



Sechi, Nicola (1992) *Le Problematiche legate al fitoplancton nelle acque lacustri destinate ad uso potabile*. Giornale botanico italiano, Vol. 126 (2), p. 237-251. ISSN 0017-0070.

<http://eprints.uniss.it/7846/>

GIORNALE BOTANICO ITALIANO

FONDATA NEL 1844



PUBBLICATO DALLA SOCIETÀ BOTANICA ITALIANA
CON IL CONTRIBUTO DEL CONSIGLIO NAZIONALE DELLE RICERCHE

Vol. 126, n. 2, 1992

Società Botanica Italiana

87° CONGRESSO

SASSARI
29 settembre - 3 ottobre 1992

Le problematiche legate al fitoplancton nelle acque lacustri destinate ad uso potabile

NICOLA SECHI

*Dipartimento di Botanica ed Ecologia vegetale dell'Università di Sassari
Via Muroni, 25 - 07100 Sassari, Italy*

ABSTRACT. - *Phytoplankton interference on drinking water.* - The problem of the algal interference with water treatment processes is discussed. The levels of removal of algae in some treatment plants of Sardinia (Italy) are presented.

Key words: eutrophication, phytoplankton, drinking water.

INTRODUZIONE

L'utilizzazione di acque superficiali lacustri per fini potabili è sempre più frequente in aree geografiche a forte densità di popolazione ed in quelle dove le risorse idriche normalmente utilizzate per questa finalità (falde sotterranee, laghi naturali e corsi fluviali) sono assenti o limitate.

L'uso di queste acque per scopi civili ha assunto dimensioni crescenti negli ultimi decenni, come conseguenza dello sviluppo socio-economico. Per fare fronte a queste esigenze sono stati realizzati numerosi laghi artificiali dove accumulare le acque necessarie.

Purtroppo questi laghi sono recettori anche degli inquinanti veicolati dai reflui urbani, industriali ed agricoli capaci di determinare differenti conseguenze sull'ecosistema. In particolare quando il fosforo e l'azoto superano il livello di sopportabilità, determinano uno sviluppo eccessivo del fitoplancton.

In queste condizioni le alghe planctoniche assumono una composizione e una quantità tipiche dell'eutrofia, cioè di una situazione dannosa per l'eccessiva quantità di biomassa: le densità cellulari sono superiori al milione di cellule per litro e la clorofilla *a*, come espressione della loro biomassa, tende a superare gli 8 mg m⁻³ come valore medio annuale ed i 25 mg m⁻³ come valore di picco (OECD, 1982). Il pH negli strati superficiali, a causa dell'elevata attività fotosintetica, si innalza verso valori molto basici (si può arrivare e superare le 10 unità). Nelle acque profonde si accumula una grande quantità di sostanza organica, quale residuo del fitoplancton sviluppato nella zona illuminata delle acque superficiali, che provoca un consumo spinto e persino totale dell'ossigeno; viene a crearsi così un ambiente anossico e riducente dove si producono ammoniaca, metano, acido solfidrico, fosforo, ferro, manganese, etc. rendendo l'acqua inutilizzabile per gli usi potabili.

In termini generali i danni conseguenti all'eutrofia sono (OECD, 1980):

- 1) abbondanza di sostanze particellate (fitoplancton, zooplancton, batteri, funghi e detriti);
- 2) abbondanza di composti chimici inorganici tipo ammoniaca, nitriti, acido solfidrico, etc. che negli impianti di potabilizzazione inducono la formazione di sostanze dannose come ad es. le nitrosammine, che si sospetta siano mutagene;
- 3) abbondanza di sostanze organiche che impartiscono odori e sapori sgradevoli ai pesci ed all'acqua. Queste sostanze organiche inoltre hanno proprietà chelanti e complessanti che impediscono i normali processi di potabilizzazione; inoltre si depositano sulle pareti dei tubi di adduzione accelerando la corrosione e limitando la portata;
- 4) presenza di particolari alghe che impartiscono all'acqua odori e sapori sgradevoli (di terra, di pesce marcio, di garofano, di cocomero, etc.);
- 5) abbondanza di metano, etano ed acidi umici e fulvici che, insieme alle sostanza organica, durante la potabilizzazione ed in seguito alla clorazione, formano dei cloroderivati, i cosiddetti trihalometani, sospetti di essere mutageni (DOWTY *et al.*, 1975; HARRIS e BREECHER, 1974);
- 6) scomparsa o forte diminuzione dei pesci pregiati, con effetti fortemente negativi sulla pesca (invece di specie pregiate come ad es. la trota si affermano quelle meno appetite come la carpa);
- 7) affermazione di alghe tossiche quali alcune specie di *Microcystis*, *Anabaena*, *Aphanizomenon* e *Oscillatoria*, con pericolo di danni sulla popolazione e sugli animali che si abbeverano delle acque interessate (CARMICHAEL, 1981; SCHWIMMER e SCHWIMMER, 1968; LIPPY e ERB, 1976; AZIZ, 1977);
- 8) interdizione all'uso turistico del lago ed alla balneazione sia per il cattivo odore che si riscontra nelle rive, a causa della presenza di alghe, sia per la torbidità e l'aspetto tutt'altro che pulito ed attraente delle acque; la balneazione è pericolosa perché alcune alghe provocano irritazioni della pelle (BILLINGS, 1981).

Nelle acque destinate ad uso potabile i danni dell'eccessiva presenza di alghe sono legati alla presenza fisica delle cellule, che devono essere rimosse, e dei metaboliti, i cosiddetti materiali organici extracellulari, che vengono secreti. L'eccessiva presenza del fitoplancton e dei suoi prodotti metabolici causa problemi sostanziali durante il trattamento. Ancora oggi le conoscenze sugli effetti e sui sistemi di rimozione sono estremamente scarse, tanto che BERNHARDT e CLASEN (1991) le hanno definite "rudimentali".

La potabilizzazione dovrebbe rendere l'acqua incolore, insapore, inodore, senza torbidità, senza corpi sospesi e senza soluti dannosi. Tutta una serie di parametri chimici e biologici devono rientrare almeno nell'ambito dei limiti stabiliti delle normative nazionali e comunitarie.

A questo fine le acque, prelevate dai laghi eutrofici, con elevati contenuti algali, vengono trattate con processi differenti, a cascata, che contemplano in sintesi uno o più dei seguenti stadi: a) microsetacciatura e/o flottazione, b) ossidazione, c) coagulazione e flocculazione senza o con polielettroliti, d) filtrazione su sabbia, e) filtrazione su carboni attivi, g)

disinfezione. L'eccessiva presenza algale interferisce in tutti questi stadi. E' molto importante e comunque problematica, in funzione della quantità di materiale disciolto e particellato, la scelta sia dell'assetto costruttivo che di quello gestionale dell'impianto di potabilizzazione, poiché il diverso tipo di materiale particellato, in parte vivente e molto variabile qualitativamente e quantitativamente, reagisce in modo diverso ai processi di rimozione.

FUORISCITA DELLE ALGHE DAGLI IMPIANTI

Si sa che numerose specie algali sono in grado di passare attraverso tutte le fasi di potabilizzazione ed essere presenti nell'acqua potabile. Molte alghe, in particolare quelle unicellulari di grosse dimensioni o filamentose e quelle che hanno delle capsule gelatinose, sono addirittura in grado di impedire la funzionalità degli impianti, intasando i filtri di sabbia. È il caso dei generi *Fragilaria* e *Melosira*, appartenenti alle Diatomee e *Microcystis*, *Anabaena* ed *Aphanizomenon*, appartenenti ai Cianobatteri. Per evitare il blocco i filtri devono essere controllati molto frequentemente con conseguente aumento dei costi. Anche i microsetacci possono essere intasati molto velocemente, in particolare da quelle specie con capsule mucillaginose che, talvolta, possono formare una massa critica che si oppone ed impedisce il controllavaggio, con possibile rottura dei setacci.

Le cellule molto piccole di *Microcystis* passano regolarmente attraverso tutti gli stadi e fuoriescono dagli impianti con densità rilevanti, in particolare quando i blooms sono in esaurimento e le colonie si disintegrano (JOHNSON *et al.*, 1973, 1977). Questi Autori hanno riportato un caso eccezionale in cui le cellule molto piccole del genere *Monodus* superavano tutte le fasi della potabilizzazione rimanendo nell'acqua trattata con contenuti di 400 milioni di cellule per litro. SCOTT (1975) ha evidenziato come *Oscillatoria* e *Microcystis* fuoriuscivano regolarmente da tutti gli impianti di potabilizzazione dell'Inghilterra.

La flocculazione non è comunemente in grado di rimuovere completamente *Anabaena spiroides* Kleb., *Aphanizomenon flos-aquae* (L.) Ralfs e varie specie di *Oscillatoria* nelle stagioni in cui esse sono abbondanti. Negli impianti di potabilizzazione della Souther Trent Water Authority in Inghilterra si è riscontrato che *Aph. flos-aquae* nel 1984, *Microcystis* nel 1985 e *Oscillatoria* nel 1986 superavano tutte le fasi di potabilizzazione, fino ad un massimo, rispettivamente, di 4 milioni, 40 milioni e 50 milioni di cellule in un litro.

Oggi, con impianti molto articolati (con stadi di flottazione e preflocculazione prima della flocculazione normale e della filtrazione) e ben gestiti, si arriva a rimuovere fino al 99,9% della quantità algale.

Tuttavia bisogna notare, a parere di BERNHARDT e CLASEN (1991), che anche con livelli di rimozione così efficienti, nel caso di acque con densità algali molto elevate, la quantità di alghe che supera l'impianto è

sempre rilevante.

Il problema è abbastanza grave se le densità algali sono composte da specie tossiche. In questo caso bisogna cercare di asportare tutte le alghe, possibilmente senza rompere le cellule. Si evita così anche che le alghe siano cibo per i microrganismi e per la fauna delle condotte di adduzione: queste componenti, proliferando troppo, provocano danni di corrosione e intasamento. Gli effetti cumulativi della crescita algale e dei depositi algali nei sistemi acquedottistici di trasporto sono infatti responsabili della rapida scomparsa del cloro residuo, con conseguente crescita dei batteri ed altri microrganismi che possono ulteriormente degradare la qualità dell'acqua.

DOMANDA DI CLORO E PRODUZIONE DI ALOFORMI

La rimozione algale viene effettuata, di solito, dopo processi di ossidazione che portano alla rottura di molte cellule algali, con la liberazione del contenuto cellulare. Questo è costituito da un'infinità di sostanze organiche alcune delle quali sono tossiche.

L'ossidazione tramite clorazione secondo alcuni autori migliora l'efficienza della flocculazione chimica per l'eliminazione di alcune alghe (BAYS, 1969; COLLINGWOOD, 1970, 1979; JONHSON *et al.*, 1977). Peraltro non tutti gli elementi del fitoplancton rispondono positivamente a questo trattamento di clorazione (SPEED *et al.*, 1969).

Il cloro ed alcuni suoi composti sono le sostanze più comunemente utilizzate negli impianti come ossidanti e disinfettanti nel trattamento dell'acqua mentre altre, come l'ozono, il permanganato di potassio, l'argento ed i metodi fisici come gli UV ed i raggi gamma, vengono utilizzati su scala molto limitata, in abbinamento con il cloro o quando è controindicato usare il cloro.

Nell'acqua lacustre sono moltissimi i composti organici ed inorganici che devono essere ossidati e che, con l'aggiunta del cloro, reagiscono e consumano il cloro stesso. Le acque, con elevato contenuto algale, creano una forte domanda e quindi necessitano di maggiori dosi di questo elemento per il raggiungimento di una specifica concentrazione attiva.

Questo comporta un incremento dei contenuti di composti clororganici, inclusi i trialometani, pericolosi per la salute.

I trialometani, detti anche aloformi, includono il cloroformio, il bromodichlorometano, il dibromoclorometano ed il bromoformio. Studi tossicologici hanno dimostrato che il cloroformio è carcinogenico nel ratto a dosi elevate. L'Environmental Protection Agency americana ritiene che, per l'uso potabile, sia consentito un massimo di $100 \mu\text{g m}^{-3}$ di trialometani mentre l'Organizzazione Mondiale della Sanità indica un valore di soli $30 \mu\text{g m}^{-3}$. I precursori organici più comuni dei trialometani nell'acqua sono i prodotti extracellulari algali (BRILEY *et al.*, 1980; HOEHN *et al.*, 1980) e gli acidi fulvici e umici (ZABEL, 1986). Anche

la clorofilla si comporta come un precursore (CARREL-MORRIS *et al.*, 1978). La preclorazione di acque lacustri con elevate densità algali determina i più elevati livelli di trialometani (HUTSON *et al.*, 1987). A WACHTER e ANDELMAN (1984) è risultato che le percentuali di cloro incorporato dai prodotti extracellulari come organoalogeni durante la potabilizzazione erano, rispettivamente per le seguenti alghe, del 9,3% per *Chlorella vulgaris* Beij., del 10% per *Chlorella pyrenoidosa* Chick e del 15,8% per *A. flos-aquae*. In altre condizioni viene incorporato come organoalogeni fino al 50% del cloro assorbito. HOEHN *et al.* (1980), usando colture di alghe simili, hanno trovato che, dei trialometani formati, il cloroformio poteva rappresentare anche il 98%. I materiali extracellulari producevano maggiori quantità di cloroformio per unità di carbonio di quanto non facessero le alghe intere che, comunque, li producevano in termini proporzionali agli acidi umici e fulvici presenti nell'acqua. Questi ultimi sono generalmente considerati come un prodotto dei terreni (STEVENSON, 1982), benché attualmente siano sospettate origini multiple (AHO e LEHTO, 1984). Questi acidi arrivano ai laghi con le acque immissarie dopo che sono transitate nei suoli. Essi vengono formati da microrganismi che producono polifenoli, convertiti, a loro volta, mediante reazioni enzimatiche, in chinoni; questi, con una successiva autocondensazione o combinazione con composti ammidici, formano polimeri contenenti azoto. Il modo con cui le alghe contribuiscono alla presenza di questi composti nell'acqua non è ancora conosciuto. E' però risaputo che i Cianobatteri nell'acqua liberano forti quantità sia di composti azotati (FOGG, 1952) sia di chinoni (LESTER e CRANE, 1959; HENNIGER *et al.*, 1965; ALLEN *et al.*, 1967), che poi contribuiscono ad aumentare la presenza di sostanze umiche.

EFFETTI SULLA FLOCCULAZIONE

La flocculazione chimica viene universalmente utilizzata per il trattamento di acque torbide e/o colorate. L'alluminio, il solfato ferroso o ferrico sono i coagulanti più usati. Quando uno di questi sali viene aggiunto all'acqua si verifica tutta una serie di reazioni con l'acqua stessa (RUBIN e KOVAC, 1974; COHEN e HANNAH, 1971). In particolare, si formano dei complessi polinucleati, con carica positiva multipla, che sembra siano quelli più importanti per la coagulazione (COHEN e HANNAH, 1971). Con queste sostanze e le loro reazioni è possibile rimuovere facilmente e integralmente la torbidità ed il colore di origine minerale e anche alghe piccole e non motili, secondo i principi di coagulazione ad assorbimento con neutralizzazione di carica (STUMM e O'MELIA, 1968).

Con la maggioranza delle alghe il processo di flocculazione non avviene secondo i principi sopracitati a causa della variabilità della loro forma, della grandezza e della capacità di movimento. È importante anche l'età delle alghe perché con essa varia la densità di carica sulla

superficie delle cellule e cambia la composizione chimica della parete cellulare, con conseguenze sui processi di destabilizzazione ed aggregazione (TENNEY e STUMM, 1965; LUSSE, 1988; WUHRMANN e FAZELI, 1967; HOOYER *et al.*, 1985).

Sia la destabilizzazione che l'aggregazione del materiale sospeso nell'acqua vengono determinati dalla densità di carica, cioè dalla densità di carica delle singole particelle. Alcuni tipi di cellule algali hanno strutture pectiniche e polisaccaridiche nella loro parete e da queste possono venir generate sostanze gelatinose, le quali, a loro volta, hanno una profonda influenza nei processi di flocculazione (LUSSE, 1988; COHEN *et al.*, 1957).

Sono numerosi gli esempi di interferenza causati dagli elevati contenuti di densità algali e dei loro prodotti organici riportati in bibliografia e riferiti dai gestori degli impianti. L'Anglian Water Authority in Inghilterra ha riportato molti casi di elevati livelli di alluminio e ferro, fino a 0,2 mg l⁻¹ nell'acqua potabile, come conseguenza dell'interferenza algale. La potabilizzazione delle acque ricche di *Microcystis* dell'invaso di Ardleigh portava spesso a valori di alluminio in uscita fino a 0,38 mg l⁻¹. Si arrivava in qualche occasione, a causa di fioriture di *Microcystis*, a bloccare il funzionamento degli impianti per settimane (GREEN e HAYES, 1981). Un caso estremo è quello dell'invaso di Rebesby, le cui acque venivano escluse dall'utilizzo potabile per l'eccessiva presenza algale, che impediva una potabilizzazione corretta. In questo lago i popolamenti algali erano costituiti da Cloroficee, quali *Scenedesmus*, *Ankistrodesmus* e *Chlorella*, che durante il trattamento passavano tutti gli stadi della potabilizzazione e determinavano un residuo di alluminio di oltre 1,2 mg l⁻¹. In altri impianti dell'Essex, rilasci di ferro in quantità elevata, venivano causati dalla presenza di *Aphanizomenon* e di *Microcystis*.

Tra i Cianobatteri, *Microcystis*, *Anabaena*, *Aphanizomenon*, *Pseudoanabaena* ed *Oscillatoria* sono i generi che maggiormente determinano la fuoriuscita del coagulante (BERNHARDT *et al.*, 1985 a, b; HUTSON *et al.*, 1985). Tra le Cloroficee sono incluse *Oocystis*, *Dictyosphaerium*, *Scenedesmus* e *Chlorella* e tra le Diatomee *Melosira* ed *Achnanthes*.

L'interferenza è principalmente dovuta ai materiali organici extracellulari rilasciati da queste alghe, prima e durante il processo. Il rilascio dei materiali organici da parte delle cellule è dovuto a trasporto attivo (escrezione), alla diffusione di molecole organiche ed alla solubilizzazione o dispersione dei componenti della parete cellulare nell'acqua (FOGG, 1971). Il rilascio dei materiali organici secondo LUSSE *et al.* (1985), che ha fatto esperimenti su due specie di Cianobatteri, tre Cloroficee e due Diatomee in colture non sterili a differenti fasi di crescita, diventava maggiore con l'aumentare dell'età della coltura. Faceva eccezione la Cloroficea *Dictyosphaerium*, che esprimeva maggiori concentrazioni nella fase di crescita piuttosto che di senescenza. La dimensione delle molecole dei materiali organici extracellulari

aumentava con l'età della coltura e variava ovviamente col tipo di alga. *Synechocystis*, ad es., produceva materiali organici extracellulari a basso peso molecolare. Un'indagine di HOYER *et al.* (1985), sulle unità saccaridiche di frazioni ad elevato peso molecolare, ha permesso di verificare che ogni specie algale possedeva un assetto saccaridico tipico che cambiava con l'età dell'alga stessa. Nel verificare l'effetto di frazioni ad alto e basso peso molecolare dei materiali organici extracellulari con flocculante di ferro HOYER *et al.* (1985) e BERNHARDT *et al.* (1985 a) hanno trovato che più elevato era il peso molecolare, maggiore era l'effetto d'inibizione sulla flocculazione. Inoltre, in generale, l'interferenza massima si verificava con materiali organici extracellulari che si liberavano durante la fase stazionaria, successiva alla crescita, o di declino delle alghe. HUTSON *et al.* (1985) hanno trovato conferma di ciò misurando i residui di ferro od alluminio solubile nell'acqua chiarificata col test Jar quando i materiali organici extracellulari venivano prodotti da colture algali di età avanzata.

BERNHARDT *et al.* (1985 b) hanno concluso che i materiali organici extracellulari che interferivano con la flocculazione si comportavano alcuni come polimeri non ionici ed altri come polielettroliti anionici e, in particolare, che l'interferenza era dovuta a due classi di prodotti: polisaccaridi acidi e neutri (acidi poliuronici) e composti macromolecolari acidi non saccaridici, quali acidi umici e fulvici. I gruppi funzionali che interferivano con la flocculazione sembravano essere i gruppi idrossilici e carbossilici. Il maggiore disturbo era causato dagli acidi idrossi-dicarbossilici che potevano formare complessi bidentati con gli ioni metallici aggiunti per coagulare.

Le leggi della destabilizzazione ed aggregazione non valgono se la forma cellulare porta ad un'alterazione delle interrelazioni elettrostatiche o dei legami ponte. La *Diatomea Stephanodiscus hantzschii* Grun., per esempio, rientra in questa categoria, a causa dei processi spinosi, che possono raggiungere la lunghezza di 40μ , e che impediscono un contatto diretto tra superfici cellulari adiacenti. Di conseguenza le cellule algali non possono essere avvicinate le une alle altre, in modo tale che si arrivi a creare gli effetti ponte anche con l'aiuto di polielettroliti cationici. Le formazioni ponte possono essere raggiunte entro una distanza di 1μ e pertanto per la flocculazione di questa alga bisogna aggiungere forti quantità di flocculante per poter riempire le distanze tra le cellule al di là di qualunque legge stechiometrica e della pratica di gestione dell'impianto. Riguardo a quest'alga si sa che non c'è una relazione tra le sue caratteristiche e il dosaggio minimo del flocculante; non si è ancora in grado di sapere perché la neutralizzazione di carica avviene solo al di sopra di 120 mg l^{-1} di solfato di alluminio, cioè 12 volte di più del valore ottimale di dosaggio.

Oscillatoria è un cianobatterio filamentoso, con lunghezze dei tricoli che arrivano a vari millimetri rispetto ad una lunghezza della singola cellula che è solo di $2-4\mu$. Le dimensioni dei tricoli sono maggiori dei complessi polinucleati di alluminio che si formano durante

l'aggregazione. Per cercare di rimuovere i filamenti, pertanto, bisogna somministrare flocculante a dosaggi ben superiori alle leggi stechiometriche.

Gli aggregati di flocculazione di *Oscillatoria* inoltre sono molto deboli e basta una minima turbolenza per stabilizzarli e bloccare la sedimentazione.

MOUCHET *et al.* (1984) hanno sperimentato che, con complessi assetti di popolazioni algali nell'acqua grezza, la rimozione di *Oscillatoria rubescens* DC. a tutti i livelli di dosaggio, risultava sempre inferiore a quella di tutte le altre alghe, e questo conferma che la rimozione di quest'alga è molto difficile e particolare.

Certi tipi di alghe, come *Dictyosphaerium*, presentano composti macromolecolari nella parete cellulare, quali polisaccaridi, pectine, lipoproteine e poliaminoacidi. La struttura chimica di questi composti è soggetta a continue variazioni in relazione alle condizioni fisiologiche dell'alga, connesse, a loro volta, alla fase di crescita ed all'età. Queste sostanze hanno una consistenza gelatinosa e portano una carica negativa che ha lo stesso effetto dei polimeri macromolecolari anionici, con un'influenza sostanziale sia sulla sedimentazione sia nella filtrazione (EDZWALD e WINGLER, 1990; LUSSE, 1988; WUHRMANN e FAZELI, 1967). L'alga può essere rimossa solo in condizioni precise, con un dosaggio ben calibrato di un polielettrolita, tenendo presente che la flocculazione non segue il principio della neutralizzazione di carica.

Piccole alghe provviste di flagello, capaci di muoversi, sono in grado di sfuggire dai flocculi di aggregazione. In questi casi sono necessari forti dosaggi di flocculante per riuscire a rimuovere almeno il 50% della densità algale. L'uso di coadiuvanti della flocculazione non è allora di nessun aiuto. L'unica strategia finora seguita è quella di disattivare, mediante ossidazione, queste alghe prima della flocculazione senza considerare la liberazione della materia organica cellulare e delle eventuali tossine.

LA SITUAZIONE IN ITALIA

Attualmente non esiste in Italia una bibliografia specifica sulle problematiche inerenti la rimozione algale negli impianti di potabilizzazione. La carenza di studi in questo settore può dipendere sia dalla limitata utilizzazione di acque eutrofiche ai fini potabili sia dalla tardiva presa di coscienza delle gravi interferenze che le alghe possono provocare sulla qualità dell'acqua potabile. È da prendere anche in considerazione il fatto che in Italia non esistono degli organismi di controllo e di coordinamento a livello nazionale deputati alla gestione delle acque interne, compresi gli impianti di potabilizzazione, così come avviene ad es. in Gran Bretagna.

In Sardegna le risorse idriche per l'utilizzazione potabile derivano, a differenza del resto d'Italia, per oltre il 90% da 40 laghi artificiali,

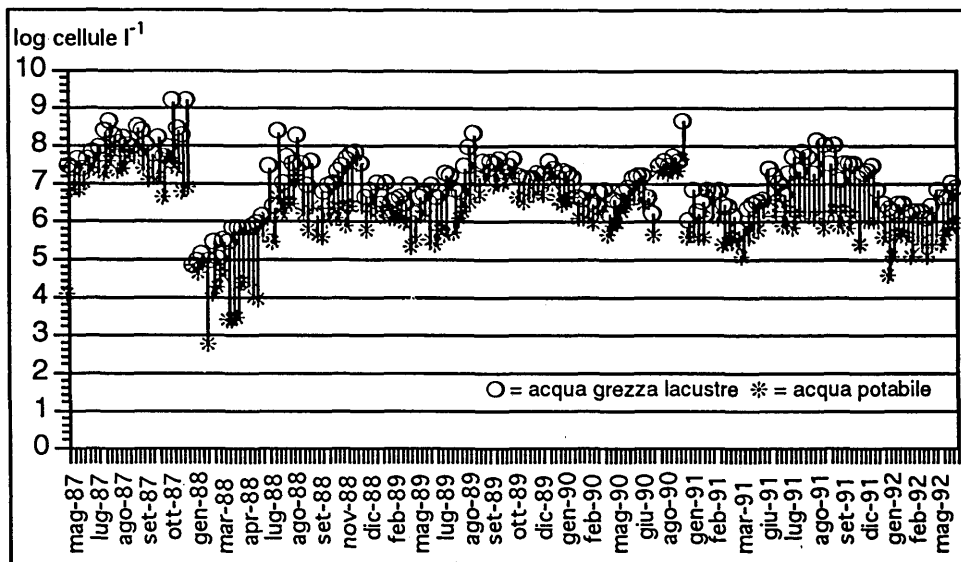


Fig. 1 - Livelli di abbattimento di *Microcystis aeruginosa* nell'impianto del Bidighinzu sulla base di controlli settimanali effettuati dal 1987.

interessati quasi tutti dal processo eutrofico (SECHI, 1983, 1986, 1989; SECHI e COSSU, 1979). Il primo caso in cui il problema dell'utilizzazione delle acque ai fini potabili è stato collegato alle alghe è quello del Lago Bidighinzu (BO, 1968) che si trova in una situazione di ipertrofia (LUGLIÉ e SECHI, in stampa). Solo dal 1985, in conseguenza di una fioritura di *O. rubescens* (SECHI e LUGLIÉ, 1987, 1989), che risultò avere anche caratteristiche tossiche (VOLTERRA *et al.*; 1986; LOIZZO *et al.*, 1988), nel Lago Mulargia si sono avviate delle indagini sulla composizione algale e sui livelli di rimozione nei vari stadi di trattamento; ciò al fine di avere un quadro continuamente aggiornato del funzionamento dell'impianto, di migliorare l'abbattimento ottimizzando i processi compatibilmente con gli assetti disponibili e di acquisire nuove conoscenze per poter progettare meglio i nuovi impianti. Nei primi mesi del 1985 infatti *O. rubescens* aveva determinato un cattivo funzionamento dell'impianto di potabilizzazione tanto che i tricomi dell'alga non venivano rimossi adeguatamente ed erano visibili nell'acqua potabile, con conseguente allarme della popolazione.

Negli attuali impianti di potabilizzazione dell'Ente Autonomo del Flumendosa e dell'Ente Sardo Acquedotti e Fognature il superamento da parte delle alghe delle singole fasi del trattamento avviene quasi sempre.

Gli impianti nei quali, al momento, vengono eseguiti dei controlli costanti circa i livelli di abbattimento algale sono quelli di Bidighinzu (che tratta le acque dell'omonimo lago), Truncu Reale (Lago Casteldoria), Agnata (Lago Liscia), Sos Canales (Lago Sos Canales), Posada (Lago Posada), Villagrande (Lago Alto Flumendosa), Simbirizzi (Lago Simbirizzi e anche Lago Mulargia) e Donori (Lago Mulargia).

Le specie capaci di creare i maggiori problemi sono *Microcystis*

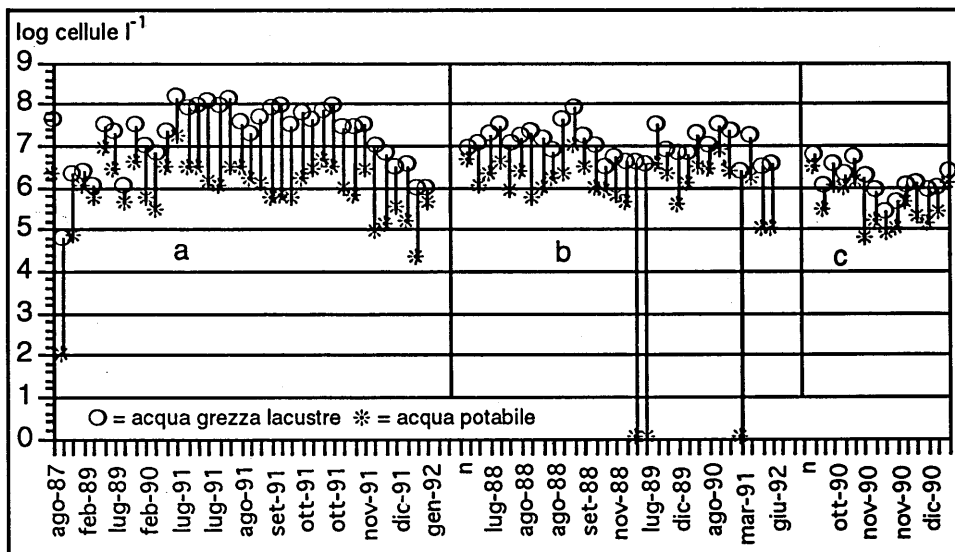


Fig. 2 - Livelli di abbattimento di *Microcystis aeruginosa* negli impianti di Truncu Reale (a), Agnata (b) e Simbirizzi (c) che trattano le acque dei laghi Casteldoria, Liscia e Simbirizzi rispettivamente. Sono rappresentate solo le date in cui l'alga era presente.

aeruginosa Kg. ed *Oscillatoria* spp., probabilmente perché esprimono delle densità cellulari molto più alte delle altre alghe che vivono nelle acque degli stessi laghi e perché si affermano per lunghi periodi di tempo. Infatti non sono assenti nel fitoplancton dei laghi che alimentano gli impianti specie dei generi *Anabaena* ed *Aphanizomenon* tra i Cianobatteri, *Fragilaria* e *Melosira* tra le Diatomee, *Oocystis*, *Scenedesmus*, *Chlorella* e *Dictyosphaerium* tra le Cloroficee, specie cioè, che almeno in teoria, potrebbero generare inconvenienti più o meno gravi nei diversi stadi della potabilizzazione. Il loro sviluppo è però in realtà talmente limitato, rispetto a *Microcystis* ed *Oscillatoria*, da determinare, solo in limitati momenti del ciclo annuale, qualche inconveniente negli impianti.

Nell'impianto del Bidighinzu *M. aeruginosa*, quando è presente, viene abbattuta mediamente del 90%, nonostante che in questi ultimi anni si siano sperimentati diversi assetti di processo (Fig. 1). Gli stessi livelli di abbattimento si riscontrano negli impianti dell'Agnata e del Simbirizzi (Fig. 2); evidentemente la tipologia costruttiva non permette di effettuare rimozioni medie più efficienti. Nell'impianto del Simbirizzi i dati relativi a *M. aeruginosa* sono molto limitati perché si è costretti molto spesso ad utilizzare le acque che provengono dal Lago Mulargia piuttosto che quelle dell'omonimo lago, nel quale le densità algali quasi sempre elevatissime, sono determinate da *Oscillatoria* spp., *M. aeruginosa*, *Anabaena* spp. e *Closterium aciculare* West T.

Oscillatoria spp. nell'impianto di Donori, che tratta le acque del Lago Mulargia, praticamente esente da *M. aeruginosa*, fuoriesce in quantità rilevanti quando le densità superano i 10 milioni di cellule per

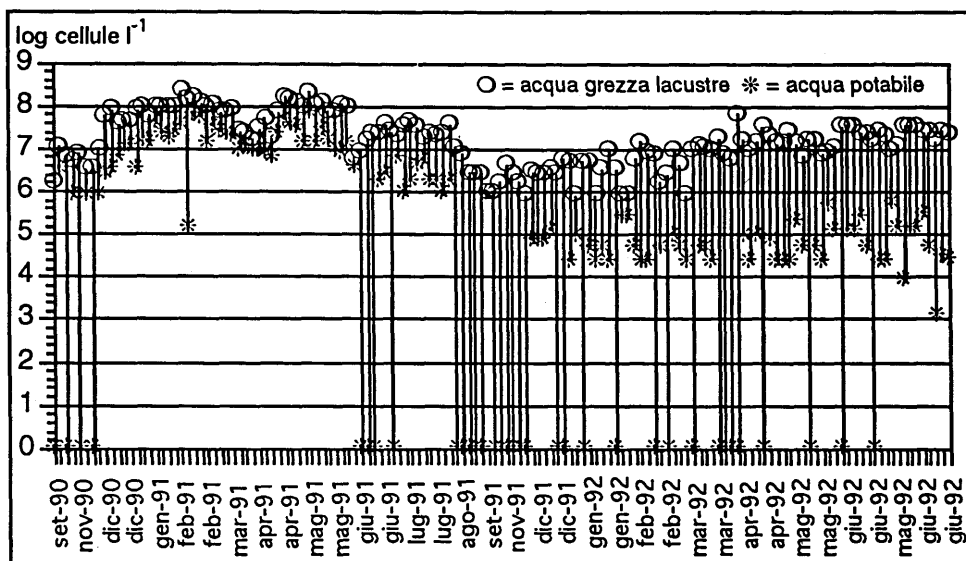


Fig. 3 - Livelli di abbattimento di *Oscillatoria* spp. nell'impianto di Donori (Lago Mulargia) sulla base di controlli settimanali effettuati dal 1990.

litro; la messa a punto di assetti migliori ha permesso comunque, nel corso del 1992, a parità di densità, di abbattere maggiori quantità cellulari e, in varie occasioni, di togliere integralmente l'alga (Fig. 3). Rimangono comunque altre specie con valori di densità significative che non consentono di erogare acque virtualmente esenti da alghe (Fig. 4).

CONCLUSIONI

Appare evidente che gli impianti di potabilizzazione che devono trattare acque eutrofiche con elevate densità algali non si comportano come dei sistemi "certi", nel senso che non trattano un prodotto sempre uguale e non possono perciò funzionare con un solo assetto definitivo. La qualità dell'acqua grezza lacustre, come tipo e densità algale, cambia sempre e gli assetti dovrebbero essere adeguati in tempo reale. Questo è comunque molto difficile perché le implicazioni biologiche, biochimiche e chimico processistiche durante la potabilizzazione di acque con alti contenuti algali sono tante, difficili e variabili; molti aspetti non possono essere affrontati perché non si conoscono a sufficienza l'ecologia, la fisiologia e la biochimica delle alghe, presupposti essenziali per prevedere i meccanismi d'interferenza nei vari stadi della potabilizzazione.

Bisogna capire ancora i modi con cui i materiali organici extracellulari algali possano interagire con i composti chimici utilizzati nel processo di potabilizzazione, quali siano le frazioni tossiche, quanti vengano rimossi, quanti passino nell'acqua potabile, quale il loro effetto e in che misura agiscano sulla popolazione. L'assenza di studi epidemiologici su questo campo è una carenza grave, soprattutto in

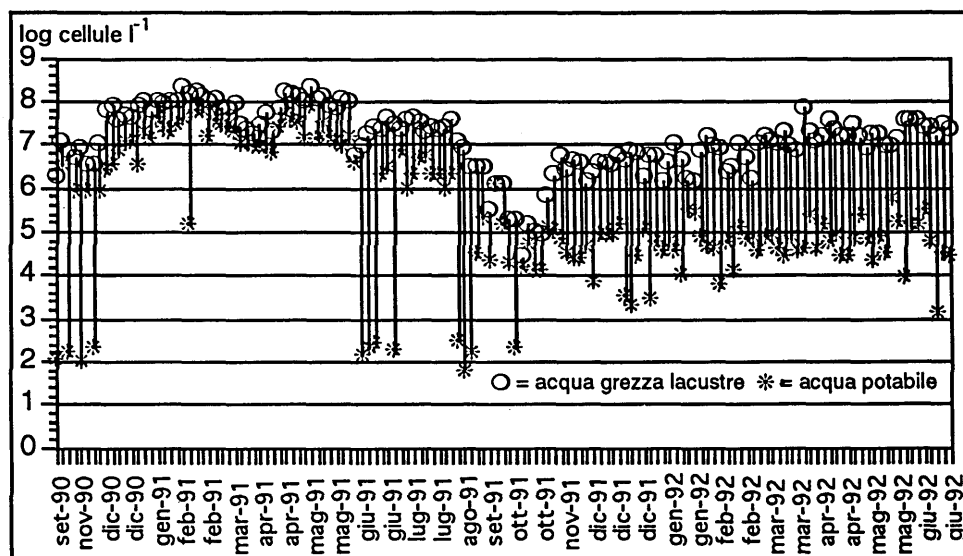


Fig. 4 - Livelli di abbattimento di tutte le alghe planctoniche nell'impianto di Donori (Lago Mulargia) sulla base di controlli settimanali effettuati dal 1990.

relazione all'impossibilità di eliminare l'utilizzazione di queste acque. Bisogna capire bene le modalità di reazione di materiali organici extracellulari con il cloro, perché di questo composto non si può fare a meno facilmente. È necessario individuare le modalità per utilizzarlo, minimizzando, o meglio abolendo gli effetti collaterali che portano, in primo luogo, alla formazione di trialometani ed altri composti altrettanto pericolosi.

RINGRAZIAMENTI

L'autore ringrazia L'Ente Autonomo del Flumendosa e L'Ente Sardo Acquedotti e Fognature che hanno permesso l'utilizzo di dati riservati ed inoltre le Dott.sse Paola Buscarinu e Tomasa Virdis che hanno effettuato i conteggi algali negli impianti di Donori e Simbirizzi.

BIBBLOGRAFIA

- AHO J. and LEHTO O., 1984 - Effect of ionic strength on elution of aquatic humus in gel filtration chromatography. Arch. Hydrobiol, 101: 21-38.
- ALLEN C.F., FRANKE H. and HIRAYAMA O., 1967 - Identification of a plastoquinone and two naphthoquinones in *Anacystis nidulans* by NMR and mass spectroscopy. Biochem. Biophys. Res. Commun., 5: 562-568.
- AZIZ K.M.S., 1977 - Diarrhea toxin obtained from a waterbloom-produced species, *Microcystis aeruginosa* Kutz. Science, 183: 1206-1207.
- BAYS L.R., 1969 - Pesticide pollution and the effects on the biota of Chew Valley Lake. Water Treat. Exam., 18: 295-326.
- BERNHARDT H. and CLASEN J., 1991 - Flocculation of micro-organisms. J. Water SRT-Aqua, 40: 76-87.
- BERNHARDT H., HOYER O. und LUSSE B., 1985a - Untersuchungen zur Beeinflussung der Flockung und Flockenabtrennung durch algenburtige organische Substanzen. Z. Wasser

- Abwasser Forsch., 18: 6-17.
- BERNHARDT H., HOYER O., SCHELL H. and LUSSE B., 1985b - *Reaction mechanisms involved in the influence of algogenic organic matter on flocculation*. Z. Wasser Abwasser Forsch., 18: 18-30.
- BILLINGS W.H., 1981 - *Water-associated human illness in northeast Pennsylvania and its suspected association with blue-green blooms*. In: CARMICHAEL W.W. (ed.): *The water environment. Algal toxins and health*: 243-256. Plenum Press. New York.
- BO G., ALAMANNI U. e MAIDA A., 1968 - *Influenza della microfiltrazione sulla potabilizzazione dell'acqua del bacino artificiale del Bidighinzu (Sassari)*. Boll. Lab. Chim. Prov., 19: 742-772.
- BRILEY K.F., WILLIAMS, R.F., LINGLEY, K. E. and SORBER, C.A., 1980 - *Trihalomethane production from algal precursors*. In: JOLLEY R., L. BRUNGS W. A. and CUMMING R. B. (eds.): *Water chlorination: environmental impact and health effects*. Vol. 3: 117.
- CARMICHAEL W.W., 1981 - *Freshwater Blue-green algae (Cyanobacteria) toxins*. In: CARMICHAEL W.W. (ed.): *The water environment. Algal toxins and health*: 1-14. Plenum Press. New York.
- CARRELL-MORRIS J. and BAUM B., 1978 - *Precursors and mechanisms of haloform formation in the chlorination of water supplies*. In: JOLLEY R. L., GORCHER H. and HEYWARD HAMILTON D. (eds.): *Water chlorination: environmental impact and health effects*. Vol. 2.
- COHEN J.M. and HANNAH S.A., 1971 - *Coagulation and flocculation*. In: FLENTJE M.E. and FAUST R.J. (eds.): *Water quality and treatment*: 66-122. McGraw-Hill. New York.
- COHEN J.M., ROURKE G.A. and WOODWARD R.I., 1957 - *Natural and synthetic polyelectrolytes as coagulants and coagulant aids*. Bulletin of the U.S. Department of Health, Education and Welfare. Robert A. Taft Sanitary Engin. Center, Cincinnati, Ohio.
- COLLINGWOOD, R.W., 1970 - *Removal of algae and animals*. In: *Water Treatment in the Seventies*. Society of Water Treatment and Examination/Water Research Association Symposium: 100-112.
- COLLINGWOOD, R.W., 1979 - *The effect of algal growth on the quality of treated water*. In: JAMES A. and EVISON L. (eds): *Biological Indicators of Water Quality*, J. Wiley, Chichester.
- DOWTY B., CARLISCE D., LASETER J.L. and STOREE J., 1975 - *Halogenated hydrocarbons in New Orleans drinking water and blood plasmas*. Science, 187: 75.
- EDZWALD J.J.K. and WINGLER B.J., 1990 - *Chemical and physical aspects of dissolved air flotation for the removal of algae*. J. Water SRT-Aqua, 39: 24-35.
- FOGG G.E., 1952 - *The production of extracellular nitrogenous substances by a blue-green alga*. Proc. Roy. Soc. B., 139: 372-397.
- FOGG G.E., 1971 - *Extracellular products of algae in freshwater*. Arch. Hydrobiol. Beih. Ergehn. Limnol., 5: 1-25.
- GREENE L.A. and HAYES C.R., 1981 - *The impact of eutrophication on water treatment and supplies in the Anglian Water Authority*. J. Inst. Water Eng. Sci., 35: 421-436.
- HARRIS R.H. and BREECHER E.M., 1974 - *Is the water safe to drink? Part I, the problem. Part II, how to make it safer. Part III, what you can do*. Consumer Rep. 39: 436, 536, 618.
- HENNIGER M.D., BHAGAVAN H.N. and CRANE F.L., 1965 - *Comparative studies on plastoquinones. 1. Evidence for three quinones in the blue-green alga Anacystis nidulans*. Arch. Biochem. Biophys., 110: 69-74.
- HOEHN R.C., BARNES D.B., THOMPSON B.C., RANDALL C.W., GIZZARD T.J. and SHAFFER P.T.B., 1980 - *Algae as sources of trihalomethane precursors*. J. Amer. Wat. Works Assoc., 72: 344-350.
- HOYER O., LUSSE B. and BERNHARDT H., 1985 - *Isolation and characterization of extracellular organic matter (EOM) from algae*. Z. Wasser Abwasser Forsch., 18: 76-90.
- HUTSON R.A., LEADBEATER B.S.C. and SEDGWICK R.W., 1985 - *Treatment difficulties associated with coagulant carryover at Whitacre water treatment works. Severn*

- Trent Water Authority, Research and Development Report. Rp. 85 071. 55 pp.
- HUTSON R.A., LEADBEATER B.S.C. and SEDGWICK R.W., 1985 - *Algal interference with water treatment processes*. Progress in Phycological Research, 5: 265-299.
- JOHNSON D., FARLEY M.R. and YOUNGMAN R.E., 1973 - *Algal removal studies on a pilot-scale water treatment plant at Loch Lcven, Kinross*. Proc. Roy. Soc. Edin. B., 74: 183-194.
- JOHNSON D., FARLEY M.R., YOUNGMAN R.E., YADAV N.P. and WEST J.T., 1977 - *Removal of algae by various unit processes*. Water Research Centre Technical Report TR45, Water Research Centre, Medmenham. Bucks, U.K.
- LESTER R.L. and CRANE F.L., 1959 - *The natural occurrence of coenzyme Q and related compounds*. J. Biol. Chem., 234: 2169-2175.
- LIPPY E.C. and ERB J., 1976 - *Gastrointestinal illness at Sewickley, Pa.* J. Am. Water Assoc., 68: 606-610.
- LOIZZO A., SECHI N., VOLTERRA L. and CONTU A., 1988 - *Some features of a bloom of Oscillatoria rubescens DC. registered in two italian reservoirs*. Water, Air and Soil Pollution, 38: 263-271.
- LUGLIÉ A. and SECHI N., 1992 - *Trophic status and phytoplankton structure of Lake Bidighinzu after sewage diversion*. Giorn. Bot. Ital. (in press).
- LUSSE B., 1988 - *Physiologisch bedingte Änderungen der Abtrennbarkeit von Algenzellen durch Flockung und Filtration*. Vom Wasser, 70: 11-20.
- LUSSE B., HOYER O. and SOEDER C.J., 1985 - *Mass cultivation of planktonic freshwater algae for the production of extracellular organic matter (EOM)*. Z. Wasser Abwasser Forsch., 18: 67-75.
- MOUCHET P., RIZET M. and ABOUZAIID H., 1984 - *Design and management of reservoirs and for water works: case studies*. Water Supply, 2: SS1-1-SS1-21.
- OECD, 1980 - *Cooperative programme for inland waters. Shallow lakes and reservoirs*. Final report. OECD. Paris.
- OECD, 1982 - *Eutrophication of waters. Monitoring Assessment and Control*. OECD. Paris.
- RUBIN A.J. and KOVAC T.W., 1974 - *Effect of aluminium (III) hydrolysis on alum coagulation*. In: RUBIN A. J. (ed.): *Chemistry of Water Supply, Treatment and Distribution*, Chapter 8. Ann Arbor Science Publishers Inc., Ann Arbor, Michigan, U.S.A.
- SCHWIMMER M. and SCHWIMMER D., 1968 - *Medical aspects of phycology*. In: JACKSON D.F. (ed.): *Algae, man and the environment*: 279-358. Syracuse Univ. Press. New York.
- SCOTT R.N., 1975 - *Studies on some Welsh reservoirs with special reference to Talybont reservoir*. In: YOUNGMAN R.E. (ed.): *Proceedings of the symposium on the effects of storage on water quality*. Water Research Centre, Medmenham, Bucks. U.K.
- SECHI N., 1983 - *Il fitoplancton e lo stato trofico di alcuni laghi artificiali della Sardegna*. In: FRACHE R. e DE STROBEL F. (eds.): *Atti 4° Congresso A.I.O.L., Chiavari, 1-3 dicembre 1980*, (24): 1-11. CDS, Genova.
- SECHI N., 1986 - *Il problema dell'eutrofizzazione dei laghi. La situazione trofica degli invasi della Sardegna*. Boll. Soc. Sarda Sci. Nat., 25: 49-62.
- SECHI N., 1989 - *L'eutrofizzazione dei laghi artificiali della Sardegna*. In: *Atti del Convegno "La qualità dell'acqua in Sardegna. Il problema dell'eutrofizzazione: cause, conseguenze, rimedi"*, Cagliari, 15-16 maggio 1986: 71-82. Provincia di Cagliari, Cagliari.
- SECHI N. e COSSU A., 1979 - *Prime valutazioni sui livelli trofici di alcuni bacini artificiali della Sardegna*. Mem. Ist. Ital. Idrobiol., 37: 259-276.
- SECHI N. e LUGLIÉ A., 1987 - *Le alghe planctoniche dell'invaso del Mulargia (Sardegna centro-meridionale) con particolare riferimento ad una fioritura prolungata di Oscillatoria rubescens DC. in rapporto alle condizioni chimiche e fisiche*. In: BREGANT D. e FONDA UMANI S. (eds.): *Atti 7° Congresso A.I.O.L. Trieste, 11-14 giugno 1986*: 435-440. Dott. A. Miarelli, Livorno.
- SECHI N. e LUGLIÉ A., 1989 - *Lo stato trofico dei Laghi Mulargia e Flumendosa*. In: *Atti del Convegno "La qualità dell'acqua in Sardegna. Il problema dell'eutrofizzazione: cause, conseguenze, rimedi"*, Cagliari, 15-16 maggio 1986: 131-145. Provincia di

- Cagliari, Cagliari.
- SPEEDY R.R., FISHER N.B. and McDONALD D.B., 1969 - *Algal removal in unit processes*. J. Am. Wat. Works Assoc., 61: 289-292.
- STEVENSON F.J., 1982 - *Humus chemistry. Genesis, composition, reactions*. John Wiley and Sons, New York.
- STUM, W. and O'MELIA, C.R., 1968 - *Stoichochemistry of coagulation*. J. Am. Wat. Works Assoc., 60: 514-539.
- TENNEY M.W.J. and STUMM W., 1965 - *Chemical flocculation of microorganisms in biological waste treatment*. Journal of the Water Pollution Control Federation, 37: 1370-1388.
- VOLTERRA L., AQUILINA G., CONTI L., CONTU A., CREBELLI G., FORTUNA S., LA TORRE F., PALAZZESI S., PALLIOLA E., SECHI N., STAMMATI A.L., ZAMPAGLIONI F. and LOIZZO A., 1986 - *A toxic bloom of Oscillatoria in Italy: uni and multidosal predictive toxicometrics using in vivo and in vitro models*. In: BUBINSKY Z. and STEINBERGER Y. (eds.): *Environmental Quality and Ecosystem Stability*, Vol. III A/B, Bar-Ilan University Press, Ramat-Gan, Israel.
- WACHTER J.K. and ANDELMAN J.B., 1984 - *Organohalide formation on chlorination of algal extracellular products*. Environ. Sci. Tech., 18: 811-817.
- WUHRMANN K. und FAZELI A., 1967 - *Grundprobleme bei der flockung von Mikroorganismen*. Veröffentlichungen der Abteilung und des Lehrstuhls für Wasserchemie der Universität Karlsruhe, 3: 278-293.
- ZABEL T.F. and HYDE R.A., 1976 - *Factors influencing dissolved air flotation as applied to water clarification*. In: *Flotation for water and waste treatment*: 180-218. Water Research Centre, Medmenham, Bucks, U.K.