FENOMENI DI INQUINAMENTO DELLE ACQUE NATURALI

INDICE

FENOMENI DI INQUINAMENTO DELLE ACQUE NATURALI i
INDICE ii
4. EUTROFIZZAZIONE 1
4.1 CAUSE ED EFFETTI DELL'EUTROFIZZAZIONE 1
4.2 LA CLASSIFICAZIONE DEI LAGHI IN BASE ALLO STATO TROFICO 4
4.3 STRATIFICAZIONE E RICIRCOLAZIONE: EFFETTI SULLA EUTROFIZZAZIONE 5
4.4 CONTROLLO DELL'EUTROFIZZAZIONE 8
4.5 IL BILANCIO DEI CARICHI DI FOSFORO 9
4.5.1 Carichi localizzati e carichi diffusi 9
4.5.2 Le iniziative per la limitazione dei carichi 12
4.6 I CARICHI CRITICI DI FOSFORO - MODELLO DI WOLLENVEIDER 14
4.7 LE TECNICHE DI RISANAMENTO 17
4.7.1 Tecniche di prevenzione 17
4.7.2 Tecniche di cura 19

4. EUTROFIZZAZIONE

4.1 CAUSE ED EFFETTI DELL'EUTROFIZZAZIONE

I fiumi sono in genere caratterizzati da fenomeni di inquinamento acuto (causa l'alta concentrazione di inquinanti determinata dalla limitata capacità diluente). Viceversa, i laghi sono maggiormente caratterizzati da forme di inquinamento cronico, giacché il volume dell'invaso determina la lenta ma progressiva crescita delle concentrazioni inquinanti. Tuttavia, mentre l'inquinamento acuto di un fiume regredisce rapidamente una volta realizzate le opere di depurazione degli scarichi, l'inquinamento di un lago richiede invece tempi molto lunghi (dello stesso ordine di grandezza dei tempi occorsi per il manifestarsi dell'inquinamento; molte volte per svariati decenni).
Il fenomeno dell'eutrofizzazione è una tipica manifestazione di inquinamento cronico dei bacini lacustri. Tuttavia, nella stessa identica forma, interessa qualsiasi bacino idrico a debole ricambio tra cui si identificano, oltre ai laghi, anche bracci di mare relativamente chiusi (baie e lagune) e anche di fiumi.
La causa di questo fenomeno è la super-concimazione delle acque del bacino ad opera di sostanze nutritive con conseguente crescita anomala delle alghe (esplosione algale).

Come è noto le alghe costituiscono il fitoplancton presente in tutti i corpi d'acqua di superficie.
Si tratta di organismi prevalentemente unicellulari, autotrofi (fabbricano da sé la sostanza organica che compone le nuove cellule, partendo da composti inorganici), che si sviluppano tramite scissione binaria attraverso il meccanismo della fotosintesi clorofilliana:

$$aCO_2 + bH_2O + cNO_3^- + dPO_4^{3-} \xrightarrow{+\lambda} C_aH_{2b}N_cP_dO_b + zO_2$$

λ rappresenta l'energia solare, indispensabile per il processo di crescita.

Il fabbisogno dei tre elementi fondamentali (carbonio, azoto e fosforo) è stimato, per le alghe più diffuse, come segue:

- alghe azzurre (cianoficee): C/N/P = 61/9/1 in peso

- alghe verdi (cloroficee): C/N/P = 138/10/1 in peso

E' sufficiente la carenza in acqua di uno solo dei tre elementi, rispetto ai rapporti in peso citati, perché la crescita cellulare risulti limitata.

Tuttavia, nella realtà, il carbonio non costituisce mai un fattore limitante, perché è largamente sovrabbondante in tutte le acque naturali, data la cospicua presenza di CO_2 disciolta dall'aria, bicarbonati, CO_2 prodotta da reazioni di biodegradazione naturale in acqua.

Pertanto, le problematiche connesse ai fenomeni di eutrofizzazione vengono sempre riferite ai due nutrienti per eccellenza: Azoto e Fosforo, del cui apporto sono principalmente responsabili le attività antropiche.

V'è comunque da osservare che:

- il fosforo viene assimilato dalle alghe solo come ortofosfato (PO_4^{3-});
- l'azoto viene assimilato sia come nitrato (NO_3^-) che come ammonio (NH_4^+). Inoltre, alcune cianoficee sono in grado di utilizzare direttamente l'azoto atmosferico (N_2).

In generale, dai rilievi analitici delle concentrazioni di N e P nei bacini eutrofizzati, si rileva che il fattore limitante è il fosforo. Unica eccezione è rappresentata dai bacini in cui l'apporto dei nutrienti è dominato dai reflui urbani (N/P nei reflui urbani = 3÷4, ovvero apprezzabilmente inferiore al rapporto prima indicato come fabbisogno per la crescita algale).

Per la situazione italiana sono stati identificati due soli bacini caratterizzati dall'azoto come fattore limitante: il lago di Varese e la foce del Tevere.

Per comprendere le ragioni dello sviluppo del fenomeno dell'eutrofizzazione, si consideri la catena alimentare semplificata tipica di ogni sistema acquatico (Fig. 9).

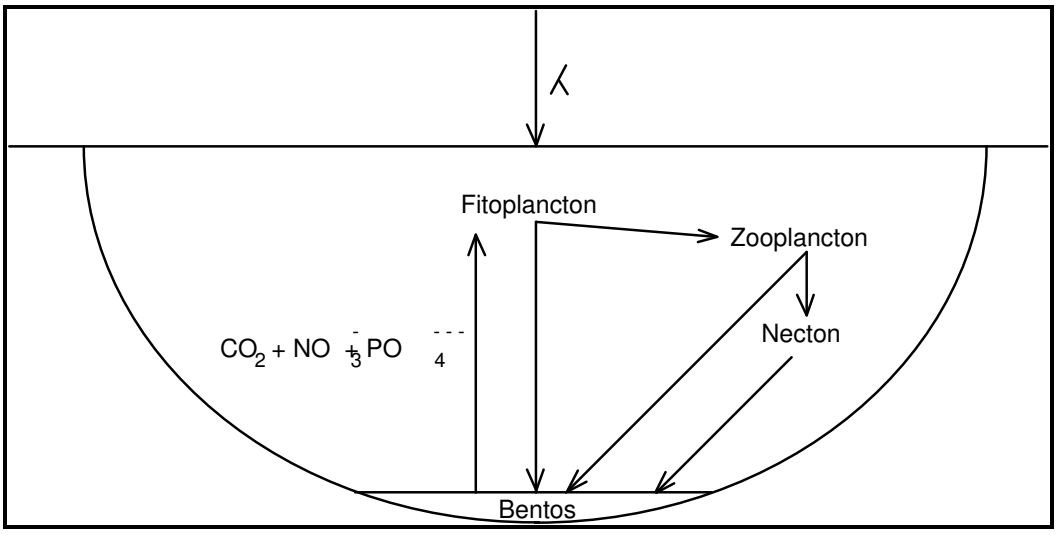

Fig.9 – Catena alimentare semplificata per un sistema acquatico.

Le alghe o fitoplancton (individuate nella catena come organismi produttori) costituiscono alimento per lo zooplancton (consumatori primari), il quale a sua volta costituisce alimento per il necton, ovvero i pesci (suddivisibili in consumatori secondari e consumatori terziari, essendo questi ultimi i predatori dei consumatori secondari, come ad es. i lucci).
Tutti i vari organismi indicati, una volta esaurito il proprio ciclo vitale, decadono sul fondale arricchendo il bentos nel quale si sviluppa un'intensa attività batterica biodegradativa che libera i sali minerali; tra questi quelli contenenti i due nutrienti N e P i quali, a seguito dei periodici fenomeni di ricircolazione delle acque, si riportano in superficie alimentando il fitoplancton e chiudendo in tal modo la catena alimentare.

Su questo equilibrio può evidentemente incidere l'apporto di nutrienti dall'esterno (scarichi urbani ed industriali, dilavamento dei terreni agricoli). La catena alimentare ne trae beneficio, in virtù dell'incremento della produttività algale e conseguentemente di tutte le varie specie concatenate.
Ma quando il fenomeno diventa troppo intenso, si generano effetti indesiderati e squilibri che nella loro progressione possono essere così riassunti:

a) intorbidimento e colorazione delle acque, dovuti all'anomala crescita algale;
b) diminuzione del contenuto di ossigeno disciolto nelle acque principalmente per opera della flora batterica bentonica, con interessamento iniziale delle acque profonde ed estensione progressiva all'intera colonna d'acqua;

c) scomparsa progressiva delle specie ittiche più pregiate come conseguenza del peggioramento della qualità dell'acqua (carenza di ossigeno, intorbidimento). Nel contempo si assiste all'incremento della popolazione ittica più resistente alle nuove condizioni;

d) formazione di zone anossiche negli strati più profondi con conseguente sviluppo di processi biologici anaerobici, con emissione di sottoprodotti tossici del metabolismo batterico (S^{--}, CH_4, PH_3, composti organici solforati ecc.). A questo stadio corrisponde il peggior livello di qualità delle acque con scomparsa delle specie ittiche.

4.2 LA CLASSIFICAZIONE DEI LAGHI IN BASE ALLO STATO TROFICO

A seconda dell'arricchimento in nutrienti (e della conseguente produttività algale) i laghi possono essere così classificati:

- lago oligotrofico, ovvero povero di nutrienti e quindi con basso livello di produttività algale;
- lago mesotrofico, ovvero con presenza equilibrata dei nutrienti (né ricco, né povero);
- lago distrofico, ovvero ricco di un nutriente e povero di un altro;
- lago eutrofico, ovvero ricco di nutrienti e quindi con alta produttività algale (e relativi effetti prima descritti).

In aggiunta si hanno anche due classificazioni estreme: ultraoligotrofico da un lato ed ipertrofico dall'altro.

I valori limite proposti dall'OCSE per la definizione delle categorie trofiche sono riportati nella Tabella 2.

Tabella 2 - Limiti proposti dall'OCSE per la definizione delle categorie trofiche dei laghi, relativi alle concentrazioni di fosforo, clorofilla ed alla trasparenza (disco di Secchi).

Categorie trofiche	Fosforo [mg P_{tot}/mc]	Clorofilla [mg/mc]		Secchi [m]	
	medio	media	max.	medio	max.
Ultraoligotrofia	≤4	≤1,0	2.5	≥12.0	≥6.0
Oligotrofia	≤10.0	≤2.5	≤8.0	≥6.0	≥3.0

Mesotrofia	10÷35	2.5÷8	8÷25	6÷3	3÷1.5
Eutrofia	35÷100	8÷25	25÷75	3÷1.5	1.5÷0.7
Ipereutrofia	≥100	≥25	≥75	≤1.5	≤0.7

La misura della trasparenza, nel caso specifico, prevede l'impiego di un disco bianco (disco Secchi) supportato da un'asta di immersione. La profondità alla quale il disco è ancora visibile viene assunta come misura della trasparenza.

4.3 STRATIFICAZIONE E RICIRCOLAZIONE: EFFETTI SULLA EUTROFIZZAZIONE

Molti laghi sono soggetti a fenomeni di "stratificazione" (in particolare è nota la stratificazione estiva dei laghi nelle zone a clima temperato, come pure la stratificazione invernale nelle zone a clima molto freddo), e di "ricircolazione" (in primavera ed in autunno).

Entrambi i fenomeni sono governati dalle variazioni di temperatura delle acque dei laghi (a loro volta influenzate dal clima esterno) e hanno un'influenza significativa sull'evolversi del fenomeno di eutrofizzazione.

Nel periodo estivo l'intensa insolazione ed il contatto con aria calda, determinano il riscaldamento dello strato d'acqua più superficiale (10÷20 m circa). Sul fondo del lago rimane invece l'acqua più fredda, favorita in questo suo ristagno dalla maggiore densità (la maggiore densità si ha a 3.98 °C, temperatura caratteristica delle acque di fondo dei laghi profondi; si veda Fig. 10).

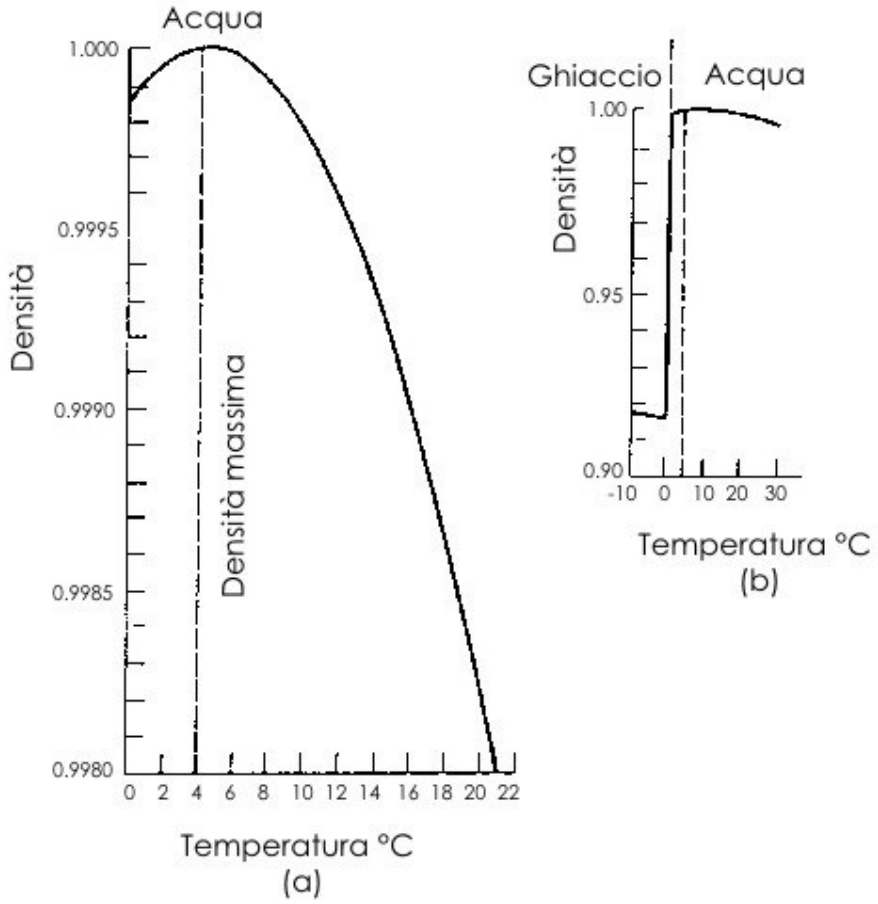

Fig.10 – Densità dell'acqua (a) e del ghiaccio (b) in relazione alla temperatura.

Si ha così un profilo di temperatura nel lago come riportato nella Fig. 11.

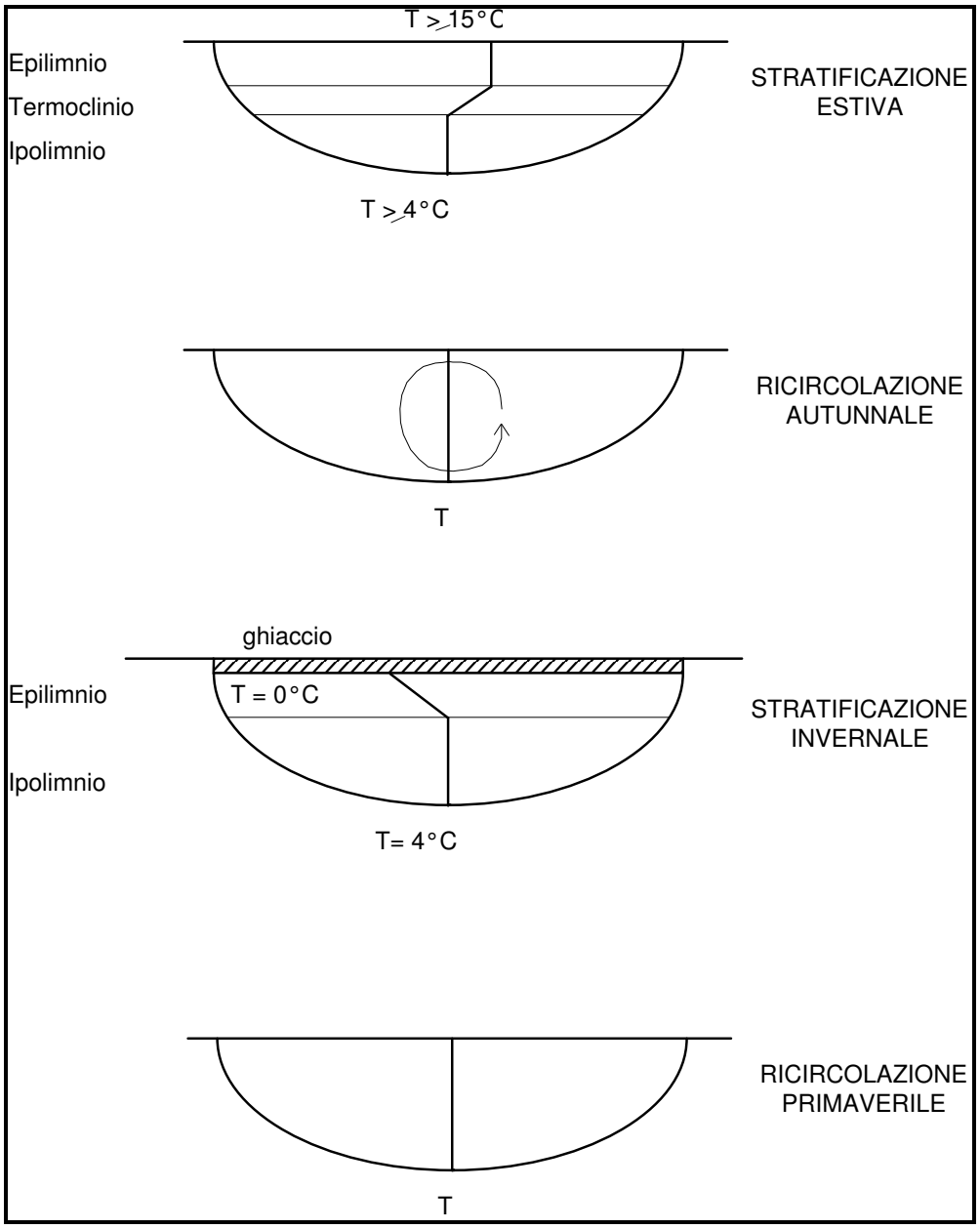

Fig.11 – Profilo di temperatura nei laghi nelle diverse stagioni.

Il lago appare come suddiviso in tre zone distinte:

- Epilimnio: zona superiore;
- Termoclinio (o Metalimnio): zona intermedia con gradiente di temperatura di circa 1°C per ogni metro;
- Ipolimnio: zona profonda.

Per la già accennata differenza di densità, l'epilimnio e l'ipolimnio non sono tra loro miscelabili e quindi si comportano come due laghi distinti e sovrapposti. E' chiaro che nel

periodo estivo di stratificazione i nutrienti rilasciati dal bentos non hanno modo di circolare in superficie e pertanto la produttività algale subisce un rallentamento.

In autunno l'epilimnio si raffredda progressivamente, fino a determinare un profilo verticale di temperatura su tutta la colonna d'acqua; anche il profilo di densità diventa verticale giacché le acque superficiali più fredde e quindi più dense (fino a 3.98 °C) tendono a scambiarsi con le acque di fondo.

A questa ricircolazione di densità può associarsi una ricircolazione dovuta ad incidenze ventose sulla superficie del lago.

In inverno, nelle zone a clima freddo, si ripristina la condizione di stratificazione a causa del raffreddamento a 0 °C delle acque superficiali, mentre le acque di fondo mantengono la temperatura di 3.98 °C cui corrisponde la massima densità.

In primavera, il riscaldamento esterno ripristina il profilo verticale di temperatura e quindi la possibilità di ricircolazione delle acque.

Dunque, i periodi di maggiore produttività algale sono la primavera e l'autunno.

4.4 CONTROLLO DELL'EUTROFIZZAZIONE

L'eutrofizzazione viene controllata, in via preventiva, rimuovendo i nutrienti dalle acque di rifiuto addotte nel bacino idrico.

In relazione al criterio del fattore limitante per contenere la crescita algale, è sufficiente rimuovere un singolo nutriente.

Tra azoto e fosforo appare decisamente più utile intervenire sul secondo, in base alle seguenti ragioni:

- il carico di fosforo associato alle acque di rifiuto è una quota rilevante del carico di fosforo totale addotto nel bacino idrico (nell'es. di Fig. 12 raggiunge l'80% circa). Viceversa la percentuale di azoto associata agli scarichi non raggiunge di regola il 50% (nell'es. di Fig. 12 raggiunge il 45% circa). Ne consegue che un intervento sugli scarichi per limitare l'apporto di nutriente è assai più efficace se indirizzato al fosforo;
- il fosforo, salvo eccezioni, è il vero fattore limitante per la crescita algale nel corpo idrico (ovvero è presente nelle acque in concentrazione tale da rendere il rapporto N/P più elevato rispetto ai valori necessari per la sintesi algale).

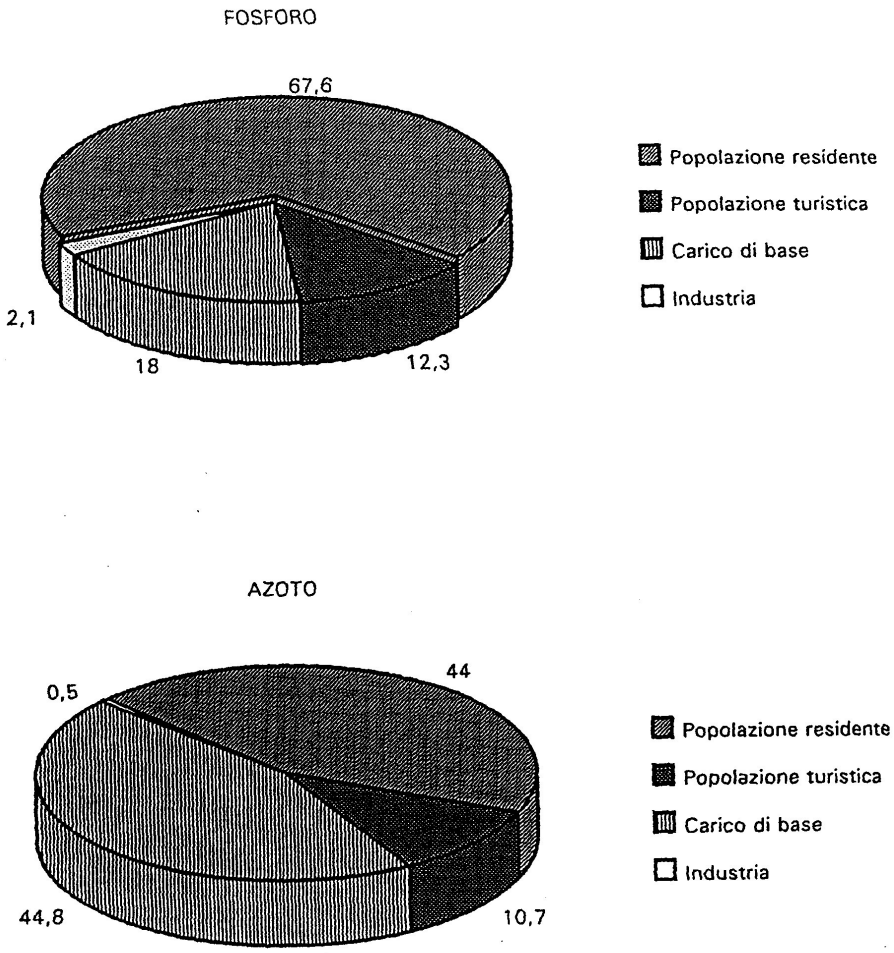

Fig.12 – Suddivisione percentuale tra le diverse fonti degli apporti globali di fosforo e di azoto nel Lago di Endine (Bonomo-Barzini, Ingegneria Sanitaria e Ambientale, nov-dic 1978).

4.5 IL BILANCIO DEI CARICHI DI FOSFORO

4.5.1 Carichi localizzati e carichi diffusi

Al carico complessivo di fosforo nelle acque lacustri contribuiscono:

- carichi localizzati: ovvero i carichi associati alle acque reflue;
- carichi diffusi (carico di base), ovvero i carichi determinati da fonti diffuse quali i terreni e le piogge.

a) Carichi localizzati

1- Liquami domestici

I liquami grezzi, fino a pochi anni fa, contribuivano al carico di fosforo nella misura di circa 1.28 [kg/ab·anno] (3.5 [g P_{tot}/ab·d] cui corrisponde una concentrazione media di 10÷15 [mg/l]), in dipendenza della dotazione idrica pro-capite.

A seguito dei provvedimenti legislativi, che dal '92 limitano la presenza di P nei detersivi ad un massimo dell'1%, si valuta che questo carico sia attualmente attestato sul valore di 0.657 [kg/ab·anno] (1.8 [g/ab·d] di cui 0.6 organico e 1.2 inorganico).

Nei classici impianti di depurazione meccanico-biologici per il trattamento dei reflui civili si realizzano le seguenti rese di rimozione del fosforo:

- dopo sedimentazione primaria: 5÷7% circa.
- dopo trattamenti meccanici e biologici: 16÷22%.

Nei liquami domestici grezzi il fosforo totale (P_{tot}) è costituito da fosforo organico (P-organico), ortofosfati (PO_4^{3-}) e polifosfati (P_xO_y). Nel corso di processi biologici di depurazione, per effetto dei processi biodegradativi e di idrolisi, si ha una trasformazione quasi completa delle forme indicate in ortofosfati.

Solo completando i classici processi di depurazione meccanici-biologici con processi specifici di rimozione del fosforo (rimozione biologica oppure precipitazione chimica) si conseguono rese superiori (fino a concentrazioni residue di 0.1÷0.5 [mg/l]).

2- Liquami zootecnici

I carichi di fosforo associati ai liquami zootecnici sono così stimabili:

- allevamento equini: 11.8 [kg P/capo·anno];
- allevamento bovini: 9.1 [kg P/capo·anno];
- allevamento suini: 5.6 [kg P/capo·anno];
- allevamento ovini/caprini: 1.5 [kg P/capo·anno];
- allevamento polli: 0.06 [kg P/capo·anno].

La stima del carico di fosforo effettivamente destinato nel corpo idrico dipende dal quantitativo di deiezioni riutilizzato in agricoltura e dall'efficienza dei sistemi di depurazione dei reflui. In ogni caso la legislazione italiana impone il rispetto del limite di 0.5 [mg/l] sullo scarico recapitato direttamente o indirettamente nel lago.

3- Liquami industriali

L'apporto di P da parte degli scarichi industriali va valutato caso per caso, data l'ampia casistica che può presentarsi. Il più delle volte si ha a che fare con concentrazioni limitate (in rapporto ai liquami domestici), salvo particolari esempi, quali gli scarichi di molte industrie agro-alimentari, gli scarichi di distilleria, alcuni scarichi del trattamento superficiale dei metalli.

Nella Tabella 3 è riportata la concentrazione media riscontrata in una serie di scarichi industriali. In ogni caso, per lo scarico nel lago, anche per questi va rispettato il citato limite di legge di 0.5 [mg/l].

Tabella 3 - Concentrazioni di fosforo in alcuni scarichi industriali (Fonte IRSA) (Tra parentesi sono riportate le concentrazioni medie misurate)

Industria	Concentrazione P [mg/l]
Zuccherifici (lavaggio)	2.6÷13.0
Zuccherifici (processo)	31÷274
Produzione di amido	27÷80.5
Latterie	0.9÷8.7
Produzione di malto	13
Birrerie	20.2
Macelli	8.2
Macerazione del lino	26.1
Lavaggio veicoli	0÷113 (4.3)
Decapaggio metalli	0.4÷15.5 (3.0)
Anodizzazione alluminio	0.2÷154.5 (44.3)
Placcatura	0÷53.2 (5.4)
Finissaggio metalli	0.1÷0.6 (0.4)
Imbottigliamento	0.4÷10.4 (4.3)
Fosfatazione lamiere	0.3÷17.1 (60.0)

b) <u>Carichi diffusi</u>

1- Pioggia

Ha un ruolo generalmente scarso. La presenza di fosforo è connessa al dilavamento atmosferico del pulviscolo naturale e gas di origine industriale.

Carico: 0.05÷1.00 [kg/ha·anno].

2- Residui organici naturali

Hanno un ruolo molto scarso e difficilmente quantificabile. Si tratta di vegetali in decadimento (foglie, rami, pollini, ecc.) e di deiezioni della fauna selvatica.

3- Drenaggio di suolo non coltivato

Il fosforo è contenuto nei terreni naturali come P-organico e come apatite (fosfato di calcio). Le cessioni alle acque di pioggia sono minime.

Si stimano le seguenti concentrazioni:

- aree boschive: 0.047÷0.117 [kg/ha·anno];
- aree miste (boschive + pascoli): 0.059÷0.370 [kg/ha·anno].

In media in Italia si ha il valore di 0.1 [kg/ha·anno].

4- Drenaggio di suolo coltivato

Si stima un trasporto di P del 1÷5 % (mediamente 2%) rispetto a quello applicato al suolo per fertilizzazione. In media in Italia vengono applicati 20.05 [kg P/ha·anno] (somma di concimi organici ed inorganici).

Risulta pertanto un carico medio di 0.4 [kg/ha·anno].

5- Drenaggio di aree urbanizzate

Anche questo carico è di scarso peso. E' determinato dal trasporto del fosforo depositato sul suolo urbano. Si tratta essenzialmente di P-organico dovuto a residui organici vegetali ed animali, e fosforo contenuto in alcuni additivi utilizzati in alcune benzine (negli USA ad esempio, ma non in Italia).

Il carico è stimato in 1÷2 [kg P/ha·anno].

4.5.2 Le iniziative per la limitazione dei carichi

Sono di seguito indicate le linee di lavoro intraprese per limitare i carichi di fosforo:

a) <u>Limitazione della presenza nei detersivi</u>

Il problema della sostituzione dei TPF (tripolifosfati) usati nella formulazione commerciale dei detersivi per il loro potere sequestrante della durezza, ha portato l'attenzione verso i seguenti prodotti alternativi:

- zeoliti artificiali (silico-alluminati di sodio);
- citrato di sodio;
- NTA (acido nitrilotriacetico);

Le zeoliti sono considerate sostituti solo parziali per la scarsa efficacia nei confronti della durezza magnesiaca.
Il citrato di sodio è interessante per le caratteristiche di completa biodegradabilità. Però ha una capacità chelante che decresce fortemente con l'aumento della temperatura di lavaggio.
L'NTA dimostra ottime capacità complessanti e chelanti a qualsiasi temperatura di lavaggio. Però il suo uso presenta dei rischi ambientali a causa della sua alta capacità di complessare i metalli pesanti con conseguente possibilità di mobilizzare gli stessi dai sedimenti dei fondali (con formazione di complessi NTA-metallo tossico). Questo aspetto associato ad inconvenienti di carattere più tecnico (corrosione lavatrici, decolorazione dei tessuti tinti con lacche metalliche, ecc.) ne limitano fortemente la possibilità di impiego come sostituto del TPF.

Il problema della limitazione del fosforo nei detersivi è imposto in molti Paesi anche a livello legislativo. In Italia già dal 1981 sono adottati provvedimenti limitativi (max. 6.5% nel 1981). Dal giugno '92 la concentrazione è ridotta all'1% (Decreto Ministro della Sanità n.202 del 09/06/88).
In alcuni Paesi (come ad es. la Svizzera a partire dal 1986) è fatto divieto assoluto di uso del fosforo nei detersivi.

b) <u>Razionalizzazione delle tecniche agricole</u>

Questa linea di intervento comprende in particolare:

- uso di fertilizzanti a lento rilascio;
- uso integrale delle deiezioni animali (con contestuale riduzione dei concimi chimici);
- programmazione corretta delle concimazioni (in rapporto con la precisa conoscenza analitica del terreno).

c) Pratiche alternative in zootecnia

Consistono in pratiche avanzate di gestione degli allevamenti che impiegano quantitativi ridotti di acqua e quindi consentono di limitare fortemente la produzione di acque di rifiuto.

4.6 I CARICHI CRITICI DI FOSFORO - MODELLO DI WOLLENVEIDER

Il bilancio del fosforo relativo ad un lago può essere così descritto:

$$Acc = C_1 - C_2 - C_3$$

ove:

Acc = accumulo interno = (dP/dt) V;

C_1 = carico alimentato (carico localizzato+carico di base) = $Sq_i P_i$;

C_2 = carico uscente con gli emissari = $Sq_e P = Q_e P$;

C_3 = carico rimosso internamente per sedimentazione (e sintesi biologiche);

P = concentrazione media di fosforo nel lago.

$$\left(\frac{dP}{dt}\right) \cdot V = Sq_i P_i - Sq_e P - C_3$$

ove:

q_i = portate immissari

P_i = concentrazione di P nei singoli immissari

q_e = portata emissari

Q_e = S q_e

V = volume dell'invaso

Rapportando tutti i termini alla superficie S del lago si ha:

$$\left(\frac{dP}{dt}\right) \cdot Z = L - \left(\frac{Q_e}{S}\right) \cdot P - \frac{C_3}{S}$$

ove L = carico specifico di fosforo in alimentazione [g P/m^2 anno];

Z = altezza media delle acque del lago = V/S [m].

In regime stazionario, ovvero raggiunta la concentrazione P di equilibrio caratterizzante lo stato trofico permanente del lago, si ha dP/dt = 0 e quindi l'equilibrio di bilancio diventa:

$$L = \left(\frac{Q_e}{S}\right) \cdot P + \frac{C_3}{S}$$

giacché S = V/Z si ha:

$$L = P \cdot Z \cdot \frac{Q_e}{V} + Z \cdot \frac{C_3}{V} = P \cdot Z \cdot \left(\frac{Q_e}{V} + \frac{C_3}{PV}\right) = P \cdot Z \cdot \left(\frac{1}{T_W} + \sigma_p\right)$$

con T_W = tempo medio di ricambio delle acque [anni] = V/Q_e

L'esperienza limnologica suggerisce un limite inferiore della concentrazione P di fosforo per realizzare condizioni eutrofiche (condizione di incipiente eutrofizzazione) pari a 10 [mg/m^3], ed un limite superiore doppio, 20 [mg/m^3]; per cui:

$$(L_c)_{\text{inf}} = 10Z\left(\frac{1}{T_w} + \sigma_p\right)$$

$$(L_c)_{suè} = 20Z\left(\frac{1}{T_w} + \sigma_p\right)$$

con:

L_c = carico critico [g/m^2·anno].

Risultati sperimentali dimostrano una correlazione tra σ_p ed il tempo di ricambio T_W, del tipo:

$$\sigma_p = \frac{1}{\sqrt{(T_W)}} = \frac{1}{\sqrt{\left(\frac{Z}{q_S}\right)}}$$

con q_S = carico idraulico superficiale [m^3/m^2 anno] = Z/T_W.

Pertanto il carico critico risulta così espresso:

$$(L_c)_{\text{inf}} = 10 \cdot q_s \left(1 + \sqrt{\frac{Z}{q_s}}\right)$$

$$(L_c)_{\text{sup}} = 20 \cdot q_s \left(1 + \sqrt{\frac{Z}{q_s}}\right)$$

Le due equazioni (corrispondenti alle due concentrazioni di P di 10 [mg/m^3] e 20 [mg/m^3]) correlano pertanto il carico critico L_c (o meglio, il range di carico critico $(L_c)_{inf} \div (L_c)_{sup}$) con il carico idraulico $q_S = Z/T_W$.

Nel range di q_S di interesse pratico dette curve (curve di Vollenweider) risultano pressoché rettilinee (Fig.13) e delimitano la zona caratterizzata da stato eutrofico (a nord) dalla zona caratterizzata da stato oligotrofico (a sud).

L'importanza della conoscenza delle curve dei carichi critici di Vollenweider è facilmente comprensibile. In pratica, note le caratteristiche del lago $q_S = Z/T_W$ ed i carichi di P alimentati, consente di stimare in via preventiva gli effetti di eventuali interventi volti alla rimozione di P dagli scarichi.

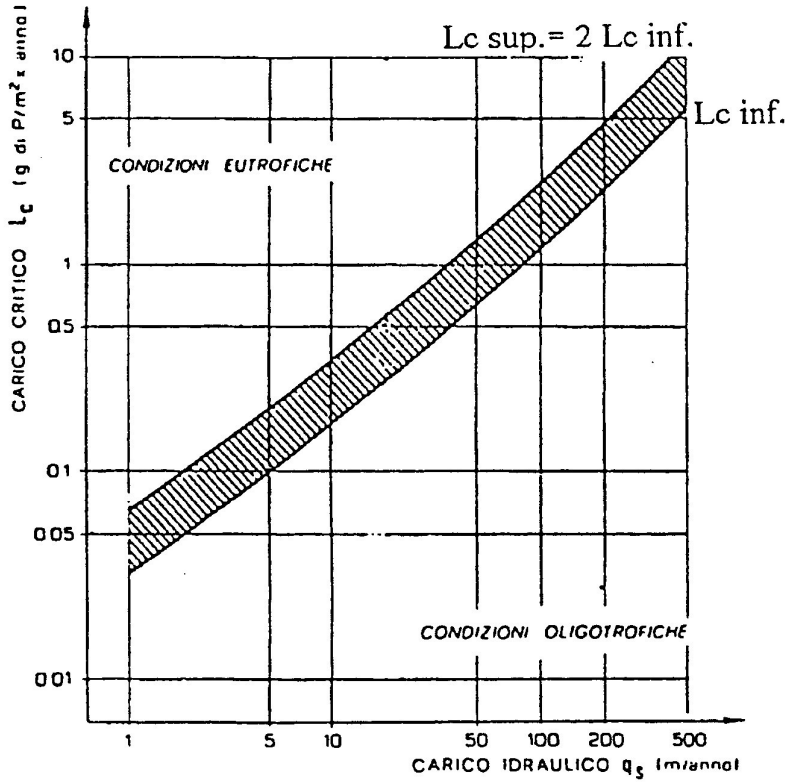

Fig.13 – Curva di Vollenweider per la determinazione dei carichi critici Lc in funzione del carico idraulico specifico q_s (diagramma logaritmico).

4.7 LE TECNICHE DI RISANAMENTO

Il risanamento di un bacino idrico a debole ricambio si fonda innanzi tutto sulle tecniche di prevenzione, ovvero di rimozione dei carichi di nutrienti (fosforo in particolare), apportati nel bacino.

Nei casi in cui il fenomeno dell'eutrofizzazione si sia già manifestato con una certa intensità possono essere presi in considerazione numerosi interventi rivolti alle acque del bacino (che potremo definire interventi "curativi") al fine di accelerare il ritorno all'equilibrio naturale.

Nel seguito vengono analizzate con maggior dettaglio le due possibilità.

4.7.1 Tecniche di prevenzione

A chi studia il risanamento di un lago (o comunque di un bacino idrico a debole ricambio) si presenta sempre un problema di scelta tra due ipotesi alternative:

a) Attuazione di processi di depurazione (rimozione fosforo inclusa) sugli scarichi dei singoli insediamenti (Fig.14/a);

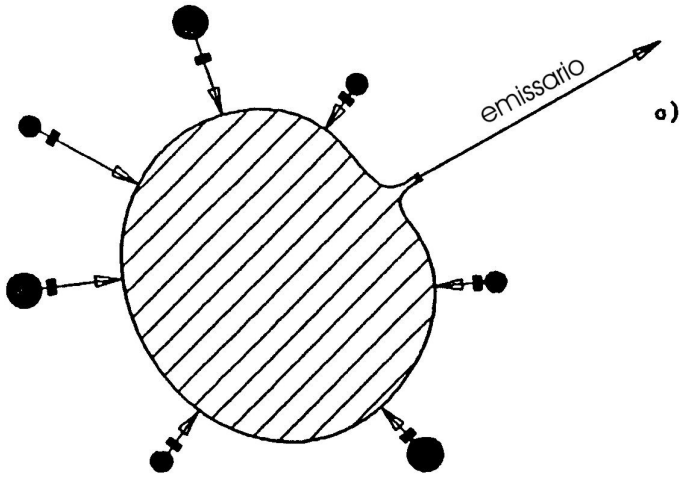

Fig.14/a – Tecnica di prevenzione con l'ausilio di depuratori localizzati.

b) Realizzazione di collettori circumlacuali, in grado di raccogliere tutti gli scarichi e recapitarli in un unico depuratore centralizzato ubicato in prossimità dell'emissario (Fig. 14/b).

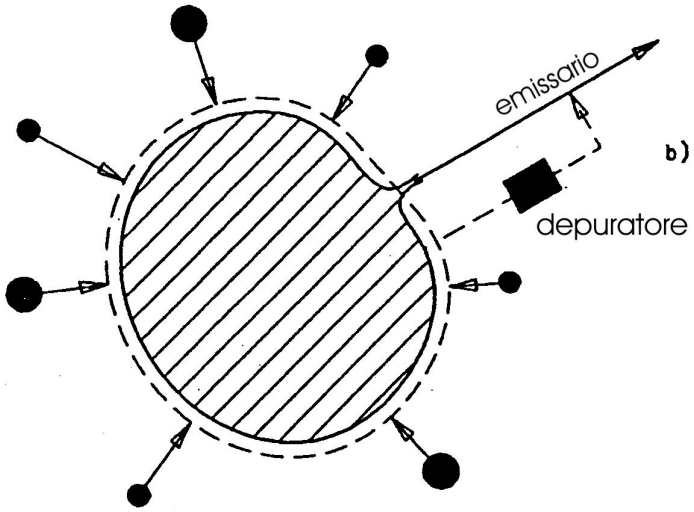

Fig.14/b – Tecnica di prevenzione con l'ausilio di un collettore circumlacuale (linea tratteggiata).

Le due soluzioni presentano vantaggi e svantaggi che possono essere così sintetizzati:

- la soluzione a) consente di affrontare più rapidamente il problema attraverso la graduale realizzazione degli impianti (in rapporto ai finanziamenti di volta in volta disponibili). La soluzione b) per conseguire i primi risultati richiede invece investimenti massicci e quindi dà in genere una risposta più lenta al problema;
- la soluzione b) ha però il grande pregio di sottrarre integralmente non soli i carichi localizzati di fosforo, ma l'intero carico inquinante associato agli scarichi, offrendo così una garanzia di tutela completa ambientale dell'ecosistema lacustre.

  In taluni casi questa soluzione si impone come l'unica quando è molto elevato il carico di fosforo da rimuovere.

  Inoltre, la centralizzazione della soluzione impiantistica consente maggiori benefici sui costi complessivi di esercizio e sull'affidabilità dei controlli (è assai più affidabile il controllo di un'unica unità di depurazione di grande potenzialità, che non una miriade di impianti dispersi nel territorio).

In genere una valutazione tecnico-economica appropriata porta a risultati di maggior convenienza per la soluzione con collettore circumlacuale nel caso di piccoli laghi e per la soluzione multi impianto nel caso di laghi di rilevante estensione.

Le due soluzioni citate rappresentano però i due casi estremi entro i quali si configura frequentemente una soluzione intermedia di migliore convenienza:

c) Soluzione mista composta di tratti di collettore circumlacuale e da impianti di depurazione isolati recapitanti nel lago (Fig. 14/c).

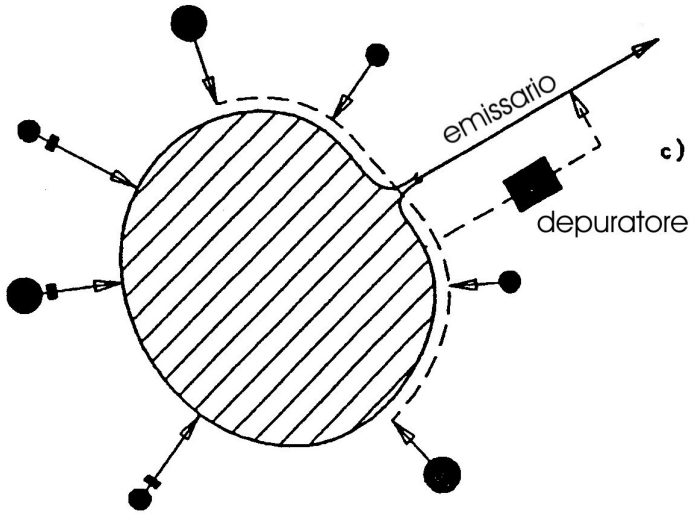

Fig.14/c – Soluzione mista che prevede la presenza combinata di un collettore circumlacuale e di singoli depuratori.

4.7.2 Tecniche di cura

Si è già osservato che i laghi, una volta entrati nello stato eutrofico, richiedono tempi lunghi per ripristinare l'equilibrio iniziale, anche dopo aver effettuato tutte le idonee tecniche di prevenzione.

Vi sono due ragioni alla base di questo comportamento cronico:

- il tempo di naturale ricambio delle acque (alcuni anni);
- il rilascio di fosforo da parte dei sedimenti.

Quest'ultimo fenomeno merita particolare attenzione specie per i laghi in avanzato stato di eutrofizzazione. In questi laghi, a causa del forte arricchimento della catena alimentare, si determinano consistenti depositi bentonici che, soprattutto nelle stagioni calde, rilasciano (attraverso la loro biodegradazione) consistenti carichi di fosforo ed azoto. Questi carichi interni (in alcuni casi superano addirittura l'entità dei carichi esterni), nei periodi di circolazione idrica, vanno ad alimentare il fitoplancton che si moltiplica, per poi restituire la propria biomassa al bentos una volta esaurito il proprio ciclo vitale.

Si ha dunque una sorta di "vizio interno", un ciclo che tende a perpetuarsi allontanando a dismisura i tempi naturali di recupero.

Questa situazione in Italia è particolarmente sofferta dal lago di Varese.

Nei casi in cui si voglia accelerare i tempi di recupero, possono essere attuate diverse tecniche curative che qui elenchiamo:

- sifonamento ipolimnico

Consiste nel drenaggio delle acque ipolimniche in quanto più ricche essendo a diretto contatto con la fonte di rilascio (bentos).

Nel periodo di maggior rilascio (estate) la concentrazione di fosforo nelle acque ipoliminiche può raggiungere valori di 700÷1000 µg/mc contro concentrazioni medie dell'intera colonna d'acqua (periodo di circolazione) di 380 µg/mc (es. lago di Varese nell'anno 1982) e concentrazioni nell'epilimnio (estate) di soli 100 µg/mc.

Il drenaggio viene attuato con condotte ubicate lungo i fondali e dotate di terminali forati e mobili (in modo da interessare in tempi successivi ampie aree di fondo).

L'acqua drenata viene recapitata direttamente nell'emissario tramite un sifone che una volta attivato si autoalimenta a causa della differenza di livello esistente tra la superficie lacustre ed il pelo libero dell'emissario.

A svantaggio del sifonamento si citano:

- alto costo di investimento;
- possibile alterazione del bilancio idraulico del loco.

- Dragaggio dei sedimenti di fondo

Rappresenta l'intervento più energico in quanto va ad incidere sulla causa prima del fenomeno. Oltre tutto i sedimenti hanno concentrazioni di fosforo nettamente superiori alla max concentrazione delle acque ipolimniche, e da ciò si comprende l'efficacia del metodo.

Il dragaggio richiede un intervento specializzato sia per l'impiego di zattere draganti, sia per la necessità di trasporto a riva dei sedimenti, della necessaria disidratazione e smaltimento (uso come fertilizzante o smaltimento in discarica controllata).

E' di norma sufficiente l'asportazione dei primi centimetri di sedimento (10÷20 [cm]) ovvero quelli soggetti a trasformazione biologica.

La maggiore efficacia del dragaggio si ha nei mesi freddi (minor rilascio di fosforo dai sedimenti) ed in questo non è necessariamente una tecnica alternativa al sifonamento, ma può svolgere un'azione complementare.

A svantaggio del dragaggio si citano:

- complessità gestionale;

- rischio di alterazione degli equilibri di vita nelle zone di fondo (bentos ed ipolimnio).

- Ossigenazione delle acque

Questa tecnica non agisce sulle cause dell'eutrofizzazione bensì sulle conseguenze (carenza di ossigeno), dunque non si configura come vera alternativa alle due precedenti tecniche.

L'ossigenazione delle acque dimostra tuttavia una certa efficacia per ripristinare condizioni di ossigenazione laddove il fenomeno dell'eutrofizzazione ha portato conseguenze negative (l'ossigenazione accelera inoltre i processi biodegradabili dei sedimenti organici di fondo). In questo senso l'ossigenazione acquisisce valore come tecnica complementare alle precedenti da utilizzare, a valle delle stesse, per accelerare il ripristino delle condizioni di vita naturale.

Di norma l'ossigenazione viene attuata mediante insufflazione di aria; esiste però anche qualche esempio di impiego di ossigeno puro.

Esistono diverse tecniche per trasferire l'ossigeno. Le più note ed utilizzate si basano sull'insufflazione nel fondo lago (ipolimnio) distribuendo i punti di diffusione con uniformità.

Altre tecniche prevedono l'aspirazione di acqua dal fondo, la sua saturazione con ossigeno (effettuata a riva o su zattere) e la reimmissione delle acque ossigenate nell'ipolimnio.

E' utile comunque distinguere le due seguenti classi di sistemi di aerazione:

- sistemi con aerazione destratificante;
- sistemi con aerazione ipolimnica.

Nei primi l'aerazione di fondo produce il naturale interessamento di tutta la colonna d'acqua, generando la rottura degli equilibri termici del lago, ovvero della stratificazione estiva ed invernale. Questa soluzione è proposta quando interessa l'intera massa d'acqua e quando la profondità del bacino è così limitata da non determinare effetti di stratificazione. Un esempio è dato dall'ossigenazione di invasi artificiali creati per l'approvvigionamento idrico, in cui il ruolo dell'ossigeno insufflato è quello di favorire le trasformazioni aerobiche di presenze organiche nelle acque (fitoplancton, altri vegetali), onde evitare la formazione di prodotti di riduzione (H_2S, composti organici solforati. ecc.) che conferiscono all'acqua caratteristiche organolettiche sfavorevoli.

Nei secondi l'aerazione viene limitata alla zona ipolimnica (superando in tal modo i problemi comuni con la stratificazione) con tecniche come quella della saturazione di acque aspirate, prima citata, oppure come quella illustrata in Fig. 15.

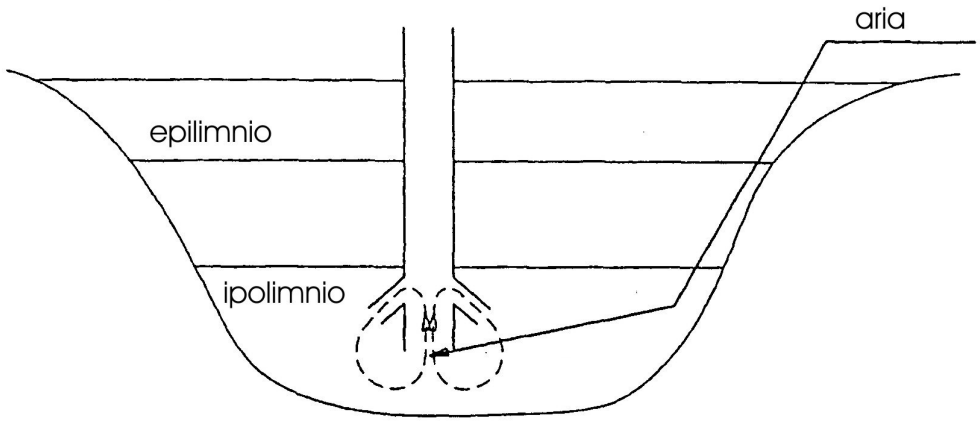

Fig.15 – Esempio di sistema di aerazione ipolimnica (non destratificante).

A completamento del quadro delle tecniche di cura, si citano anche alcune basate sul dosaggio di reagenti:

- precipitazione del fosforo mediante addizione alle acque lacustri di precipitanti (sali di ferro o alluminio, oppure carbonato di calcio, che danno luogo alla precipitazione dei rispettivi ortofosfati di ferro, alluminio o calcio);
- addizione alle acque lacustri di algicidi atti ad inibire la crescita algale (l'esempio classico è costituito dall'impiego di solfato di rame).

La seconda tecnica è stata praticamente abbandonata per la difficoltà di controllo del rischio di tossicità del rame nei confronti di tutti gli organismi della catena alimentare.

Inoltre il rame si accumula sui fondali come idrossido col rischio però di poter essere risolubilizzato nel tempo.