

Il monitoraggio dei metalli in traccia nella acque interne : passato e futuro

Autor(en): **Baudo, Renato**

Objekttyp: **Article**

Zeitschrift: **Bollettino della Società ticinese di scienze naturali**

Band (Jahr): **88 (2000)**

PDF erstellt am: **30.06.2024**

Persistenter Link: <https://doi.org/10.5169/seals-1003225>

Nutzungsbedingungen

Die ETH-Bibliothek ist Anbieterin der digitalisierten Zeitschriften. Sie besitzt keine Urheberrechte an den Inhalten der Zeitschriften. Die Rechte liegen in der Regel bei den Herausgebern.

Die auf der Plattform e-periodica veröffentlichten Dokumente stehen für nicht-kommerzielle Zwecke in Lehre und Forschung sowie für die private Nutzung frei zur Verfügung. Einzelne Dateien oder Ausdrucke aus diesem Angebot können zusammen mit diesen Nutzungsbedingungen und den korrekten Herkunftsbezeichnungen weitergegeben werden.

Das Veröffentlichen von Bildern in Print- und Online-Publikationen ist nur mit vorheriger Genehmigung der Rechteinhaber erlaubt. Die systematische Speicherung von Teilen des elektronischen Angebots auf anderen Servern bedarf ebenfalls des schriftlichen Einverständnisses der Rechteinhaber.

Haftungsausschluss

Alle Angaben erfolgen ohne Gewähr für Vollständigkeit oder Richtigkeit. Es wird keine Haftung übernommen für Schäden durch die Verwendung von Informationen aus diesem Online-Angebot oder durch das Fehlen von Informationen. Dies gilt auch für Inhalte Dritter, die über dieses Angebot zugänglich sind.

Il monitoraggio dei metalli in traccia nelle acque interne passato e futuro

Renato Baudo

Istituto Italiano di Idrobiologia - CNR
Largo V. Tonolli, 50 - I-28922 Verbania-Pallanza

Summary

Trace metals monitoring in inland waters: past and future

In recent times, approaches used to assess the potential contamination of aquatic environments have changed considerably. The first studies on aquatic ecotoxicology focused on the quality of water, which long served as the traditional receptor of urban and industrial effluents, rather than on sediments, which at that time were considered «reasonably clean.» In contrast to this historical viewpoint, presently improved controls and prevention of water pollution have resulted in situations in which an almost uncontaminated water column lies above sediments which have become highly toxic following long periods of contaminant deposition. These very sediments now represent the main hazard for the environment, and therefore should be carefully investigated.

Unfortunately, simply sampling and handling sediments exposes them to a different set of environmental conditions (light, temperature, redox potential, and so on), and a number of alterations are likely to be induced. Such changes could influence the solid-liquid partitioning and the general reactivity of toxicants present.

To provide more reliable information, a number of techniques have recently been adapted to study specifically the *in situ* toxicity, by exposing the test organisms directly to the conditions in the investigated environment. In this way, alterations of the exposure conditions, due to the transfer of samples to the laboratory, can be avoided or minimised.

INTRODUZIONE

La risorsa acqua per definizione viene considerata una fonte «rinnovabile» in quanto la quantità teoricamente disponibile dipende essenzialmente dagli apporti meteorici.

Il bilancio idrico globale annuo del territorio italiano (ISTAT, 1984) indica un afflusso meteorico di 296 miliardi di m³ di acqua, una perdita del 43% per evapotraspirazione (129 miliardi di m³) ed una «risorsa idrica superficiale» pari a 167 miliardi di m³, suddivisa in 155 miliardi di m³ di acque superficiali e 12 miliardi di m³ di acque sotterranee. Teoricamente, sarebbe quindi a disposizione un volume di circa 2700 m³ *pro capite* di acqua per i vari usi.

In realtà, la rete di acquedotti italiani distribuisce (o distribuiva negli anni '70, secondo la rilevazione statistica ISTAT, 1975, citata nel rapporto ISTAT, 1984), una media di 282 litri d'acqua al giorno per abitante (anche se con notevoli differenze tra le diverse Regioni, da un minimo di 152 litri d'acqua al giorno per abitante in Sicilia ad un massimo di 662 litri al giorno per abitante a Trento).

La *quantità* d'acqua a disposizione sarebbe dunque ampiamente sufficiente a coprire l'intero fabbisogno idropotabile, assumendo però che la sua *qualità* sia adeguata al suo utilizzo per le diverse attività umane.

Ma non è sempre così: ancora prima della nascita del metodo scientifico, l'uomo ha ben presto imparato a stabilire empiricamente quando l'acqua da utilizzare per

scopi vari aveva particolari caratteristiche, positive (acque medicamentose) o negative («acqua cattiva» per l'agricoltura o per l'alimentazione umana ed animale). E, a prescindere da pochi casi di acque fortemente mineralizzate per cause naturali, si è scoperto che solitamente era proprio la presenza stessa di insediamenti abitativi a determinare uno scadimento qualitativo delle acque.

Un esame della bibliografia (ADRIANSE *et al.*, 1995; Fig. 1) dimostra facilmente che l'interesse per l'inquinamento delle acque è andato crescendo con l'avvento dell'industrializzazione, ma anche che nel tempo sono stati

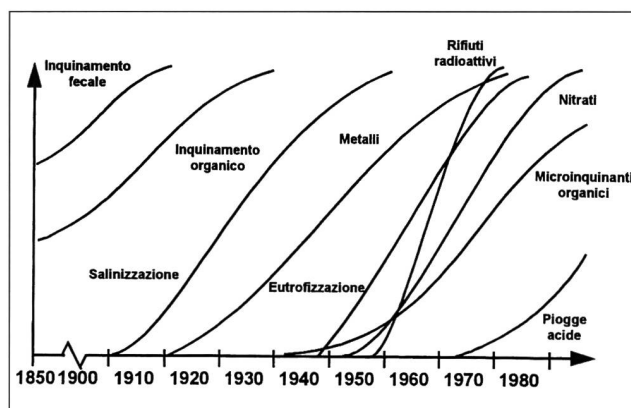


Fig. 1 - Evoluzione dell'interesse per i diversi tipi di contaminanti delle acque (tratta da ADRIANSE *et al.*, 1995, modificata)

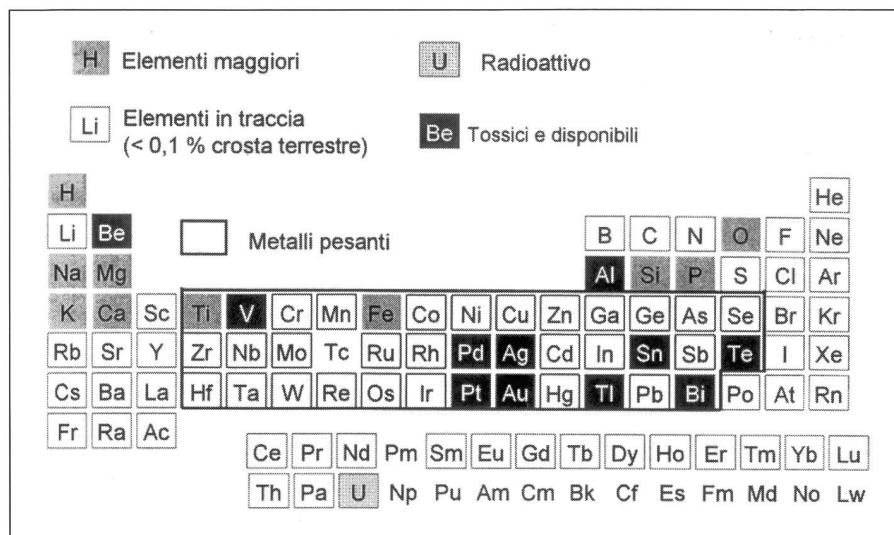


Fig. 2 – Classificazioni utilizzate in limnologia.

presi in considerazione via via gruppi diversi di potenziali contaminanti.

All'inizio di questo secolo, le indagini limnologiche precisano che la presenza di elevate quantità di metalli nelle acque può pregiudicarne la qualità al punto da renderle inadatte o sconsigliabili, almeno per alcuni usi (consumo umano, irrigazione, allevamento di animali, piscicoltura, usi industriali, balneazione).

In seguito sono stati rilevati casi di inquinamento dovuti anche a numerosi altri gruppi di contaminanti, ma i metalli continuano ad essere oggetto di attenzione anche negli anni '80 e '90.

Più precisamente, negli anni '70 sono iniziati gli studi su un gruppo di 37 elementi, indicati complessivamente con il termine di «metalli pesanti» perché hanno una densità vicina (Ti e Se) o superiore a 5 kg dm³ (BURRELL 1974). Purtroppo, il termine può ingenerare confusione, poiché comprende sia metalli che metalloidi dei gruppi III A, IV A, V A e VI A della tabella periodica degli elementi (Fig. 2).

In limnologia, sono state proposte allora definizioni alternative (LEPPARD 1983). Ad esempio, si può parlare di elementi in traccia: in geologia, vengono così indicati gli elementi che, nella litosfera, sono presenti in concentrazioni < 0,1% in peso (BOWEN 1979). Ma in questa definizione sono compresi praticamente tutti gli elementi, ad eccezione di quelli «maggiori» (O, Si, Al, Fe, Ca, Mg, Na, K, Ti, H e P).

Va un po' meglio se restringiamo il campo ai soli «metalli in traccia», ma ovviamente in questo caso si perdono di nuovo i metalloidi.

LEPPARD & BURNISON (1983) hanno allora proposto di superare il problema semplicemente preparando «una lista di elementi, presenti in acqua a basse concentrazioni e che la maggior parte degli scienziati ritiene importanti per la salute del biota, indipendentemente dal fatto che essi siano micronutrienti o elementi tossici». In questa lista includono quindi: antimonio, arsenico, cadmio, cromo, cobalto, rame, ferro, piombo, manganese, mercurio, molibdeno, nichel, fosforo, selenio, tallio, uranio e zinco.

Anche trascurando il fosforo, che è un nutriente, e l'u-

ranio, elemento radioattivo, abbiamo dunque una lista di 15 elementi che bene o male rientrano nella definizione di metalli pesanti e di metalli in traccia (con l'eccezione del ferro). In considerazione della possibile pericolosità, WOOD (1974) suggeriva invece di focalizzare l'attenzione sugli elementi «tossici e disponibili» e cioè: Ag, Au, Be, Bi, Pd, Pt, Sn, Te, Tl e V.

Aggiungiamo infine l'alluminio ed il titanio, metalli diffusi negli ambienti acquatici e relativamente tossici, ed abbiamo così una lista di 26 elementi che andrebbero tenuti costantemente sotto osservazione nelle acque dolci.

Il controllo delle acque nella legislazione italiana

La ricerca dei metalli nelle acque viene prescritta in Italia per la prima volta nel 1979, quando la cosiddetta Legge Merli introduceva una normativa di controllo della qualità degli effluenti che prevede dei limiti di concentrazione per una serie di elementi metallici: Al, As, Cd, Cr III, Cr VI, Fe, Mn, Hg, Ni, Pb, Cu, Se, Sn, Zn.

L'anno successivo (Delibera MLP 4.2.1977) viene disposta la redazione di un catasto nazionale dei corpi idrici che prevede anche la determinazione della qualità delle acque, sulla base di un certo numero di parametri chimici. Secondo tale delibera, i metalli vanno determinati però solo «ove siano note alterazioni coinvolgenti l'intero corpo idrico» nel caso di laghi e serbatoi, laghi e stagni salmastri, lagune e zone di foce; per i corsi d'acqua i «metalli», e preferenzialmente Cu, Zn, Pb, Hg, Cd, Cr totale, vengono invece indicati tra i fattori principali oggetto della ricerca, ma anche in questo caso sono «da determinare solo nel caso che il corso d'acqua sia notoriamente interessato da scarichi contenenti detti metalli»; la rilevazione dei metalli non è invece prevista per le acque costiere, né per le falde acquifere sotterranee, se non in caso «di particolari fenomeni di contaminazione».

Nel 1980, un nuovo disposto legislativo (Delibera MLP 30.12.1980), concernente gli scarichi in pubbliche fognature, richiede che vengano determinati negli effluenti un certo numero di metalli e non metalli tossici totali: As, Cd, Cr, Hg, Ni, Pb, Cu, Se, Zn, composti organo-stannici.

Il Decreto Presidente Repubblica 3.7/1982 n. 515, che

recepisce la Direttiva CEE n. 75/440 in merito alla qualità delle acque superficiali destinate alla potabilizzazione, stabilisce dei limiti per la presenza di Fe, Mn, Cu, Zn, Be, Co, Ni, V, As, Cd, Cr totale, Pb, Se, Hg, Ba.

Purtroppo, una successiva Delibera del Comitato Interministeriale 26.3.1983, relativa al redigendo Catasto delle acque destinate alla potabilizzazione, come nella Delibera MLP 4.2.1977 (Catasto corpi idrici) precisa che i metalli vanno determinati solo nel caso di documentata contaminazione.

Anche la Circolare Ministeriale (27.7.1987, n. 3035/SI/AC), che regola le indagini sugli impianti di depurazione delle acque reflue, dimentica questa categoria di inquinanti (da determinare dunque a monte, ma non a valle degli impianti di depurazione, impedendo in pratica di verificare l'efficacia dell'abbattimento almeno per questi tossici).

Fortunatamente, in seguito vengono emanate normative più mirate: ad esempio, il Decreto Presidente Repubblica 24.5.88 n. 236, in attuazione della Direttiva CEE 89/778 sulla qualità dell'acqua destinata al consumo umano, elenca una lunga serie di elementi metallici: Al, Fe, Mn, Cu, Zn, Co, Ba, Ag, As, Be, Cd, Cr, Hg, Ni, Pb, Sb, Se, V.

Il Decreto Presidente Repubblica 24.5.1988 n. 217, concernente l'attuazione della Direttiva CEE n. 86/280 sullo scarico delle sostanze pericolose, introduce per la prima volta l'obbligo di verificare la presenza di Hg, Sn e Cd non solo allo stato elementare, ma anche dei loro composti.

I composti organo-stannici, il Hg ed i suoi composti, il Cd ed i suoi composti sono richiamati anche nel Decreto Legislativo 27.1.1992 n. 132 in attuazione della Direttiva CEE 80/68 per la protezione acque sotterranee e nel Decreto Legislativo 27.1.1992 n. 133, che recepisce una serie di Direttive CEE (76/464, 82/176, 85/513, 84/156, 84/491, 88/347 e 90/415) sugli scarichi industriali di sostanze pericolose. Questi decreti prevedono inoltre il regolare monitoraggio di Zn, Cu, Ni, Cr, Pb, Se, As, Sb, Mo, Ti, Sn, Ba, Be, U, V, Co, Tl, Te, Ag e loro composti.

Complessivamente, l'obiettivo della salute umana im-

pone dunque un controllo piuttosto rigoroso ed esteso a 24 elementi (Be, Al, Ti, V, Cr, Mn, Fe, Co, Ni, Cu, Zn, As, Se, Mo, Ag, Cd, Sn, Sb, Te, Ba, Hg, Tl, Pb, U): praticamente, tutti quelli identificati come potenzialmente pericolosi (Fig. 2).

Il legislatore sembra invece un po' meno preoccupato della salute dell'ambiente, ed infatti il Decreto Legislativo 25.1.1992 n. 130, in attuazione della Direttiva CEE 78/659 sulle acque idonee alla vita dei pesci, prevede un controllo solo per 8 di questi elementi: As, Cd, Cr, Hg, Ni, Pb, Cu, Zn.

Informazioni disponibili

Considerando che la legislazione vigente prevede un monitoraggio periodico degli effluenti e dei loro recettori, di tutti i laghi per il catasto dei corpi idrici e, più in generale, delle acque superficiali per l'identificazione di quelle da destinare alla potabilizzazione, si potrebbe supporre che esista una larga documentazione sulla presenza e gli effetti degli elementi tossici in traccia nelle acque interne italiane.

In realtà, l'esame della letteratura scientifica in materia (BAUDO *et al.* 1992) rivela che le pubblicazioni su questo argomento sono meno di 300. Più in particolare, i primi articoli, che risalgono al 1947, riguardavano Fe e Mn; negli anni Sessanta cominciano poi le pubblicazioni su elementi metallici in traccia, alcune delle quali prendono in considerazione anche elementi come V e Mo; negli anni Settanta si assiste poi al boom delle ricerche di questo tipo (con le uniche tre pubblicazioni sull'oro nelle acque), continuato negli anni Ottanta, quando qualche ricercatore «scopre» anche Be, Bi e Tl; ma circa il 50% degli articoli sono comunque dedicati a soli 9 elementi: Cd, Cr, Cu, Fe, Hg, Mn, Ni, Pb e Zn.

Per quanto riguarda i laghi, su 212 corpi idrici censiti (GAGGINO & CAPPELLETTI, 1984) meno di un centinaio, per la maggior parte nell'Italia Settentrionale (Fig. 3) sono stati studiati anche per il contenuto di elementi quali Fe, Mn, Cr, Pb e Cu o, in un numero ancora inferiore di casi, per elementi tossici come Co, Hg, Ni, V ed Al.

Per i corsi d'acqua, principali recapiti degli effluenti industriali, gli elementi più studiati sono stati ovviamente

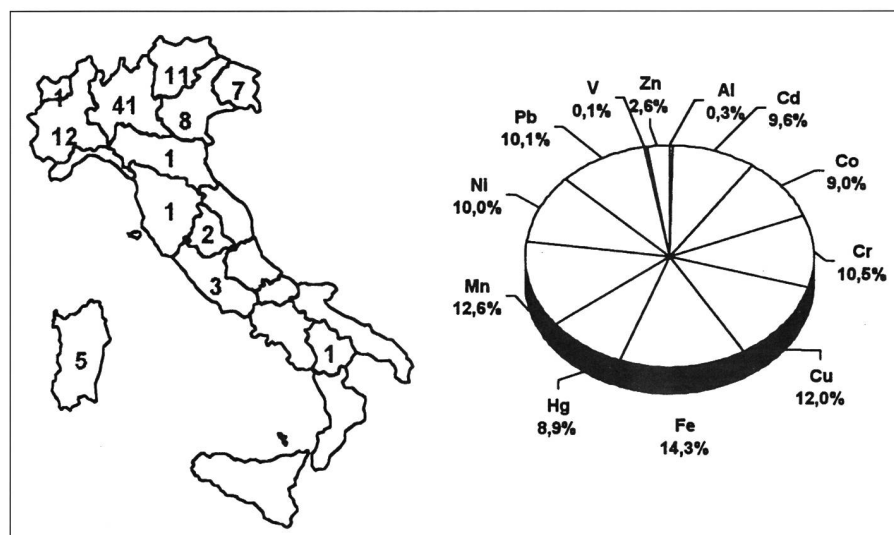


Fig. 3 - Numero dei laghi studiati in ciascuna regione per la presenza di elementi metallici e percentuale dei casi in cui è stato rilevato ciascuno degli elementi indicati nel diagramma a torta.

quelli della cosiddetta «lista nera»: Hg, Cd e Pb. Ma, nonostante la Legge 183 del 1989 avesse identificato 14 bacini imbriferi di importanza nazionale, ed altri 18 estesi su più di una Regione, da sottoporre a particolari vincoli di protezione ambientale, la maggior parte del centinaio di pubblicazioni fa riferimento a soli 5 fiumi: Po, Adige, Tevere, Tronto e Volturno.

Probabilmente, l'esame dei soli database scientifici comporta una notevole sottostima, in quanto è verosimile che molti più ambienti di acqua dolce siano stati in realtà esaminati nel quadro dei controlli previsti per legge, ma i risultati delle relative analisi non sono mai stati pubblicati.

Nel complesso, sembra però che in Italia non esista in realtà un problema «metalli», poiché in generale i livelli raggiunti nelle acque dolci sono piuttosto contenuti. Per i 7 elementi analizzati più frequentemente, e per i quali è quindi possibile calcolare qualche statistica, le concentrazioni rilevate in 74 laghi risultano infatti inferiori ai limiti di attenzione e/o di pericolo per la vita acquatica o per la salute umana (Fig. 4). In effetti, solo in sporadici casi di documentato inquinamento di corpi idrici si è giunti a proibire le attività di pesca sportiva e/o professionale.

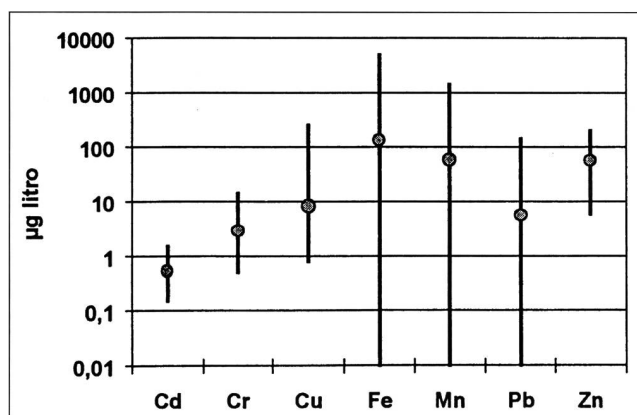


Fig. 4 - Concentrazioni medie, minime e massime (in scala logaritmica) rilevate in 74 laghi italiani per i 7 elementi metallici più investigati.

Per i corsi d'acqua, una tale statistica non è possibile perché, sebbene sporadicamente siano stati segnalati episodi di inquinamento acuto da metalli, spesso legati a cause accidentali, nella maggioranza dei casi gli elementi cercati non vengono nemmeno rilevati, in quanto presenti in concentrazioni inferiori al limite di rilevabilità strumentale.

Qualche informazione in più si ha invece per le acque potabili: anche per queste, i metalli sembrano costituire un problema solo in rari casi; infatti, secondo MARCOMINI *et al.* (1995) i parametri critici, che più facilmente superano le concentrazioni massime ammissibili, sono:

- pesticidi (acque sotterranee in Piemonte, Lombardia, Friuli Venezia Giulia, Marche; fiumi in Emilia Romagna e Toscana);
- composti organo clorurati alifatici (tetracloroetilene, tricloroetilene, 1,1,1-tricloroetano: Lombardia, Veneto, Piemonte);
- nitrati (attività agricole e/o carenze nelle infrastrutture

fognarie: Campania, Emilia Romagna, Marche, Piemonte, Veneto);

- manganese (origine naturale: Piemonte, Lombardia, Emilia Romagna, Campania);
- parametri batteriologici (sorgenti, falde, fiumi);
- metalli pesanti (corrosione delle tubazioni);
- alluminio (utilizzato come coagulante).

Anche l'Istituto Superiore di Sanità, sulla base dei risultati delle analisi dei PMP, riconosce che il rischio metalli non è così frequente, considerando che spesso metalli come ferro e manganese sono presenti in elevate quantità per cause naturali (ed infatti il Decreto Ministeriale 14/7/88 delega alle singole Regioni la facoltà di introdurre deroghe che innalzano le concentrazioni massime ammissibili nelle acque potabili per questi due metalli). Comunque, la «pagella» compilata dal l'Istituto Superiore di Sanità nel 1995 attribuisce i seguenti voti alla qualità dell'acqua potabile nelle diverse Regioni:

- Valle d'Aosta = 8;
- Piemonte = 4 (metalli pesanti, composti organo-alogenati e antiparassitari a Torino, Alessandria, Cuneo e Vercelli; ammoniaca, ferro e manganese ad Asti e Novara);
- Lombardia = 4 (antiparassitari, composti organo-alogenati e nitrati in molte falde, ad eccezione di Sondrio);
- Trentino Alto Adige = 6 (fluoro naturale);
- Veneto = 4 (ferro, solfati, manganese, nitrati);
- Friuli Venezia Giulia = 5 (ammoniaca e ferro);
- Liguria = 8 (infiltrazione acqua marina in pozzi della provincia di Imperia);
- Emilia Romagna = 7 (nitrati e metalli pesanti);
- Toscana = 7 (acqua marina nelle falde, cadmio e cromo a Firenze e Pisa);
- Umbria = 8 (ferro, manganese, ammoniaca e nitrati a volte vicino ai limiti);
- Marche = 5 (nitrati e cloruri nella fascia costiera, fenoli, tensioattivi e idrocarburi a Macerata, composti organo-alogenati ad Ancona);
- Lazio = 9 (infiltrazioni acqua marina);
- Abruzzo = 9 (contaminazioni batteriche);
- Campania = 5 (inquinanti di sintesi, fluoro);
- Puglia = 8 (infiltrazioni acqua marina);
- Basilicata = 9;
- Calabria = 7 (eccessiva clorazione);
- Sicilia = 5 (contaminazioni batteriche);
- Sardegna = 5 (richiesti molti trattamenti).

Le acque superficiali da destinare alla potabilizzazione vengono classificate, sulla base di 48 diversi parametri, in 3 diverse categorie e per essere utilizzate per il consumo umano, devono subire i seguenti trattamenti (GUIDETTI 1996):

- categoria A1: trattamento fisico semplice (es. filtrazione rapida) e disinfezione;
- categoria A2: trattamento fisico e chimico normale e disinfezione (es. preclorazione, coagulazione, flocculazione, decantazione, filtrazione, disinfezione finale);
- categoria A3: trattamento fisico e chimico spinto, affi-

nazione e disinfezione (es. clorazione al break point, coagulazione, flocculazione, decantazione, filtrazione, carbone attivo, disinfezione con ozono, clorazione finale).

Secondo questa classificazione, sulla base della presenza di metalli persino le acque del Po rientrerebbero nella categoria A1. Infatti, su 24 stazioni considerate nel periodo 1988-1990, Ba, Cr, Pb e Se non superano i valori imperativi, mentre Cu, Zn, Cd e As non raggiungono nemmeno i valori guida (PETTINE *et al.* 1991).

Quindi, generalizzando ai diversi corsi d'acqua, si potrebbe dire che, tralasciando i problemi «idraulici» (variazione di portata, torbide, ecc.) e soluzioni impiantistiche connesse, dal punto di vista chimico l'utilizzo delle acque fluviali a scopo potabile trova la sua principale limitazione non tanto nelle caratteristiche qualitative medie, ma negli occasionali superamenti delle concentrazioni massime ammissibili.

Prospettive future

L'approccio finora seguito ha portato ad una rappresentazione eccessivamente ottimistica della situazione di compromissione delle acque italiane perché numerosi tossici vengono normalmente riscontrati solo a livello di tracce nelle acque, mentre gli stessi elementi e composti tendono generalmente ad essere accumulati nei sedimenti anche in concentrazioni estremamente elevate (POWER & CHAPMAN 1992).

Inoltre, i sedimenti tendono ad integrare nel tempo gli apporti di sostanze chimiche, mentre per definizione le condizioni delle acque sono, allo stesso tempo, variabili e dinamiche.

Non a caso, un recente volume della Commissione Europea (ADRIAANSE *et al.* 1995) indica che i sedimenti sono ormai il mezzo di elezione per lo studio dei fenomeni di contaminazione da parte di fosforo (elemento eutrofizzante), metalli, PAHs, VOX, HCB, PCBs, pesticidi organoclorurati, fenoli clorurati, olii, ecc.

Considerando che una contaminazione dei sedimenti esercita effetti nocivi o indesiderati non solo sugli organismi bentonici, ma anche su tutti gli altri elementi della catena alimentare che a questi sono collegati, qualsiasi studio di ecotossicologia acquatica non può prescindere da un approfondito esame di questo comparto ambientale.

Più precisamente, è ormai evidente che la sola analisi chimica dei sedimenti non consente di stabilire con sicurezza quali sono, o potrebbero essere, gli effetti a carico degli organismi esposti a sedimenti contaminati. Innanzi tutto, in generale è possibile effettuare le determinazioni quantitative solo per circa 30-40 sostanze, mentre sono più di 100.000 i prodotti chimici che potrebbero essere presenti nell'ambiente. In secondo luogo, nessuna metodologia chimica è in grado di stabilire con sicurezza qual è, sul totale presente, la frazione realmente biodisponibile e quindi in grado di interagire con il biota (LANDRUM & ROBBINS 1990).

Per questo, è stato spesso suggerito per lo meno di affiancare alle indagini chimiche anche studi di tipo biologico: purtroppo, questo tipo di studi è particolarmente complesso, poiché i livelli dell'organizzazione biologica ed i tempi di risposta dei sistemi viventi sono estremamente diversificati (Fig. 5).

Come sottolineato da BURTON (1991), la sensibilità di questi sistemi sembra essere inversamente correlata alla loro rilevanza ecologica: gli studi a livello sub-cellulare, ad esempio, sono estremamente importanti per stabilire i meccanismi di azione dei tossici, e quindi per evidenziare relazioni di causa ed effetto tra presenza di contaminanti e risposte metaboliche e/o fisiologiche. Tuttavia, è poi estremamente difficile estrapolare i risultati di tali ricerche ai casi concreti ed arrivare ad esprimere un giudizio sul reale rischio per gli ambienti considerati.

Una possibile soluzione al problema è stata illustrata da CHAPMAN (1990) nel metodo della «Triade della Qualità dei Sedimenti»: in pratica, Chapman arriva alla conclusione che, per poter interpretare in chiave ecosistemica

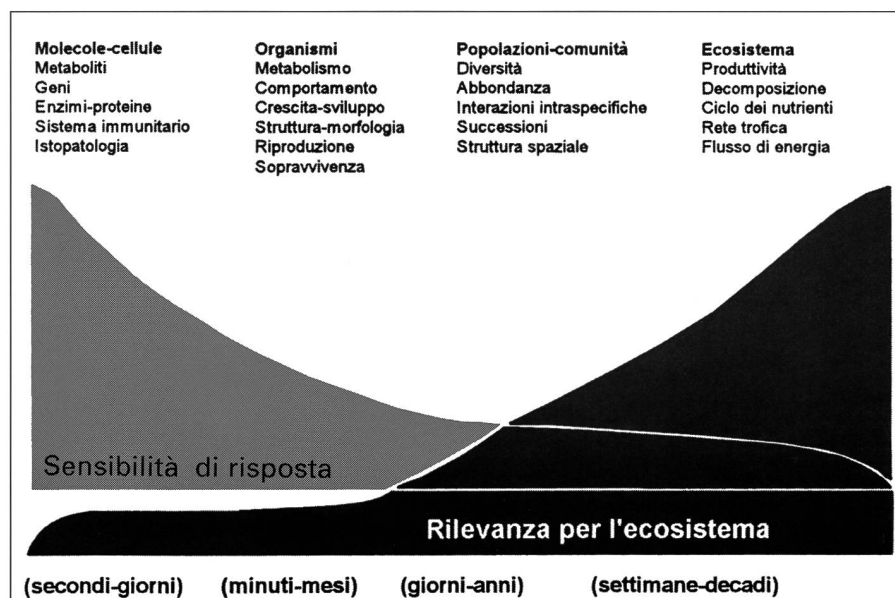


Fig. 5 - Relazioni generali tra endpoint biologici, sensibilità ai tossici, rilevanza per l'ecosistema e tempo di risposta (tratta da BURTON 1991, modificata).

le ricerche di ecotossicologia acquatica, è necessario combinare assieme gli studi sulla chimica dei sedimenti, sulla loro tossicità e sulle alterazioni delle comunità residenti. Ciascuno di questi approcci è stato criticamente esaminato da numerosi autori, tra i quali GIESY & HOKE (1990), BURTON (1991; 1992) e CAIRNS *et al.* (1992), che ne hanno messo in evidenza pregi e difetti; purtroppo, lo stesso Chapman (CHAPMAN *et al.* 1992; POWER & CHAPMAN 1992) è poi giunto alla conclusione che anche il sistema della Triade non è sufficiente a caratterizzare completamente la rete di interazioni tra tossici e biota. Sarebbe infatti necessario integrare questi studi con ricerche anche sulla chimica dei tessuti degli organismi, nonché sulla loro patologia, poiché spesso effetti indesiderati sugli organismi possono essere dovuti a fenomeni di bioaccumulo e/o di generale indebolimento dei meccanismi di difesa nei confronti dei patogeni: l'esempio classico è quello dei fenomeni di eutrofizzazione, che possono facilmente incrementare la morbilità ittica.

Ma il «difetto» più grosso è che, comunque sia, gli studi di laboratorio da soli non bastano e devono essere validati sul campo. Infatti, per il semplice fatto che i campioni, una volta prelevati e trasportati in laboratorio, sono soggetti a condizioni fisico-chimiche (luce, temperatura, potenziale redox, ecc.) diverse da quelle originali, la ripartizione liquido-solido e le caratteristiche di reattività dei potenziali tossici possono subire alterazioni anche rilevanti.

Per questo, sono stati recentemente proposti numerosi metodi di studio della tossicità *in situ*, che prevedono quindi una esposizione di organismi test direttamente nell'ambiente allo studio, con una minima o nulla alterazione delle condizioni esterne.

Test *in situ*

Una prima applicazione è una diretta derivazione del metodo della bottiglia chiara e scura, largamente impiegato negli studi sulla produzione primaria fitoplanctonica; MUNAWAR *et al.* (1989), ad esempio, hanno utilizzato questa tecnica per determinare *in situ* la tossicità nei confronti del fitoplancton delle acque dei Great Lakes.

In teoria, lo stesso metodo può essere applicato anche allo zooplancton ed essere esteso a studi sul bioaccumulo (chimica dei tessuti) e sulla patologia degli organismi utilizzati.

Allo stesso modo, possono poi essere utilizzati anche i

pesci, sospendendoli in acqua o ponendoli a contatto dei sedimenti in apposite gabbie (MAC *et al.* 1990).

Ma l'esempio più noto è certamente quello del «mussel watch», che prevede l'utilizzo di molluschi acquatici (WIDDOWS *et al.* 1981). Questa tecnica consente di rilevare facilmente effetti tossici e fenomeni di bioaccumulo per una serie di tossici, semplicemente trapiantando i molluschi, in apposite reti, da allevamenti o siti di riferimento a siti potenzialmente contaminati che si intendono studiare.

KRAMER *et al.* (1989) hanno addirittura realizzato un apparecchio che registra automaticamente la frequenza di apertura e chiusura delle valve, utilizzata quale indice dello stress a cui è sottoposto il mollusco.

In alternativa agli organismi animali, è poi possibile utilizzare anche vegetali acquatici, ad esempio i muschi, particolarmente adatti per studi sul bioaccumulo (MOUVET 1989).

Anche gli studi sulla struttura della comunità bentonica, e quindi eventuali alterazioni indotte dalla contaminazione dei sedimenti, possono essere studiate *in situ*, ad esempio utilizzando il metodo dei substrati di colonizzazione del tipo suggerito dalla Norma Internazionale ISO 9391.

Lo strumento più completo rimane comunque il cosiddetto «mesocosmo» (ODUM 1984; SETAC-Europe 1991); isolando opportunamente una porzione dell'ambiente allo studio è infatti possibile effettuare direttamente sul posto studi di dinamica di popolazione, test di tossicità, ricerche sul bioaccumulo e sulla patologia. Poiché il corretto impiego di questa tecnica impone che il mesocosmo includa i sedimenti (SETAC-Europe 1991), anche la chimica di questo comparto può dunque essere tenuta in considerazione.

Purtroppo, questa tecnica è estremamente complessa (e costosa), limitandone fortemente l'applicazione; inoltre, proprio per le difficoltà inerenti al suo impiego di routine, raramente è possibile compiere gli esperimenti con un numero adeguato di repliche.

È dunque desiderabile sviluppare nuove metodologie, specificatamente studiate per effettuare test di tossicità *in situ*. Essenzialmente, queste prevedono di realizzare opportuni contenitori, con aperture coperte da una rete, che possano contenere gli organismi test desiderati ed essere posizionate a contatto dei sedimenti (SASSON-BRICKSON & BURTON 1991; SNYDER-CONN 1993; BAUDO *et al.* 1995;

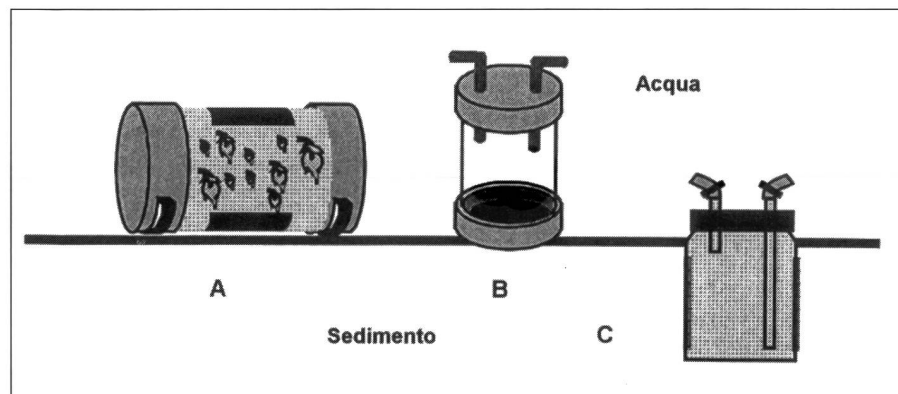


Fig. 6 - Esempi di camere per la determinazione della tossicità *in situ* (A = BAUDO 1995; B = SASSON-BRICKSON & BURTON 1991; C = SKALSKI *et al.* 1990)

ROSSI *et al.* 1998; SCHULZ & LIESS 1999; PEREIRA *et al.* 1999; SIBLEY *et al.* 1999), o addirittura essere inserite al loro interno (SKALSKI *et al.* 1990; Fig. 6). La presenza di una rete ottiene lo scopo di trattenere gli organismi all'interno del contenitore, senza però impedire il flusso bidirezionale di soluti (e particelle di dimensioni inferiori alle maglie della rete).

Queste tecniche sono state utilizzate ad esempio per studiare *in situ* la tossicità dei sedimenti del lago d'Orta (ROSSI *et al.* 1998), dopo il trattamento di liming effettuato per ridurre od eliminare la presenza di metalli e neutralizzare l'acidità delle acque (MOSELLO & CALDERONI 1990; CALDERONI *et al.* 1992). In questo caso, la tossicità *in situ* nei confronti di *Daphnia magna* è risultata essere molto superiore a quella evidenziata con diversi test di laboratorio (Microtox, Thamnotokit, Rototokit, germinazione ed allungamento radicale di semi diversi), effettuati con campioni di acqua, acqua interstiziale e sedimenti del lago d'Orta.

Ad una conclusione analoga erano del resto giunti anche SASSON-BRICKSON & BURTON (1991), che hanno rilevato differenze significative tra test *in situ* e di laboratorio, poiché nel loro caso si era in presenza di tossici fotodegradabili ed i test di laboratorio risentivano della manipolazione, e quindi esposizione alla luce, dei campioni.

In definitiva, i test di tossicità *in situ* si propongono come buoni candidati per consentire di arrivare ad una realistica interpretazione delle condizioni di contaminazione di un dato ecosistema. Naturalmente, per poter risalire alle relazioni di causa ed effetto, è però necessario completare lo studio con le opportune analisi chimiche e biologiche, ed eventualmente con test di tossicità in laboratorio. Tuttavia, sembrerebbe logico iniziare tale studio con i test di tossicità *in situ*, e passare alle altre fasi solo se e quando i risultati dello screening preliminare ne indichino la necessità, fino ad arrivare ai complessi schemi di identificazione dei tossici presenti. La principale limitazione è costituita dalla necessità di lavorare a profondità limitate, accessibili da una imbarcazione o tramite operatori subacquei; purtroppo, attualmente questa difficoltà può essere superata solo utilizzando costosi e complessi sistemi telecomandati o sommergibili appositamente attrezzati.

La diffusione di questo tipo di ricerche è comunque auspicabile, per arrivare a definire tecniche standardizzate. E, dando libero sfogo alla fantasia, sarà forse possibile sviluppare analoghe metodiche per una determinazione *in situ* anche dei parametri fisici, chimici e biologici per una completa interpretazione delle condizioni esistenti.

BIBLIOGRAFIA

ADRIAANSE M., NIEDERLÄNDER H.A.G. & STORTELDER P.B.M.. 1995. *Monitoring water quality in the future*. Vol. 1. Chemical monitoring. Min. Housing, The Netherlands: 100 pp.

BAUDO R., CAMUSSO M. & MUNTAU H. 1992. Survey of research activity on trace elements in Italian surface waters. *Mem. Ist. Ital. Idrobiol.*, 50: 457-480.

BAUDO R., BELTRAMI M., ROSSI, D., GRONDA A., ABDEL-MONEM A.M., & BURTON G.A. 1995. Sediment toxicity testing of lake Orta after liming. *2nd SETAC World Congress*, Vancouver, 5-9 November 1995.

BOWEN H.J.M. 1979. *Environmental chemistry of the elements*. Academic Press London New York Toronto Sidney San Francisco: 333 pp.

BURRELL D.C. 1974. *Atomic spectrometric analysis of heavy metal pollutants in water*. Ann Arbor Science: 331 pp.

BURTON G.A. 1991. Assessing Toxicity of Freshwater Sediments. *Environ. Toxicol. Chem.*, 10: 1585-1627.

BURTON G.A., Jr. 1992. *Sediment Toxicity Assessment*. Lewis Publ.: 457 pp.

CAIRNS J., NIEDERLEHNER B.R. & SMITH E.P. 1992. The Emergence of Functional Attributes as Endpoints in Ecotoxicology. In: Burton G.A. (Ed.). *Sediment Toxicity Assessment*. Lewis Publ.: 111-128.

CALDERONI A., MOSELLO R. & RUGGIU D. 1992. Sixty years of limnology on Lago d'Orta: a case history of recovery from heavy pollution. *Mem. Ist. Ital. Idrobiol.*, 50: 201-223.

CHAPMAN P.M. 1990. The Sediment Quality Triad Approach to Determining Pollution-Induced Degradation. *Sci. Tot. Environ.*, 97-8: 815-825.

CHAPMAN P.M., POWER E.A. & BURTON G.A. 1992. Integrative Assessments in Aquatic Ecosystems. In: Burton G.A. (Ed.). *Sediment Toxicity Assessment*. Lewis Publ.: 313-340.

FÖRSTNER U. 1990. Inorganic Sediment Chemistry & Elemental Speciation. In: Baudo R., Giesy J. & Muntau H. *Sediments: Chemistry and Toxicity of In-Place Pollutants*. Lewis Publ.: 61-105.

GAGGINO G.F. & CAPPELLETTI E. 1984. *Catasto dei laghi italiani*. Quaderni IRSA, 72: 974 pp.

GIESY J.P. & HOKE R.A. 1990. Freshwater Sediment Quality Criteria: Toxicity Bioassessment. In: Baudo R., Giesy J. & Muntau H. *Sediments: Chemistry and Toxicity of In-Place Pollutants*. Lewis Publ.: 265-348.

GUIDETTI L. 1996. La balneazione ed il possibile utilizzo a scopo potabile delle acque del Lago Maggiore. *Documenta Ist. Ital. Idrobiol.*, 56: 31-48.

ISTAT. 1984. *Statistiche Ambientali*. ISTAT, Roma: Vol. 1, 140 pp.

KRAMER K.J., JENNER H.A. & DE ZWART D. 1989. The valve movement response of mussels: a tool in biological monitoring. *Hydrobiologia*, 188/189: 433-443.

LANDRUM P.F. & ROBBINS J.A. 1990. Bioavailability of Sediment-Associated Contaminants to Benthic Invertebrates. In: Baudo R., Giesy J. & Muntau H. (Eds.). *Sediments: Chemistry and Toxicity of In-Place Pollutants*. Lewis Publ.: 237-263.

LEPPARD G.G. 1983. Trace element speciation and the quality of surface waters; An introduction to the scope for research. In: Leppard G.G. (Ed.). *Trace element speciation in surface waters and its ecological implications*. Plenum Press New York and London: 1-15.

LEPPARD G.G. & BURNISON B.K. 1983. Bioavailability, trace elements association with colloids and an emerging interest in colloidal organic fibrils. In: G.G. Leppard (Ed.). *Trace element speciation in surface waters and its ecological implications*. Plenum Press New York and London: 105-122.

MAC M.J., NOGUCHI G.E., HESSELBERG R.J., EDSALL C.D., SHOE-SMITH J.A. & BOWKER J.D. 1990. A bioaccumulation bioassay for freshwater sediments. *Environ. Toxicol. Chem.*, 9: 1405-1414.

MARCOMINI A., ALTISSIMO L., BERETTA G.P., CONIO O., FRAN-CANI V., MEUCCI L., NAVAZIO G., RIGANTI V. & ZAVATTI A. 1995. La difesa dell'acqua potabile. In: Bertini I., Cipollini R. & Tundo P. (a cura di). *La protezione dell'ambiente in Italia*. Società Chimica Italiana: 403-477.

MOSELLO R. & CALDERONI A. 1990. Pollution and Recovery of Lake Orta (Northern Italy). In: Baudo R., Giesy J. & Muntau

- H. *Sediments: Chemistry and Toxicity of In-Place Pollutants*. Lewis Publ.: 349-363.
- MOUVET C. 1989. *Utilisation des mousses aquatiques pour la surveillance de la pollution des milieux aquatiques par les métaux lourds et les micropolluants organiques*. Lab. Ecologie, Univ. Metz: 149 pp.
- MUNAWAR M., MUNAWAR I.F. & LEPPARD G.G. 1989. Early warning assays: an overview of toxicity testing with phytoplankton in the North American Great Lakes. *Hydrobiologia*, 188/189: 237-246.
- ODUM E.P. 1984. The mesocosm. *Bioscience*, 34: 558-562.
- PEREIRA A.M.M., SOARES A.M.V.M, GONÇALVES F. & RIBEIRO R. 1999. Test chambers and test procedures for in situ toxicity testing with zooplankton. *Environ. Toxicol. Chem.*, 18: 1956-1964.
- PETTINE M., CAMUSSO M., COGLIATI N., FERRARA R., MARTINOTTI W., MASERATI E. & MASTROIANNI D. 1991. Fattori di variazione della concentrazione dei metalli. In: *La qualità delle acque del Fiume Po negli anni '90. Atti del Convegno*, Ferrara 18-20 aprile 1991: 3.1-3.50.
- POWER E.A. & CHAPMAN P.M. 1992. Assessing Sediment Quality. In: Burton G.A. (Ed.). *Sediment Toxicity Assessment*. Lewis Publ.: 1-18.
- ROSSI D., BAUDO R., BELTRAMI M., CONTESINI M. & PRANZO A. 1998. Valutazione della tossicità dei sedimenti del Lago d'Orta mediante esposizione di organismi *in situ* e test di laboratorio. *Acqua e Aria*, 6/98: 105-115.
- SASSON-BRICKSON G. & BURTON G.A. Jr. 1991. In situ and Laboratory Sediment Toxicity Testing with *Ceriodaphnia dubia*. *Environ. Toxicol. Chem.*, 10: 201-201.
- SCHULZ R. & LIESS M. 1999. Validity and ecological relevance of an active in situ bioassay using *Gammarus pulex* and *Limnephilus lunatus*. *Environ. Toxicol. Chem.*, 18: 2243-2250.
- SETAC-Europe. 1991. *Guidance document on Testing Procedures for Pesticides in Freshwater Static Mesocosms*. Workshop 3-4 July 1991, Monks Wood Exp. St., UK.
- SIBLEY P.K., BENOIT D.A., BALCER M.D., PHIPPS G.L., WEST C.W., HOKE R.A. & ANKLEY G.T. 1999. In situ bioassay chamber for assessment of sediment toxicity and bioaccumulation using benthic invertebrates. *Environ. Toxicol. Chem.*, 18: 2325-2336.
- SKALSKI C., FISHER R. & BURTON G.A., Jr. 1990. An In situ Interstitial Water Toxicity Test Chamber. *Abstr. Annu. Meet. SETAC*, Arlington, VA. P058, p. 132.
- SNYDER-CONN E. 1993. *In Situ Toxicity Testing with Locally Collected Daphnia*. U.S. Dept. Interior, Fish and Wildlife Service, Biol. Rep. 15: 14 pp.
- WIDDOWS J., PHELPS D.K. & GALLOWAY W. 1981. Measurement of physiological condition of mussels transplanted along a pollution gradient in Narragansett Bay. *Mar. Environ. Res.*, 4: 181-194.
- WOOD J.M. 1974. Biological cycles for toxic elements in the environment. *Science*