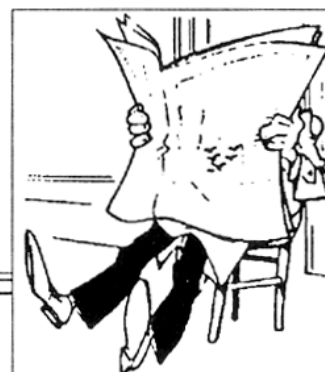

ABSTRACTS



IGIENE AMBIENTALE

- [316] 1- Formazione di clorofenoli nei processi di potabilizzazione delle acque
- [317] 2- I sottoprodotti della disinfezione nella potabilizzazione delle acque superficiali: sviluppo di un modello previsionale
- [318] 3- L'impiego dei perossidi nei trattamenti di potabilizzazione delle acque superficiali

DEPURAZIONE

- [319] 1- Trattamento microbiologico dei terreni contaminati
- [320] 2- Comparative analysis of the activated sludge microfauna in several sewage treatment works
- [321] 3- Scelta dello schema di trattamento in funzione della tipologia dello scarico. Trattamento finale e riuso delle acque
- [322] 4- Enzyme activities in waste water and activated sludge

TOSSICOLOGIA

- [323] 1- Estimation of ecotoxicological protection levels from NOEC toxicity data
- [324] 2- Reproductive strategy of *Daphnia magna* and toxicity of organic compounds
- [325] 3- Biotesting wastewater for hazard evaluation

GIOVENCO A., DALLARA M.E., GIANGUZZA A. - 1992

Formazione di clorofenoli nei processi di potabilizzazione delle acque

Inquinamento, XXXIV (5): 72-76.

I composti fenolici rinvenibili nelle acque naturali possono derivare dalla decomposizione di materie vegetali, dalla contaminazione con urine e, più frequentemente, da numerosi processi industriali. Tale riscontro impone un attento esame della possibilità di formazione dei loro derivati clorurati a seguito della disinfezione delle acque con cloro o derivati.

I clorofenoli possono derivare da diverse reazioni:

- 1- reazioni di ossidazione, ad opera del cloro, delle molecole organiche fenoliche; i siti di ossidazione sono gruppi alcolici, aldeidici, sulfidrilici; l'energia di attivazione è fornita dalla luce solare;

- 2- formazione di composti N-clorati dalla reazione dell'acido ipocloroso (HClO) con composti azotati (ammine, ammidi, aminoacidi, composti eterociclici), con produzione di clorammine che, essendo instabili, tendono a decomporsi;

- 3- addizione dell'acido ipocloroso a legami olefinici (es. acidi grassi insaturi, catene laterali fenilpropanoiche della lignina e degli acidi umici), con formazione di cloridrine;

- 4- reazioni di sostituzione (alogenazione):

- 4a- reazione aloformica, tra il cloro e un gruppo -CH adiacente ad un chetogruppo enolizzante (es. gruppi meta-idrossi aromatici presenti negli acidi umici e fulvici): per ossidazione, sostituzione e frammentazione del nucleo aromatico si formano cloroformio ed altri alometani, cloroacetone, cloralio, acidi cloroacetici;

[316]

4b- reazione di sostituzione del cloro negli anelli aromatici, con formazione di composti mono o policlorurati.

Una grossa aliquota del cloro immesso nelle acque dunque, anziché ossidare i batteri presenti nelle acque, viene spesa nell'ossidazione delle molecole organiche fenoliche producendo derivati clorurati, spesso molto più tossici dei composti di partenza. È dimostrata una correlazione tra la presenza di composti alogenati nelle acque potabili e aumento del tumore del colon e della vescica nell'uomo.

I fenoli rinvenibili nelle acque appartengono a due gruppi. Il primo comprende fondamentalmente gli acidi umici e fulvici -prodotti dalla degradazione biologica della lignina- e altri derivati del legno, quali peptidi e carboidrati: questi composti, nell'insieme, rappresentano il 50-90% di tutto il materiale organico presente nelle acque naturali superficiali.

Il secondo gruppo è molto più vario, comprendendo tutte le molecole fenoliche immesse nelle acque da lavorazioni industriali (concerie, cartiere, segherie, raffinerie, distillerie, frantoi oleari, ecc.).

Gli Autori riportano infine le ricerche effettuate in due invasi siciliani: il lago di Piana degli Albanesi (PA) e la diga Castello (AG). I dati mostrano che in questi due bacini sono presenti fenoli in concentrazioni decisamente superiori a quelle medie riscontrate in altre occasioni; l'utilizzo potabile di queste acque configura un rischio potenziale per la salute.

P. P.



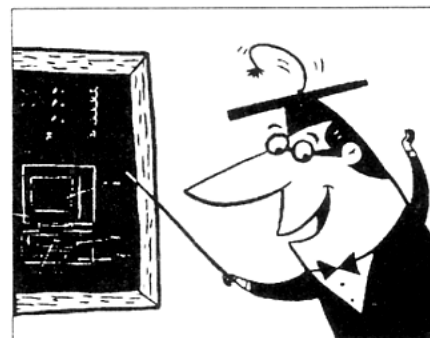
MERLO G., GENON G., ZUGOLARO C., MEUCCI L. - 1993

I sottoprodotti della disinfezione nella potabilizzazione delle acque superficiali: sviluppo di un modello previsionale

IA - Ingegneria Ambientale, XXII (10): 543-549

[317]

Il cloro è certamente il disinfettante d'elezione per l'acqua destinata all'uso potabile. Tuttavia la sua capacità di interagire con le sostanze organiche in essa



contenute, mediante un doppio meccanismo di ossidazione e di alogenazione, porta alla formazione di molecole indesiderate, indicate nel loro complesso come organoclorurati totali (TOCl). Tra questi ultimi, i più frequenti nelle acque sono i trialometani (THM), alogenuri alchilici trisostituiti del cloro e del bromo (es. cloroformio, diclorobromometano).

I THM sono stati oggetto di studio a partire dagli anni '70 e, oltre ad essere liposolubili, scarsamente biodegradabili, tossici e accumulabili negli organismi viventi, vengono considerati potenziali responsabili dell'aumento di incidenza dei tumori dell'apparato intestinale. Ciononostante, la legislazione mondiale in materia è purtroppo ancora in fase di evoluzione.

Parte della ricerca degli acquedottisti è attualmente rivolta a sviluppare modelli previsionali per meglio descrivere il fenomeno e prevedere situazioni a rischio, onde consentire di predisporre adeguati interventi correttivi.

Il modello previsionale sviluppato dall'Azienda Acquedotto Municipale di Torino (A.A.M.) si basa sulle indagini analitiche effettuate nell'arco di tre anni presso gli impianti di potabilizzazione del fiume Po e riguardanti le caratteristiche dell'acqua greggia e l'entità della formazione dei THM. Tre sono gli impianti oggetto di studio: Po1 e Po2, realizzati negli anni '60, e Po3, costruito negli anni '70.

L'A.A.M. applica due diversi tipi di trattamento delle acque superficiali. Alla fase di predecantazione, comune ai due tipi di trattamento, seguono: l'ossidazione primaria con biossido di cloro in Po1 e Po2 e con

ozono in Po3; la clorazione con ipoclorito di sodio in entrambi i trattamenti; la chiariflocculazione in bacini Accelator con policlورو di alluminio in Po1 e Po2 e in bacini Cyclofloc in Po3; la filtrazione su carbone attivo granulare (GAC) in Po1 e Po2 e su due letti separati, di sabbia e di GAC, in Po3; la disinfezione finale con biossido di cloro in tutti tre gli impianti.

In entrambi i trattamenti il valore massimo di THM si osserva all'uscita dei chiariflocculatori, ma in Po3 tale valore risulta inferiore rispetto agli impianti Po1 e Po2, grazie al pretrattamento con ozono che riduce la quantità dei precursori della reazione aloformica presenti al momento della clorazione.

Per lo sviluppo del modello sono stati presi in esame alcuni parametri dell'acqua greggia: pH, carbonio organico totale (TOC), assorbanza all'ultravioletto a 254 nm (UV254), temperatura (T), conducibilità elettrica specifica, ammoniacale, torbidità e portata del fiume. La regressione lineare e l'analisi della varianza mostrano che tali variabili indipendenti sono significative (P prossime allo zero e F di Fisher elevati).

Particolarmente influenti e attendibili sono risultati TOC, T e UV254, in particolare i primi due, perciò successivamente utilizzati come parametri della regressione lineare multipla, producendo il modello previsionale a due variabili indipendenti.

Il semplice modello previsionale consente di relazionare la formazione dei THM con due soli parametri dell'acqua greggia, monitorabili in continuo mediante analizzatori automatici in testa all'impianto.

I. O.

SPECCHIARELLO M., RIGANTI V., CONIO O. - 1992

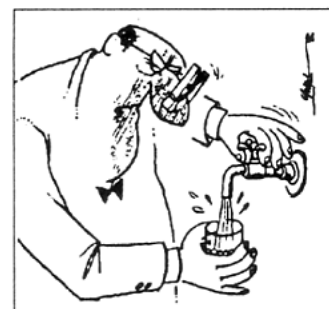
L'impiego dei perossidi nei trattamenti di potabilizzazione delle acque superficiali

IA - *Ingegneria Ambientale*, XXI (1): 38-42

[318]

Nella clorazione delle acque naturali possono formarsi composti organici alogenati (TOX: Total Organic Halide) in quantità proporzionale alla concentrazione di sostanze organiche totali non volatili (NVTOT) presente nell'acqua da trattare e fortemente dipenden-

te dalla concentrazione di cloro attivo impiegata. La direttiva CEE/80/778 sulla qualità delle acque destinate al consumo umano, recepita in Italia col DPR 236/88, fissa per i composti organoalogenati un valore guida di 1 µg/L e un valore limite di 30 µg/L.



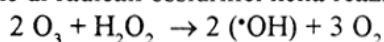
Al fine di contenere la presenza di composti organoalogenati nelle acque potabili è stato sperimentato l'impiego di perossidi in varie fasi del trattamento di potabilizzazione, valutando la concentrazione di TOX prodotta trattando l'acqua grezza, a pH 7, con concentrazioni di cloro attivo pari al triplo del "potenziale di formazione" (rapporto $Cl_2/NVTOC$).

Nei processi convenzionali di coagulazione-sedimentazione-filtrazione a pH neutro, i composti organici alogenati non volatili (NVTOX) prodotti nella clorazione sono circa il triplo dei trihalometani (THM); i potenziali di formazione di entrambe le classi di composti vengono ridotti di circa il 50% sostituendo l'ipoclorito con biossido di cloro o con clorammine. Questa procedura non è però ben accettata a molti, a causa dell'opinione diffusa di una scarsa capacità delle suddette molecole di ossidare l'ammoniaca, frequentemente presente nelle acque grezze.

In pratica le procedure seguite per ridurre le concentrazioni dei TOX nelle acque potabili comprendono la rimozione dei precursori aloformici, l'impiego contemporaneo di più ossidanti e il trattamento con adsorbenti adeguati.

La rimozione dei precursori aloformici (acidi umici e fulvici) prima della clorazione può essere effettuata mediante coagulazione con sali di alluminio a pH 7; sono stati proposti anche processi a pH acido (pH 5-6) poiché anche la clorofilla, i prodotti algali extracellulari, i fenoli ed i chetoni, gli aminoacidi liberi e proteici o quelli legati agli acidi umici sono precursori dei TOX.

Interessante si è mostrato l'impiego contemporaneo di più ossidanti: cloro-ozono, cloro-biossido di cloro, cloro-perossido di idrogeno, clorammine-ozono. In laboratorio, associando ozono-perossido di idrogeno, si è ottenuta una riduzione del potenziale di formazione dei TOX del 90%, attribuita all'elevata produzione di radicali ossidrilici nella reazione:



spingendo così l'ossidazione dei precursori organici al punto da renderli resistenti ad un ulteriore attacco elettrofilo da parte del cloro. I radicali ossidrilici a contatto con il mezzo acquoso (non adsorbiti dai carboni attivi) continuano la reazione a catena di demolizione dei composti organici.

Altri metodi per stimolare la formazione di radicali ossidrilici potrebbero essere: l'impiego di raggi UV

sull'acqua ossigenata ($H_2O_2 + \text{fotone} \rightarrow 2 \cdot OH$); uno scambio elettronico tra metallo e perossido di idrogeno (catalisi eterogenea) seguito da un meccanismo radicalico che ha inizio con la reazione: $H_2O_2 + e^- \rightarrow OH^- + \cdot OH$; oppure potrebbe formarsi una specie ossigenata alla superficie del metallo: $M + H_2O_2 \rightarrow M(O) + H_2O$.

In Italia molte città prelevano le acque destinate all'uso umano da fiumi o laghi. Viene illustrato l'esempio di Firenze, che si approvvigiona di acqua dall'Arno, potabilizzandola negli impianti dell'Anconella (a monte della città) e di Mantignano (a valle di essa). L'impianto a valle tratta acqua con un maggior contenuto di TOC ed è quindi più interessante, in quanto è presente una significativa quantità di ione ammonio. L'acqua subisce i seguenti trattamenti: clorazione al break-point (unico trattamento veramente efficace per abbattere ossidativamente l'azoto ammoniacale); chiariflocculazione con idrossido di calcio; aggiunta di perossido di idrogeno prima della filtrazione su sabbia; filtrazione su carbone attivo granulare; postdisinfezione con biossido di cloro; immissione in rete. L'insieme dei trattamenti ha lo scopo di abbattere efficacemente il TOC, mentre quello con perossido di idrogeno, consentendo la riduzione del dosaggio di cloro attivo nella postclorazione, riduce la formazione di TOX.

In un impianto pilota per le acque del fiume Sile, una riduzione del 40-50% della formazione dei THM è stata ottenuta con una tecnica di disinfezione più sofisticata della perclorazione, con l'impiego combinato di cloro e perossido di idrogeno: il dosaggio del cloro è stato ridotto alla metà del valore di break-point, facendolo seguire dall'aggiunta di H_2O_2 ; si sono ottenute la disinfezione e una soddisfacente riduzione dell'ammoniaca e dei nitriti.

I carboni attivi trattengono efficacemente i composti organici alogenati a maggior peso molecolare, ma non i THM, più volatili. Sperimentazioni di laboratorio e nell'impianto Acqua Fredda (GE), adottando una predisinfezione con ipoclorito e H_2O_2 ed una postdisinfezione con ipoclorito hanno mostrato che il tasso di TOX e di THM in rete è determinato solo dalla postdisinfezione e che l'impiego di H_2O_2 ne consente il dimezzamento.

È stato sperimentato anche l'impiego dell'acido di Caro (H_2SO_5 , peracido) che, non contenendo cloro,

non può dar luogo alla formazione di aloformi. Il peracido, utilizzato tal quale o in presenza di un filo di rame come catalizzatore, si è mostrato efficace; l'uso del catalizzatore si è rivelato fondamentale, consentendo l'abbattimento dei coliformi entro un'ora (come ci si aspetta da un buon disinfettante). Anche la combinazione ipoclorito-peracido fornisce risultati migliori in presenza di rame.

Viene infine riportata una ricerca effettuata sulle

acque minerali in commercio, sulle quali sono stati riscontrati THM (in concentrazioni di ng/L). Tale riscontro viene attribuito a: disinfezione con ipoclorito nella manutenzione periodica delle opere di captazione; disinfezioni della linea di imbottigliamento durante la sosta settimanale; composti organici clorurati presenti nell'atmosfera dei locali di imbottigliamento o dei laboratori di analisi.

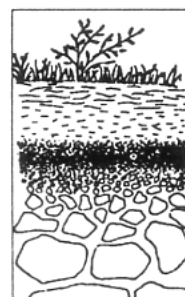
P. P.

WERNER P. - 1991

Trattamento microbiologico dei terreni contaminati

RS-Rifiuti Solidi, V (2): 121-126.

[319]



L'inquinamento dei suoli è divenuto ormai un fenomeno di estrema gravità, soprattutto in alcune regioni particolarmente industrializzate (es. Germania) ove è necessario un massiccio e tempestivo intervento di bonifica.

Una novità nel campo delle tecniche di risanamento riguarda l'uso di microrganismi per la mineralizzazione degli idrocarburi, in particolare di alcuni idrocarburi policiclici aromatici (PAH) e di composti aromatici semplici o della vasta gamma di composti aromatici ed alifatici presente nel kerosene e negli oli minerali.

Va osservato che nessun ceppo batterico è in grado di degradare tutti gli idrocarburi che si possono trovare in un terreno inquinato. Di norma, tuttavia, in un suolo inquinato si trova già presente un ceppo di flora batterica acclimatato al particolare contaminante: è dunque possibile avere la mineralizzazione completa di alcuni contaminanti.

Per avvicinare le condizioni sperimentali a quelle reali, la sperimentazione è stata condotta con terreni di varia natura sistemati in letti percolatori, appositamente contaminati e irrigati con acqua. Utilizzando naftalene come inquinante (23 mg/L nell'acqua e 2,6 mg/Kg nel suolo) la popolazione batterica (inizialmente di 10^4 - 10^5 /mL) è cresciuta di due unità logaritmiche nei primi 5 giorni di contatto, si è stabilizzata per 5 settimane per poi calare improvvisamente: al termine dell'esperimento (70 giorni) il naftalene nell'acqua era

sceso a 0,03 mg/L mentre la sua concentrazione nel suolo si manteneva elevata (1 mg/Kg).

A questo punto il sistema è stato alimentato con lo 0,5% di acetone per solubilizzare il naftalene, liberandolo nella fase acquosa: in 15 giorni la popolazione batterica ha mostrato un forte incremento e la concentrazione del naftalene nel suolo è scesa a 0,14 mg/Kg. Ciò mostra l'importanza - ai fini della decontaminazione - di ottenere l'eluizione degli inquinanti dal suolo.

Poiché di norma l'ossigeno disciolto nell'acqua di irrigazione è un fattore limitante, per accelerare il risanamento è utile fornire al sistema una fonte di ossigeno supplementare; sono state tentate esperienze, non ancora conclusive, utilizzando nitrati o perossido di idrogeno come fonte di ossigeno.

Per la degradazione degli idrocarburi alifatici è però necessario anche ossigeno molecolare poiché la prima reazione (il cui prodotto è un alcol alifatico) è catalizzata da una ossigenasi; anche l'ulteriore ossidazione ad aldeide e ad acido grasso non può avvenire in presenza esclusivamente di nitrati (solo gli acidi grassi possono essere ossidati durante la denitrificazione). Esperimenti in colonne di terreno contaminate da idrocarburi mostrano che la sola areazione dell'acqua è insufficiente mentre buoni risultati di decontaminazione si ottengono associando areazione e aggiunta di nitrati.

Vengono poi descritti schemi di decontaminazione del terreno in situ, on site e in bioreattori. Nel primo il terreno contaminato viene confinato con mezzi meccanici o idraulici e l'acqua di irrigazione, addizionata di ossigeno e di nutrienti (ammoniaca, fosfati, nitrati), viene ricircolata dopo un trattamento di strippaggio, flocculazione, filtrazione (talora su carboni attivi). Nel trattamento on site -che consente un maggior controllo dei parametri del processo- il terreno contaminato viene rimosso, omogeneizzato e distribuito in strato sottile su un letto di ghiaia posto su un manto di plastica: il sistema di circolazione dell'acqua è identi-

co al trattamento in situ. Entrambi questi sistemi risultano competitivi mentre il trattamento in bioreattori, pur consentendo il massimo controllo del processo, presenta costi molto elevati.

Vengono infine presi in considerazione altri aspetti, tra i quali il rischio connesso alla tossicità dei prodotti secondari della degradazione degli idrocarburi, spesso superiore a quella dei prodotti di partenza. Viene particolarmente raccomandato lo studio della tossicità e del confinamento dei metaboliti che, essendo generalmente più solubili degli idrocarburi, rappresentano un rischio che va attentamente valutato.

P. P.

MADONI P., DAVOLI D. & CHIERICI E. - 1993

Comparative analysis of the activated sludge microfauna in several sewage treatment works

Water Research, 27: 1485 - 1491

[320]

Scopo del lavoro è quello di studiare la composizione quantitativa, la struttura e la densità della comunità dei Protozoi Ciliati che colonizzano il fango attivo di numerosi impianti in differenti stagioni e di quantificare, con l'aiuto dell'analisi multivariata, le relazioni fra le specie di Protozoi, la "performance" dell'impianto ed i parametri operativi.

Protozoi sono stati rinvenuti in tutti i 45 campioni prelevati in 17 differenti impianti; sono stati identificati 36 taxa ma per l'analisi statistica sono state selezionate solo le 19 specie presenti con una frequenza significativa (> 5%).

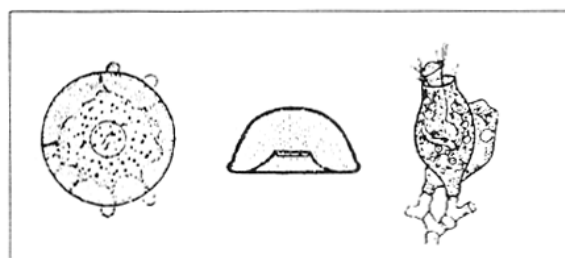
I parametri chimico-fisici ed operazionali utilizzati per le correlazioni sono: BOD dell'effluente, solidi sospesi nel mixed-liquor, SVI, Ossigeno disciolto nel-

la vasca di aerazione, capacità nitrificante, tempo di ritenzione e carico del fango.

I coefficienti di correlazione fra amebe tectate, *Vaginicola cristallina* e capacità nitrificante hanno mostrato i valori più elevati; viceversa, *Vorticella microstoma*, *V. octava* e *Opercularia* spp. sono risultate associate ad elevati valori di BOD e di azoto ammoniacale nell'effluente e basse concentrazioni di ossigeno disciolto e solidi sospesi in vasca di aerazione.

La capacità nitrificante è risultata essere il fattore dominante; fattori operazionali come O.D. in vasca, tempo di ritenzione, MLSS e SVI condizionano pesantemente la microfauna che colonizza il fango attivo.

M. G.



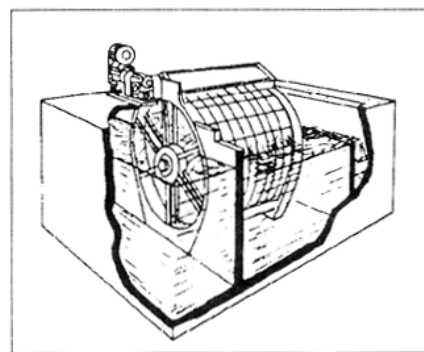
DRUSIANI R., LIPARESI D. - 1993

Scelta dello schema di trattamento in funzione della tipologia dello scarico. Trattamento finale e riuso delle acque

Ingegn. San.-Amb., maggio-giugno: 18-26

[321]

L'inadeguatezza delle risorse idriche dal punto di vista quantitativo e/o qualitativo rispetto al fabbisogno pone l'accento sull'importanza del riuso delle



acque reflue civili, previa loro depurazione e affinamento. La CEE, nella direttiva 91/271, raccomanda il riutilizzo agricolo e industriale dei reflui urbani e indica tre fasi del loro trattamento: 1) trattamento primario meccanico (grigliatura, dissabbiatura) e/o fisico e/o chimico, volto ad ottenere una riduzione di almeno il 50% dei solidi sospesi e del 20% del BOD; 2) trattamento secondario, consistente in genere in un trattamento biologico con sedimentazione secondaria, nel rispetto di precisi limiti per alcuni parametri, ad es. 25 mg/L di BOD₅, 125 mg/L di COD, 35-70 mg/L di solidi sospesi; 3) trattamenti terziari, consistenti in uno o più processi di affinamento dello scarico (disinfezione, defosfatazione, nitrificazione-denitrificazione).

In Italia il riuso irriguo dei reflui urbani è regolato dalla delibera del Comitato Interministeriale del 1977 e prevede il rispetto dei limiti dei coliformi e di parametri come l'indice SAR, materiali in sospensione e sostanze organiche difficilmente biodegradabili. In ambito internazionale il documento di riferimento è il "Rapporto Engelberg" del 1985 che indica, limitatamente all'aspetto microbiologico, alcune linee guida sulla qualità dei liquami trattati in relazione all'uso a cui sono destinati. Per l'uso agricolo l'attenzione maggiore è rivolta al rischio da uova di nematodi e vermi parassiti intestinali, mentre viene ridimensionato quello legato ai coliformi fecali.

Oltre ai rischi sanitari vanno considerati la presenza di microinquinanti tossici - accumulabili nei raccolti agricoli - e la salinità che può incidere sulla produttività del suolo, fino a portarlo alla desertificazione. Ogni trattamento delle acque reflue finalizzato al loro riuso agricolo o industriale prevede un sistema di filtrazione. I metodi di affinamento terziario dei reflui pretrattati biologicamente comprendono: chiariflocculazione, filtrazione/filtro-flocculazione, disinfezione, trattamento in stagni biologici.

La chiariflocculazione comprende le fasi di coagulazione-flocculazione-sedimentazione in appositi bacini con dosaggio di sali di ferro o alluminio, con o senza aggiunta di calce e coadiuvanti sintetici.

La filtrazione diretta è rivolta ad abbattere non solo BOD e COD, ma anche il 90% di batteri e virus e quasi il 100% di protozoi, uova, parassiti. La filtro-flocculazione, adatta per acque a bassa torbidità, è una versione semplificata della chiariflocculazione, con

una resa inferiore; non comprende la sedimentazione, ma è basata sul dosaggio di coagulanti a monte della filtrazione: vengono abbattuti solidi sospesi, batteri, virus, BOD, COD, P-PO₄.

La disinfezione, il cui obiettivo è l'eliminazione di batteri, virus e parassiti, ha una resa elevata solo su acque limpide poiché sia i disinfettanti chimici che i raggi UV hanno una bassa efficacia sui microrganismi protetti fisicamente all'interno dei solidi sospesi.

Il trattamento in stagni biologici consente, con costi energetici nulli, di ottenere un sensibile miglioramento delle caratteristiche del refluo, ma richiede adeguati spazi; riveste un particolare interesse quando si desiderino conseguire effetti ambientali collaterali, quali la rinaturalizzazione a zone umide di aree non utilizzate.

Vengono poi descritti i tipi di trattamento terziario di alcuni impianti di piccola-media potenzialità gestiti dall'A.Co.Se.R. di Bologna. L'impianto di Bazzano ha un ciclo depurativo a medio carico con stabilizzazione separata del fango. Il trattamento terziario consiste nella disinfezione con raggi UV preceduta da due stadi di filtrazione in pressione (con coagulanti cationici o con polielettroliti per destabilizzare le sostanze colloidali) secondo il sistema OFSY della Culligan. Il risultato dell'intero processo è una bassa torbidità e una buona disinfezione meccanica, candidando così l'acqua al riuso irriguo (effluente al di sotto di 50 UFC di coliformi totali e fecali e di streptococchi fecali e spesso intorno a 10 UFC).

L'impianto di Bentivoglio, in fase di completamento, prevede il trattamento in stagni biologici facoltativi ed aerobi e la creazione di una sezione di fitodepurazione e piscicoltura. Scopo del progetto è coniugare il trattamento dei reflui con il recupero ambientale dell'area di una risaia abbandonata.

Nell'impianto di Sasso Marconi, infine, è stata sperimentata una recente tecnologia di disinfezione con acido peracetico (2 ppm, 60') che possiede una forte attività battericida e batteriostatica anche in presenza di alti livelli di sostanza organica ed è impiegabile pertanto anche senza filtrazione preventiva. I primi controlli batteriologici effettuati depongono a favore dell'efficacia di tale trattamento di disinfezione: si ottengono, infatti, abbattimenti delle cariche microbiche di tre ordini di grandezza con reflui torbidi e di quattro ordini con reflui limpidi.

I. O.

NYBROE O., ELBERG JORGENSEN P. & HENZE M. - 1992

Enzyme activities in waste water and activated sludge

Water Research, 26: 579-584

[322]



La necessità di disporre di metodi rapidi ed affidabili per misurare l'attività microbica nei fanghi attivi ha avviato gli Autori nella direzione della misura dell'attività di enzimi importanti per la rimozione ossidativa del substrato. In particolare, essi hanno preso in considerazione quattro enzimi: alfa-glucosidasi (coinvolto nella degradazione dell'amido), alanina-aminopeptidasi (coinvolto nella degradazione delle proteine), attività esterasica misurata come idrolisi di FDA (usata come indicatore generico dell'attività eterotrofica) ed attività deidrogenasica; hanno utilizzato fango attivo di un impianto reale ed il fango anaerobio di un impianto pilota.

Gli Autori si sono posti come obiettivi quelli di esaminare quanto i cambiamenti gestionali sull'impianto si riflettano sull'attività enzimatica dei fanghi attivi e di verificare se i fanghi attivi possedano "impronte digitali" enzimatiche.

Innanzitutto sottolineano come nelle acque usate l'attività enzimatica sia fortemente correlata all'abbondanza batterica; la decantazione e la precipitazione chimica sembrano rimuovere SSV di origine minerale piuttosto che biomassa.

Concludono che i profili delle attività enzimatiche risultano decisamente diversi nei due tipi di fango studiati; ciò sembra suggerire che le popolazioni microbiche che compongono i due fanghi siano differenti o abbiano caratteristiche fisiologiche differenti. I profili d'attività enzimatica del fango attivo dell'impianto a scala reale sono risultati essere altamente influenzati dalla composizione dell'affluente; ad esempio, l'aggiunta di amido idrolizzato si rifletteva in un'elevata attività alfa-glucosidasi. Tuttavia, gli Autori non hanno registrato correlazioni evidenti fra parametri di processi specifici ed attività enzimatiche.

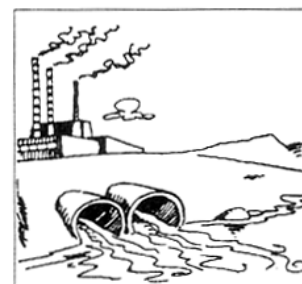
M. G.

WAGNER C. & LOKKE H. - 1991

Estimation of ecotoxicological protection levels from NOEC toxicity data

Water Research, 25: 1237-1242

[323]



Tra gli argomenti più vivamente dibattuti in ecotossicologia figura la possibilità di estendere all'ambiente reale il significato dei dati tossicologici sperimentali ottenuti in laboratorio, o comunque in ambiente controllato. Una delle obiettive difficoltà discende infatti dalle inevitabili differenze fra ambiente naturale e laboratorio in quanto a numero e qualità delle specie biologiche implicate.

Sono stati quindi sviluppati vari metodi per tentare

l'estrapolazione a tutte le specie di una comunità dei risultati di test ecotossicologici che impiegano un numero ridotto di specie selezionate, ritenute sufficientemente rappresentative della comunità stessa. Gli Autori presentano un proprio metodo, che viene poi confrontato con altri due metodi esistenti, risultando probabilmente di più agevole impiego.

Nelle metodologie più semplici l'estrapolazione dei dati tossicologici (NOEC, EC_{50} , LC_{50} , ...) da poche

specie all'intera comunità si effettua con tecniche di regressione. Metodi più complessi ipotizzano una distribuzione statistica di tipo log-logistico dei dati intra- ed inter- specie, ed assumono che la medesima distribuzione sia valida per tutte le specie della comunità; i parametri della distribuzione sono ignoti e vengono stimati con l'impiego di opportuni artifici di calcolo.

Anche il metodo proposto dagli Autori assume le NOEC (No Observed Effect Concentration) come variabili fra loro indipendenti, ma le ipotizza distribuite secondo una stessa legge di tipo log-normale; la stima dei parametri avviene nel modo classico per questa distribuzione. L'estrapolazione all'intera comunità, per la stima dei fattori di rischio, comporta il calcolo di un limite di tolleranza inferiore (cioè una

concentrazione minima di inquinante) al di sotto del quale si colloca, entro un certo livello di confidenza, una percentuale adeguatamente bassa di tutte le NOEC delle specie appartenenti alla comunità. Data la scelta di un modello log-normale, l'esecuzione del calcolo sfrutta procedure classiche e ben note in biometria, dunque di applicazione sostanzialmente agevole.

Nella discussione finale vengono sottolineati i limiti di questi tre metodi sia negli aspetti generali, sia in particolare nella rappresentatività delle specie, dei dati a queste relativi, e soprattutto nella necessità di verificare sempre l'attendibilità della loro funzione di distribuzione. Circa l'opportunità di recepire a livello di normative i metodi di estrapolazione, gli Autori raccomandano cautela ed ulteriori approfondimenti e validazioni.

S. G.

VIGANÒ L. -1993

Reproductive strategy of *Daphnia magna* and toxicity of organic compounds

Water Research, 27: 903-909

[324]



Il successo nell'allevamento di *Daphnia magna* dipende principalmente dalla qualità dell'acqua e dalla qualità e quantità di cibo somministrato, e questi aspetti divengono variabili importanti nei saggi di tossicità. Alcuni Autori ipotizzano che la sensibilità dei neonati di *D. magna* dipenda dalla nutrizione e dall'attività riproduttiva delle madri: i neonati nati da madri scarsamente nutriti sarebbero meno sensibili dei neonati nati da madri ben alimentate, questi ultimi essendo più piccoli e con un indice lipidico basso. Ne consegue che la tossicità dei composti organici lipofili potrebbe essere modificata dal regime alimentare dell'allevamento da cui sono derivati gli organismi neonati utilizzati per le prove.

Obiettivi dello studio descritto erano perciò quelli di verificare l'esistenza e la dimensione della strategia riproduttiva di *D. magna* e le conseguenze sulle risposte tossicologiche ricavate saggiando composti organici.

Cinque gruppi di *D. magna* sono stati allevati con

cinque differenti quantità di alimento ed alcuni parametri demografici – come lunghezza e peso dell'adulto, riproduzione, età alla prima covata, lunghezza e peso dei neonati – sono stati misurati fino all'undicesima covata. Inoltre, a partire dall'ottava covata, sono stati condotti test acuti con due tossici a lipofilità crescente: etilbenzene e n-butilbenzene.

La riproduzione, la lunghezza corporea dell'adulto, il peso e l'età della prima covata vengono marcatamente influenzati dalle razioni alimentari. Effetti minori o trascurabili si osservano sulla lunghezza e sul peso dei neonati sebbene si sia notata una relazione inversa fra la lunghezza dei neonati e le razioni alimentari parentali. Inoltre, si è notato che le oscillazioni covata per covata del peso e della lunghezza dei neonati sono inversamente correlate alle oscillazioni della dimensione media della covata.

Gli effetti attribuibili al regime alimentare registrati sui risultati dei saggi tossicologici a 48 ore con etilbenzene e n-butilbenzene sono trascurabili e non

sembrano giustificabili con i parametri misurati sui neonati.

I risultati di questo studio sembrano indicare che la strategia riproduttiva di *Daphnia magna*, cioè la relazione inversa fra dimensione della covata e parametri dei neonati, debba essere considerata come un potenziale generico attivabile a differente intensità. La strategia è infatti rilevabile anche nelle variazioni sequen-

ziali fra covate in regime alimentare costante.

Gli effetti osservati sui parametri demografici di *D. magna* confermano l'importanza di standardizzare il regime alimentare negli allevamenti e nella conduzione dei test, in particolare nei test di riproduzione in base ai quali alcuni parametri demografici, come ad esempio il tempo di produzione delle covate e loro dimensione, sono considerati criteri discriminanti.

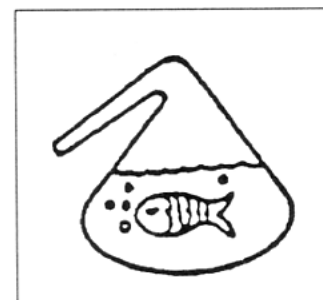
M. G.

EASTERLY C., JONES T., GLASS L., OWEN B. & WALSH P. - 1993

Biotesting wastewater for hazard evaluation

Water Research, 27: 1145-1152

[325]



La valutazione del rischio potenziale rappresentato da un'acqua trattata può essere stilata seguendo due percorsi: identificazione chimica delle molecole presenti e somma dei rischi connessi alla presenza di ogni sostanza chimica, oppure saggiando per via biologica l'acqua come se i vari contaminanti fossero un unico composto. La pratica corrente è qualcosa a metà fra questi due approcci.

Nella maggior parte dei casi, l'uso di test biologici è limitato ad un singolo sistema di saggio ed i risultati sono generalmente interpretati come positivi o negativi, vale a dire che il risultato più tipico di una valutazione biologica è rappresentato da un'informazione di tipo binario.

Gli Autori, mettendo a frutto le esperienze maturate nell'ultimo decennio, hanno sviluppato un approccio alternativo all'interpretazione dei risultati dei saggi biologici utilizzando come elemento chiave l'uso di

confronti relativi.

I confronti relativi fra le risposte di un certo sistema test ottenute saggiando acqua usata ed un agente conosciuto consentono di graduare la risposta per ogni differente saggio biologico. Se poi si è in grado di utilizzare una batteria di saggi, ognuno rappresentante un differente meccanismo tossicologico, è possibile caratterizzare la risposta tossicologica composita ottenuta con un campione d'acqua usata rispetto ad un tossico di riferimento ben studiato. Se per la sostanza di riferimento è stato riconosciuto e stabilito un rischio accettabile per la maggior parte della popolazione – o almeno è conosciuto il rischio per l'uomo – il vantaggio di questo approccio risiede nel fatto che l'acqua usata potrà essere valutata in funzione di questo fattore.

Gli Autori illustrano questo concetto utilizzando la clorazione dell'acqua come riferimento.

M. G.