara e della Spezia, del Consorzio per la Gestione del Parco Fluviale della Magra e del Comitato per la Difesa del Magra.

Nel corso dei lavori della Commissione sono emerse due concezioni inconciliabili della gestione dei fiumi, tradottesi in due contrapposte

relazioni conclusive: l'una -significativamente sostenuta dal rappresentante del ministero LL.PP.- rispecchia l'approccio dell'«artificializzazione» mentre l'altra -approvata da tutti i restanti componenti- conferma su tutta la linea le argomentazioni da sempre sostenute dal Comitato per la Difesa del Magra.

Il mancato raggiungimento dell'unanimità arricchisce, anzichè svilire, il valore delle conclusioni della Commissione: l'esistenza di due relazioni conclusive rende infatti più esplicito il confronto tra le due opposte concezioni. Per il testo integrale delle due relazioni conclusive si rimanda all'inserito speciale; il riquadro alla pagina seguente «Brani scelti... a confronto» fornisce, tuttavia, già uno spaccato estremamente istruttivo di tale confronto.

Il fatto che non solo il biologo, il geologo e gli architetti, ma anche 4 dei 5 ingegneri -tradizionalmente più attenti alle problematiche idrauliche che a quella della tutela naturalistica- abbiano approvato la relazione di maggioranza è un indice significativo di quanto sia cresciuta la sensibilità ambientale nel nostro paese. Nella relazione di maggioranza vengono avanzate concezioni fortemente innovative, in stridente contrasto con quella sottostante all'operato quotidiano di tanti enti di gestione dei fiumi: Provveditorati alle OO.PP., Uffici del Genio Civile, Magistrato del Po, Assessorati alla Difesa del Suolo e una pletera di Consorzi (di bonifica, di irrigazione, di arginatura, ecc.).

Quanto incideranno -di fatto- le conclusioni della Commissione sulla gestione dei fiumi italiani? A livello locale indubbiamente moltissimo: il piano di bacino del Magra, in corso di redazione, sta già recependo le indicazioni della Commissione e subirà pertanto radicali miglioramenti; la regione Toscana ha già annunciato che, tra i lavori di pronto intervento previsti dall'art. 31 della nuova legge sulla Difesa del Suolo (L. 183/89), porrà la demolizione totale dell'argine di Villafranca, la demolizione di un primo tratto degli argini di magra sul torrente Verde e il ripristino naturalistico di questi

ambienti.

La regione Toscana, inoltre, recependo una specifica richiesta del Comitato, ha annunciato un esposto alla Corte dei Conti affinché verifichi se la realizzazione delle opere fluviali sul Magra (completate soli pochi mesi fa e delle quali già si prospetta la demolizione) non configuri uno spreco di denaro pubblico e -in tal caso- proceda ad ottenerne dai responsabili il risarcimento allo Stato. Il fine di questa iniziativa è creare un potente deterrente per coloro

che, in tutto il paese, si ostinano a realizzare opere idrauliche ingiustificate sui fiumi italiani.

La misura del recepimento diffuso a livello nazionale delle indicazioni conclusive della Commissione, tuttavia, dipenderà soprattutto da quanto gli operatori, le associazioni ambientaliste e le istituzioni sapranno utilizzarle per accelerare la transizione alla nuova cultura ambientale: per tutti, è ora di rimboccarsi le maniche.

Giuseppe Sansoni

Dalle due relazioni conclusive della Commissione ministeriale incaricata di verificare la compatibilità ambientale delle opere fluviali sul bacino del Magra, riprendiamo e poniamo a confronto alcuni brani significativi che testimoniano quanto siano distanti le due culture della gestione dei fiumi.

In caratteri normali il testo della relazione di maggioranza, approvata da otto dei nove componenti la Commissione; in corsivo il testo proposto e approvato dal solo presidente della Commissione, dirigente superiore tecnico del ministero LL.PP. [Per il testo integrale di entrambe le relazioni conclusive si rimanda all'inserto speciale di questo stesso numero].

BRANI SCELTI ... A CONFRONTO

Maggioranza [pag. 7]: ... considerato che la parte ligure del corso del Magra ed il corso del Vara sino a Ponte Santa Margherita costituiscono un parco fluviale la previsione e la realizzazione di opere di regimazione idraulica avrebbe dovuto tener conto di tali previsioni e, ove non sussistevano imprescindibili e specifiche esigenze di salvaguardia di manufatti e insediamenti, essere improntata ad una più attenta considerazione dei valori naturalistico-ambientali ...

Presidente [pag. 29]: *si riconosce infatti la necessità di favorire le condizioni affinché si ristabilisca un equilibrio ambientale, ma si rifugge nello stesso tempo da una mitizzazione cherubina della conservazione ad ogni costo e dalla strumentalizzazione ad uso partitico della politica ambientale ...*

Maggioranza [pag. 26]: Va rimarcato che le opere sono state realizzate dal Provveditorato alle Opere Pubbliche per la Liguria senza il raggiungimento dell'intesa con la Regione previsto dall'art. 89 del D.P.R. 616/1977 ... e senza l'autorizzazione prevista dall'art. 7 della legge 1497/1939 sulle bellezze naturali ... Parte delle opere realizzate risultano peraltro in contrasto con le pre-

visioni del Piano Territoriale di Coordinamento Paesistico adottato dalla Regione Liguria ... Non è stato inoltre richiesto il parere di compatibilità con le previsioni della L.R. 43/1982 al competente Consorzio per la gestione del Parco Fluviale, come previsto dagli artt. 9 e 10 della Legge stessa.

Da parte della Regione e dei Comuni interessati è stata pertanto avviata la procedura prevista dagli artt. 4 e 5 della legge 47/1985 per le opere eseguite da Amministrazioni statali senza le necessarie autorizzazioni.

Presidente [pag. 29]: *riguardando singolarmente le opere in corso nel tratto toscano del Magra e dei suoi affluenti, si riconosce che le tipologie dei manufatti eseguiti sono quelle descritte e consigliate in tutti i più autorevoli testi nazionali e internazionali di costruzioni idrauliche; le opere inoltre sono state appaltate ed eseguite nell'assoluto rispetto delle norme vigenti ... senza peraltro contrastare con le leggi sulla protezione ambientale emesse successivamente ...*

Le finalità degli interventi si inquadrano quindi in un preciso riferimento di salvaguardia idraulica che è stato esaminato, rifuggendo da ogni facile manicheismo e riconoscendone la validità, con qualche osservazione di

carattere ambientale come si dirà in appresso.

Maggioranza [pag. 12]: Per le considerazioni svolte in precedenza si chiede l'immediata cessazione dei lavori di esecuzione dell'alveo artificiale di magra nel tratto ove questo non è stato ancora eseguito ...

Presidente [pag. 30]: *si ritiene necessario proseguire la esecuzione di dette opere allo scopo di non rendere precaria la sistemazione intrapresa ed evitare che portate di morbida consistente possano danneggiare le sistemazioni effettuate.*

Maggioranza [pag. 13]: ... alla foce del Bagnone sul Magra... si ha un intervento la cui utilità non è stata dimostrata nel corso dei lavori dalla Commissione, neanche in termini di prospettive, piani o progetti di utilizzo dell'area.

Questo argine, composto per un primo tratto da un muro in calcestruzzo e per un secondo tratto da un argine in terra rivestito con massi, si presenta come un intervento discutibile, anche per le probabili turbative che potrà indurre sulle sponde dei tratti fluviali limitrofi. Un aspetto negativo di questo intervento è rappresentato comunque dal fatto che si è sottratta al fiume un'area di espansione naturale delle acque: ciò accentuerà gli effetti dannosi degli eventi di piena ...

E' questo in conclusione un intervento ... non essenziale dal punto di vista idraulico, incompatibile dai punti di vista paesaggistico e storico-culturale ... ed ecologico ... e complessivamente controproducente per ... e per la sottrazione di un'area di espansione naturale delle acque.

Presidente [pag. 31]: *Si ritiene che l'argine renda più regolare l'andamento della corrente facilitando il trasferimento a valle del materiale trascinato sul fondo il cui accumulo costituisce uno dei problemi dei torrenti, ed il cui mancato avvio alla foce influisce sullo squilibrio del litorale. ... la sistemazione attuata risponde a precisi criteri idraulici, la cui utilità non può essere discussa prescindendo da una completa conoscenza tecnica-scientifica degli elementi che hanno guidato il progettista ...*

Maggioranza [pag. 8-9]: Non appaiono, invece, compatibili dal punto di vista ambientale gli interventi che, per la loro estensione e tipologia, vengono ad alterare le specifiche caratteristiche idrologiche e geomorfologiche prefigurando un sostanziale cambiamento del paesaggio ripario, quali le arginature continue di maggior sviluppo o le canalizzazioni in cemento armato di alcuni affluenti del Vara.

Le arginature ed in genere l'impermeabilizzazione o l'irrigidimento dell'alveo (quale, ad es. quello conseguente alle risagomature) determinano, infatti, effetti

negativi su diversi comparti ambientali: ...viene distrutta la varietà dei microambienti... riduzione del potere autodepurante del corso d'acqua ... vengono distrutte le fasce di vegetazione riparia e le biocenosi ad esse connesse ... entrambi gli ambienti, acquatico e terrestre, vengono impoveriti ... abbassamento della superficie freatica ... intrusione del cuneo salino nell'entroterra ... seria minaccia all'approvvigionamento idropotabile di intere città, dalla Spezia a Carrara ... creazione di un paesaggio artificiale, geometrico e ripetitivo ... riducono i tempi di corrivazione ... aumentano le portate istantanee al colmo di piena ... accentuano il rischio idraulico per gli abitati ed i manufatti ...

Presidente [pag. 31]: *Le opere peraltro sono consistite nella stragrande maggioranza in ricalibrature dell'alveo con conseguenti rivestimenti di sponda con scogliera in pietrame e pertanto hanno caratteristiche di gran lunga affini a quelle di manutenzione ordinaria che ogni accorto reggitore deve programmare ed eseguire sul territorio di propria giurisdizione.*

Maggioranza [pag. 15]: Visto l'impatto negativo esercitato da gran parte delle opere fluviali eseguite sul reticolo idrografico del Magra, appare, infine, opportuno che nell'ambito del piano di bacino vengano proposti lo studio e la sperimentazione delle tecniche di rinaturalizzazione dei tratti fluviali artificializzati e di recupero ambientale dei tratti interessati dalle opere giudicate nella presente relazione ambientalmente incompatibili.

La Commissione, in tali casi, ritiene opportuno che vengano adottate le modalità di recupero ambientale ... privilegiando -laddove possibile- la demolizione delle opere e la rimessa in pristino dello stato dei luoghi antecedente l'esecuzione dei lavori.

Presidente [pag. 30-31]: *Dopo aver esaminato l'aspetto idraulico degli interventi eseguiti, l'attenzione è stata rivolta a quello ambientale, riconoscendo che una nuova sensibilità ecologica è ormai diventata patrimonio dell'uomo comune ... In tale ottica ... si propongono pertanto le seguenti integrazioni alle opere eseguite:*

- *attraversamento di Pontremoli: ... spargere una sottile coltre di terra sulle scogliere e seminarle poi con essenze idonee ...*

- *confluenza tra il Torrente Bagnone ed il Magra: ... trattare la scogliera costruita a protezione dell'argine con una sottile coltre di terra da seminare poi con idonee essenze ...*

- *sistemazione del torrente Vara nel tratto ligure: Si osserva che le opere sono state eseguite nella loro totalità negli anni passati e pertanto non possono essere oggetto di esame in base all'incarico ricevuto.*

Fonti delle illustrazioni:

- pag. 3: *Naturopa*, 1983.
- pag. 5-17: P.L. NIMIS. I macrolicheni d'Italia. Chiavi analitiche per la determinazione.
Ed. Grafiche Fulvio, Udine, 1987.
- pag. 25: K.B. BOEDJN. Il mondo delle piante. Le piante inferiori.
Mondadori, Milano, 1966.
- pag. 26: P. LASSUS. Mise a jour des donnees sur les organismes responsables d'eaux colorees.
Ed. Institut Scientifique et Technique des Peches Maritimes, Nantes, 1980.
- pag. 31: P.F. GHETTI. L'acqua nell'ambiente umano di Val Parma.
Ed. Studium Parmense, Parma, 1974.
- pag. 33: *Dendronatura*, a. 10, n. 1/89.
- pag. 35: P.F. GHETTI. L'acqua nell'ambiente umano di Val Parma.
Ed. Studium Parmense, Parma, 1974.
- pag. 40: *Notiz. Centro Documentazione*, n. 109, Pistoia, 1988.
- pag. 41: G. CAPELLI. Il fiume e l'uomo.
Oasis, n. 5, mag. 1987.
- pag. 42: *Alimentazione e consumi*, n. 2, 1988.
Ed. Prov. di Milano.
- pag. 43: F. PERCO, F. MUSI, R. PARODI. L'oasi faunistica di Marano Lagunare.
Ed. WWF, delegaz. Friuli-Venezia Giulia, Udine, 1983.
- pag. 44: Il Parco del Meduna, Cellina e Moncello
Ed. WWF, delegaz. Friuli-Venezia Giulia, Udine, 1984.
- pag. 45 (1^a): G. MORETTI Tricotteri
Ed. CNR, AQ/1/196, Roma, 1983.
- pag. 45 (2^a): *Arci-Uisp Notizie Valdera*, n. 32, Pisa, 1987.
- pag. 46: *Quotid. Il manifesto*, 6/9/1989.
- pag. 47: *Quotid. La Repubblica*, 22/3/1989.

Supplemento al n. 1 anno XVIII 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