



Autorità di Bacino Distrettuale dell'Appennino Meridionale



***PIANO DI GESTIONE DELLE ACQUE
CICLO 2021-2027***

(Direttiva Comunitaria 2000/60/CE, D.L.vo 152/06, L. 221/2015)

-

Appendice 1 dell'Allegato 3.3 - Invaso di Occhito

Dicembre 2021



Autorità di Bacino Distrettuale dell'Appennino Meridionale

Indice

1.	L'invaso di Occhito	4
2.	L'emergenza ambientale nell'invaso di Occhito.....	6
2.1	Premessa	6
2.2	Emergenza ambientale ed indagine conoscitiva dell'ecosistema del lago di Occhito.....	6
2.2.1	Tributari e lago: il trasporto solido e l'apporto di nutrienti.....	7
2.2.2	Caratterizzazione dei sedimenti	7
3.	L'eutrofizzazione	9
3.1	Alghe	10
3.2	Alghe nelle acque destinate al consumo umano	11
3.3	Caratteristiche dell'alga <i>Plankthotrix rubescens</i> : condizioni di crescita e proliferazione, produzione di tossine ed effetti sulla salute umana	13
3.4	Fosforo come fattore di eutrofizzazione.....	15
3.5	Diffusione del fenomeno di eutrofizzazione da <i>Plankthotrix rubescens</i> : tipologie di acque in cui è presente e riscontri sul territorio italiano ed estero	16
4.	Il risanamento delle acque interne.....	20
4.1	Interventi esterni al corpo idrico	20
4.2	Interventi interni al corpo idrico.....	20
4.2.1	Asportazione delle biomasse vegetali (ASP-BIO).....	20
4.2.2	Aerazione per destratificazione e aerazione ipolimnica (AER).....	20
4.2.3	Prelievo ipolimnico (PREL-IPO)	21
4.2.4	Biomanipolazione (BIO).....	21
4.2.5	Diluizione e washout (DIL-WASH)	22
4.2.6	Precipitazione dei nutrienti (PREC).....	22
4.2.7	Interventi sui sedimenti: inattivazione (INAT: CH e COP)	23
4.2.8	Interventi sui sedimenti: rimozione (ASP-SED)	23
4.3	Studi scientifici in corso: rimozione selettiva di cianobatteri con perossido di idrogeno.....	24
4.4	Criteri per la scelta degli interventi interni al corpo idrico	25
4.4.1	Impatto sugli usi delle acque.....	25
4.4.2	Impatto ambientale sugli ecosistemi	26
4.4.3	Analisi di compatibilità rispetto alle principali caratteristiche morfometriche.....	26
4.4.4	Effetti e costi degli interventi per ridurre le elevate concentrazioni di fosforo	28



Autorità di Bacino Distrettuale dell'Appennino Meridionale

5. Le metodologie utilizzate per l'abbattimento dell'alga e delle tossine in acque destinate al consumo umano.....	30
6. Ipotesi applicative per la diga di Occhito	32
6.1 Indicazione sul globale processo di risanamento	32
6.1.1 Misure tecniche preventive: abbattimento delle cause dell'eutrofizzazione	32
6.1.2 Misure gestionali di controllo: protocolli per la gestione dell'inquinamento algale	38
6.1.3 Scelta delle metodologie di risanamento del corpo idrico	40
6.1.3.1 Prelievo ipolimnico	41
6.1.3.2 Dragaggio e valutazione del suo impatto sulla proliferazione algale nel lago di Occhito	42
6.2 Conclusioni.....	44
Bibliografia	46



Autorità di Bacino Distrettuale dell'Appennino Meridionale

1. L'invaso di Occhito

La **diga di Occhito** sul fiume Fortore risale alla fine degli anni '50 e segna il confine fra Puglia e Molise per circa 10 km.

Il bacino idrografico del Fortore, cui il predetto invaso appartiene, ha una superficie di 1.619 km² (di cui circa il 47% ricadenti nella regione Molise) ed un'altitudine massima pari a 981 m s.l.m., in agro di Montefalcone Valfortore.

Il fiume Fortore nasce dal Monte Altieri, nel versante adriatico dell'Appennino Lucano presso Montefalcone di Val Fortore, in provincia di Benevento ed è caratterizzato da portate ridotte nel primo tratto del suo percorso e portate più significative in corrispondenza delle confluenze con altri corsi d'acqua minori.

Il fiume, che è lungo 109 km, raggiunge il Mare Adriatico nel territorio comunale di Serra Capriola (FG) a Nord-Ovest del lago di Lesina.

Lo sbarramento al corso d'acqua, all'altezza di Carlantino (FG), dà origine all'importante invaso di Occhito di capacità circa pari a 333 Mm³.

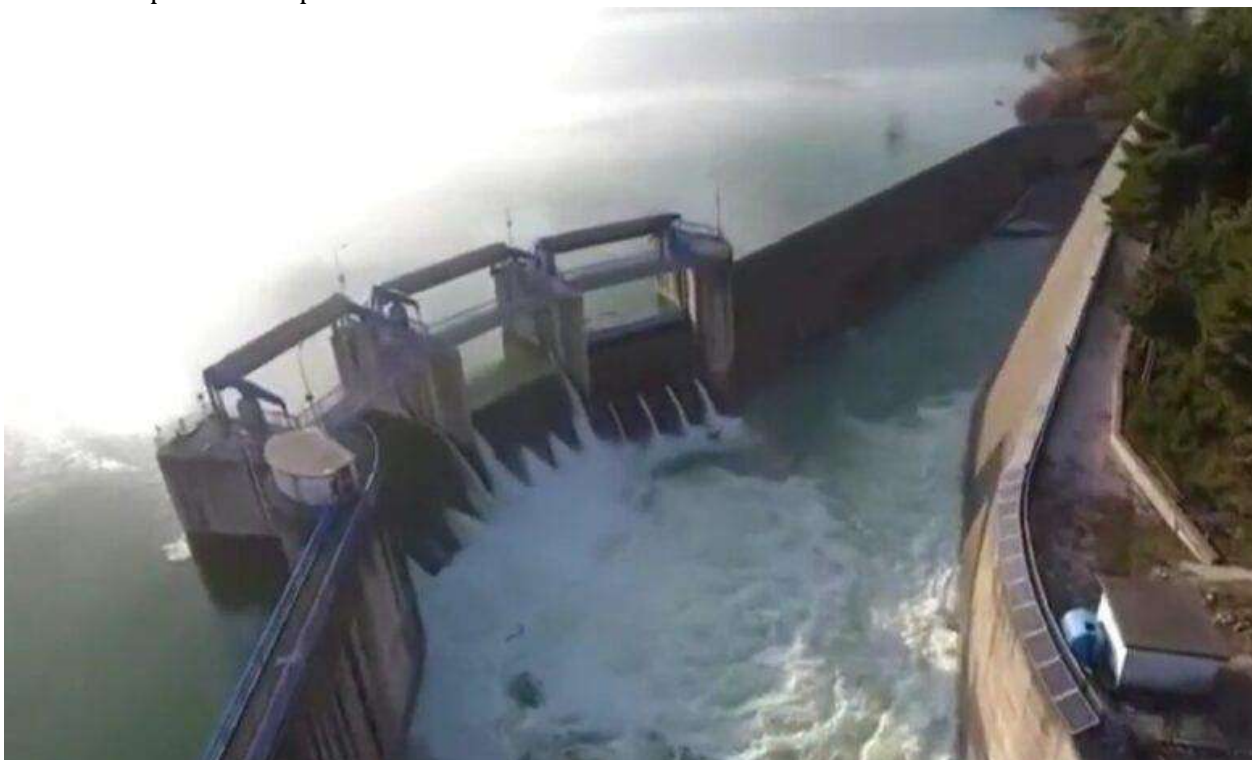


Figura 1 – Diga di Occhito.

Le principali caratteristiche della diga sono:

- tipologia in materiali sciolti con struttura di tenuta interna
- quota massima di invaso 198,00 m s.l.m.
- quota massima di regolazione 195,00 m s.l.m.
- volume totale 333,00 Mm³
- volume utile 248,00 Mm³
- volume di laminazione 42,20 Mm³



Autorità di Bacino Distrettuale dell'Appennino Meridionale

- volume acque morte 43,00 Mm³.

L'invaso di Occhito, caratterizzato da una elevata valenza ambientale, lungo il versante della Regione Molise ricade nell'area ZSC - IT 911002, denominata "Valle Fortore-Lago Occhito", mentre nel territorio della Regione Puglia ricade nell'area ZSC e ZPS, IT7222248 denominata "Lago Occhito". La stessa area ricade interamente nell'area IBA 16 denominata "Monti della Daunia".

Lo schema idrico del Fortore interessa i territori ubicati nei comprensori irrigui del Consorzio della Capitanata in Puglia e del Consorzio Larinese in Molise. Le fonti di approvvigionamento sono costituite dall'invaso dell'Occhito e dalla diga del Celone sull'omonimo torrente (in fase di vaso sperimentale) per la quale è prevista una utilizzazione, a regolazione annuale, per uso agroalimentare, civile e di laminazione delle piene.

Sul lato destro della diga dell'Occhito, con soglia a quota 168,5 m s.l.m., è ricavata una galleria di derivazione Occhito - Finocchito lunga 17 km, con portata massima di convogliamento di 30 m³/s.

Il complesso acquedottistico ha origine a valle del grande impianto di potabilizzazione realizzato in località Masseria Finocchito, da cui si diparte con due condotte fino al nodo di Foggia. Dal nodo di Foggia l'acquedotto prosegue verso Manfredonia per alimentare l'intera area Garganica Sud. Mentre, lungo il tratto di acquedotto che va dall'impianto di potabilizzazione al nodo di Foggia, viene derivata un'ulteriore condotta, per l'alimentazione di San Severo, la quale prosegue fino al serbatoio Besanese da cui viene alimentata l'area Garganica Nord.

L'invaso, gestito dal Consorzio per la Bonifica della Capitanata, serve dei territori molto vasti¹ ed in particolare:

- Uso irriguo: agri dei 16 comuni della provincia di Foggia (superficie già attrezzata: ha 102.500).
- Uso industriale: industrie locali (Poligrafico dello Stato e agroindustrie - SFIR, Compagnia Generale Agroindustriale, Cooperativa il Sole, ecc).
Previsione: aggiunta di insediamenti industriali secondo quanto stabilito dal Contratto d'Area di Manfredonia, degli insediamenti PIP di Lucera e della costituenda centrale termoelettrica a turbogas da realizzare in prossimità del partitore di Finocchito.
- Uso idropotabile: alimentazione dell'area Garganica mediante l'Acquedotto del Fortore, le cui condotte hanno uno sviluppo globale di circa 400 km e una interconnessione con lo schema Sele per integrare l'alimentazione di Foggia e di 35 Comuni della Capitanata e del litorale garganico².

¹ Dati rilevati dal Consorzio di Bonifica della Capitanata. <http://www.bonificacapitanata.it/ente/schemi-idrici/>

² Quaderno "Puglia - Il sistema idrico", MIT. Anno 2003.



Autorità di Bacino Distrettuale dell'Appennino Meridionale

2. L'emergenza ambientale nell'invaso di Occhito

2.1 Premessa

L'invaso di Occhito (Carlantino - FG) soddisfa le esigenze potabili di una popolazione di circa 600.000 abitanti e le esigenze irrigue di un vasto territorio a forte vocazione agricola, rappresentando, oltre che un simbolo per il suo valore naturalistico, l'unica fonte di approvvigionamento della gran parte della provincia di Foggia.

Data l'assenza di fonti alternative in grado di fronteggiare eventuali emergenze di varia natura (deficit strutturali, sismi, piene, emergenze ambientali, ecc.) tale aspetto costituisce una forte criticità per il sistema idrico territoriale, alla luce altresì del fenomeno di interrimento all'imbocco dello scarico di fondo (ostruito dai sedimenti per circa 2/3 della sua luce), già rilevato nel Progetto di Gestione dell'invaso approvato con Delibera della Giunta Regionale - Puglia n. 339 del 08.03.2011.

Per rispondere alla criticità evidenziata, già all'epoca, si prevedeva, nell'ambito di uno specifico Piano Operativo, il dragaggio di 21.000 m³ di sedimento in corrispondenza dello scarico di fondo con pompaggio mediante draga, stoccaggio dei sedimenti su aree demaniali di pertinenza dello sbarramento e successivo dewatering con utilizzo di un flocculante.

2.2 Emergenza ambientale ed indagine conoscitiva dell'ecosistema del lago di Occhito

Nel gennaio del 2009, l'invaso dell'Occhito è stato interessato anche dal fenomeno dell' "alga rossa".

La causa dell'intensa fioritura algale è stata attribuita alla specie *Planktothrix rubescens*, una cianofitea in grado di produrre e liberare in acqua tossine potenzialmente tossiche per l'ecosistema e per la salute umana.

Per tale motivazione, il Consorzio di Bonifica della Capitanata, gestore dell'invaso, ha attivato una Convenzione con l'Istituto di Ricerca sulle Acque (IRSA) del CNR, per la "**Gestione dell'emergenza - Planktothrix rubescens - in funzione dell'uso irriguo**", finalizzato all'approfondimento degli aspetti limnologici e tossicologici del fenomeno.

Contestualmente **la programmata attività di dragaggio è stata temporaneamente sospesa**, dovendo preliminarmente valutare eventuali correlazioni tra le previste attività di rimozione del sedimento ed il fenomeno della fioritura algale.

Nel periodo 2009-2012 è stata condotta una intensa campagna di campionamento sul sistema integrato tributari-lago-rete irrigua, finalizzata a fornire, in riferimento al bloom algale:

- un quadro limnologico utile a delineare la dinamica stagionale dei nutrienti algali;
- la quantificazione dell'impatto dei principali affluenti sulle dinamiche del lago;
- una valutazione delle dinamiche di trasferimento nella rete irrigua del contenuto di cellule algali provenienti dal lago e della relativa produzione di microcistine.

I principali risultati di carattere generale acquisiti sono sintetizzabili come di seguito:

- Il Lago di Occhito è del tipo monomittico caldo. Si ha una piena circolazione invernale delle acque (circa 7°C), seguita da una progressiva stratificazione con massimo gradiente in estate (circa 10°C) ed una destratificazione autunnale.



Autorità di Bacino Distrettuale dell'Appennino Meridionale

- Il popolamento fitoplanctonico del lago è risultato dominato dal cianobatterio filamentoso *Planktothrix rubescens*, in grado di produrre microcistine dannose di due forme la MC-RR (circa 90%) e la MC-LR (circa 10%).
- La fioritura massima si sviluppa nel periodo novembre – maggio e si riduce fin quasi ad annullarsi nel periodo estivo.
- Nel 2009 si è avuta una straordinaria fioritura registrando densità massima nel lago: cellule 95×10^3 cell/ml – microcistina tot. 30 $\mu\text{g/l}$, densità che nel 2011-2012 si è ridotta del 70%.
- L'impatto sulla rete di distribuzione irrigua vede un significativo abbattimento delle concentrazioni misurate nel lago: dal 50% sino al di sotto dei limiti di rilevabilità per le cellule, dal 75% sino al di sotto dei limiti di rilevabilità per le microcistine, in funzione della distanza di prelievo.

Relativamente alla presenza del cianobatterio *Planktothrix rubescens* in funzione delle dinamiche del sistema lago con i sedimenti, si osserva quanto di seguito riportato.

2.2.1 Tributari e lago: il trasporto solido e l'apporto di nutrienti

I dati fisici e chimici ricavati per il lago e i tributari hanno consentito di affermare che:

- La concentrazione di fosforo totale (TP) nel lago, tra i nutrienti, costituisce il “fattore limitante” la crescita algale.
- Le concentrazioni di fosforo misurate nei tributari risultano essere decisamente più elevate rispetto a quelle misurate nel lago, dove la P-limitazione è più marcata.
- Tra i tributari, il fiume Tappino veicola la maggiore quantità di sostanze nutritive al lago ed in particolare di fosforo, avendo concentrazioni e portata idriche medie più alte rispetto agli altri affluenti. Per il Tappino anche il rapporto azoto/fosforo (N/P) è tra i più bassi dando luogo a una co-limitazione rispetto alla esclusiva P-limitazione che caratterizza gli altri affluenti.
- Il maggiore trasporto solido, invece, si ha nel Fortore e nel La Catola, con un contributo significativamente più contenuto del Tappino.
- L'incremento della P-limitazione nel lago può essere addebitata all'azione sequestrante del materiale argilloso sospeso nelle acque lacustri nei confronti dei nutrienti.

Si evidenzia quindi la positiva circostanza per cui i nutrienti abbondantemente trasportati da un tributario (il Tappino) trovano nel lago le condizioni per un efficace abbattimento favorito dal significativo trasporto solido degli altri tributari (Fortore e La Catola).

2.2.2 Caratterizzazione dei sedimenti

Le indagini sui sedimenti sono state indirizzate a valutare l'interazione del materiale argilloso con il nutriente che costituisce “fattore limitante” della crescita algale (il fosforo) e con le forme di microcistine riscontrate nel lago, evidenziando che:

- Il 90% del fosforo stoccato nel sedimento è nelle forme refrattarie al rientro in circolo nella colonna d'acqua.
- Il materiale solido sospeso nelle acque del lago ha una notevole capacità di abbattimento del fosforo reattivo disciolto (DRP) nella colonna d'acqua.



Autorità di Bacino Distrettuale dell'Appennino Meridionale

In particolare è stata effettuata una sperimentazione, confrontando l'efficienza di abbattimento delle argille del lago di Occhito con l'efficienza di abbattimento di un prodotto commerciale (il Phoslock) utilizzato per abbattere le concentrazioni di nutriente in acque eutrofiche. Si è riscontrato che il materiale naturale di Occhito ha una efficienza di abbattimento pari ad 1/3 rispetto a quella del prodotto commerciale.

I risultati delle indagini condotte sui sedimenti del lago di Occhito dimostrano quindi, da una parte una elevata capacità del sedimento del lago nel sequestrare il fosforo, dall'altra che il fosforo, una volta sedimentato, rientra in circolo solo in minima parte.

Analoghi risultati e considerazioni si hanno rispetto alla interazione del sedimento del lago con le microcistine.

Il fenomeno di eutrofizzazione del lago è fortemente influenzato dagli apporti di nutrienti dal bacino, risultando estremamente limitato il ricircolo interno dei nutrienti stessi ovvero non si ha significativo apporto endogeno al fenomeno eutrofico.



Autorità di Bacino Distrettuale dell'Appennino Meridionale

3. L'eutrofizzazione

Le acque dolci superficiali sono classificabili in ambienti lentici e lotici, a seconda della velocità di ricambio delle acque; nel primo gruppo rientrano laghi, stagni e paludi, mentre nel secondo ruscelli, torrenti e fiumi.

Negli ambienti lentici, esistono condizioni di scarso ricambio, l'importazione e l'esportazione di biomassa algale assumono meno importanza rispetto alla produzione interna; tale produzione è funzione della disponibilità dei nutrienti (carbonio, azoto e fosforo) che le alghe assimilano e trasformano in sostanze organiche. Se la concentrazione dei nutrienti aumenta, la crescita algale può assumere un andamento esplosivo, dando luogo al fenomeno delle fioriture o bloom algali.

Un ambiente che ne risulta arricchito è più produttivo e quindi è definito eutrofico. L'eutrofizzazione comprende l'insieme degli eventi determinati dalla condizione di arricchimento delle acque in nutrienti.

Il processo avviene in tempi molto lunghi in seguito a fattori naturali, al contrario, nei casi di eutrofizzazione dovuti all'intervento antropico, può essere provocato nel giro di pochi anni.

La principale conseguenza negativa è che la decomposizione di questo eccesso avviene a velocità tali da consumare più ossigeno di quanto non ne possa affluire, con effetti su tutte le componenti dell'ecosistema.

Il fosforo è sempre stato identificato come la causa principale del deterioramento della qualità delle acque e uno dei principali fattori nel controllo dello sviluppo dei cianobatteri; diversi studi hanno confermato la stretta relazione tra le concentrazioni di fosforo (P) e l'aumento dei cianobatteri e, secondariamente, di diatomee e cloroficee, mentre la funzione dell'azoto (N) nel favorire l'eutrofizzazione ed un aumento dei cianobatteri appare più controversa.

Il rapporto N:P è stato frequentemente utilizzato per valutare il tipo di nutrienti responsabili della limitazione della crescita delle popolazioni algali e cianobatteriche; diversi dati raccolti in laghi canadesi hanno invece evidenziato che le variazioni nella dominanza dei cianobatteri potevano essere spiegate meglio dalle variazioni delle concentrazioni assolute di P e N piuttosto che dai rapporti N:P.

Le correlazioni tra N:P e cianobatteri, possono essere originate da una forte correlazione negativa tra concentrazioni di nutrienti ed il rapporto N:P. La causa sarebbe dovuta al maggior consumo di N rispetto al P a concentrazioni maggiori a seguito di processi di assimilazione biologica o denitrificazione. Nonostante i fondamenti teorici, il modello stechiometrico sembra pertanto meno efficace rispetto all'utilizzo, come variabili causali, delle concentrazioni assolute di P e N.

La dominanza dei cianobatteri e la loro fioritura rimane un fenomeno complesso, ricollegabile all'interazione di molteplici fattori, più che al superamento di uno specifico valore soglia.

Il fosforo totale è un parametro che appare fortemente correlato al verificarsi degli episodi di bloom algale tuttavia, attualmente, si privilegia un approccio che guarda a tutti i fattori di influenza, non solo al rapporto N:P.

Le alghe sono organismi eucarioti autotrofi molto diffusi in ambiente acquatico e sono in grado di svolgere la fotosintesi consumando anidride carbonica e producendo ossigeno, per cui risultano indispensabili per la vita, essendo alla base della catena alimentare negli ambienti acquatici.

Tradizionalmente sono collocate nel regno dei protisti, ma le alghe possiedono anche legami genetici sia con i protozoi che con i funghi.



Autorità di Bacino Distrettuale dell'Appennino Meridionale

3.1 Alghe

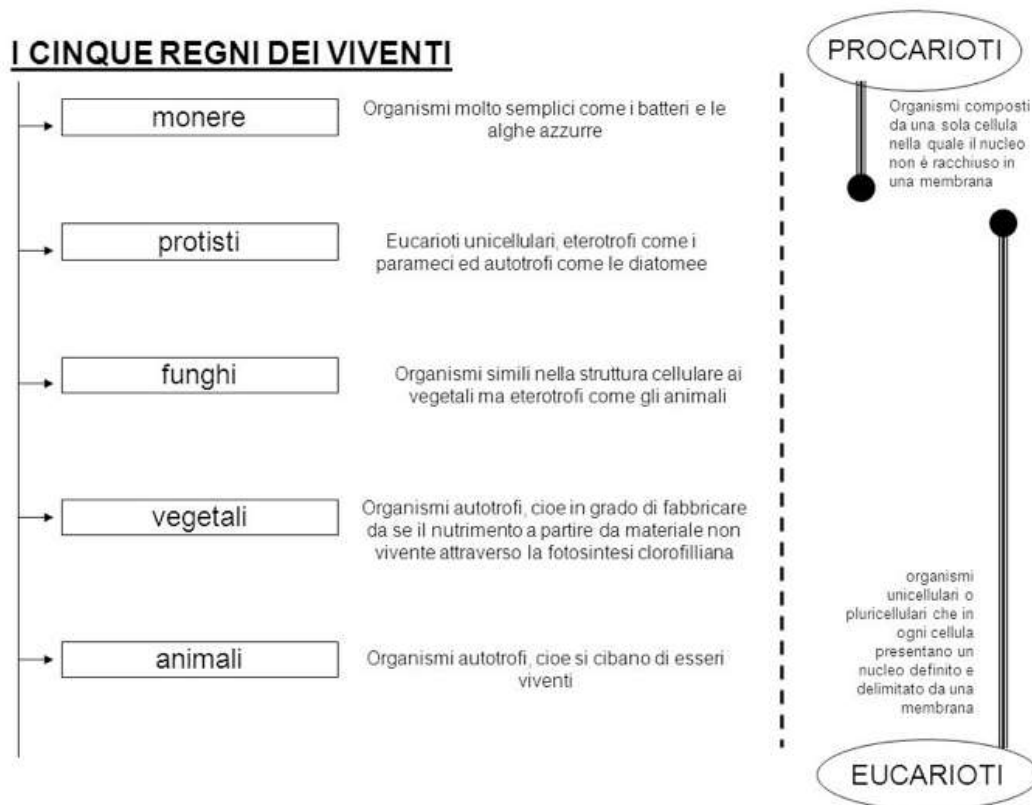


Figura 2 – Classificazione dei cinque regni dei viventi.

Le alghe microscopiche formano il fitoplancton e sono caratterizzate da un corpo semplice denominato tallo. Le loro dimensioni sono variabili poiché possono essere unicellulari o pluricellulari.

Le alghe possono presentare differenze nella struttura, nella composizione in pigmenti, nel contenuto genico dei cloroplasti, nella natura chimica delle sostanze di riserva accumulate, nell'ultrastruttura delle cellule flagellate, nei costituenti della parete cellulare e nelle modalità della divisione cellulare.

A volte l'eccessiva presenza di tali organismi nei corpi idrici, causata dal fenomeno dell'eutrofizzazione può creare danni ambientali.

La fase riproduttiva di tali organismi, può essere:

- **asessuale** (riproduzione vegetativa) per scissione (una sola cellula è capace di dividersi in due), per frammentazione (da alghe pluricellulari si distaccano frammenti, capaci di sopravvivere autonomamente, che ingrandendosi formano nuovi individui identici alla madre) e per sporulazione (le alghe liberano spore caratterizzate da involucri protettivi le quali, in condizioni ambientali ottimali, svilupperanno nuove alghe);
- **sessuale**, cioè due gameti si fondono a formare uno zigote, gli stessi organismi unicellulari possono fungere da gamete, mentre gli organismi pluricellulari hanno singole cellule specializzate che producono i gameti (gametocisti).

Le alghe sono presenti sia nelle acque dolci che salate e possono essere distinte secondo il pigmento fotosintetico e la loro morfologia in:



Autorità di Bacino Distrettuale dell'Appennino Meridionale

- **Alghe azzurre (*Cyanophyceae*):** organismi unicellulari caratterizzati da una cellula procariotica e prive di nucleo. Le cianofitiche sono formate da una parte interna (centroplasma) incolore e una parte esterna (cromatoplasma) colorata. Nel cromatoplasma sono presenti i pigmenti di assimilazione e sono denominate “azzurre” poichè svolgono la fotosintesi grazie alla ficocianina, un pigmento di colore azzurro.
- **Diatomee (*Bacillariophyceae*):** organismi unicellulari dotati di pareti silicee che donano una struttura dura e resistente. Le diatomee si riproducono per divisione diretta e quando tali organismi muoiono perdono la parte interna, mentre i frustoli di silicee permangono sui fondali ed infatti, tale processo, dopo milioni di anni ha formato rocce sedimentarie farinose che vengono utilizzate per ottenere farina fossile, una polvere fine usata per svariati scopi. Le diatomee posseggono un importante ruolo ecologico in quanto componenti essenziali nella catena alimentare.
- **Alghe verdi (*Chlorophyta*):** si conoscono più di 8000 specie, contengono la clorofilla e sono le più affini alle alghe superiori. I loro cloroplasti sono formati da 2 a 6 tilacoidi fusi, non hanno un reticolo endoplasmatico e la loro sostanza di riserva è l'amido. Possono riprodursi sia asessualmente che sessualmente.
- **Alghe brune (*Phaeophyceae*):** le ritroviamo principalmente in ambienti marini. Il pigmento di questi esseri viventi è la fucoxantina bruna ed i prodotti della fotosintesi sono grassi, carboidrati, mannite, polisaccaridi e laminarina.
- **Alghe rosse (*Rhodophyta*):** i talli delle alghe rosse sono formati da strutture complesse, da sistemi di filamenti ramificati. Le alghe rosse di mare solitamente assumono un colore rosso, violetto, bruno scuro, mentre le forme di acqua dolce tendono al grigio-verde. Le pareti cellulari contengono agar, estratto e utilizzato spesso dall'uomo nelle industrie alimentari e farmaceutiche. I pigmenti presenti, oltre alla clorofilla sono la ficoeritrina e ficocianina.

3.2 Alghe nelle acque destinate al consumo umano

Le acque superficiali vanno spesso incontro a fenomeni di arricchimento da inquinanti organici ed inorganici.

Tale contaminazione nei sistemi stagnanti o comunque soggetti a basso idrodinamismo determina il fenomeno della eutrofizzazione, la cui risposta biologica è l'incremento della biomassa algale, cioè ridondanti coperture di macrofite e macroalghe che rivestono i fondali, mentre il fitoplancton si sviluppa nella zona eufotica.

Si parla di fioriture quando la massa di alghe microscopiche diviene tale da rendersi visibile ad occhio nudo. Infatti un corpo idrico affetto da fioritura presenta un colore atipico ed è come se in acqua fosse stata versata vernice.

Se la fioritura è dovuta a cianofitiche l'acqua può apparire rosso-viola (*Oscillatoria*) o di color verde scuro o verde erba (specie di *Anabaena*, *Aphanizomenon*, *Microcystis*, *Nodularia*, *Nostoc*, *Oscillatoria*). Le cellule, che tendono ad aggregarsi, formano cuscini galleggianti che vengono spiaggiati dal vento a riva dove, invecchiando ed essiccandosi sulla superficie esposta all'aria, danno luogo a macchie blu-turchesi (da cui il nome di alghe blu).

I cianobatteri sono produttori di una ampia varietà di metaboliti, molti dei quali non rientrano nelle esigenze del metabolismo primario (divisione cellulare e metabolismo di base). Tali organismi



Autorità di Bacino Distrettuale dell'Appennino Meridionale

costituiscono, dopo gli attinomiceti, il maggiore serbatoio di produttori naturali di sostanze ad attività chemioterapica; di particolare interesse sono gli antibiotici e gli anticancerogeni.

Sulla complessità biologica dei cianobatteri basti pensare che una varietà di *Lyngbya majuscula* sintetizza una molecola che, a seconda che contenga bromo (Br) o meno, ha attività promotrice tumorale o proprietà antineoplastiche. Le tossine, contenute all'interno delle cellule viventi, vengono rilasciate in acqua solo in fase di senescenza o alla morte cellulare: così l'acqua che conteneva alghe tossiche diviene contaminata dalle loro tossine libere che possono venire in contatto con l'uomo o con gli animali che frequentano o che bevono l'acqua.

Spesso alcuni cianobatteri, oltre alle biotossine, producono citotossine che sono secrete/escrete con continuità, mentre le biotossine sono prodotte in modo intermittente e imprevedibile nel corso di una fioritura, anche inizialmente non tossica.

Le acque "oligotrofe" sono le uniche pluriuso e, comunque, le più adatte per produrre acque potabili.

Le acque "mesotrofiche" possono ancora consentire il mantenimento di forme ittiche più esigenti, indipendentemente dalla tossicità, gli effetti negativi per gli organismi acquatici sono conseguenti alla ridondante attività fotosintetica che comporta il consumo di CO₂, l'innalzamento dei valori di pH, il depauperamento dell'ossigeno disciolto, fino all'anossia; acque soggette a fioriture algali e a ridondanza di macrofite non sono auspicabili neanche per lo svolgimento di sport acquatici (vela, voga, etc.).

Le acque "eutrofiche" possono essere impiegate per irrigare i campi, ma acque solo leggermente eutrofiche sono usabili senza trattamento in certi cicli di processo, come il raffreddamento. In particolare, indipendentemente dalla presenza di componenti tossiche, l'acqua in cui si sia avuto sviluppo dei cianobatteri non è idonea a molte attività industriali (es. in bibite causa torbidità). Ne consegue che gli usi di un'acqua vengono limitati dall'eutrofizzazione, perché oltre ad intasare i filtri, rendono meno efficienti i trattamenti di potabilizzazione ed aumentano la produzione di organoalogenati a seguito della clorazione.

Le intossicazioni umane, quasi mai mortali, sono prevalentemente imputabili ad epatotossine (tossine che hanno come organo bersaglio il fegato).

Le specie responsabili appartengono ai generi *Anabaena*, *Anabaenopsis*, *Aphanizomenon*, *Coelosphaerium*, *Cylindrospermum*, *Cylindrospermopsis*, *Fisherella*, *Gloeotrichia*, *Gomphosphaeria*, *Hapalosyphon*, *Hydrocoryne*, *Hormothamnion*, *Lyngbya*, *Microcystis*, *Microcoleus*, *Nodularia*, *Nostoc*, *Oscillatoria*, *Phormidium*, *Planktothrix*, *Pseudoanabaena*, *Schizothrix*, *Scytonema*, *Symploca*, *Synechocystis*, *Synechococcus*, *Tolypothrix*.

Il veicolo è l'acqua contenente le specie tossiche e le biotossine in essa disciolte; il rischio esiste in tutti i paesi che abbiano corpi idrici eutrofici con sviluppo di cianofitee.

Le manifestazioni di tossicità sono varie e riguardando più apparati:

- sintomatologie gastrointestinali;
- sintomatologie respiratorie (inalazione e contatto accidentale con l'acqua);
- dermatiti (contatto);
- sindrome di Haff (alimenti ittici).



Autorità di Bacino Distrettuale dell'Appennino Meridionale

3.3 Caratteristiche dell'alga *Plankthotrix rubescens*: condizioni di crescita e proliferazione, produzione di tossine ed effetti sulla salute umana

L'alga *Plankthotrix rubescens*, detta anche comunemente alga rossa, per le sue fioriture dal tipico colore rossastro, appartiene alla famiglia dei cianobatteri - *cianoficee* e si sviluppa soprattutto nei laghi, nei bacini artificiali e nei fiumi a lento scorrimento. La sua capacità di sviluppo è legata a diversi fattori:

- ambienti a trofia intermedia (mesotrofici) con maggiore disponibilità di carbonio ed azoto in forma inorganica e in misura minore di fosfati (in particolare gli ortofosfati);
- bassa temperatura dell'acqua;
- media esposizione alla luce, nel metalimnio i cianobatteri possono sfruttare le maggiori concentrazioni di nutrienti disponibili rispetto agli strati più superficiali.

In *Plankthotrix rubescens* il galleggiamento è controllato dalla frazione di carboidrati (zavorra) prodotti all'interno della cellula. Negli strati più superficiali, condizioni di illuminazione superiori allo strato metalimnetico, il galleggiamento operato dalle vescicole gassose è controbilanciato da una maggiore produzione di carboidrati e da un conseguente appesantimento delle cellule. A basse intensità luminose la produzione di carboidrati è inferiore e le cellule, diminuendo di densità, si posizionano nello strato metalimnetico, ad una profondità definita di galleggiamento neutro (zn).

Nel periodo autunnale/invernale *Plankthotrix rubescens* può dare luogo a spettacolari fioriture, molte delle quali documentate anche in molti laghi italiani, tra cui i grandi laghi sudalpini, i laghi di Pusiano, Occhito e Ledro.

Le fioriture aumentano in seguito ad una contemporanea e progressiva diminuzione della profondità di galleggiamento neutro (zn), causata dalla diminuzione della durata e intensità dell'illuminazione giornaliera e da un aumento della profondità dello strato rimescolato (zm). Quando $zm > zn$, i filamenti sono trascinati verso la superficie, sperimentando una maggiore insolazione media giornaliera nello strato rimescolato e diminuendo la capacità di galleggiamento. Con il progressivo raffreddamento delle acque e all'aumentare di zm, l'insolazione giornaliera media (Q_v) diminuisce, fino ad assumere, a specifici valori di profondità critica per il galleggiamento (zq), valori equivalenti a Q_n , e rendendo i filamenti in grado di galleggiare formando, in condizioni di calma di vento e minore turbolenza, fioriture superficiali.

Pertanto, fioriture superficiali di *Plankthotrix rubescens* potranno essere osservate in laghi con una profondità tale da permettere non solo lo sviluppo metalimnetico estivo dei filamenti, ma anche il raggiungimento di profondità di mescolamento richieste per il galleggiamento neutro $zq \gg zn$. Una volta in superficie, e in presenza di brezze leggere, i filamenti possono essere trasportati piuttosto rapidamente dalla zona pelagica verso le zone litorali.

Il periodo autunnale/invernale rappresenta un momento critico del ciclo annuale, in cui la specie viene dispersa su un volume più ampio rispetto ai mesi estivi.

Nel Lago di Occhito, nel giugno del 2009, dopo la fioritura documentata nell'inverno precedente, le densità nella stazione di centro lago presentavano valori superiori a 34.000 cell/mL; In primavera, in condizioni di debole stratificazione termica, la specie può invece distribuirsi in uno strato superficiale di spessore variabile con valori di biomassa anche consistenti. Sempre nel Lago Occhito i dati raccolti sottodiga nell'aprile 2009 indicavano valori di densità medi superiori a 80.000 cell/L, con un picco di circa 95.000 cell/L situato a 5 m di profondità nell'incipiente termocline.



Autorità di Bacino Distrettuale dell'Appennino Meridionale

Poiché durante il periodo estivo la popolazione di *Planktothrix rubescens* si posiziona in corrispondenza del salto termico (mentre tende a essere dispersa in superficie in periodi dell'anno in cui le acque lacustri non vengono utilizzate dai bagnanti), l'impatto delle fioriture di questa specie sulla balneabilità delle acque risulta sicuramente inferiore rispetto a quello di altre specie cianobatteriche potenzialmente tossiche, mentre risulta più critico in riferimento ad altri usi della risorsa idrica, quali la captazione di acqua per l'approvvigionamento idrico o l'utilizzo irriguo. In questi casi, il cono di risucchio creato dalle opere di presa dell'acqua potabile o per uso irriguo può coinvolgere un ampio strato della colonna d'acqua lacustre in un intervallo compreso tra 10 e 30 metri di profondità, di fatto facilitando l'estrazione della fioritura di *Planktothrix rubescens* dal lago, con evidente impatto sanitario sull'uso della risorsa acquatica.

Solitamente quest'alga è veicolata da siti già contaminati per mezzo di uccelli acquatici che la trasportano in forma di spora.

L'alga *Planktothrix rubescens* produce numerosi tipi di tossine dette microcistine a valenza epatotossica, gastroenterica e cancerogena. Queste microcistine sono prodotte e contenute all'interno delle cellule e vengono rilasciate all'esterno per fenomeni di senescenza o lisi cellulare contaminando così le acque. In particolare una tossina, la microcistina LR, è stata la prima di cui si è documentata la capacità di determinare gravi patologie per la salute umana e danno alla flora e fauna. Questa microcistina è classificata dallo I.A.R.C., come elemento cancerogeno di classe 2 b.

Le microcistine determinano danni istologici a carico del fegato, organo bersaglio principale, dei polmoni e dei reni e fungono anche da promotori tumorali, come riportato dalla letteratura scientifica. Gli effetti delle microcistine sulle persone e gli animali possono così essere riassunti:

- epatotossicosi acuta per ingestione diretta;
- polmoniti allergiche ed epatotossicosi se respirate, nel corso di attività ricreative e sportive in sistemi idrici contaminati da alghe in fase di fioritura;
- promozione di tumori, se ingerite in dosi sub-acute per diverso tempo (tumori epatici, gastrointestinali, epiteliali).

Le persone possono essere esposte alle tossine attraverso l'ingestione di acqua potabile contaminata, tramite la balneazione, l'inalazione di aerosol durante attività ricreative in prossimità delle aree di fioritura dell'alga, con l'assunzione di alimenti trattati e realizzati con acque contaminate (la microcistina non è termolabile). La fauna ittica che vive nel bacino e negli invasi contaminati è anch'essa esposta alle tossine così come gli animali che vivono in allevamenti, nel caso vengano abbeverati con acque contaminate dalle microcistine. La flora e la fauna contaminata da queste microcistine possono divenire ulteriori vettori di esposizione per le persone in quanto entrano a far parte della catena alimentare.

Phylum	<i>Cyanobacteria</i>
Classe	<i>Cyanophyceae</i>
Ordine	<i>Oscillatoriales</i>
Genere	<i>Planktothrix</i>
Specie	<i>Planktothrix rubescens</i>
Descrizione	Le cellule di <i>Planktothrix rubescens</i> formano tricomi di color rosso porpora o rosso bruno senza visibile guaina. Il diametro medio dei tricomi è 7 µm, la loro lunghezza è variabile e può raggiungere pochi mm. I tricomi sono composti da cellule adiacenti tutte identiche tra loro, di forma tonda, assottigliata o conica, tranne quelle apicali,



Autorità di Bacino Distrettuale dell'Appennino Meridionale

	che vengono usate per il riconoscimento morfologico. La lunghezza delle cellule è di 1.1-4.9 µm ed il diametro è di 3.9-9.4µm.
Condizioni favorevoli per le fioriture	Specie <i>Planktothrix rubescens</i> contengono soprattutto ficoeritrina. Sono comuni in corpi d'acqua profondi, stratificati, oligotrofici o mesotrofici. Dovrebbero essere adattate a crescere in condizioni di basse radiazioni luminose, in virtù del loro corredo pigmentario ricco di carotenoidi. Temperatura ottimale di crescita è 10-20°C e la salinità tollerata è 4,3‰. Le fioriture, ben visibili di colore rosso porpora, si verificano in autunno-inverno.
Tossine prodotte	Microcistine

Tabella 1 – Scheda delle caratteristiche della *Planktothrix rubescens*.

3.4 Fosforo come fattore di eutrofizzazione

Il ciclo del fosforo è tipicamente sedimentario, senza alcuna riserva gassosa nell'atmosfera: il comparto di riserva è costituito, quasi esclusivamente, dalle rocce fosfatiche; solo quando esse riemergono per eventi geologici, il fosforo può entrare in circolazione per azione erosiva o per solubilizzazione dei fosfati insolubili. I prodotti di erosione contenenti fosfati solubili, passano dalla litosfera alla pedosfera, dove possono essere assorbiti e organicati dalle piante. Il fosforo organicato dalle piante entra poi nelle catene alimentari; a differenza di elementi come carbonio, azoto, zolfo, il fosforo viene incorporato nelle molecole organiche senza subire reazioni di riduzione.

I microrganismi del suolo che degradano i detriti vegetali e animali liberano nuovamente fosforo inorganico, generalmente sotto forma di fosfati; che vengono riutilizzati dalle piante.

Una frazione dei fosfati presenti nel terreno viene dilavata dalle piogge e portata al mare, dove viene utilizzata parzialmente da alghe e animali marini. Parte del fosfato che arriva in mare viene restituita alla terra da organismi che si cibano di pesci (guano); un'altra parte invece si deposita nei sedimenti marini profondi ed esce dal ciclo.

Tra i nutrienti che causano l'accrescimento della biomassa vegetale in un ecosistema d'acqua dolce, il fosforo è spesso considerato il fattore limitante.

Il fosforo è presente in forma solubile (organico ed inorganico) e particolata (organico ed inorganico).

Quello presente in forma di particolato è solo in parte biodisponibile; al contrario, il fosforo disciolto sotto forma di ortofosfati ($H_2PO_4^-$, HPO_4^{2-} , PO_4^{3-}) è altamente disponibile per l'assimilazione vegetale.

Anche i polifosfati (formula $(HPO_3)_n$) presenti nelle acque reflue, provenienti da detersivi e prodotti del metabolismo, vengono rapidamente idrolizzati in ortofosfati.

Il fosforo nei concimi è presente sia in forma di sali fosfatici prontamente disponibili, come fosfato sodico Na_3PO_4 , potassico K_3PO_4 e monocalcico $Ca(H_2PO_4)_2$, che in forme meno solubili; nel momento in cui è fornito in eccesso rispetto alle esigenze e ai tempi di assimilazione della pianta, viene dilavato e trasformato facilmente nella sua forma solubile.

Se si escludono alcuni pesticidi organofosforici (es. malathion e parathion), le diverse forme del fosforo reperibili in ambiente presentano una tossicità molto bassa o nulla; il criterio di qualità fissato per il fosforo totale nelle acque superficiali, pari a 0,03 mg/L (MDDEP, 2009), corrisponde a considerazioni relative ai suoi effetti indiretti, ossia l'eutrofizzazione.

Orientativamente, 1 g di fosfati (PO_4^{3-}) consente la crescita di 100 g di alghe, per la cui decomposizione sarà richiesto un fabbisogno di ossigeno di circa 150 g. Le concentrazioni critiche per



Autorità di Bacino Distrettuale dell'Appennino Meridionale

una eutrofizzazione iniziale, nei corsi d'acqua, si attestano intorno allo 0,1-0,2 mg/L, mentre nelle acque stagnanti sono sufficienti concentrazioni intorno allo 0,005-0,01 mg/L.

I sedimenti giocano un ruolo molto importante nel ciclo del fosforo all'interno di un lago, agendo da pozzo o da sorgente in risposta ai meccanismi che hanno luogo all'interfaccia acqua-sedimento, per cui si possono alternare condizioni di assorbimento, rilascio o equilibrio.

Nell'ambiente bentonico il fosforo subisce il passaggio dalla forma organica a quella minerale ad opera degli organismi. Più volte, tuttavia, nei laghi poco profondi è sufficiente l'azione del vento affinché il fosforo venga solubilizzato a partire dai sedimenti risospesi. Sono stati effettuati numerosi studi sulla speciazione del fosforo presente nei sedimenti e sulle condizioni che ne determinano il rilascio allo scopo di comprendere il contributo dei sedimenti sul processo di eutrofizzazione. Il fosforo può trovarsi associato ad ossidi/idrossidi di ferro e alluminio, carbonati, materia organica etc. e la stabilità di questi legami è funzione delle condizioni geochimiche; la complessità delle interazioni fa sì che la speciazione del fosforo sia molto variabile nel tempo e nello spazio, anche all'interno dello stesso lago. Gli studiosi concordano comunque sul fatto che in un ambiente eutrofizzato in conseguenza dell'accumulo di materia organica sul fondo, aumenta la frazione di fosforo a questa associata; i colloidali organici e la frazione argillosa possono formare legami sufficientemente stabili, bloccando il rilascio del fosforo organico.

In corrispondenza di un aumento di temperatura, si incrementa l'attività batterica e la mineralizzazione della sostanza organica (formazione di fosforo organico disciolto); inoltre, l'aumento della temperatura diminuisce il tenore di ossigeno a livello ipolimnico e il cambiamento delle condizioni redox provoca il rilascio del fosforo associato al ferro; in questo modo si può spiegare il rilascio stagionale di fosforo spesso osservato. È stato anche osservato che alcune specie di alghe, in assenza della forma inorganica disciolta (gli ortofosfati), sono in grado di assimilare il fosforo presente in forma organica disciolta.

3.5 Diffusione del fenomeno di eutrofizzazione da *Plankthotrix rubescens*: tipologie di acque in cui è presente e riscontri sul territorio italiano ed estero

La presenza di Cianobatteri-Cianoficee tossiche è stata segnalata in molti laghi italiani, nel Nord Europa, in Asia, Africa, Australia, nell'America del Nord e in quella del Sud.

In Europa i rapporti sullo stato delle acque della EEA (*European Environment Agency*) del 2010 e 2012, riportano che, nonostante una tendenza alla diminuzione dell'introduzione di nutrienti nei terreni agricoli o in acque di trattamento, circa il 20-30% dei laghi e fiumi è ancora in condizioni eutrofiche.

Anche negli USA il 20% dei laghi monitorati ha ancora problemi di eutrofizzazione, determinando condizioni favorevoli per lo sviluppo massivo di cianobatteri. Oltre ai processi di eutrofizzazione, anche le conseguenze dei cambiamenti climatici globali (temperatura elevata, aumentate concentrazioni atmosferiche di anidride carbonica, elevati flussi UV) sono stati messi in relazione con l'ecologia e la crescita dei cianobatteri.

Una prima valutazione sullo sviluppo di cianobatteri tossici e sulla produzione di cianotossine ha evidenziato come questi organismi siano diffusi nella maggior parte dei corpi idrici europei, con un forte impatto sull'utilizzo di questi ultimi come risorsa idrica, sia finalizzato alla potabilizzazione, all'allevamento e all'acquacoltura, sia all'uso ricreativo-turistico e di conservazione.

A livello europeo, gli sforzi della ricerca di settore hanno aumentato la capacità di gestione del rischio, ma resta ancora da migliorare la divulgazione delle informazioni tra gli Stati Membri relativa alla



Autorità di Bacino Distrettuale dell'Appennino Meridionale

diffusione delle competenze tecniche e la condivisione di procedure di intervento per la gestione del rischio relativo a cianobatteri tossici e cianotossine.

Per questo è stata avviata CyanoCOST, un'azione a livello europeo (COST European Cooperation in Science and Technology) per coordinare e mettere in rete le competenze fra i vari paesi sulla gestione del rischio per esposizione ai cianobatteri e alle cianotossine (www.cyanocost.com).

Sono noti casi di sviluppo massivo di cianobatteri tossici sia in ambienti oligotrofici, sia in laghi profondi subalpini mesotrofici. *Planktothrix rubescens* è la specie dominante nei laghi di Zurigo (Svizzera), Mondsee (Austria), Ginevra (Francia e Svizzera), Nantua (Francia), e Bourget (Francia).

Negli habitat dell'emisfero settentrionale *Planktothrix rubescens* è la specie più importante per la produzione di microcistine. Da uno studio effettuato su alcuni laghi del nord Europa con profondità variabili in cui le cellule di *Planktothrix* spp. sono state identificate morfologicamente in base alla pigmentazione (rossa e verde) e molecolarmente in base alla presenza o meno del gene *mcy*, è risultato che la maggior parte degli ecotipi rossi, provenienti da laghi profondi, erano quasi tutti tossici al 100%. Anche la maggior parte dei bacini italiani è interessata dalla presenza di diverse specie di cianobatteri.

Area settentrionale: La diffusione dei cianobatteri planctonici è favorita da condizioni idrologiche stabili, limitata turbolenza della colonna d'acqua e temperature elevate (eccetto la specie *Planktothrix rubescens* che prolifera anche a temperature basse, fra i 9° e i 14°C). Per questo, nelle zone alpine e subalpine le fioriture di cianobatteri riguardano soprattutto i laghi naturali, e molto meno i bacini idroelettrici artificiali, caratterizzati da temperature minori, maggiore turbolenza ed elevato ricambio idrico.

La specie più diffusa, in termini di numero di bacini interessati e di abbondanza cellulare, è *Planktothrix rubescens* dove, nei grandi laghi profondi sudalpini oligotrofici od oligo-mesotrofici (es. Lago Maggiore e Lago di Garda) questa specie è raramente in grado di dare luogo a fioriture visibili ad occhio nudo.

Al contrario, intense fioriture sono state rilevate nel corso degli ultimi 15 anni nel Lago d'Iseo e in laghi di medie dimensioni, come Pusiano e Ledro, caratterizzati da condizioni di meso-eutrofia.

Nel Lago di Piano (Como), dove è costantemente presente, *Planktothrix rubescens* ha prodotto nel 2008 microcistine anche a densità cellulari contenute (10^5 cell/L).

Nel Lago meso-eutrofico d'Idro è stata osservata una fioritura di *Planktothrix rubescens* nel 2004, con formazione di striature di colore rossastro su tutta la superficie del corpo idrico nel periodo invernale e in primavera.

Se *Planktothrix rubescens* è la specie più diffusa, quella che provoca i maggiori inconvenienti per la balneazione e l'uso ricreativo delle acque è *Dolichospermum lemmermannii*. Nei grandi laghi a sud delle Alpi *D. lemmermannii* fu segnalata per la prima volta nell'ottobre 1990 sotto forma di estese fioriture al largo della costa sud-orientale del Lago di Garda.

Successivamente, e seguendo un gradiente altitudinale, questa specie ha colonizzato i Laghi d'Iseo (1997), Maggiore (2005), Como (2006) e anche laghi di medie dimensioni, come Pusiano (2006). Attualmente, questa specie rappresenta una delle principali cause di degrado della qualità delle acque superficiali nei laghi profondi sudalpini nei mesi estivi, nel pieno cioè della stagione balneare e turistica.

Area centrale: I laghi di origine vulcanica sono quasi tutti localizzati nel Lazio (laghi di Bolsena, Vico,



Autorità di Bacino Distrettuale dell'Appennino Meridionale

Bracciano, Albano, Nemi, Monterosi, Martignano, Mezzano), oltre ai laghi di Monticchio, in Basilicata e al lago di Averno in Campania.

Nel Lazio, il lago di Vico e il lago di Albano sono stati più recentemente interessati da fioriture di cianobatteri; il lago di Vico, un lago meso-eutrofico, con una profondità massima di 50 m, è interessato da fioriture di *Planktothrix rubescens*.

Nel lago di Albano, eutrofico, con una profondità massima di 170 m, sono state osservate più specie di cianobatteri, dominanti in stagioni e anni diversi. *Planktothrix rubescens* è stata osservata in modo significativo, dominante in superficie nei mesi invernali e a livello del metalimnio durante i periodi più caldi, in coincidenza della stratificazione termica.

Il lago di Averno, nel complesso dei Campi Flegrei (Napoli), ha una profondità massima di 35 m. In questo lago si sono verificate fioriture di *Planktothrix rubescens* in marzo-giugno 2007 durante le quali sono state caratterizzate due nuove forme di anabeno-peptine (B e F) e una nuova variante di MC-RR.

Nelle Marche ci sono diversi invasi artificiali, il cui utilizzo va da quello irriguo a quello di tipo potabile e ricreativo. Essi sono interessati da fioriture di *Planktothrix rubescens*, nonostante siano caratterizzati generalmente da una condizione di oligotrofia. Dati sul lago di Gerosa risalenti al 2006 hanno mostrato una dinamica annuale di *Planktothrix rubescens* simile ad altri laghi profondi; è stato suggerito che le fioriture siano state possibili, nonostante concentrazioni di azoto (N) e fosforo (P) quasi sempre al di sotto del limite di rivelabilità, grazie ad un'intensa attività di riciclo dei batteri.

Area meridionale: Rilevanti sono le proliferazioni metalimnetiche estive di *Planktothrix rubescens* nel Lago di Occhito durante la stratificazione termica. Densità significative di *Planktothrix rubescens* sono state rilevate per tutta la lunghezza dell'invaso (circa 13 km) in uno strato fra 7 e 14 m di profondità, al limite della zona eufotica. Nel 2009, a seguito della fuoriuscita di acqua dal bacino a causa di forti piogge e al suo arrivo al mare, dove sono presenti numerosi impianti di mitilicoltura, è stato avviato un programma di monitoraggio nell'acqua e negli organismi degli impianti, per controllare i livelli eventuali di microcistine ed è emerso che le microcistine sono state rinvenute sia in acqua di mare che nei mitili degli impianti.

Isole: Imponenti fioriture superficiali di *Planktothrix rubescens* sono state registrate con regolarità nei mesi autunnali e invernali in diversi bacini artificiali siciliani eutrofici a partire dal 2005/2006 ed in particolare, nel Lago di Pozzillo, il maggiore bacino artificiale siciliano. Le elevate precipitazioni autunnali registrate negli ultimi anni in Sicilia hanno marcato l'inizio della circolazione invernale causando una diminuzione della trasparenza dell'acqua. La presenza di un inoculo metalimnetico di *Planktothrix rubescens* durante il periodo estivo, l'elevata torbidità della colonna d'acqua, l'ingresso di nutrienti dal bacino imbrifero e l'abbassamento delle temperature dei corpi idrici hanno generato condizioni simili a quelle presenti nel metalimnio in tutta la colonna d'acqua favorendo lo sviluppo delle fioriture superficiali.

Anche molti bacini artificiali della Sardegna sono stati interessati negli anni da fioriture di cianobatteri, con variazioni annuali nelle specie dominanti. Nel lago Alto Flumendosa, le cui acque sono utilizzate oltre che per la produzione di energia elettrica anche per l'allevamento di trote, per l'irrigazione e per uso potabile, fra gli anni '90 e il 2010 è sempre stata presente una comunità cianobatterica ricca ed estremamente variabile. Le specie dominanti sono, alternativamente, *Planktothrix rubescens*, *Woronichinia naegaeliana*, *Microcystis botrys*, *Dolichospermum spp.*



Autorità di Bacino Distrettuale dell'Appennino Meridionale

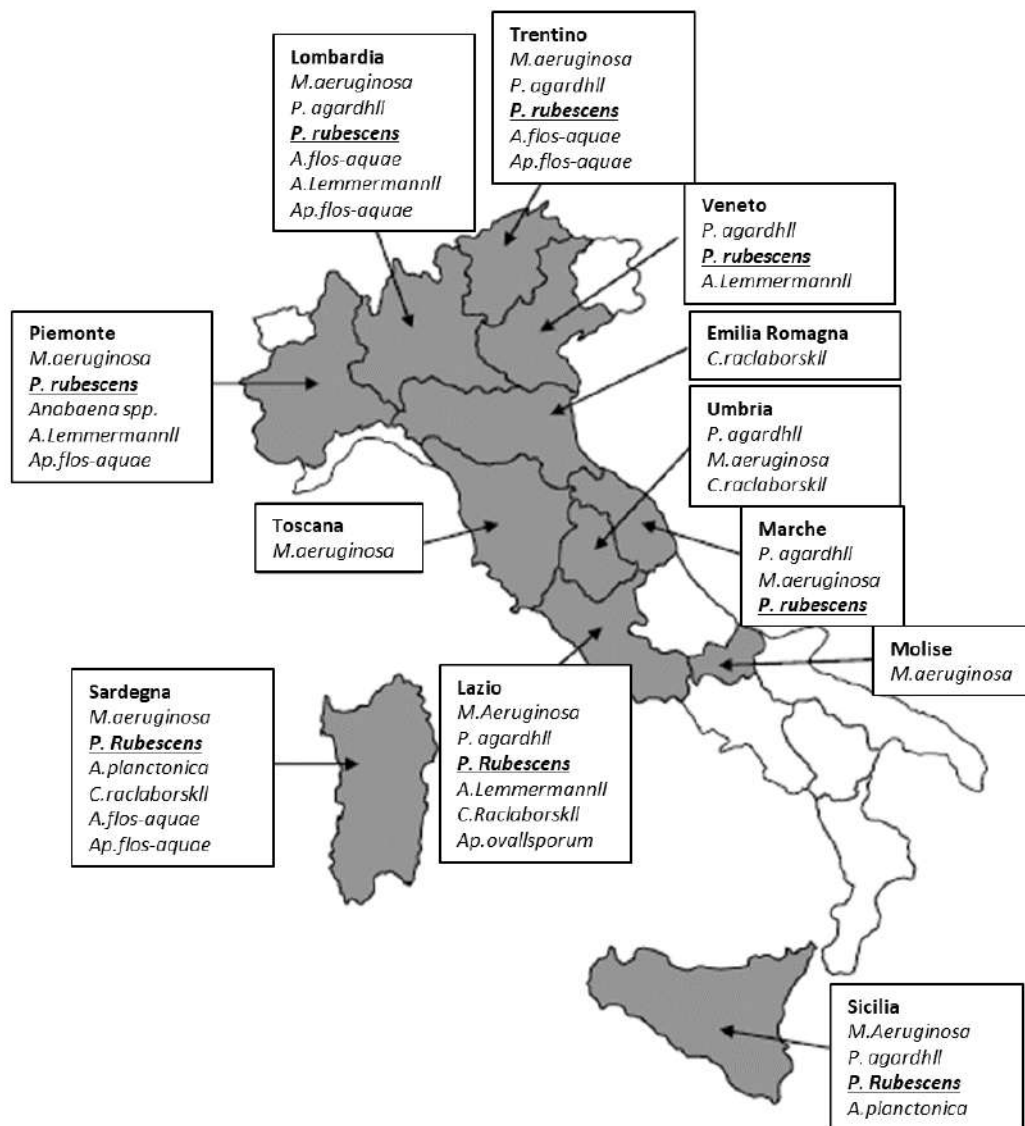


Figura 3 - Distribuzione dei cianobatteri nelle varie regioni italiane.



Autorità di Bacino Distrettuale dell'Appennino Meridionale

4. Il risanamento delle acque interne

Oltre alle azioni di prevenzione, rivolte alle fonti di generazione di azoto e fosforo di tipo diffuso di cui si discuterà in un paragrafo successivo, per il risanamento dei corpi idrici affetti da eutrofizzazione sono stati sviluppati diversi tipi di intervento.

Tali azioni si caratterizzano per gli effetti (definitivi o temporanei) e per i meccanismi sfruttati.

4.1 Interventi esterni al corpo idrico

Una soluzione, attuata fin dagli anni '70, consiste nel deviare le acque cariche di nutrienti (provenienti ad esempio da un unico tributario) nell'emissario del lago o in un altro bacino idrografico. Questo sistema, che sposta il problema a valle, può essere accettato tenuto conto della maggiore tolleranza che le acque correnti di solito presentano nei confronti dei carichi di nutrienti. Tuttavia occorre evidenziare che ciò implicherebbe un'alterazione del bilancio idrologico del lago stesso, aumentando, fra l'altro, il tempo di rinnovo delle acque.

Nel caso in cui si tratti di acque reflue intercettabili, una volta deviate verso un impianto di trattamento, se in questo si attua un abbattimento spinto di azoto e fosforo, si può valutare di fare del lago il corpo idrico recettore del refluo depurato.

Esiste un'altra possibilità di abbattimento dei nutrienti veicolati dai tributari del lago: la messa in opera di bacini di decantazione a monte del lago, in cui è possibile trattenere i nutrienti tramite meccanismi fisici, chimici o biologici (letti filtranti, filtri in ossido di alluminio, bioreattori, phytoremediation).

4.2 Interventi interni al corpo idrico

Per ciò che concerne gli interventi interni al corpo idrico esiste un ampio ventaglio di soluzioni tecniche già applicate o in via di sperimentazione.

4.2.1 Asportazione delle biomasse vegetali (ASP-BIO)

Principio. Una delle metodologie più antiche per il risanamento in corpo idrico è il controllo dei popolamenti algali agendo o sui parametri che ne regolano lo sviluppo (variazione pH, limitazione dell'illuminazione, ecc.) oppure direttamente sugli organismi.

Tecnica. Molto usuale è il ricorso a sostanze chimiche ad azione algicida (tra le più utilizzate il solfato di rame, con conseguenze negative per l'uomo e l'ambiente) e all'asportazione meccanica della biomassa vegetale.

Benefici e criticità. Tali tecniche sono un esempio di lotta alle conseguenze e non alle cause del processo degenerativo delle acque, in quanto sono un'alternativa gestionale qualora i carichi di nutrienti non possano essere efficacemente controllati.

I benefici ottenibili sono spesso estetici ma tali operazioni pur se meno costose vanno ripetute spesso.

4.2.2 Aerazione per destratificazione e aerazione ipolimnica (AER)

Principio. Metodi più sofisticati consentono di contrastare gli effetti dell'istaurarsi di condizioni anossiche nelle acque profonde: aerazione tramite destratificazione e aerazione ipolimnica. Queste opzioni rispondono ai problemi dei corpi idrici in cui le acque non si mescolano per differenze di densità dovute a gradienti di temperatura o gradienti di concentrazione di sali disciolti.



Autorità di Bacino Distrettuale dell'Appennino Meridionale

Tecnica. La destratificazione delle masse d'acqua si ottiene creando condizioni di turbolenza tali da impedire la formazione del termocline in modo da indurre la riossigenazione delle acque profonde.

Questa pratica riduce la formazione dei prodotti indesiderati del metabolismo anaerobico (acido solfidrico, ammoniaca, ecc.) ed evita che l'istaurarsi di condizioni riducenti provochi il passaggio in soluzione di metalli pesanti eventualmente presenti nei sedimenti.

Un aspetto negativo si presenta nel caso in cui i nutrienti si siano accumulati nelle acque ipolimniche perché durante il rimescolamento torneranno a disposizione di tutta la colonna d'acqua, "ricaricando" la zona eufotica. Per evitare quest'ultimo inconveniente si può ricorrere, tramite diversi sistemi, all'aerazione ipolimnica, che consente di soddisfare il BOD (domanda biochimica d'ossigeno) delle acque profonde, mantenendo la stratificazione.

Benefici e criticità. Queste pratiche, pur vantando diversi casi di successo (soprattutto in bacini poco profondi), non risolvono il problema in maniera definitiva e, se non si agisce sulle cause, le manifestazioni negative dell'eutrofizzazione ricompaiono non appena l'intervento viene sospeso.

4.2.3 Prelievo ipolimnico (PREL-IPO)

Principio. Nei laghi eutrofici, durante il periodo di stratificazione, la concentrazione di ossigeno disciolto nell'ipolimnio tende a diminuire a causa dei processi di mineralizzazione del materiale che sedimenta e della riduzione delle possibilità di scambio con le acque superficiali.

Per gli stessi motivi tende ad aumentare la concentrazione dei nutrienti, soprattutto se si innescano fenomeni di rilascio dei sedimenti.

Tecnica. Il prelievo ipolimnico implica la sostituzione totale o parziale del deflusso superficiale, costituito da acque ricche di ossigeno povere di nutrienti, con il prelievo di acque ipolimniche (acque profonde, essenzialmente immobili), più fredde, povere di ossigeno e ricche di nutrienti. Se l'obiettivo è la rimozione dei nutrienti, è necessario che la concentrazione di fosforo e azoto nell'acqua prelevata sia la massima possibile rispetto alla concentrazione media del lago e che quindi la miscelazione con gli strati superficiali sia ridotta al minimo. Se l'obiettivo è l'aumento della concentrazione di ossigeno disciolto è necessario eliminare la stratificazione termica.

Benefici e criticità. A limitare l'impiego di questo metodo, oltre ai problemi correlati allo scarico a valle del lago di acque anossiche e ricche di sali nutritivi, sono soprattutto le difficoltà tecniche (messa in opera di sifoni e sbarramenti).

4.2.4 Biomanipolazione (BIO)

Principio. La strategia denominata biomanipolazione consiste nella riduzione della biomassa algale prodotta nell'epilimnio (zona superiore degli ecosistemi lentic, a circolazione libera) e diminuzione della sostanza organica che, per sedimentazione, raggiunge il fondo provocando un consumo delle riserve di ossigeno.

Tecnica. La tecnica prevede l'introduzione in lago di pesci predatori (o consumatori terziari) che si alimentano di pesci minori zooplanctonivori. L'obiettivo è quello di incrementare l'attività dello zooplancton che, essendo meno soggetto alla predazione, può svolgere il suo ruolo di consumatore primario e si accresce a spese del fitoplancton. È anche possibile introdurre direttamente specie di zooplancton fitofago.



Autorità di Bacino Distrettuale dell'Appennino Meridionale

Benefici e criticità. Questo metodo necessita di un'eccellente conoscenza dell'ecosistema del corpo idrico specifico, nonché della comunità naturalmente presente prima della progressione del processo di eutrofizzazione.

Inoltre, si tratta di una tecnica i cui risultati a lungo termine sono poco conosciuti e probabilmente non duraturi.

4.2.5 Diluizione e washout (DIL-WASH)

Principio. Lo scopo di queste metodologie è quello di agire sul contenuto di nutrienti nel lago e, conseguentemente, sulla densità algale.

Tecnica. L'abbassamento delle densità algali si determinerebbe mediante l'aumento di portate in entrata con:

- l'immissione di una portata aggiuntiva di acqua a basso contenuto di nutrienti, nel caso della diluizione;
- l'immissione di portate aggiuntive oppure l'abbassamento del livello del lago con conseguente richiamo delle acque di falda, nel caso del lavaggio.

Benefici e criticità. Gli interventi di diluizione fanno riscontrare generalmente effetti positivi sulla riduzione della concentrazione di fosforo e della crescita algale.

Degli insuccessi si riscontrano in casi di inadeguato posizionamento del punto di immissione che non garantisce l'effettiva miscelazione dell'acqua immessa.

La principale limitazione della tecnica di diluizione è la disponibilità di acque di diluizione a basso contenuto di nutrienti, mentre, per ciò che concerne il *washout*, l'efficacia dell'intervento è condizionata dalle rate di flusso ovvero dal tempo di ricambio delle acque che deve essere simile al tasso di crescita algale. Generalmente il ricambio idrico giornaliero del 10-15% del volume del lago è sufficiente.

4.2.6 Precipitazione dei nutrienti (PREC)

Principio. Questa tipologia di trattamenti sono solitamente volti a:

- il cambiamento della forma chimica dei nutrienti per renderli non disponibili alla crescita algale;
- la rimozione del nutriente nella zona fotica;
- la prevenzione del rilascio o il riciclaggio di nutrienti potenzialmente disponibili dai sedimenti mediante precipitazione chimica.

Tecnica. La tecnica consiste nello spandimento sulla superficie del corpo idrico di materiali in grado di provocare la precipitazione dei nutrienti.

L'intervento è rivolto in particolare al fosforo e, tra i materiali utilizzabili per il suo abbattimento, si annoverano: cloruro ferrico, solfato d'alluminio (o allume) e idrossido di calcio (o calce idrata). L'aggiunta del reattivo chimico provoca una serie di reazioni a catena che conducono alla coagulazione, seguita dalla flocculazione di composti che legano il fosforo disciolto alla colonna d'acqua.

Si forma così uno strato di fiocchi all'interfaccia acqua/sedimenti e il fosforo è reso indisponibile.

Il dosaggio dei reagenti e le modalità di applicazione dipendono dagli obiettivi dell'intervento e sono determinabili esclusivamente mediante prove preliminari in laboratorio.

Benefici e criticità. La precipitazione chimica presenta buoni risultati a lungo termine in laghi naturalmente stratificati di modeste dimensioni. Se da un lato si osserva una significativa riduzione di



Autorità di Bacino Distrettuale dell'Appennino Meridionale

fosforo e una diminuzione della durata e dell'intensità della fioritura algale, dall'altro è possibile registrare effetti tossici sui pesci e diminuzione dell'indice di diversità dello zoobenthos.

4.2.7 Interventi sui sedimenti: inattivazione (INAT: CH e COP)

Principio. Nel momento in cui la sorgente di contaminazione è rappresentata dai sedimenti del lago stesso, gli interventi volti a ridurre gli apporti esterni dei nutrienti non possono essere sufficienti, pertanto occorre porre in essere barriere costituite da materiali ad azione chimica, fisica o combinata.

Tecnica. Una opzione in grado di ridurre la contaminazione proveniente dai sedimenti consiste nel prevedere l'iniezione di nitrati per ottenere l'ossidazione biochimica e la trasformazione del ferro da bivalente in trivalente, promuovendo l'adsorbimento del fosforo.

Un'altra possibilità di carattere "fisico", invece, è la ricopertura dei sedimenti con un deposito di materiale adatto alle caratteristiche fisiche e alle condizioni idrogeologiche del sito. I materiali utilizzati possono essere minerali naturali (sabbie, argille, calcari) o sostanze organiche di sintesi (film plastici o elastomeri). Nella scelta occorre valutare attentamente la granulometria e la velocità di sedimentazione dei materiali in uso al fine di facilitare l'operazione di posa in opera e l'ancoraggio.

Benefici e criticità. Le tecniche di inattivazione dei sedimenti, la cui applicazione è limitata ad aree di modeste dimensioni, hanno i seguenti effetti:

- sviluppo di bolle di gas dovute alla decomposizione nel sedimento che potrebbero determinare il deterioramento della copertura;
- possibile scomparsa di invertebrati bentonici.

4.2.8 Interventi sui sedimenti: rimozione (ASP-SED)

Principio. La rimozione dei carichi interni può essere ottenuta, oltre che mediante l'isolamento dei sedimenti, anche mediante la rimozione dello strato superiore dei sedimenti con l'ulteriore scopo di:

- aumentare la profondità del corpo idrico a seguito di un interrimento;
- ridurre la presenza di macrofite nelle zone rivierasche attraverso l'aumento della profondità e quindi la limitazione della luce;
- rimozione delle sostanze tossiche sedimentate.

Tecnica. La tecnica più utilizzata è il dragaggio. Lo spessore e l'estensione dello strato da asportare dipendono dall'obiettivo dell'intervento. L'eliminazione dei nutrienti implicherebbe anche la determinazione del profilo verticale della distribuzione dei nutrienti.

Benefici e criticità. Questa opzione ha il vantaggio di eliminare definitivamente la sorgente di contaminazione e lo svantaggio di presentare difficoltà sul piano tecnico ed economico, oltre che un notevole impatto ambientale.

La maggior parte dei problemi che si potrebbero creare nei corpi idrici sono:

- sospensione dei sedimenti (con aumento della torbidità)
- consumo di ossigeno disciolto per la decomposizione del materiale organico risospeso
- possibile rilascio di nutrienti o di sostanze contaminate.

In tale contesto, vanno considerati anche il trattamento e lo stoccaggio dei fanghi estratti in relazione sia alle caratteristiche quantitative che qualitative.



Autorità di Bacino Distrettuale dell'Appennino Meridionale

4.3 Studi scientifici in corso: rimozione selettiva di cianobatteri con perossido di idrogeno

Una tecnologia alternativa a quelle già illustrate è l'eliminazione selettiva dei cianobatteri prodotti dall'alga *Planktothrix rubescens* con perossido di idrogeno. Questa metodica, seppur già applicata ad un intero lago, è ancora in via di sperimentazione.

La tecnica di intervento è applicabile laddove c'è una chiara necessità di interrompere rapidamente ed efficacemente la proliferazione di cianobatteri, riducendo gli effetti collaterali sulla qualità complessiva dell'acqua. Il perossido di ossigeno (H_2O_2) è prodotto biologicamente nelle acque naturali, come sottoprodotto di fotosintesi, respirazione e altri processi metabolici e si trova nelle acque superficiali dei laghi in concentrazioni che vanno da 1 a 30 mg/L.

Tale composto ha effetti diversificati su differenti alle alghe. Per ottenere un effetto inibitorio su colture di laboratorio del cianobatterio *Planktothrix rubescens* occorrono appena 1,75 mg/L di H_2O_2 .

Pertanto, sebbene l'aggiunta di sostanze chimiche alle acque naturali appaia attualmente una strategia di gestione non sostenibile, data la naturale presenza del perossido di ossigeno nelle acque superficiali, la capacità di agire, a basse concentrazioni, in maniera selettiva sui cianobatteri e la tendenza al decadimento nel corso di poche ore, questa tecnologia è stata testata su un intero lago dei Paesi Bassi, il Lago Koetshuis, con discreto successo.

L'esperimento è stato condotto su più fasi:

1. Esecuzione di test di laboratorio con campioni di acqua prelevati dal lago per verificare la sensibilità all' H_2O_2 di *Planktothrix Agardhii* (alga tipica di questo lago).
2. Utilizzo di recinti posti nel lago per stimare quale intervallo di concentrazioni di H_2O_2 colpirebbero specificamente i cianobatteri lasciando in gran parte inalterati altri fitoplancton e zooplancton.
3. Dispersione di H_2O_2 , nelle concentrazioni desiderate, omogeneamente in tutto il lago. A questo scopo, è stato utilizzato un "erpice acquatico" che inietta il perossido a diverse profondità nella colonna d'acqua fino a poco sopra il sedimento.
4. Monitoraggio, per diverse settimane successive, della concentrazione di H_2O_2 , della vitalità fotosintetica dei cianobatteri e delle abbondanze della popolazione dei cianobatteri e di altro biota.

Nella sperimentazione, il vicino lago Langebosch funge da controllo.

Dalla fase di test emerge che la popolazione di cianobatteri è crollata del 99% in pochi giorni, seguita da un simile declino della concentrazione di microcistina (con un tempo ritardo di 2 giorni).

La densità algale è rimasta bassa per 7 settimane e gli impatti negativi su eucarioti, fitoplancton, zooplancton e macrofauna sono apparsi irrilevanti.

L'approccio ha, pertanto, il vantaggio di abbattere i cianobatteri preservando il resto del biota lacustre. Inoltre, l' H_2O_2 aggiunto si degrada in acqua entro pochi giorni, e quindi non lascia a lungo termine tracce chimiche nell'ambiente.

Le criticità riscontrate per questa metodica sono:

- Ricercare il giusto dosaggio di H_2O_2 in base alle caratteristiche del lago ed al grado di selettività che si intende raggiungere.
- Rendere il trattamento quanto più omogeneo possibile in quanto concentrazioni locali più elevata danneggerebbero la popolazione di zooplancton, mentre, aree a minore concentrazione consentirebbero la sopravvivenza di una piccola popolazione di cianobatteri, che potrebbe fungere da potenziale fonte di rapida "re-invasione" del lago.



Autorità di Bacino Distrettuale dell'Appennino Meridionale

- Utilizzare sistemi di dispersione atti ad effettuare trattamenti omogenei e veloci.

La rimozione selettiva dei cianobatteri con l'aggiunta di H₂O₂ può accelerare l'efficacia dei programmi di oligotrofizzazione. Di conseguenza, tali applicazioni possono offrire un interessante approccio per sopprimere le fioriture di cianobatteri, soprattutto per quei laghi dove è urgente un'azione immediata e/o il controllo dei cianobatteri attraverso la riduzione dell'eutrofizzazione non è fattibile.

Studi più approfonditi dovranno però accertare che il frequente uso dell'H₂O₂ nei laghi (e quindi i trattamenti ripetuti dello stesso sistema lacustre) conservi la stessa efficacia nel tempo, in quanto è possibile che il perossido di ossigeno, a lungo termine, operi una selezione di alcuni cianobatteri rispetto ad altri (ad esempio, cianobatteri produttori di microcistina potrebbero diventare resistenti al trattamento con perossido di ossigeno).

4.4 Criteri per la scelta degli interventi interni al corpo idrico

La scelta di una delle soluzioni prospettate nei precedenti paragrafi per il risanamento di un lago deve essere effettuata sulla base di criteri di compatibilità e idoneità, oltre che, in funzione dei potenziali impatti sugli usi delle acque e sull'ambiente naturale.

A tale scopo si riportano, di seguito, le principali caratteristiche degli interventi suddetti, secondo quanto riportato dalle linee guida definite dall'Autorità di Bacino del Fiume Po' nel documento "Gli interventi diretti per il risanamento dei laghi eutrofizzati".

4.4.1 Impatto sugli usi delle acque

Nella tabella che segue si riportano le limitazioni agli usi del lago che possono derivare a seguito degli interventi interni al lago.

USO	ASP-BIO	AER	PREL- IPO	BIO	DIL- WASH	PREC	INAT: CH	INAT: COP	ASP-SED
Potabile	+	0	0	0	+	+	+	+	+
Acqua industriale	0	0	0	0	0	+	+	+	+
Irriguo	0	0	0	0	0	+	+	0	+
Balneazione	+	+	+	0	?	+	++	+	+
Navigazione turistica	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Sport acquatici	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Estetico	+	0	+	0	+	+	0	+	+
Pesca professionale	+	+	+	+	+	++	+	+	+
Pesca sportiva	+	+	+	+	+	+	+	+	+



Autorità di Bacino Distrettuale dell'Appennino Meridionale

Percezione storico-culturale	++	++	0	+	++	+	++	+	0
Vicinanza zone abitate	+	+	+	0	?	0	+	+	+

Tabella 2 - Impatti e indicazione di applicabilità: ++: molto alto (intervento improponibile); +: alti (intervento possibile ma con limitazioni); 0: trascurabili (intervento possibile); ?: effetti difficilmente valutabili.

4.4.2 Impatto ambientale sugli ecosistemi

Nella tabella che segue si riportano i possibili impatti sulle diverse componenti dell'ecosistema lacustre. Alcune tecniche "soft" quali la rimozione delle biomasse o la biomanipolazione, determinano dei cambiamenti maggiormente significativi sulla struttura dell'ecosistema di quelle tecniche che invece richiedono l'installazione di infrastrutture e macchine.

	ASP-BIO	AER	PREL- IPO	BIO	DIL- WASH	PREC	INAT: CH	INAT: COP	ASP-SED
Fitoplancton	++	++	0	++	++	++	+	0	+
Zooplancton	++	++	0	++	++	++	+	0	0
Fauna ittica	++	+	+	++	+	+	+	+	+
Uccelli acquatici	++	+	0	++	+	+	+	+	+
Benthos litorale	++	+	+	++	+	++	+	++	+
Benthos profondo	0	+	+	+	+	++	++	++	++
Macrofite costiere	++	0	0	+	0	+	+	++	+
Lago intero	++	++	+	++	++	++	++	++	++

Tabella 3 - Impatti e indicazione di applicabilità: ++: molto alto (intervento improponibile); +: alti (intervento possibile ma con limitazioni); 0: trascurabili (intervento possibile); ?: effetti difficilmente valutabili.

4.4.3 Analisi di compatibilità rispetto alle principali caratteristiche morfometriche

La compatibilità delle metodiche di intervento è funzione anche delle caratteristiche idromorfometriche del lago.

Le variabili considerate sono:

- *La superficie (o il volume)*. Al crescere delle dimensioni del lago aumentano le difficoltà tecniche e i costi connessi alla realizzazione degli interventi.



Autorità di Bacino Distrettuale dell'Appennino Meridionale

- *La profondità.* Le maggiori profondità del lago implicano l'incremento delle difficoltà di realizzazione di alcune tecniche sia per gli effetti che la profondità ha sull'esistenza o meno di stratificazione termica sia in riferimento al rapporto fra i volumi di epilimnio e ipolimnio.
- *Il tempo di ricambio idraulico.* Questo parametro influenza i risultati di alcune tipologie di intervento come la diluizione o il prelievo ipolimnico.



Autorità di Bacino Distrettuale dell'Appennino Meridionale

	ASP-BIO	AER	PREL- IPO	BIO	DIL- WASH	PREC	INAT: CH	INAT: COP	ASP-SED
SUPERFICIE									
< 10 ha	0	0	0	0	0	0	0	0	0
10 - 100 ha	+	0	0	0	0	0	0	0	0
100 - 3000 ha	++	+	0	0	+	+	+	+	+
> 3000 ha	++	++	++	+	?	++	++	++	++
PROFONDITÀ/STRATIFICAZIONE MASSIMA									
<3 m/non stratificato	0	++	++	0	++	++	0	0	++
3-6 m/polimittico	0	+	++	0	++	++	0	+	0
6-10 m/ $V_i < 0.5 V_e$	0	0	+	0	+	+	0	++	0
10-40 m/ $0.5 V_e < V_i < 2V_e$	0	+	0	0	0	0	0	++	+
>40m/ $V_i \gg V_e$	0	++	0	+	0	0	0	++	++
TEMPO DI RICAMBIO									
< 4 mesi	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4 mesi - 3 anni	++	+	0	0	+	0	0	0	0
>3 anni	++	++	0	+	0	0	0	0	0

Tabella 4 - Indicazione di applicabilità: ++: proibitivo; +: limitazioni; 0: possibile; ?: esperienze insufficienti; V_e : volume epilimnio; V_i : volume ipolimnio.

4.4.4 Effetti e costi degli interventi per ridurre le elevate concentrazioni di fosforo

Gli interventi volti a ridurre le concentrazioni di fosforo devono essere valutati sulla base dell'efficacia e dei costi.

Come si evince dalla successiva tabella l'asportazione delle biomasse vegetali e la biomanipolazione delle catene alimentari, se da un lato non presentano particolari svantaggi o costi elevati, dall'altro presentano modesta efficacia.

L'aerazione, invece, aumenta la concentrazione di ossigeno disciolto nella colonna d'acqua, con conseguente aumento del tasso di mineralizzazione della sostanza organica ed alterazioni delle reazioni di ossidoriduzione. L'aumento del potenziale redox e la formazione di composti ossidati che legano il fosforo all'interfaccia acqua-sedimento, possono ridurre il rilascio di nutriente. Tuttavia la destratificazione ed il movimento delle acque di fondo possono portare ad aumento della torbidità del lago (con effetti deleteri sul valore estetico dell'ambiente).

Gli interventi di diluizione e washout necessitano, invece, di significativi quantitativi di acque che, allo scopo di contenere i costi di pompaggio, si dovrebbero trovare a breve distanza dal lago. Nonostante gli effetti positivi di questi interventi, occorre considerare i possibili squilibri idrologici del lago.



Autorità di Bacino Distrettuale dell'Appennino Meridionale

La precipitazione chimica del fosforo consente di ottenere una riduzione del fosforo inorganico disciolto e del fosforo particolato, o a dosaggi maggiori, la formazione di fiocchi di precipitato a contatto con i sedimenti in grado di bloccare, per alcuni anni, il rilascio. Quantitativi minimi possono, invece, vanificare gli sforzi a causa della presenza del carico interno. Tuttavia, il costo elevato dell'intervento influisce negativamente sulla fattibilità.

Il prelievo ipolimnico è adatto a laghi con profondità superiori a 10 m, in cui durante l'estate è presente una sufficiente stratificazione termica per delineare l'ipolimnio. I principali benefici ottenibili sono dati dalla fuoriuscita di acqua ricca di nutrienti e povera di ossigeno e dall'aumento della velocità di ricambio delle acque del lago, riducendo quindi la disponibilità di nutrienti per la crescita algale. I risultati sono evidentemente proporzionali alla quantità di acqua prelevata durante la stratificazione e alla durata dell'intervento. Le controindicazioni possono derivare dalla necessità di strippaggio dell'ammoniaca e dell'idrogeno solforato presenti nelle acque di fondo, che potrebbero incidere negativamente sulla qualità delle acque del corpo idrico recettore.

Il dragaggio dei sedimenti è l'intervento più radicale per la riduzione del carico interno. L'asportazione di uno strato di sedimento più superficiale, il cui spessore deve essere determinato in funzione delle caratteristiche del sedimento stesso, espone i sedimenti caratterizzati da un contenuto di fosforo inferiore in quanto formati precedentemente all'insorgere del processo di eutrofizzazione. I benefici in termini di riduzione dei carichi interni sarebbero tali da accelerare in modo significativo il recupero del lago.

I problemi maggiori derivano dall'ingente quantitativo di materiale da asportare, per il quale sono necessari ampi bacini di decantazione, aree di trattamento e di stoccaggio.

Tecnica	Effetti a lungo termine	Effetti a breve termine	Possibili effetti negativi	Costi
Asportazione delle biomasse vegetali (ASP-BIO)	S	M	R	R
Aerazione per destratificazione e aerazione ipolimnica (AER)	M	B	M-R	M
Prelievo ipolimnico (PREL-IPO)	MB	B	R	M/A
Bio-manipolazione (BIO)	S	M	R	R
Diluizione/Washout (DIL-WASH)	B/M	S	R	A
Precipitazione dei nutrienti (PREC)	B	MB	A	A
Inattivazione chimica/fisica dei sedimenti (INAT: CH e COP)	M-S	B	A	A-M/A
Rimozione dei sedimenti (ASP-SED)	MB	B	A	A

Tabella 5 - Effetti: MB=molto buono; B=buono; M=modesto; S=scarso. Costi e possibili effetti negativi: A=elevato; M=modesto; R=ridotto.



Autorità di Bacino Distrettuale dell'Appennino Meridionale

5. Le metodologie utilizzate per l'abbattimento dell'alga e delle tossine in acque destinate al consumo umano

Le acque provenienti da laghi e bacini idrici artificiali, come tutte le acque destinate a consumo umano devono subire un processo di trattamento in relazione alla loro classificazione. Sono, infatti, previsti per legge differenti tipi di trattamento a seconda delle caratteristiche delle acque:

- A1, trattamento fisico semplice e disinfezione;
- A2, trattamento fisico e chimico normale e disinfezione;
- A3, trattamento fisico e chimico spinto, affinazione e disinfezione.

In caso di contaminazione delle acque da *Planktothrix rubescens*, i potabilizzatori oltre a garantire il trattamento previsto in relazione alla classificazione delle acque utilizzate, devono essere dotati di sistemi di abbattimento e filtraggio (sistemi di flocculazione, filtri a carboni attivi, altri sistemi) adatti ad impedire il passaggio nelle acque di tutti i tipi di alghe e in particolare dell'alga tossica *Planktothrix rubescens* e delle sue microcistine.

Deve essere prevista ed attuata una regolare manutenzione di tutto il sistema di potabilizzazione e dei filtri in particolare, a garanzia della tutela della salute pubblica.

Diversi sono i trattamenti impiegati nella potabilizzazione delle acque superficiali, prestando particolare attenzione all'effetto che questi possono avere sulla rimozione dei cianobatteri e delle cianotossine. Oltre alla fase di pre-trattamento solitamente operata con microstaccatura³, le possibili tecniche di abbattimento delle alghe e delle microcistine nelle acque destinate al consumo umano sono classificabili come di seguito.

Ossidazione/Disinfezione:

- Trattamento molto utilizzato nella potabilizzazione delle acque come stadio di disinfezione finale. Il suo effetto specifico è quello dell'inattivazione cellulare a cui spesso si accompagna un aumento dei metaboliti prodotti dalla lisi cellulare, tra cui le cianotossine. Tale pratica, è una scelta controversa e deve essere valutata in base al contenuto di cellule algali che può favorire la formazione di sottoprodotti di ossidazione e rilascio di cianotossine; pertanto, tale trattamento risulta ottimale dopo aver effettuato una separazione fisica delle cellule algali ed è mirata prevalentemente alla rimozione delle cianotossine. Gli agenti ossidanti più utilizzati in base al costo ed impiego sono: cloro o ipocloriti, biossido di cloro, ozono e permanganato di potassio.

Altre tecniche fisico-chimiche:

- Coagulazione – flocculazione, metodo che consente l'eliminazione delle alghe attraverso l'uso di coagulante la cui concentrazione è direttamente proporzionale alla all'area della superficie totale della particella/cellula algale;
- Sedimentazione, l'efficacia di questo metodo non è molto soddisfacente a causa dei suoi tempi troppo lunghi;
- Flottazione, indicata per la separazione di particelle poco dense (ad esempio le alghe);
- Filtrazione, solitamente su sabbia in grado di fornire rese di separazione variabili fra il 10 e il 75% in funzione della specie fitoplanctonica.

Adsorbimento:

³ Pre-trattamento utile alla rimozione fisica delle cellule algali la cui resa è variabile in funzione della specie cianobatterica e della modalità di aggregazione cellulare.



Autorità di Bacino Distrettuale dell'Appennino Meridionale

- Carbone attivo: numerosi studi hanno evidenziato la rimozione di numerose tossine attraverso l'utilizzo di carboni attivi; i carboni a base di legno sono i più efficienti, seguiti da quelli a base di carbone ed infine quelli a noce di cocco.

Tecniche combinate:

- Coagulazione/Flottazione/Filtrazione: la combinazione di tali tecniche è risultata in alcuni casi come la tecnica più adeguata per la rimozione di alghe.

Il ruolo dell'Asl, in particolare dei Servizi di Igiene e Prevenzione, è quello di attivare prima di tutto un monitoraggio più frequente e costante della presenza dell'alga e delle sue microcistine.

Il monitoraggio della potabilità delle acque, a seguito del processo di potabilizzazione, dovrebbe essere comprensivo ogni volta di tutti i parametri previsti nel D.Lgs 31/2001 e di ricerche supplementari; e in particolare nei periodi di fioritura dell'alga *Planktothrix rubescens* le campionature dovrebbero avere una cadenza settimanale.

I valori limite italiani, indicano la soglia di 0,84 µgr/L di acqua al giorno per il rischio d'intossicazione acuta.

Molte specie ittiche, che vivono nei laghi e che sono destinate a consumo alimentare, accumulano le microcistine prodotta dall'alga *Planktothrix rubescens* nelle strutture muscolari e nei visceri.

La microcistina non è termolabile e quindi nelle fasi di cottura non viene distrutta.

Al fine della tutela della salute pubblica i Servizi veterinari delle ASL dovranno garantire un frequente monitoraggio dell'eventuale accumulo della microcistina nei pesci, indicare le specie ittiche studiate e fornire una costante e diretta comunicazione dei risultati delle analisi agli Enti preposti, alla popolazione, agli esercizi pubblici e commerciali.



Autorità di Bacino Distrettuale dell'Appennino Meridionale

6. Ipotesi applicative per la diga di Occhito

6.1 Indicazione sul globale processo di risanamento

Il processo globale di risanamento del lago implica, con ogni probabilità, la messa a sistema di più interventi di carattere preventivo oltre che di recupero.

Nello specifico, potrebbe essere utile attuare contestualmente strategie che consentano di:

- a) controllare l'apporto di nutrienti al lago mediante la definizione di protocolli di gestione del territorio che stabiliscano politiche per la riduzione di carichi di nutrienti di origine diffusa e puntuale;
- b) definire protocolli per la ricerca, il controllo e la gestione dell'inquinamento algale nelle acque destinate al consumo umano;
- c) definire opportune tecniche di risanamento interne ed esterne al lago sulla base delle caratteristiche del corpo idrico e della fattibilità e sostenibilità tecnico-economica dell'intervento.

6.1.1 Misure tecniche preventive: abbattimento delle cause dell'eutrofizzazione

I nutrienti che intervengono nel processo di eutrofizzazione sono l'azoto e il fosforo. Il fosforo, e in minor misura l'azoto, risultano i soli fattori controllabili, in quanto le altre sostanze che possono influenzare la crescita algale provengono in massima parte da fonti sulle quali non è possibile operare un controllo, quali l'atmosfera (carbonio) e il drenaggio di terreni del bacino imbrifero (microelementi).

I carichi di azoto e fosforo provengono, al contrario da fonti prevalentemente antropiche e quindi controllabili.

La riduzione dell'apporto di nutrienti è, dunque, la misura prioritaria da intraprendere nei programmi di risanamento degli ambienti lacustri.

Il bacino idrografico del Fortore e, in maniera particolare il bacino a monte della diga di Occhito è interessato, secondo quanto rilevato del progetto di PGA III ciclo (dic. 2020) da diverse pressioni antropiche ovvero:

- 1.1 pressione puntuale – scarichi urbani
- 1.6 pressione puntuale – discariche
- 2.2 pressione diffusa – agricoltura
- 3 prelievi
- 4 alterazioni antropiche.

L'inquinamento da nutrienti è da ricondurre, in particolar modo, alle pressioni 1.1 e 2.2 che interessano la gran parte del bacino totale dell'invaso, come si evince dalle successive immagini:



Autorità di Bacino Distrettuale dell'Appennino Meridionale



Figura 4 - Pressione da uso agricolo agente sul bacino idrografico del Fortore e nello specifico sul bacino totale dell'invaso di Occhito.





Autorità di Bacino Distrettuale dell'Appennino Meridionale

Figura 5 – Pressione da scarichi urbani agente sul bacino idrografico del Fortore e nello specifico sul bacino totale dell'invaso di Occhito.

Per ciò che attiene la pressione da scarichi urbani occorre evidenziare che il bacino totale della diga di Occhito è caratterizzato dalla presenza di numerosi impianti di depurazione (tutti di capacità fino a 10.000 AE), con uno (triangolo rosso) ovvero quello di Ripalimosani in Loc. Pesco Farese non attivo e un secondo (cerchio rosso) ovvero quello di San Bartolomeo in Galdo non connesso alla rete.

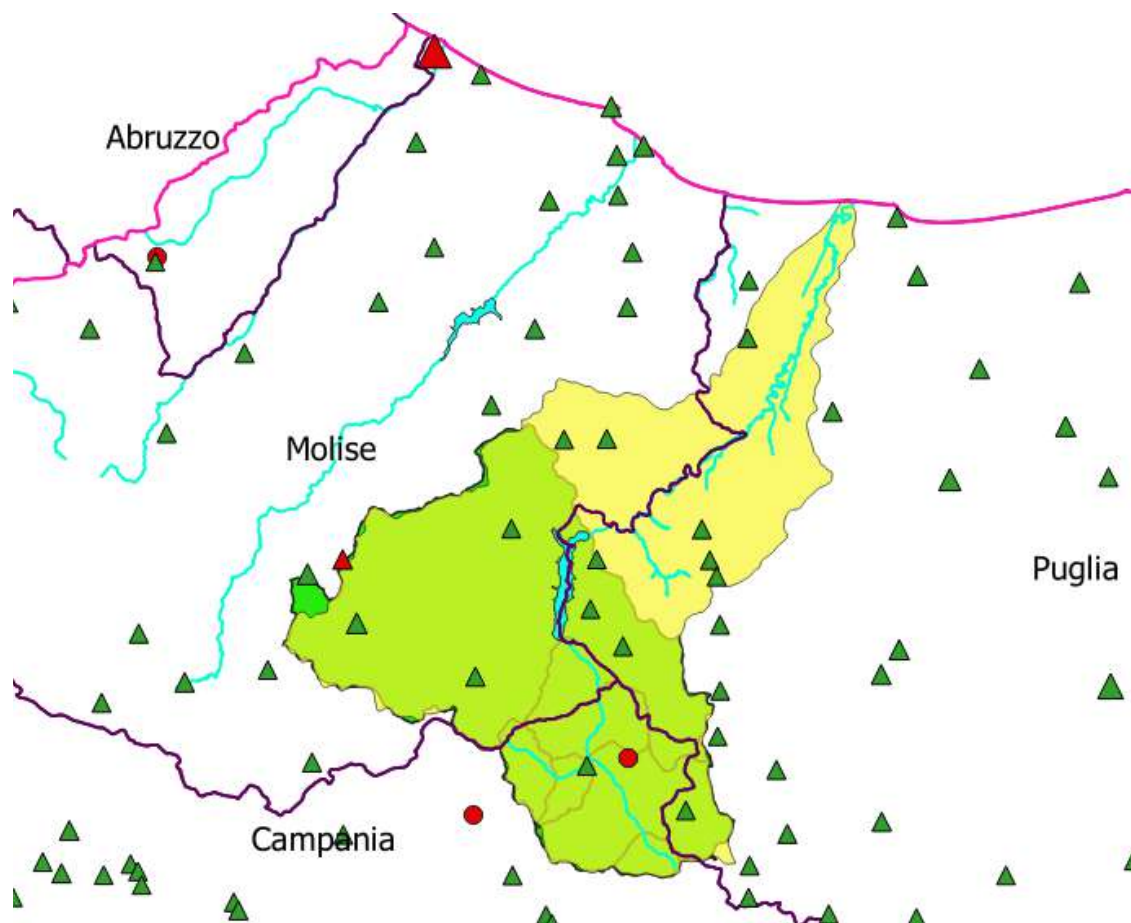


Figura 6 – Impianti di depurazione presenti nel bacino idrografico del Fortore e nello specifico del bacino totale dell'invaso di Occhito, con indicazione di quello di Ripalimosani in Loc. Pesco Farese (triangolo rosso) non attivo e di quello di San Bartolomeo in Galdo (cerchio rosso) non connesso alla rete.

In relazione agli impianti di depurazione, occorre, inoltre, rilevare che:

- l'agglomerato di Carlantino dispone di un impianto di depurazione, che probabilmente scarica poco a valle della diga di Occhito, inadeguato (in quanto sottostimato);
- dei sette impianti attivi presenti nel bacino a monte dell'invaso (escluso quello di Carlantino) sei scaricano in aree sensibili ex art. 5.5 CSA e tutti in acque superficiali;
- presso il depuratore di Sant'Elia a Pianella non si effettua specifico trattamento sull'azoto;



Autorità di Bacino Distrettuale dell'Appennino Meridionale

- presso i depuratori di Sant'Elia a Pianella e Celenza Valfortore Nuovo non si effettua specifico trattamento sul fosforo.



Figura 7 - Impianto di depurazione di Carlantino sottostimato.

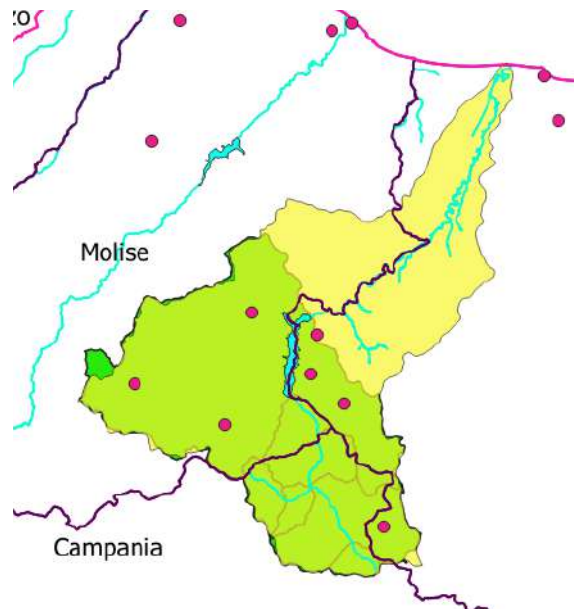


Figura 8 - Impianti di depurazione con scarichi in aree sensibili ex art. 5.5 CSA (Campobasso Scarafone, Riccia Pesco dello Zingaro, Sant'Elia a Pianella, Vallone San Pietro, Canale Cannavina, Vallone San Cristoforo).

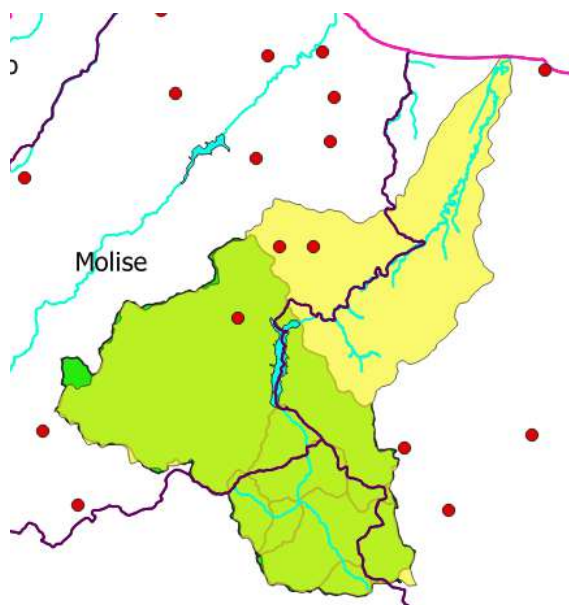


Figura 9 - Impianto di depurazione che non effettua specifico trattamento sull'azoto (Sant'Elia a Pianella).

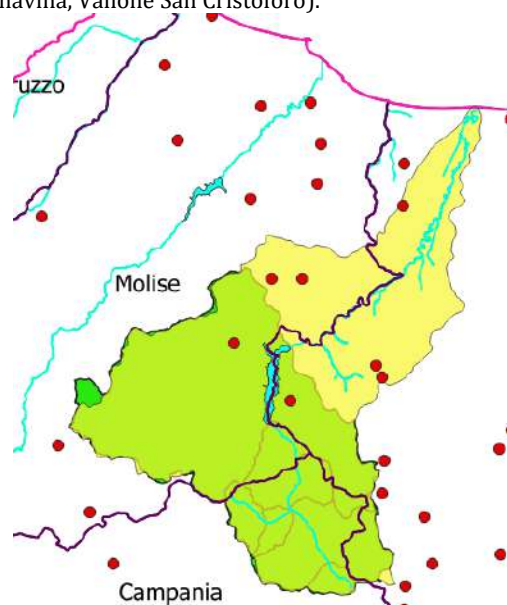


Figura 10 - Impianto di depurazione che non effettua specifico trattamento sul fosforo (Sant'Elia a Pianella e Celenza Valfortore Nuovo).



Autorità di Bacino Distrettuale dell'Appennino Meridionale

Gli agglomerati che ricadono nel bacino totale dell'invaso di Occhito sono San Bartolomeo in Galdo, Baselice, Campobasso 1, Guglionesi, Isernia, Larino, Riccia, Sant'Elia a Pianella, Carlantino, Celenza Valfortore, Roseto Valfortore e San Marco La Catola ma, come si evince dalla figura che segue, dalle informazioni disponibili, non è ben chiaro se tutti fruiscono di depuratori nell'ambito della stessa area.



Figura 11 – Collegamento (in rosso) fra gli agglomerati (in giallo) e i depuratori (in verde) presenti nel bacino totale della diga di Occhito.

Tuttavia, relativamente agli agglomerati occorre evidenziare che nessuno degli agglomerati che ricadono nel bacino totale della diga sono serviti esclusivamente da impianti di depurazione; si rileva, infatti, la presenza di impianti IAS che per gli agglomerati di Carlantino e Celenza Val Fortore raggiungono circa il 29% e il 5% rispettivamente degli AE espressi dall'agglomerato e di agglomerati parzialmente non convogliati come nel caso di Baselice (10% degli AE) e San Bartolomeo in Galdo (6% degli AE);

In relazione alle **non conformità rilevate nell'ambito del SINTAI 2018** si evidenzia dunque che:

- per gli agglomerati di San Bartolomeo in Galdo e Baselice si evidenzia la violazione dell'art. 3 (collettamento parziale) e art. 4 (capacità dell'impianto non adeguato al carico collettato). Sono state, pertanto, previste misure di adeguamento del collettamento e del trattamento;
- per l'impianto di San Marco La Catola è evidente un inadeguato trattamento dei reflui che implica un adeguamento dell'impianto medesimo (il cui termine ultimo è previsto per il 1/1/2030).



Autorità di Bacino Distrettuale dell'Appennino Meridionale

Relativamente alle procedure di infrazione sono tutt'ora in essere quelle relative agli agglomerati di Belice, San Bartolomeo in Galdo e Carlantino, tutte da riferirsi al procedimento PI 2014-2059 (con ricorso alla Corte Europea di Giustizia - causa 668/19), nell'ambito del quale l'UE ha constatato il mancato rispetto da parte dell'Italia degli articoli 3, 4, 5 e 10 della direttiva.

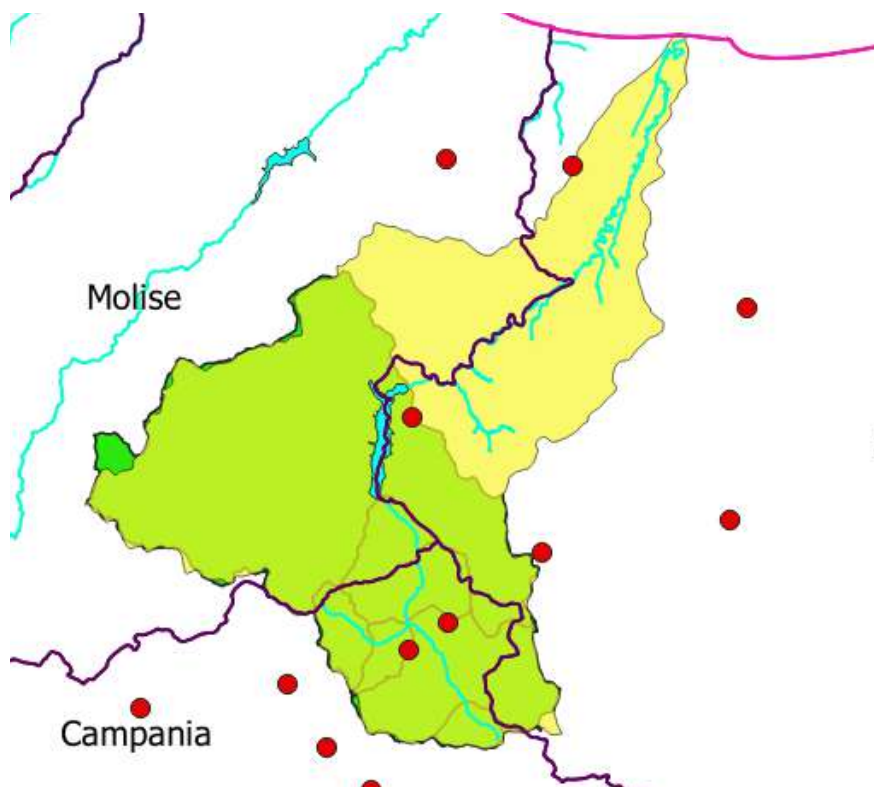


Figura 12 - Agglomerati in infrazione presenti nel bacino totale della diga di Occhito.

È dunque, essenziale che per ridurre l'apporto di nutrienti all'alga *Planktothrix rubescens* e quindi per contrastare i processi di eutrofizzazione è indispensabile agire sia sulla pressione agricola che da scarichi, attivando corrette procedure di seguito indicate.

Agricoltura

1. Rispetto delle disposizioni conseguenti l'utilizzazione agronomica dei suoli agrari, in particolare se inclusi nelle aree sensibili e/o vulnerabili ai nitrati individuate dal Piano regionale di Tutela delle Acque.
2. Promozione, da parte degli Enti interessati, di azioni di politica agricola finalizzate a migliorare le pratiche agricole in funzione della criticità da carico di nutrienti e l'applicazione del Codice di Buona Pratica Agricola (Direttiva 91/676/CEE, Reg. CE 1250/99 e 1257/99: fertilizzazione ed irrigazione), consentendo di individuare nuove ed idonee pratiche agricole che prevedano la riduzione sostanziale dell'uso di fertilizzanti e fitofarmaci.

Scarichi urbani ed industriali



Autorità di Bacino Distrettuale dell'Appennino Meridionale

1. Controllo periodico degli scarichi di acque reflue di aziende e attività ricadenti nel bacino a monte del lago di Occhito.
2. Censimento delle residenze e di tutte le attività turistico-commerciali prossime ai bacini idrici allo scopo di verificarne il convogliamento in adeguati sistemi di collettamento e trattamento o l'eventuale scarico al suolo.
3. Rigoroso rispetto del divieto di scarichi idrici di ogni genere non a norma.
4. Risanamento delle non conformità in essere (o che hanno già indotto a specifiche infrazioni), mediante misure atte a ridurre l'impatto da scarichi non correttamente trattati o funzionanti.

6.1.2 Misure gestionali di controllo: protocolli per la gestione dell'inquinamento algale

La vigente normativa sulla qualità delle acque destinate al consumo umano di cui al D. Lgs. 2 febbraio 2001, n. 31 e successive modifiche, reputa la ricerca delle alghe nelle acque potabili un parametro accessorio (senza fissarne i limiti) considerando questi microrganismi come indesiderabili.

Per tale motivazione, laddove si sono evidenziate problematiche di questo tipo, si è ricorso alla predisposizione di protocolli d'intesa per l'analisi ed il controllo di microcistine nelle reti di acque destinate al consumo umano ed a protocolli per la gestione dell'inquinamento algale.

Un esempio di protocollo di intesa per il controllo e la gestione dell'inquinamento algale è quello definito dalla Regione Marche ove si è stabilito che qualora su quattro campioni d'acqua prelevati in vari punti della rete, ve ne siano due che superano il limite di 1.000 cell/L, si procede ad un nuovo controllo e alla ricerca di microcistine. Alla conferma dei dati, il Sindaco emette Ordinanza Sindacale per il divieto d'utilizzo dell'acqua.

Sulla scorta di quanto già applicato, nelle Marche, per il lago Fiastrone e i bacini dell'alto Chienti, si propone un **protocollo per la gestione dell'inquinamento algale relativo al lago di Occhito**, strutturato come di seguito:

- a) Riduzione di periodi prolungati di fermo acque e rapide oscillazioni del livello del lago.
- b) Definizione di opportune stazioni di monitoraggio e di piani di campionamento periodici per la rilevazione, riconoscimento e conteggio di presenza algale e di cianobatteri totali e potenzialmente tossici, oltre che per la determinazione delle tossine algali.
- c) Monitoraggio periodico delle acque (maggiormente intensificato) e conseguente comunicazione in caso di fioritura, delle portate del lago in ingresso, in uscita e derivate.
- d) Ricerca di tossine algali all'ingresso della rete dell'acquedotto.
- e) Controllo e gestione accurata delle attività di pesca ed eventualmente di allevamento ittico.
- f) Al superamento di specifici limiti di fioritura (es. 5 milioni cell/mL) nel bacino interessato, emanazione di provvedimenti di:
 - o divieto dell'utilizzo dell'acqua per uso potabile, in assenza di impianti di potabilizzazione;
 - o divieto di pesca, anche sportiva, di qualsiasi specie ittica;
 - o divieto di balneazione;
 - o uso dell'acqua per irrigazione a pioggia;
 - o uso dell'acqua per abbeveraggio del bestiame.



Autorità di Bacino Distrettuale dell'Appennino Meridionale

- g) Espletamento di indagini istologiche e delle tossine nei fegati e nelle masse muscolari della fauna ittica e selvatica, qualora dalle indagini del punto precedente emerga la presenza di tossine algali nelle acque di lago.

A supporto dell'attuazione dei protocolli per la gestione algale è auspicabile la costituzione di un gruppo tecnico (composto dagli Enti preposti al controllo e alla protezione dell'ambiente e della salute pubblica) che definisca ed analizzi lo stato delle attività programmate e monitori l'evoluzione delle diverse forme di collaborazione.

Nel caso della Regione Marche il predetto gruppo tecnico è costituito da rappresentanti di ANPA – Associazione Nazionale Produttori Agricoli, Istituto Superiore della Sanità, ARPAM Dipartimento di Macerata, Dipartimenti di prevenzione AUSL 9 e AUSL 10, Istituto Zooprofilattico, ENEL Green Power.



Autorità di Bacino Distrettuale dell'Appennino Meridionale

6.1.3 Scelta delle metodologie di risanamento del corpo idrico

Fermo restando la necessaria attuazione delle misure preventive e di controllo di cui ai precedenti paragrafi nonché l'eventuale esecuzione di interventi esterni al corpo idrico mediante la realizzazione di sistemi di abbattimento (bacini di decantazione) dei nutrienti veicolati dai tributari del lago (o magari del solo fiume Tappino che, come si evince al **paragrafo 2.2.1**, veicola la maggiore quantità di sostanze nutritive), le metodologie interne utilizzabili per il risanamento del lago di Occhito possono essere discriminate in funzione dei criteri di cui al **paragrafo 4.4**.

In particolare:

- relativamente all'impatto sugli usi delle acque, si evidenzia che il lago di Occhito è destinato ad un uso idropotabile, industriale ed irriguo. Per tali utilizzi, gli interventi possibili (e con impatto sull'uso trascurabile) sono l'aerazione ipolimnica, il prelievo ipolimnico e la biomanipolazione. Gli altri interventi sarebbero tutti possibili sebbene con limitazioni e con impatti più significativi;
- in riferimento all'impatto ambientale sugli ecosistemi, quasi tutti i possibili interventi influenzano significativamente gli equilibri acquatici. Tuttavia quello con azione trascurabile almeno su macrofite, uccelli acquatici, zooplancton e fitoplancton è ancora il prelievo ipolimnico. L'aerazione ipolimnica e il dilavamento/washout sono, invece, meno impattanti sulle macrofite ma improponibili rispetto a fitoplancton e zooplancton, mentre, l'asportazione del sedimento seppure molto impattante sul benthos profondo è considerato un trattamento blando rispetto allo zooplancton;
- per ciò che concerne, invece, la compatibilità con le principali caratteristiche morfometriche, occorre tenere presente che la superficie del lago è di circa 1.400 ha, la sua profondità massima è di circa 60 m ed ha un tempo di ricambio compreso fra i 4 mesi e i 3 anni. Sulla base dei predetti parametri, le metodologie maggiormente applicabili sembrerebbero essere in primis il prelievo ipolimnico e poi la manipolazione biologica, il dilavamento/washout, la precipitazione dei nutrienti e l'inattivazione chimica;
- in riferimento agli effetti a breve e lungo termine degli interventi per ridurre le elevate concentrazioni di fosforo, le metodiche maggiormente efficaci risultano essere l'aerazione e il prelievo ipolimnico con costi medi e la precipitazione dei nutrienti e la rimozione dei sedimenti con costi più alti.

La tecnica che prevede la rimozione selettiva dei cianobatteri con l'aggiunta di H₂O₂, infine, è una metodica poco impattante sulla salute umana e sull'ambiente e può accelerare l'efficacia dei programmi di oligotrofizzazione laddove è urgente un'azione immediata. Tuttavia, sono da valutare attentamente i costi e gli effetti di lungo periodo in considerazione del fatto che la sperimentazione non ha ancora approfondito tali aspetti né in termini di numerosità di trattamenti da realizzare per avere dei risultati significativi né in termini di efficacia ed efficienza.

Di seguito saranno approfonditi alcuni aspetti relativi al prelievo ipolimnico (tecnica vantaggiosa secondo quanto valutato mediante i criteri poc'anzi analizzati) e la rimozione dei sedimenti mediante dragaggio (tecnica già utilizzata nel lago Occhito al fine di risolvere le problematiche inerenti l'interrimento dell'invaso e, quindi, già valutata ai fini della rimozione algale).



Autorità di Bacino Distrettuale dell'Appennino Meridionale

6.1.3.1 Prelievo ipolimnico

Nei laghi eutrofici, durante il periodo estivo di stratificazione termica, la concentrazione dell'ossigeno disciolto nell'ipolimnio tende a diminuire a causa dei processi di degradazione aerobia del materiale organico che sedimenta e si accumula nelle acque profonde.

Qualora il processo di degradazione aerobia sia particolarmente rilevante, nelle acque profonde si vengono a creare condizioni di anossia che promuovono il rilascio di fosforo dai sedimenti lacustri. Come conseguenza di questi processi durante la stratificazione termica estiva le acque ipolimniche risultano anossiche e ricche di fosforo disciolto. Ai fini del miglioramento della qualità delle acque del lago, con particolare riferimento alla riduzione del carico interno di nutrienti (rilascio di fosforo dai sedimenti lacustri), si potrebbe attivare un processo di emunzione e ossigenazione delle acque ipolimniche:

- l'emunzione ipolimnica interessa le acque comprese tra i 20 e i 25 metri, durante la stratificazione termica estiva: periodo giugno - ottobre. Tale intervento è finalizzato alla rimozione delle acque profonde povere di ossigeno e ricche di nutrienti algali (azoto e fosforo);
- l'ossigenazione riguarda le acque del bacino meno profonde, con lo scopo di contrastare le condizioni di anossia negli strati inferiori del lago durante i periodi di stratificazione termica estiva, creando condizioni di ossigenazione idonee al sostentamento della fauna ittica e alla riduzione del rilascio di fosforo dai sedimenti (carico interno).

Alla fine degli anni '90 i tecnici del CCR di Ispra su incarico della Provincia di Varese individuarono nel prelievo ipolimnico la soluzione più adatta per il **lago di Varese**, con l'obiettivo di ridurre il contenuto di nutrienti e aumentare la concentrazione di ossigeno nell'ipolimnio.

Altri casi di applicazione del prelievo ipolimnico in Italia attualmente in funzione sono:

- lago di Annone in funzione dal 2008;
- lago di Monticolo in funzione dal 1979;
- lago Grande di Avigliana in funzione dal 2005.

Risulta di particolare interesse lo studio condotto da Getrud K. Nurberg "Lake responses to long-term hypolimnetic withdrawal treatments" (Lake and Reservoir Management 2007) che confronta la qualità delle acque prima e durante il prelievo ipolimnico in circa 40 casi in Europa, tra i quali figura anche il lago di Varese, e 8 nel Nord America.

Ad eccezione dei laghi poco profondi oligomittici, in cui non si sono registrati benefici probabilmente per la scarsa quantità di nutrienti asportata, lo studio evidenzia un generale miglioramento nella qualità delle acque nei laghi trattati, in cui si sono registrate diminuzioni delle concentrazioni di fosforo e clorofilla, aumento della trasparenza (disco di Secchi) e delle concentrazioni di ossigeno.

I risultati migliori si sono ottenuti nei laghi caratterizzati da stratificazioni termiche estive lunghe e stabili.

Tipicamente i laghi considerati nello studio hanno dimensioni piuttosto modeste, il 50 % infatti ha una superficie inferiore a 44 ha. Il lago di Varese con un'estensione di 1.451 ha e un volume di 153×10^6 m³ risulta in assoluto il più grande. Le tempistiche di intervento nei casi riportati variano da 1 a 30 anni (dato riferito al 2007), con impianti che utilizzano nella maggior parte dei casi il sifonamento passivo per gravità (quindi senza consumo di energia), piuttosto che il pompaggio attivo con elettropompe, come avviene per il lago di Varese. Questa scelta dipende essenzialmente dalla morfologia del territorio (differenza di quota tra il livello del lago e il punto di scarico) e dai volumi di acqua che si intende asportare.



Autorità di Bacino Distrettuale dell'Appennino Meridionale

L'impianto di emunzione ipolimnica per il lago di Varese può essere schematicamente, dunque, suddiviso in quattro comparti:

1. Sistema di condotte subacquee: tubazioni di aspirazione e mandata con relativi ancoraggi, griglie di aspirazione, ecc.
2. Stazione di strippaggio: vasca coperta di raccolta delle acque, impianto di ossigenazione e deodorizzazione, manufatto di contenimento dei quadri elettrici, condotta di scarico delle acque;
3. Stazione di sollevamento: camera interrata con n. 3 elettropompe di aspirazione, 1 elettropompa di aggotamento, cabine esterne di contenimento dei quadri elettrici di alimentazione/comando delle pompe, ecc.
4. Manufatto di scarico: sistema di scarico a ventaglio finalizzato a creare un'ampia superficie di laminazione delle acque per ridurre la turbolenza e la conseguente propagazione di cattivi odori.

6.1.3.2 Dragaggio e valutazione del suo impatto sulla proliferazione algale nel lago di Occhito

In considerazione dell'interrimento dell'imbocco allo scarico di fondo, risultato parzialmente ostruito dai sedimenti, è stato previsto e realizzato (rif. **paragrafo 2.2**) un dragaggio strutturato come di seguito:

- dragaggio dei sedimenti antistanti lo scarico di fondo su una zona di 100 metri di raggio e 8 metri di spessore, con pompaggio di circa 21.000 m³ con contenuto d'acqua del volume da dragare pari a circa il 30% - 40%;
- convogliamento del materiale dragato con un contenuto d'acqua portato a circa l'85%, in geotubi a cui è affidata la funzione di confinamento e drenaggio (dewatering) di circa 3.000 - 3.500 m³ di eluato per la postazione in sponda sinistra dell'invaso e altrettanto per la postazione a valle dello sbarramento;
- aggiunta di additivi chimici per accelerare il processo di disidratazione favorendo l'eliminazione della fase liquida contenuta nei fanghi.

Il dragaggio è stato condotto fra il 2019 e il 2020 (riprogrammazione degli interventi nel settore irriguo finanziati con delibere CIPE 133/2002 e 74/2005 inseriti nel "Piano Irriguo Nazionale - Regioni Sud Italia" - <https://vimeo.com/344583284>).

Preliminarmente a tale operazione si è inteso valutare i possibili effetti sul corpo idrico, con particolare attenzione al potenziale rilascio di inquinanti derivanti dal dewatering dei sedimenti stoccati.

A tal fine si è quindi provveduto al campionamento sotto diga di materiale sedimentato, successivamente trattato (ma senza aggiunta di flocculante) per ottenere un campione liquido rappresentativo dell'eluato drenato e sono stati analizzate le presenze di: nutrienti (azoto, fosforo), microcistine, microinquinanti organici e metalli.

Cautelativamente, i valori delle sostanze tossiche misurati nell'eluato dei sedimenti del lago, sono stati confrontati con i valori riportati nella Tab. 2, All. 5, parte 4 del D. Lgs. n. 152/2006.

Nutrienti

Le concentrazioni di fosforo (TP) e azoto (TN) sono risultate 1,5 e 1,8 volte superiori rispetto alle concentrazioni riscontrate alla circolazione idrodinamica del lago. Si può quindi concludere che l'impatto del dewatering sullo stato trofico del lago può essere considerato trascurabile, considerando che - in ragione del volume drenato - la quantità di fosforo immesso nel lago è di tre ordini di grandezza inferiore rispetto al carico medio veicolato dal Tappino in un solo giorno.



Autorità di Bacino Distrettuale dell'Appennino Meridionale

Sono quindi da escludere impatti sullo stato trofico e sulla crescita algale, in particolare delle fioriture di *Plankthotrix rubescens*.

Microcistine

Le microcistine del tipo MC-RR nell'eluato risultano completamente assenti, per cui è escluso il possibile rilascio di microcistine eventualmente stoccate nel sedimento a seguito del bloom algale.



Autorità di Bacino Distrettuale dell'Appennino Meridionale

Microinquinanti organici

Tutte le classi di microinquinanti organici (policiclici aromatici, nitrobenzeni, clorobenzeni, fitofarmaci) monitorate confermano una scarsa contaminazione non solo della matrice acquosa del lago e dei suoi immissari, ma anche dei sedimenti lacustri.

Metalli

La maggior parte di elementi monitorati (alluminio, antimonio, bario, berillio, cadmio, cromo, mercurio, rame, selenio, vanadio, zinco, ...) presentano concentrazioni al di sotto dei limiti previsti nella Tab.2, confermando l'assenza di rischi per questa categoria di inquinanti. Invece, l'arsenico ed il nichel presentano concentrazioni leggermente superiori ai limiti della Tab.2, superiori più significativi per il ferro, il manganese e il piombo. Anche in questo caso è da considerare che, in ragione del volume drenato, la quantità immessa a seguito del dewatering ha un effetto trascurabile sulle naturali concentrazioni del lago, anche in condizioni di basso livello del lago.

Sebbene siano state condotte delle analisi preliminari al dragaggio, sarebbe opportuno verificare lo stato ecologico del lago a seguito dell'intervento sebbene anche se solo su una parte di esso.

Un esempio di lago in cui si è ricorso al dragaggio per il risanamento del corpo idrico da fioriture algali è il **lago Saint-Augustin in Québec – Canada** (progetto pilota).

La sperimentazione a scala pilota delle tecniche di intervento è stata condotta tramite prove in enclosure su piattaforma flottante ed ha implicato un confronto fra gli effetti di un dragaggio idraulico e un dragaggio meccanico

L'andamento della concentrazione del fosforo disciolto nell'enclosure M–dragaggio meccanico ha mostrato un abbattimento iniziale dell'87% in risposta all'intervento. Successivamente però la concentrazione ha ricominciato a salire, raggiungendo valori massimi in prossimità del fondo al termine della sperimentazione. Se ne deduce che non si è riusciti a rimuovere efficacemente lo strato di sedimenti contaminati; al contrario, una volta disturbati, i sedimenti hanno iniziato a rilasciare il fosforo in essi contenuto. Il dragaggio di matrici contaminate richiede speciali accorgimenti tecnici che assicurino l'uniformità dello spessore asportato e minimizzino la risospensione.

L'andamento del fosforo nell'enclosure H–dragaggio idraulico ha raggiunto valori massimi comparabili a quelli dell'enclosure M, registrati sempre in prossimità del fondo. Si è osservato un abbattimento della concentrazione del fosforo disciolto pari all'85%, riconducibile al passaggio di una forte perturbazione. Successivamente, l'andamento della concentrazione in fosforo dell'enclosure H–dragaggio idraulico si è discostata nettamente da quello registrato nello stesso periodo nell'enclosure M–dragaggio meccanico. Si è stimata un'efficacia del trattamento di dragaggio idraulico compresa tra il 50 e il 60% ed una durata del deficit di ossigeno a livello ipolimnico molto limitata.

6.2 Conclusioni

Come si evince da uno studio ecologico dell'invaso del Fortore da parte di SnamProgetti, già negli anni '80, la situazione del lago di Occhito era legata ad un equilibrio piuttosto instabile e precario che avrebbe potuto dar luogo a sensibili peggioramenti qualora si fossero rimossi fattori che impedissero un pieno utilizzo del carico biostimolante immesso nel sistema.



Autorità di Bacino Distrettuale dell'Appennino Meridionale

Il lago Occhito era già all'epoca classificato come meso-oligotrofico: stato trofico che si discostava poco da quello che risultava essere il grado di trofia naturale. Questa classificazione è difforme da quella prevista in base al carico di fosforo valutato sia direttamente che indirettamente e alle caratteristiche idrologiche del lago che corrispondono a quelle di un ambiente nettamente eutrofico.

Come rilevato anche dagli studi più recenti (rif. **paragrafo 2.2.1**), *"... questa anomalia di comportamento è da ricollegarsi ad un'immediata scomparsa del fosforo in prossimità delle foci fluviali (probabilmente dovuta ad adsorbimento sul materiale in sospensione e a precipitazione), ad una ridotta rimineralizzazione del fosforo dai sedimenti (probabilmente inibita dalle elevate concentrazioni di nitrato) ed alla riduzione drastica dello spessore fotico soprattutto causato dal materiale in sospensione non plactonico. Pertanto, il trasporto solido e quindi il materiale in sospensione non autigenico svolge al tempo stesso un ruolo negativo e positivo..."*.

L'effetto negativo è dato dall'aumento della torbidità (che però non inibisce l'uso potabile) e dalla richiesta di ossigeno esercitata dal materiale non planctonico depositato, che è superiore a quella dei detriti planctonici. L'effetto positivo è dato dal livello di trofia notevolmente ridotto a quello teorico atteso.

Pertanto, ogni azione di risanamento o interventi di carattere idraulico occorre che siano intrapresi con molta cautela:

- evitando trattamenti di denitrificazione degli scarichi che potrebbero determinare un maggior rilascio di fosforo nei sedimenti;
- evitando di ridurre il trasporto solido dei corsi d'acqua (ad esempio con opere idrauliche che comportino una sedimentazione a monte dei solidi sospesi).

Le azioni di risanamento, quindi, dovrebbero essere avviate a step dando la precedenza al disinquinamento da fosforo e sostanze organiche in modo particolare dagli scarichi sul Tappino e da quelli sul lago direttamente (riferimento **paragrafo 6.1.2**).

Questa iniziativa non determinerebbe un significativo beneficio ambientale (in quanto la parte prevalente del fosforo sversato viene già "disattivata" dai fattori descritti) ma piuttosto una maggiore stabilità del sistema, cioè una maggiore capacità di assorbire senza conseguenze modifiche naturali o volontarie delle condizioni al contorno.

Il globale processo di risanamento dovrebbe essere definito in maniera dettagliata in considerazione di:

- uno studio ecologico condotto sull'invaso che preveda:
 - rilievi batimetrici;
 - stima dei carichi inquinanti sul bacino dell'invaso (anche in maniera indiretta ad esempio attraverso il calcolo del surplus di azoto);
 - misure di portate degli affluenti e dei relativi carichi inquinanti;
 - caratterizzazione chimico-biologica dell'invaso;
 - studio della diffusione di inquinanti nell'invaso.
- un modello trofico della prevedibile risposta del sistema con controllo sperimentale del comportamento dei principali parametri indicatori della qualità.



Autorità di Bacino Distrettuale dell'Appennino Meridionale

Bibliografia

ITCOLD (Comitato Nazionale Italiano delle Grandi Dighe) - *La gestione dell'interrimento dei serbatoi artificiali italiani situazione attuale e prospettive*, 2016.

Volterra L., *Alghe e acque potabili*. Biologia ambientale n.3 /1997.

Bruno M., Messineo V., Mattei D., Melchiorre S., *Dinamica di specie algali tossiche nei laghi di Albano e Nemi*, 2004 (Rapporti ISTISAN 04/32). www.iss.it

Funari E, Manganelli M, Testai E (Ed.). *Cianobatteri: linee guida per la gestione delle fioriture nelle acque di balneazione*. Roma: Istituto Superiore di Sanità, 2014. (Rapporti ISTISAN 14/20).

Manganelli M., Viaggiu E., Barone R., Buzzi F., Caviglia F., Congestri R., Copetti D., De Angelis R., Godeas F., Guzzella L., Masala E., Naselli-Flores L., Salmaso N., Scardala S. *Situazione nazionale: corpi idrici interessati da cianobatteri tossici*. Roma: Istituto Superiore di Sanità, 2014. (Rapporti ISTISAN 14/20).

Mattei D., Melchiorre S., Messineo V., Bruno M. *Diffusione delle fioriture algali tossiche nelle acque italiane: gestione del rischio ed evidenze epidemiologiche*. Roma: Istituto Superiore di Sanità, 2005. (Rapporti ISTISAN 05/29).

Tesi di laurea Alice Giaccone. Relatori: Michele Marroni e Rosa Galvez. *Progetto pilota per il risanamento del lago Saint-Augustin, Québec (Canada): risultati preliminari dei test di valutazione in situ di due tecniche di intervento*, 2012.

Rapporto "Gli interventi diretti per il risanamento dei laghi eutrofizzati", Autorità di Bacino del fiume Po'.

Matthijs H.C.P., Visser P.M., Reeze B., Meeuse J., Slot P.C., Wijn G., Talents R., Huisman J., *Selective suppression of harmful cyanobacteria in an entire lake with hydrogen peroxide*, 2012 (Elsevier – Water Research).

Sorlini S., *Rimozione delle alghe nella potabilizzazione delle acque di lago*.

Elaborazioni su dati SINTAI 2018 – ISPRA.

Rapporto finale "Monitoraggio delle acque e dei sedimenti del lago artificiale di Gerosa finalizzato allo studio circa la presenza del cianobatterio tossico Planktothrix rubescens", ARPA Marche.

P. Volta, R. Bettinetti, *Lago di Varese - Miglioramento della qualità delle acque: obiettivi e priorità di intervento*, 2018 (Osservatorio del Lago di Varese).