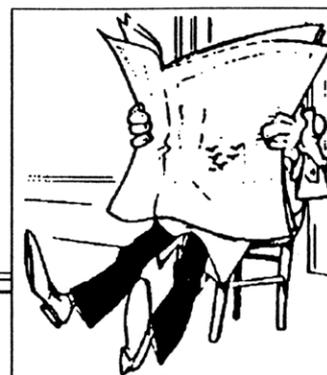

ABSTRACTS



DEPURAZIONE

- [348] 1- **Acido Peracetico-Oxymaster: disinfezione acque reflue urbane di un depuratore cittadino. Esperienze industriali all'impianto di Cesena**
- [349] 2- **Dispersione nell'ambiente di aerosols microbici generati da impianti di depurazione a fanghi attivi**
- [350] 3- **A hypothesis for the cause of low F/M filament bulking in nutrient removal activated sludge system**
- [351] 4- **Analisi di fosforo e boro in alcuni impianti di depurazione urbani. Apporto pro-capite, capacità di rimozione e concentrazione nei fanghi.**

GESTIONE AMBIENTALE

- [352] 1- **Vegetazione perifluviale: conservazione degli habitat e dei loro meccanismi genetici, l'esempio del Po in Lombardia**
- [353] 2- **Agrifug: previsione della contaminazione di acque superficiali con un modello sequenziale di fugacità**
- [354] 3- **Criteri per la classificazione delle acque superficiali ai fini della determinazione delle aree sensibili**
- [355] 4- **Diversificazione degli habitat fluviali e perifluviali**

IGIENE AMBIENTALE

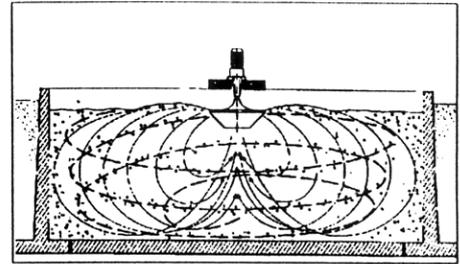
- [356] 1- **La qualità dell'acqua potabile in un periodo di emergenza idrica: valutazione dei principali inconvenienti igienici**
- [357] 2- **Impiantistica e sistemi di trattamento per la sicurezza igienica della risorsa acqua**
- [358] 3- **Limited versus unlimited membership in microbial communities: evaluation and experimental tests of same paradigms**

CAVADORE A., MASSA G., BIENTINESI P., MARTIGNONI P. - 1993

Acido Peracetico-Oxymaster: disinfezione acque reflue urbane di un depuratore cittadino. Esperienze industriali all'impianto di Cesena

Ingegn. sanitaria-ambientale, gen.-feb.: 23-27.

[348]



Nell'impianto di depurazione di Cesena (circa 10.000 m³/die) è stata sperimentata nell'estate '92 la disinfezione dell'effluente finale con una miscela stabilizzata a base di acido peracetico (principio attivo), perossido di idrogeno e ac. acetico. I vantaggi dell'ac. peracetico rispetto ai tradizionali trattamenti di clorazione sono:

- energica azione disinfettante, con ampio spettro biocida;
- prodotti di decomposizione innocui dal punto di vista ambientale;
- mancata formazione di sottoprodotti indesiderabili o tossici (clorammine, trialometani);
- assenza di fitotossicità e di ittiotossicità ai dosaggi impiegati (1-3 ppm).

Nell'arco di una settimana sono state sperimentate diverse concentrazioni di ac. peracetico (1,3-2,7 ppm) e diversi tempi di contatto (25-70 minuti). L'installazione del sistema di dosaggio dell'ac. peracetico non

ha comportato sostanziali modifiche al disegno dell'impianto: è stato sufficiente collegare due pompe dosatrici regolate manualmente.

Sono stati determinati coliformi totali e fecali e streptococchi fecali prima e dopo la disinfezione, l'ac. peracetico residuo, il pH e il potenziale redox.

I risultati mostrano elevati abbattimenti dei parametri batteriologici che rientrano sempre entro i limiti della tab. A della L. 319/76, anche a bassi dosaggi; l'efficacia del trattamento è ulteriormente esaltata anche solo con modesti incrementi del dosaggio.

Gli Autori, rilevate le eccellenti prestazioni della disinfezione, concludono evidenziando come la tecnica Oxymaster, per la fitocompatibilità del prodotto, sia particolarmente indicata per il reimpiego dei reflui nella fertirrigazione impiegando opportuni dosaggi e adeguate soluzioni tecniche integrative (vasche di contatto, bacini di lagunaggio, ecc.).

P. R.

BRANDI G., SELVAGGI L., SISTI M., SCHIAVANO G.F., BAFFONE W., ALBANO A. - 1993

Dispersione nell'ambiente di aerosols microbici generati da impianti di depurazione a fanghi attivi

Ingegneria Ambientale, XXII (11/12)

[349]

La notevole diffusione, negli ultimi anni, degli impianti a fanghi attivi per la depurazione dei liquami urbani ha fatto emergere il problema del potenziale rischio per la salute dell'uomo legato alla dispersione nell'ambiente di aerosols che possono veicolare microrganismi e/o loro prodotti.

Lo scopo degli autori del presente lavoro è stato quello di studiare il grado di contaminazione microbi-

ca dell'aria circostante tre depuratori a fanghi attivi della costa marchigiana e romagnola (due dei quali lavorano a pieno regime solo nel periodo estivo), valutando l'influenza delle condizioni atmosferiche e del regime di attività dell'impianto.

I risultati ottenuti da questa indagine hanno evidenziato che la contaminazione dell'aria è strettamente associata al regime di attività dell'impianto; infatti le

cariche batteriche più elevate corrispondono ai periodi di massima attività dei depuratori.

La diffusione degli aerosol è influenzata dalla velocità e direzione del vento, mentre la dispersione e sopravvivenza dei microrganismi aerosolizzati sembrano essere favorite da umidità elevate.

Negli aerosol è stata costantemente evidenziata la presenza di batteri di origine fecale; i miceti sono stati riscontrati con cariche molto elevate durante la stagione estiva anche nei punti di prelievo più lontani (30 m), mentre gli stafilococchi coagulasi positivi sono stati

rilevati specialmente nel periodo primaverile. Non sono mai state riscontrate *Salmonelle* o *Shigelle* negli aerosol dei tre depuratori sotto indagine.

In conclusione, anche se risulta difficile stabilire il rischio reale di tipo sanitario per gli individui sottoposti ad aerosol, gli autori suggeriscono, come misura preventiva, di promuovere l'impiego di aeratori sommersi in sostituzione delle turbine, di realizzare barriere arboree attorno agli impianti e di tenere presente la realtà locale del vento nella costruzione di nuovi depuratori.

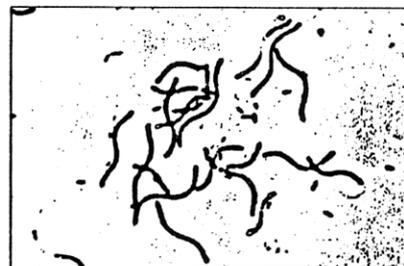
D. D.

CASEY T.G., WENTZEL M.C., LOEWENTHAL R.E., EKAMA G.A., MARAIS G.V.R. - 1992

A hypothesis for the cause of low F/M filament bulking in nutrient removal activated sludge system

Wat. Res., 26 (6): 867-869.

[350]



Esperimenti condotti da alcuni Autori hanno messo in evidenza che il fattore che influenza maggiormente la proliferazione dei batteri da basso F/M (basso rapporto cibo-microrganismi), è la condizione di aerazione intermittente. Questi organismi, come il tipo 0092, il tipo 0041, il tipo 1851, *M. parvicella* e il tipo 0675, infatti, non proliferano in condizioni completamente aerobiche o completamente anossiche.

In condizioni di aerazione intermittente gli organismi sono esposti alternativamente a condizioni aerobiche, dove l'ossigeno funge da accettore terminale di elettroni, e a condizioni anossiche, dove sono i nitrati e i nitriti gli accettori finali degli elettroni; il passaggio tra vie metaboliche aerobiche e vie metaboliche anossiche potrebbe, perciò, essere la causa della proliferazione dei filamentosi da basso F/M.

In ambiente anossico avviene il processo di denitrificazione che, partendo da NO_3^- , porta alla formazione di azoto gassoso attraverso alcune tappe:



Alcuni anni fa si pensava che la denitrificazione fosse un processo strettamente anossico, che avveniva cioè in totale assenza di ossigeno; è stato dimostrato, invece, che la denitrificazione può continuare in condizioni aerobiche sebbene con una velocità inferiore. È

stato anche accertato che alcuni intermedi della denitrificazione, in particolare l'NO, hanno un effetto inibitorio sull'utilizzazione di substrato in condizioni aerobiche.

Gli autori attraverso tests di laboratorio hanno messo in evidenza che i batteri filamentosi sono in grado di effettuare solo la prima tappa della denitrificazione, da NO_3^- a NO_2^- ; gli organismi fiocco-formatori, invece, denitrificano completamente fino ad azoto gassoso, e in questo processo accumulano NO. L'NO eserciterebbe un effetto inibitorio sull'utilizzazione dell'ossigeno misurabile come diminuzione di OUR.

Questi risultati spiegherebbero la proliferazione di batteri filamentosi da basso F/M in impianti che operano rimozione biologica dei nutrienti, dotati quindi di comparti anossici per la rimozione dell'azoto o anossici ed anaerobici per la rimozione combinata di azoto e fosforo. I fiocco formatori in condizioni anossiche accumulano NO che esercita un effetto inibitorio sull'utilizzazione dell'ossigeno nella successiva fase aerobica; questa inibizione dei fiocco-formatori si traduce di fatto in un vantaggio dei batteri filamentosi che riescono, durante la fase aerobica, ad accrescersi più velocemente.

D. D.

MEZZANOTTE V., ARCADIPANE M., FANIUOLO L., SIVIERO R. - 1995

Analisi di fosforo e boro in alcuni impianti di depurazione urbani. Apporto pro-capite, capacità di rimozione e concentrazione nei fanghi.

Inquinamento, 7: 40-45

[351]



Dall'84 ad oggi, parallelamente alla riduzione dell'uso di fosforo, si è assistito ad una nuova diffusione di prodotti a base di perborati ed il boro presente negli effluenti può avere effetti tossici sulle colture agrarie nel caso in cui il liquame venga utilizzato per l'irrigazione. Gli Autori si propongono, pertanto, di verificare il contributo pro-capite attuale di fosforo e di boro e di fornire indicazioni sulla rimozione di questi elementi con trattamenti convenzionali.

Studiando sette impianti del milanese, gli Autori hanno stimato che l'apporto medio pro-capite giornaliero di fosforo totale varia -su scala annua- da un minimo di 0,5 g/ab ad un massimo di 2,8 g/ab presentandosi con maggior frequenza nell'intervallo 0,9-1,3

g/ab; l'apporto pro-capite di boro si mantiene in ambienti più ristretti con valori mediamente compresi fra 0,2 e 0,3 g/ab-giorno. Hanno verificato che l'abbattimento del fosforo segue un andamento piuttosto regolare all'interno di ogni singolo depuratore, mentre tra i diversi impianti vi sono differenze anche sostanziali; hanno osservato che l'abbattimento del boro segue un andamento del tutto irregolare sia tra i diversi impianti, sia all'interno di ogni singolo impianto. Infine hanno evidenziato che la concentrazione del boro nei fanghi è piuttosto bassa e molto incostante, comunque tale da non pregiudicare l'utilizzo agricolo dei fanghi medesimi.

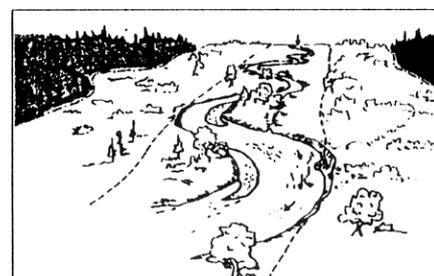
M. G.

BRACCO F., SARTORI F. - 1993

Vegetazione perifluviale: conservazione degli habitat e dei loro meccanismi genetici, l'esempio del Po in Lombardia

Acqua-Aria, (7): 761-765.

[352]



Il confronto tra due carte fisionomico-strutturali della vegetazione golenale del Po in provincia di Pavia, relative all'anno 1980 e 1990, ha permesso di stendere una terza carta in cui ogni area risulta identificata in base al tipo di vegetazione esistente in entrambi gli anni, così da rappresentare separatamente aree soggette ad andamenti dinamici differenti. Sono stati cartografati i seguenti tipi di vegetazione:

- saliceti arborei a *Salix alba*;
- ontaneti arborei ad *Alnus glutinosa*;
- robinieti arborei a *Robinia pseudoacacia*;
- boscaglie di *Populus canadensis*;
- saliceti arbustivi a *Salix alba*, *S. eleagnos*;
- arbusteti ad *Alnus glutinosa*, *Salix cinerea*;

- arbusteti ad *Amorpha fruticosa*;
- arbusteti termofili del mantello (*Prunetalia spinosae*);
- vegetazione erbacea perenne dei greti stabilizzati (*Artemisietea vulgaris*);
- vegetazione erbacea annuale dei greti (*Bidentetea*);
- vegetazione erbacea dei gerbidi (*Festuco-Brometea*);
- vegetazione erbacea annuale a *Sicyos angulatus*.

La misura mediante planimetro di tutte la campiture ha consentito la creazione della base dati per la successiva elaborazione. Questa è stata effettuata separatamente per le aree che nel 1990 risultavano

definitivamente sottratte all'azione del fiume e per quelle a diretto contatto con la corrente, esposte quindi agli eventi morfogenetici fluviali.

Vengono riportati i risultati di dettaglio dello studio. In sintesi, in 10 anni si è avuto un saldo negativo di 200 ha delle superfici occupate da vegetazione naturale, risultante dalla scomparsa di 400 ha nella golena oggi sottratta all'attività morfologica fluviale a seguito della costruzione di difese spondali e dalla comparsa di 200 ha di vegetazione nell'alveo attuale.

I dati evidenziano quindi due tendenze ben differenziate. Nell'ambito dell'alveo attuale è aumentata la superficie occupata dalla vegetazione a scapito del corso del fiume e a vantaggio di saliceti, boscaglie di pioppo ibrido, arbusteti a salici, vegetazione erbacea perenne e vegetazione erbacea dei gerbidi. Questi incrementi, in quanto soggetti alla dinamica naturale dei processi morfogenetici fluviali, sono potenzialmente reversibili.

Fuori dell'alveo attuale, invece, si è registrata una sottrazione progressiva di superficie a tutte le formazioni vegetali spontanee, a vantaggio dell'espansione delle colture (in primo luogo pioppicoltura). Questa perdita, non compensata attualmente da alcun meccanismo, è da considerarsi non ripianabile. Le cause vengono individuate in più processi concorrenti. La costruzione di difese spondali ha permesso la messa a coltura di nuovi terreni ed ha favorito la "razionalizzazione" della superficie agraria, il che ha comportato

la scomparsa di gran parte dei frammenti di vegetazione spontanea già presenti tra le colture; va notato che l'espansione della superficie coltivata pare innescata più dall'esecuzione dei lavori di regimazione che da motivazioni economiche in quanto concomitante con un decennio caratterizzato da produzioni eccedenti e con andamento sfavorevole dei prezzi agricoli.

La tendenza fortemente espansiva della vegetazione spontanea nell'alveo attuale viene spiegata con la fertilizzazione marcata dei terreni bagnati dal Po (che avvantaggia i consorzi vegetali di greto, in gran parte composti da specie nitrofile) e con la diminuzione della superficie bagnata, dovuta all'abbassamento dei fondali e/o ad un decremento delle portate che ha favorito la colonizzazione dei greti sollevati.

Gli Autori concludono osservando che la stabilità del paesaggio vegetale naturale è legato alla instabilità e al continuo rinnovo dei biotopi operato dal fiume, attivo agente geomorfologico e distruttore/creatore di habitat. L'interruzione di questi processi, sottraendo terreni all'azione morfologica fluviale, porta alla canalizzazione del fiume, alla semplificazione degli habitat e alla sparizione dei biotopi naturali relitti. La perdita degli ultimi serbatoi di specie naturali (stagni, lanche, zone umide in genere, cenosi arbustive, piccole formazioni forestali, pratelli aridi, ecc.) comporterebbe la scomparsa di gran parte del materiale biologico sul quale fare affidamento in caso di azioni di riqualificazione ambientale.

P. R.

DI GUARDO A., CALAMARI D., ZANIN G., CEREJEIRA M.J., CONSALTER A. - 1993

Agrifug: previsione della contaminazione di acque superficiali con un modello sequenziale di fugacità

Ingegneria Ambientale, 7/8

[353]



L'uso di antiparassitari in agricoltura può provocare la contaminazione delle acque superficiali e di falda a causa della migrazione di tali molecole in comparti ambientali differenti rispetto a quelli ove sono state applicate.

La necessità di prevedere il comportamento ambientale di queste molecole organiche ha portato allo

sviluppo di vari modelli previsionali.

Nel presente lavoro gli Autori propongono un modello di previsione della contaminazione di acque superficiali basato sul calcolo della ripartizione ambientale di antiparassitari applicati in bacini agricoli.

Questo modello, chiamato Agrifug, è stato testato e validato attraverso uno studio effettuato sul bacino

Fossà nei pressi di San Donà di Piave (Ve) utilizzando due diversi erbicidi: il linuron e il metolacloro.

Si tratta di un modello sequenziale o più precisamente un modello *unsteady-state* (stato non stazionario), che permette di calcolare la ripartizione di un antiparassitario o altra molecola organica nei sei comparti ambientali aria, acqua, suolo, radici, fusti e foglie. Calcola anche la quantità di antiparassitario persa per degradazione, scorrimento e volatilizzazione; dalle quantità perse per scorrimento si può risalire alla concentrazione dell'antiparassitario nell'acqua all'uscita dal bacino.

Per applicare il modello è necessario conoscere:

- le caratteristiche chimico-fisiche di base della molecola (peso molecolare, solubilità in acqua, tensio-

ne di vapore, coefficiente di ripartizione n-ottano-
lo/acqua, emivita nel suolo)

- le caratteristiche del bacino (area del bacino, carbonio organico nel suolo, volumi dei differenti comparti ambientali)
- le condizioni climatiche (temperatura, n° degli eventi piovosi)
- il numero di moli di antiparassitario immesse nel bacino.

I risultati ottenuti con questa sperimentazione hanno confermato che si tratta di un modello che unisce semplicità e realismo ambientale riuscendo a prevedere concentrazioni raggiungibili nelle acque superficiali con una accuratezza entro l'ordine di grandezza.

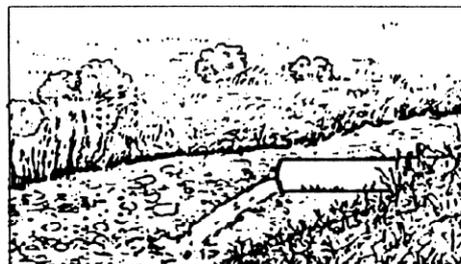
D. D.

PAGNOTTA R. - 1993

Criteri per la classificazione delle acque superficiali ai fini della determinazione delle aree sensibili

Ing. Sanit.-Amb., (mag.-giu.): 11-17.

[354]



Le classificazioni delle acque per i vari usi si basano su valori limite diversi per ciascun uso, fissati da precise normative o, in mancanza di queste (es. uso agricolo, uso zootecnico), ricavati dagli orientamenti scientifici più accreditati. Il lavoro riporta in specifiche tabelle i limiti di qualità raccomandati per le acque superficiali da classificare ad uso potabile (DPR 515/82), per la vita acquatica (DL 130/92), per l'uso agricolo, industriale e ricreativo ed estetico.

Nell'ambito di un progetto per la definizione di un sistema informativo per la gestione della qualità delle acque fluviali italiane è stato proposto un tentativo di accorpare i diversi criteri relativi a ciascun utilizzo in un unico criterio, ottenuto gerarchizzando i valori limite richiesti per i singoli usi. Viene presentata la tabella con i valori limite di tale proposta, che individua sei classi di qualità decrescenti, ciascuna con i rispettivi usi che è in grado di soddisfare.

Una classificazione corretta ed univoca delle acque superficiali riveste carattere di urgenza anche alla luce

della Direttiva CEE 271/91 che stabilisce diversi tipi di trattamento delle acque reflue urbane in base alla sensibilità delle aree nelle quali vengono recapitate. L'applicazione di tale direttiva richiede quindi la fissazione di criteri di classificazione delle acque superficiali ai fini della determinazione delle aree sensibili.

Le attuali normative italiane stabiliscono criteri di controllo disomogenei e mirati ad usi particolari (es. acque destinate a molluschicoltura, balneazione, ecc.); mancano criteri di sensibilità applicabili alle acque fluviali e a quelle costiere. Viene presentata una proposta di classificazione del livello trofico che stabilisce limiti diversi per le acque costiere, per quelle lacustri e per quelle fluviali.

Viene infine posta con forza l'esigenza di una riorganizzazione organica delle procedure di rilevamento delle caratteristiche di qualità dei corpi idrici che consenta di poter disporre del quadro conoscitivo ambientale al fine di individuare le priorità di intervento e valutarne l'efficacia.

P. P.

VITALI R. - 1993

Diversificazione degli habitat fluviali e perfluviali

Acqua-Aria (7): 731-733.

[355]

Il livello di funzionalità degli ecosistemi fluviali non dipende solo dalla qualità dell'acqua, ma anche dalla disponibilità in alveo di un corredo di microhabitat acquatici diversificato e dalla naturalità della fascia perfluviale, con particolare riguardo alla sua componente vegetazionale. Da qui il convincimento di molti ricercatori che la diversificazione degli habitat nei sistemi fluviali sia uno degli obiettivi più importanti per ottimizzare la compatibilità dello sfruttamento delle risorse idriche con le esigenze di tutela delle comunità acquatiche.

In questo quadro l'Autore propone una serie di interventi sugli habitat fluviali e perfluviali che dovrebbe divenire parte integrante di un piano di gestione del bacino del Po:

- la rivegetazione delle sponde con specie autoctone per ricreare gli ecosistemi-filtro (che proteggono la qualità delle acque dalla torbidità e dal dilavamento di nutrienti dai terreni agricoli) e gli habitat-rifugio necessari alla fauna acquatica e perfluviale; contributi tecnici per questa azione possono venire dall'ingegneria naturalistica;
- la rivegetazione delle aree spondali sommerse sostituendo le opere in pietra o cemento -ove non strettamente necessarie- con idrofite che costituiscono gli habitat indispensabili per la riproduzione e l'accrescimento di gran parte della fauna acquatica;
- l'allontanamento delle colture dalle fasce periarginali, eventualmente risarcendo gli agricoltori del mancato reddito;
- il recupero dei fontanili e la loro protezione dall'inquinamento e da altri disturbi antropici;
- il recupero e/o la protezione di ambienti peculiari, quali ghiaietti, sabbioni, "riffles", "pools", zone a flusso laminare, ecc., con funzioni ecologiche specifiche per la fauna acquatica o legata al fiume;
- una rigorosa disciplina delle attività estrattive in alveo;
- il controllo dei deflussi minimi vitali lungo le intere aste fluviali;
- la realizzazione di passaggi per pesci sulle briglie e sugli sbarramenti in alveo.

P. R.

CONTU A., SUCCU G., DEPLANO L., SARRITZU L., SCHINTU M. - 1993

La qualità dell'acqua potabile in un periodo di emergenza idrica: valutazione dei principali inconvenienti igienici

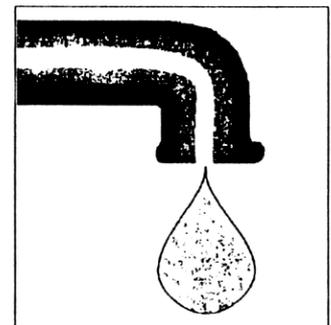
L'Igiene Moderna, 99: 694-705.

[356]

Negli anni recenti la Sardegna è stata colpita da lunghi periodi di siccità che ne hanno modificato la situazione idrogeologica. Se si osserva l'andamento della portata del fiume Tirso (il principale della Sardegna) nel lungo periodo 1922-91 si vede che le magre più accentuate si sono verificate nell'ultimo decennio, con punte alla fine degli anni '80. L'emergenza idrica

ha indotto ad utilizzare fonti alternative.

Vengono riportati i dati di un'indagine condotta a Cagliari nel 1990. La città viene rifornita da laghi-serbatoi (Mulargia e Simbrizzi) ubicati lontano da centri abitati e da industrie, ma ove si verificano frequenti fioriture algali che ne alterano le caratteristiche organolettiche.



Ad un campione di popolazione (1159 famiglie degli allievi delle scuole medie inferiori della città) è stato distribuito un questionario con domande riguardanti le alterazioni nella qualità dell'acqua distribuita dall'acquedotto, l'uso che ne viene fatto, l'uso di acque alternative, l'eventuale presenza di serbatoi installati privatamente nelle abitazioni, il materiale col quale sono costruiti e la periodicità della loro sanificazione.

I risultati mostrano che solo il 13,4% delle famiglie utilizza l'acqua di rete come bevanda mentre il restante 86,6% la sostituisce con altre acque, sia sorgive (17,9%) che "minerali" acquistate (82,1%). L'86,4% delle famiglie utilizza l'acqua di rete per cucinare, il 97,7% per le pulizie domestiche, il 92,8% per l'igiene personale ed il 7,1% per l'auto.

Il 60,1% delle famiglie rileva nelle acque di rete odore di cloro, il 13,8% altri odori sgradevoli e il 22,2% sapore di terriccio (attribuibili presumibilmente a sostanze di origine algale); il 23% non rileva alcun

odore.

La torbidità viene segnalata dal 37,8% delle famiglie, una colorazione dal 20,4% ed un sapore metallico dal 15,3%; queste anomalie sono presumibilmente attribuibili alla corrosione delle tubazioni e ai depositi nei serbatoi.

È stata rilevata inoltre nelle acque di rete la presenza di alghe (provenienti dai laghi eutrofici). La discontinuità dell'erogazione idropotabile, dovuta alla siccità, ha indotto molte famiglie (55,9%) ad installare serbatoi di accumulo, il 30,1% dei quali in eternit; il 50,4% dei serbatoi viene sanificato ogni 6 mesi e il 20,3% saltuariamente; solo lo 0,2% non viene mai sanificato.

Gli Autori concludono osservando che il questionario si è rivelato un eccellente metodo di valutazione della qualità dell'acqua potabile, complementare ai metodi tradizionali di controllo: le acque erogate sono risultate sgradevoli all'utenza e la situazione rilevata comporta rischi per la salute umana.

P. P.

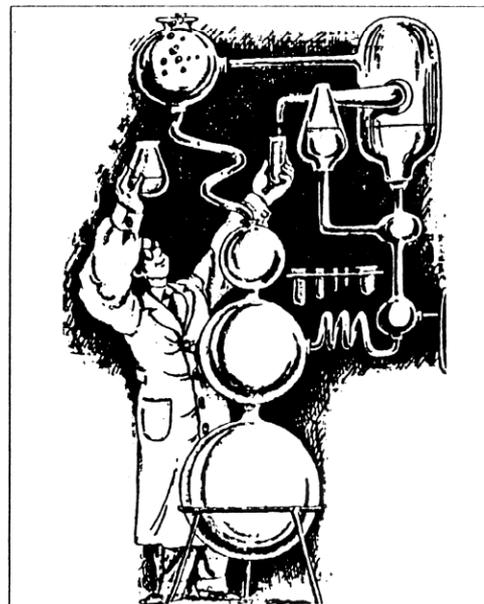
NAVAZIO G., ALBERTIN P., RAGAZZO P., BABATO F. - 1993

Impiantistica e sistemi di trattamento per la sicurezza igienica della risorsa acqua

IA - *Ingegn. Amb.*, XXII (6): 320-326.

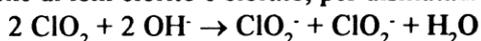
[357]

L'ipoclorito usato come disinfettante-ossidante nella potabilizzazione di acque superficiali contaminate da microinquinanti reagisce con il substrato organico dando luogo ad un centinaio di composti organoalogenati (COA), numerosi dei quali sono potenziali cancerogeni ed altri potenti mutageni. Per tale motivo, nella predisinfezione, il trattamento con Cl_2 o con HClO è stato sostituito con ossidanti alternativi (biossido di cloro od ozono). Tuttavia questi ultimi, oltre a produrre composti secondari indesiderabili, non sono in grado, al contrario del cloro, di abbattere l'ammoniaca. Di conseguenza, il trattamento potabilizzante si differenzia a seconda che l'acqua sia contaminata o meno da ammoniaca.

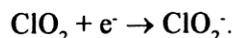


Per acque non contaminate da ammoniaca si utilizza il biossido di cloro a concentrazioni di 0,1-0,5 mg/L. Energico ossidante, esso elimina numerose sostanze che alterano i caratteri organolettici dell'acqua (aldeidi, fenoli, clorofenoli, ferro, manganese, solfuri,

tioderivati, ecc.). Il principale inconveniente è la formazione di ioni clorito e clorato, per dismutazione:



o per ossidoriduzione:



Il 50% del biossido di cloro aggiunto si trasforma in clorito, il 30% in cloruro e il 20% in clorato. Oltre agli ioni clorito e clorato, ritenuti, a concentrazioni elevate, potenzialmente pericolosi per la salute, possono formarsi altri composti indesiderabili: benzochinone (dai fenoli) e COA dagli acidi umici (anziché trialometani prodotti con ipoclorito). I possibili effetti ematologici di questi composti e dello stesso biossido di cloro suggeriscono l'opportunità di contenerne al minimo le concentrazioni.

A tale scopo viene proposto il seguente trattamento: predisinfezione con biossido di cloro in quantità controllata (conc. residua 0,2-0,4 mg/L) per contenere la formazione di composti indesiderati; chiariflocculazione, filtrazione su sabbia silicea e affinazione su carboni attivi granulari (GAC) per 18-20' allo scopo di eliminare il 50% di tali composti e lo ione clorito (ridotto a cloruro nei GAC); disinfezione finale -con cloro, ipoclorito o biossido- dell'acqua ormai privata dei substrati organici.

Per le acque contaminate da ammoniaca possono essere usate varie tecniche (ossidazione biologica, scambio ionico su zeoliti, lagunaggio). Largamente usato è oggi il suo abbattimento mediante clorazione al break-point (B.P.) a valle della chiarificazione, cioè dopo aver notevolmente ridotto il contenuto di precursori aloformici.

Questo trattamento richiede energici dosaggi di ipoclorito, per ossidare completamente l'ammoniaca nel breve tempo (5-7') in cui l'acqua transita dalla sezione di decantazione a quella di filtrazione. Gli alti dosaggi di HClO₂ comportano però la formazione di ioni clorato (lenta a temperatura ambiente, ma accelerata dalla luce solare) e -nel caso di acque con elevate concentrazioni di precursori aloformici- una notevole quantità di trialometani (THM) e di altri COA per reazione dell'ipoclorito residuo con le sostanze organiche accumulate nei filtri a sabbia. Mentre i COA altobollenti vengono ben adsorbiti nel successivo passaggio sui GAC, quelli bassobollenti (i THM) "perforano" in pochi giorni o settimane lo strato di GAC e

possono superare in uscita il valore limite di 30 mg/L.

Per ridurre tali inconvenienti vengono suggeriti i seguenti accorgimenti: migliorare al massimo l'efficienza dei chiarificatori in modo da minimizzare la fuoriuscita di fiocchi di idrossido di alluminio (sulla cui superficie viene adsorbito il substrato organico); controllare molto frequentemente i filtri a sabbia per evitare un eccessivo accumulo di materiale organico; non appena la concentrazione di ammoniaca è scesa sotto il valore desiderato (solitamente 0,2 mg/L) e prima che l'acqua raggiunga i filtri, operare un rapido abbattimento del cloro residuo mediante perossido di idrogeno o GAC o con un riducente (tiosolfato e/o solfito). Considerato che il riducente deve essere in eccesso, è preferibile ricorrere al perossido di idrogeno, per l'innocuità dei suoi sottoprodotti (H₂O e O₂).

La combinazione di clorazione controllata seguita da dechlorazione controllata consente di ridurre di oltre il 40% la formazione di THM. La dechlorazione con perossido di idrogeno consente una minore formazione di COA, ma richiede una gestione in continuo (automatizzata) dei parametri cinetici delle principali reazioni del processo. La dechlorazione con GAC (disposti sui filtri a sabbia) è più semplice, ma meno sicura perché può condurre a notevoli concentrazioni di COA.

Sulla base della sperimentazione di laboratorio effettuata, su impianto pilota e impianto reale, gli Autori propongono il seguente schema di trattamento: clorazione oltre il B.P. all'uscita dei decantatori; prima dechlorazione con H₂O₂, poco oltre lo stechiometrico, prima dei filtri; seconda dechlorazione con uno strato di 20-30 cm di GAC, disposto sui filtri a sabbia. Con tale accorgimento sia il cloro che l'H₂O₂ residui vengono pressoché completamente eliminati sui GAC, la formazione di COA nel letto filtrante è minima e l'ammoniaca viene abbattuta per circa il 60-70%.

Anche il trattamento di dechlorazione richiede grandi attenzioni per evitare inconvenienti dovuti a dosaggi eccessivi o insufficienti, troppo anticipati o posticipati, miscelazione inadeguata (consigliati sistemi turbo eiettori), tempi di contatto insufficienti. I trattamenti vanno quindi attentamente studiati in relazione alle caratteristiche dell'impianto e progettati per essere possibilmente automatizzati e regolati da un sistema esperto.

P. P.

McCORMICK P.V. & CAIRNS J. IR. - 1991

Limited versus unlimited membership in microbial communities: evaluation and experimental tests of same paradigms

Hydrobiologia, 218: 77-91

[358]



Da lungo tempo gli ecologi discutono sulle forze strutturanti le comunità naturali. Il dibattito può essere riassunto nella domanda: le comunità naturali sono aperte a tutte le specie disponibili per la colonizzazione (modelli di associazioni illimitate) o solo alla frazione di esse capace di coesistenza (modelli di associazioni limitate)?

Le ricerche sull'ecologia delle comunità microbiche continuano a riferirsi a vecchi paradigmi, mai seriamente verificati. Ad esempio partendo dalla considerazione che molti protisti –per la loro elevata velocità di dispersione– sono cosmopoliti, si dà per scontato che queste specie siano disponibili per la maggior parte degli habitat, senza verificare il peso dei processi di trasporto di specie sull'organizzazione delle comunità.

Analogamente, il riscontro delle stesse specie in habitat molto dissimili ha condotto a considerare le condizioni abiotiche come fattori di scarsa importanza nella organizzazione delle comunità. Se l'importanza della dispersione e dei fattori abiotici viene messa in discussione, restano i soli modelli basati sulle interazioni biotiche come agenti strutturanti delle comunità.

Gli Autori discutono i dati disponibili a favore o contro i singoli assunti teorici e –limitatamente alle comunità di protisti acquatici bentonici– propongono disegni sperimentali per la loro verifica.

1° assunto: le specie microscopiche hanno velocità di dispersione talmente elevate che i processi di trasporto esterni non influenzano la struttura delle singole comunità.

Molte specie –grazie a stadi di quiescenza e/o alla capacità di aderire a micrositii esterni o interni di mammiferi o uccelli che le trasportano da un ambiente all'altro– hanno effettivamente una distribuzione cosmopolita; ne è un implicito riconoscimento l'uso delle stesse chiavi di determinazione morfologiche da parte di ricercatori di diversi continenti.

Tuttavia la cosmopoliticità della distribuzione non convalida automaticamente l'ipotesi che le velocità di

dispersione locali non limitino la disponibilità di specie per le singole comunità acquatiche. A causa dei processi di speciazione e di estinzione cui va incontro una popolazione isolata, infatti, il suo mantenimento in un dato ambiente richiede velocità di dispersione locali piuttosto elevate. Il fatto che ecosistemi acquatici di recente formazione (circa un mese) raggiungano un numero di specie che è circa la metà di quelle capaci di coesistere in questi habitat indica che probabilmente molte specie non sono prontamente disponibili per la colonizzazione di molti habitat. L'osservazione che le comunità di protisti di piccoli stagni artificiali dopo 4 anni comprendono solo una frazione delle specie presenti nei –pur vicini– stagni naturali indica che molte specie richiedono tempi di colonizzazione molto più lunghi e depone per l'importanza dei processi di trasporto come fattori limitanti.

2° assunto: poiché molti protisti tollerano ampie variazioni ambientali, le loro comunità sono relativamente insensibili alle condizioni ambientali.

In effetti molti studi hanno riscontrato scarse relazioni tra cambiamenti in specie della comunità e cambiamenti dei parametri chimici e fisici; anche stagni adiacenti con differenze radicali di pH e durezza mostrano comunità di protisti simili.

Tuttavia va detto che i parametri ambientali vengono determinati di norma su volumi di acqua molto grandi (es. 50-100 mL), non rappresentativi pertanto delle reali condizioni alla superficie del substrato. Inoltre le tecniche statistiche per la ricerca di correlazioni sono di norma basate sull'assunto di relazioni lineari e possono pertanto fallire nell'individuare relazioni non lineari e complesse tra gli organismi e il loro ambiente. Un approccio rigoroso per verificare tali relazioni può essere rappresentato da esperimenti di manipolazione di specifici fattori ambientali.

3° assunto: le comunità microbiche non sono semplici collezioni di specie regolate da fattori autoecologici, ma hanno una struttura controllata da forze biotiche endogene.

I cambiamenti temporali della composizione in specie, in effetti, avvengono con modesti cambiamenti della ricchezza in specie; vari studi in laboratorio su "comunità" microbiche mostrano inoltre molti tipi di interazioni tra specie: inibizione intraspecifica, predazione, competizione, risposte allelopatiche e allelocatalitiche a secrezioni extracellulari, ecc. Tuttavia i risultati degli studi di laboratorio sono difficilmente estrapolabili agli ecosistemi naturali in quanto, ad es., solitamente eliminano le variazioni ambientali e sono basati su associazioni artificiali di specie (quelle più facilmente coltivabili) anziché su associazioni coevolte. I futuri esperimenti dovranno dunque incorporare condizioni ambientali molto più realistiche.

Per saggiare la validità di tali assunti, gli Autori propongono una serie di specifici disegni sperimentali controllati in mesocosmi (posti in pieno campo per incorporare la variabilità delle condizioni ambientali); l'aggiunta di schiume poliuretaniche consente, invece, di standardizzare il substrato di crescita delle comunità di protisti.

1. *Verifica dell'importanza relativa dei processi di dispersione*

Per la verifica viene proposta l'aggiunta a mesocosmi identici di piccole aliquote di nuove specie (effettuata a più riprese e con diversa frequenza). Se i processi di trasporto governano la struttura della comunità, questa deve riflettere le aggiunte effettuate; deviazioni da questo modello indicano l'esistenza di limitazioni da parte di fattori biotici o abiotici.

Aggiunte ripetute possono mostrare se, raggiunta una certa ricchezza in specie, la comunità diviene "satura" (quindi non recettiva all'introduzione di nuove specie) indicando il punto in cui diviene importante la limitazione da interazioni biotiche.

Il confronto tra mesocosmi inoculati una sola volta e quelli inoculati ripetutamente può consentire di verificare, per ciascuna specie, la velocità minima di trasporto necessaria per il mantenimento di una popolazione vitale. L'aggiunta di un inoculo a mesocosmi con comunità immature o mature può saggiare l'eventuale resistenza opposta da queste ultime alla colonizzazione di nuove specie.

2. *Verifica dell'importanza delle condizioni abiotiche*

L'insensibilità della struttura della comunità alle condizioni abiotiche può essere saggiata confrontando

la composizione in specie di comunità sviluppatesi in mesocosmi diversi (ad es. con acqua standardizzata, diversa per la concentrazione di un solo elemento) inoculati con le stesse specie. Un approccio complementare è riempire i mesocosmi con acqua (sterilizzata per filtrazione) prelevata da ecosistemi naturali diversi, ad es. per il grado di trofia: l'importanza delle condizioni abiotiche è dimostrata dall'eventuale sviluppo di una comunità simile a quella del corrispondente ecosistema naturale; lo sviluppo di comunità indipendenti dal tipo di acqua utilizzata depone, invece, per la dominanza di altri fattori (es. processi di trasporto).

Considerato che lo sviluppo delle comunità comporta concomitanti cambiamenti chimici e fisici, una variante di notevole potenza del saggio è l'utilizzo di acque (sterilizzate per filtrazione e pasteurizzazione) provenienti da mesocosmi immaturi e maturi: se le condizioni abiotiche determinano lo stadio della successione, allora la comunità di ogni mesocosmo sarà simile a quella presente prima della manipolazione.

3. *Verifica dell'importanza delle interazioni biotiche*

Tale verifica può essere condotta con semplici test mirati ad individuare variazioni nelle velocità di crescita delle popolazioni e nelle dimensioni delle popolazioni all'equilibrio a seguito dell'aggiunta ad una comunità di una o più specie, preferibilmente di larga taglia (più facili da isolare e trasportare) e con bassa diffusività (per evitare la contaminazione dei mesocosmi di controllo). Anche gli esperimenti di addizione o rimozione per verificare se la struttura della comunità è controllata da interazioni tra livelli trofici sono relativamente semplici se tra i livelli trofici vi sono sensibili differenze di taglia.

Altri disegni sperimentali possono chiarire se sono attribuibili ad interazioni biotiche anche i cambiamenti nella struttura delle comunità che si verificano durante i vari stadi di successione. Un es. è l'aggiunta di una associazione di specie di un dato stadio ad un mesocosmo contenente un ambiente di un diverso stadio, in presenza e in assenza della sua comunità (rimovibile, ad es. per filtrazione).

Gli Autori concludono augurandosi che i disegni sperimentali suggeriti stimolino ricerche basate sulla chiarezza delle ipotesi da sottoporre a verifica e sulla adeguatezza del metodo a tale scopo.

P. P.