Zeitschrift: Bollettino della Società ticinese di scienze naturali

Herausgeber: Società ticinese di scienze naturali

Band: 88 (2000)

Anhang: Ambiente e acqua : atti congressuali

Nutzungsbedingungen

Die ETH-Bibliothek ist die Anbieterin der digitalisierten Zeitschriften auf E-Periodica. Sie besitzt keine Urheberrechte an den Zeitschriften und ist nicht verantwortlich für deren Inhalte. Die Rechte liegen in der Regel bei den Herausgebern beziehungsweise den externen Rechteinhabern. Das Veröffentlichen von Bildern in Print- und Online-Publikationen sowie auf Social Media-Kanälen oder Webseiten ist nur mit vorheriger Genehmigung der Rechteinhaber erlaubt. Mehr erfahren

Conditions d'utilisation

L'ETH Library est le fournisseur des revues numérisées. Elle ne détient aucun droit d'auteur sur les revues et n'est pas responsable de leur contenu. En règle générale, les droits sont détenus par les éditeurs ou les détenteurs de droits externes. La reproduction d'images dans des publications imprimées ou en ligne ainsi que sur des canaux de médias sociaux ou des sites web n'est autorisée qu'avec l'accord préalable des détenteurs des droits. En savoir plus

Terms of use

The ETH Library is the provider of the digitised journals. It does not own any copyrights to the journals and is not responsible for their content. The rights usually lie with the publishers or the external rights holders. Publishing images in print and online publications, as well as on social media channels or websites, is only permitted with the prior consent of the rights holders. Find out more

Download PDF: 01.11.2025

ETH-Bibliothek Zürich, E-Periodica, https://www.e-periodica.ch

PARTE IV
Ambiente e acqua: atti congressuali

In questa parte del Bollettino vengono riportati:

a) il riassunto delle conferenze organizzate dall'Associazione Carlo Cattaneo
col patrocinio del Consolato Generale d'Italia a Lugano,
in occasione dell'incontro del 10 marzo 1999, sul tema:
La gestione ambientale alle soglie del terzo millennio

b) i contributi presentati durante il congresso annuale
dell'Accademia svizzera delle scienze naturali,
il 14 ottobre 1999, nel simposio:
Utilizzazione durevole dell'acqua - aspetti regionali e globali

Il problema dell'acqua

Raffaele Peduzzi

Dir. Istituto Cantonale Batteriosierologico e Laboratoire d'Écologie Microbienne (Università di Ginevra), via Giuseppe Buffi 6, CH-6904 Lugano

Il contributo è articolato in due parti:

- nella prima parte si esamina la disponibilità ed i nuovi usi della **risorsa idrica**, tenendo presente sia la **crescita demografica** che le conseguenze derivanti dal comportamento umano, evidenziabili mediante esempi pratici;
- nella seconda parte vengono analizzate le risposte a livello di ambiente e le **capacità disinquinanti** esistenti legate ai **micro-organismi** ed alla potenzialità biologica associata alle nuove bio-tecnologie

Fa seguito una **conclusione** che pone il problema ambientale nel binomio scienza e politica.

DISPONIBILITÀ E NUOVI USI

Disponibilità idrica e crescita demografica

È opinione corrente negli ambienti scientifici che la disponibilità della risorsa idrica rappresenta il problema più importante del ventunesimo secolo. In altre parole, a livello planetario, l'ampiezza del problema dell'acqua supera tutti gli altri problemi ambientali. La difficoltà di gestione di una risorsa indispensabile alla vita ed insostituibile, (che esiste in quantità determinata e limitata nel senso matematico del termine) può essere tratteggiata nel modo seguente:

l'acqua dolce accessibile rappresenta solo lo 0.26% dell'acqua del Pianeta. Il 2.24% è acqua dolce ma non direttamente accessibile in quanto si trova sottoforma di calotte polari ed acque sotterranee profonde, mentre ben il 97.5% è rappresentato da acqua salata (Fig. 1).

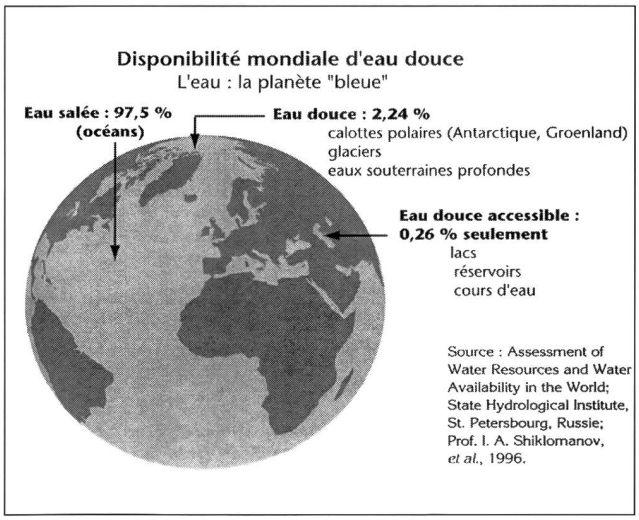


Fig. 1 - La disponibilità mondiale d'acqua dolce.

La gestione inoltre deve tener conto della situazione attuale, dove 1,4 miliardi di esseri umani non hanno accesso all'acqua potabile, a causa di una distribuzione non equa sulla Terra.

Inoltre le prospettive non indicano certo un miglioramento.

Il Manifesto dell'acqua elaborato da Riccardo Petrella (Presidente del gruppo di Lisbona e segretario del Comitato per il contratto mondiale dell'acqua) prevede che il numero di persone non aventi accesso all'acqua potabile nel 2025 si eleverà a più di 3 miliardi (che corrisponderà quasi alla metà della popolazione mondiale). Bisogna rilevare che la Divisione della popolazione dell'ONU ha stimato per l'anno 2025 l'effettivo dell'umanità a 8.2 miliardi. Queste stime della popolazione sono attendibili in quanto nel 1958 lo stesso servizio aveva previsto per l'anno 1980: 4.220 miliardi di esseri umani (effettivo 4.453) e per il 1990: 5.140 miliardi (effettivo 5.201), quindi con delle variazioni minime tra i censimenti e le valutazioni previsionali.

Il manifesto dell'acqua ideato dal Comitato promotore mondiale per l'acqua presieduto da Mario Soares è gestito da Riccardo Petrella.

Anche nel «Courrier de l'Unesco» con un editoriale di sintesi, Federico Mayor (direttore generale dell'Unesco) puntualizza in un articolo dal titolo «Per un'etica dell'acqua» l'eccessivo sfruttamento che l'umanità sempre più numerosa fa dell'acqua. Analizza la risorsa collettiva, indicando i segnali dell'allarme in modo evidente:

- le falde freatiche sono esauste
- l'inquinamento e la desertificazione sono crescenti
- il prosciugamento dei corsi d'acqua e dei laghi è sempre più frequente

Nel recente fascicolo «Soulager la planète» nel capitolo «l'acqua bene comune dell'umanità» il concetto viene riassunto nel modo seguente: «la quantità dell'acqua non può né diminuire (come il petrolio, il gas o le risorse non rinnovabili), né aumentare, (come la produzione agricola)... Si tratta dunque di un volume in costante reciclo, ma definito – per giunta – compromesso dagli inquinamenti e che è oggetto di una richiesta in crescita permanente».

Nel 50° anniversario dei diritti dell'uomo si erano affacciati in modo giustificato due nuovi diritti intimamente

legati tra di loro: il **diritto all'acqua potabile** ed il **diritto alla salute**. Infatti la direttrice dell'OMS invitava la comunità internazionale a riconoscere la salute come diritto umano fondamentale. Questo diritto è reso possibile solo se l'organismo umano vive in un ambiente non inquinato. Situazione enunciata nel modo seguente: «il diritto all'acqua è un diritto inalienabile individuale e collettivo». Infatti, sempre secondo l'OMS 1/3 della popolazione mondiale soffre di malattie imputabili alla contaminazione dell'acqua potabile.

È chiaro che la «Dichiarazione universale dei diritti dell'uomo» andrebbe completata in diversi modi, come riassunto alla Fig. 2.

1948/1998
50° Anniversario della dichiarazione universale dei diritti dell'uomo

"LA SALUTE COME DIRITTO UMANO FONDAMENTALE"

Gro Harlem Brundtland - Dir. gen. OMS (Info 8.12.1998)

"IL DIRITTO ALL'ACQUA È UN DIRITTO INALIENABILE INDIVIDUALE E COLLETTIVO"

UNESCO 1999, No. febbraio di «Le Courrier»

Fig. 2 - 1948/1998, 50° Anniversario della dichiarazione universale dei diritti dell'uomo.
«La Salute come diritto umano fondamentale»
«Il diritto all'acqua è un diritto inalienabile individuale e collettivo».

Sembrava acquisito che la dichiarazione universale dei diritti dell'uomo fosse incompleta senza questi due postulati. Purtroppo il secondo foro mondiale dell'acqua apertosi all'Aia il 17 marzo 2000 non è riuscito a statuire sul diritto all'acqua potabile ed in conclusione si è raggiunto un accordo: il bisogno dell'acqua viene riconosciuto per tutti gli esseri umani, ma non il diritto. Comunque il foro internazionale dell'Aia ha avuto lo scopo di attirare l'attenzione dell'opinione pubblica e dei dirigenti nel mondo intero sulla penuria d'acqua che sta aggravandosi e diventerà sempre più grave nel corso del ventunesimo secolo.

Nuovi usi dell'acqua ⇨ Nuove implicazioni igienico-sanitarie

Le nuove utilizzazioni dell'acqua, come ad esempio le installazioni di climatizzazione e gli umidificatori, hanno generato nuove implicazioni igienico-sanitarie, aumentando il rischio di contaminazione microbiologico.

Infatti in questi anni, si è constatato che «nuove malattie», causate da batteri opportunisti con un habitat acquatico, sono sempre più frequenti. In particolare bisogna rilevare:

- la creazione di nuove nicchie ecologiche favorevoli alla proliferazione di batteri, in particolare di germi con una patologia emergente come ad esempio la *Legionella*
- la modifica della relazione tra l'uomo e l'acqua ha provocato l'aumento della frequenza di contatto tra batteri e uomo, fino ad una soglia suscettibile di generare una malattia

Scegliendo la legionellosi come esempio di nuova malattia legata ad ambienti idrici particolari, vale la pena di tratteggiare la storia e le circostanze della sua apparizione.

Il battere *Legionella pneumophila* è stato isolato per la prima volta in occasione di un'epidemia di polmoniti acute, insorte tra gli ex-combattenti che partecipavano al convegno dell'»American Legion» a Filadelfia nel luglio del 1976.

La legionellosi porta anche il nome di «Morbo del legionario» proprio a causa di questa inattesa apparizione epidemica, dove furono constatati 149 casi di pneumopatie gravi e registrati 29 decessi in meno di quindici giorni. La fonte del contagio è risultata essere il sistema di climatizzazione dell'albergo dove avevano soggiornato i partecipanti, i quali si erano contaminati tramite l'inalazione di aerosol, costituiti d'acqua inquinata dal battere.

La *«Legionella»* è rimasta nell'anonimato fino al 1976 a causa delle sue esigenze ecologiche particolari ed uniche nell'ambiente naturale, dove vive in simbiosi con dei protozoi nei biofilm, sulle pareti delle condutture e dei bacini.

Si reputa che da sempre la *«Legionella»* sia stata presente nell'ambiente naturale; l'uomo coesisteva con la *«Legionella»* senza particolari inconvenienti. Solo recentemente, a causa del progresso tecnologico che le ha fornito i mezzi per «amplificarsi» e trasmettersi sottoforma di aerosol all'uomo, il germe ha potuto esprimere la sua patogenicità. Citando P.A.D. Grimont dell'Institut Pasteur di Parigi «Abbiamo dovuto attendere l'era delle climatizzazioni per constatare il potere patogeno della *Legionella*».

L'utilizzo dell'acqua per le diverse attività umane attuali e soprattutto nelle situazioni «distensive» (fontane decorative, vasche da «ribollizione», idromassaggi), di cura (terapie respiratorie, nebulizzatori non correttamente gestiti) e climatizzazione (torri di raffreddamento, acque di condensazione, umidificatori), permette la diffusione di *Legionella* sottoforma di aerosol che favoriscono la trasmissione all'uomo. Il serbatoio principale è l'acqua e non è conosciuta una trasmissione interumana (da persona a persona).

Epidemiologicamente constatiamo delle situazioni a rischio che si ripetono, come ad esempio l'insorgenza di legionellosi registrata in Olanda all'inizio del 1999: un nebulizzatore utilizzato durante un'esposizione floreale ha contaminato 226 persone, provocando 21 decessi. Una situazione analoga si era già prodotta nel 1990 in Luisiana, in un negozio di alimentari: un nebulizzatore che spruzzava dell'acqua sottoforma di aerosol sui prodotti esposti (nell'intento di tenere freschi frutta e legumi) aveva provocato tra i clienti 32 casi di legionellosi, con due decessi confermati.

I problemi legati alla gestione dell'acqua non sono mai risolti definitivamente, anche nei paesi industrializzati con igiene avanzata. La contaminazione dell'acqua da germi

dei quali si ignorava persino l'esistenza, come nel caso della *Legionella* (appunto sconosciuta fino al 1976) e le nuove utilizzazioni (climatizzazioni) amplificano il ruolo dell'acqua nella diffusione di patogeni emergenti.

Nuovi comportamenti umani ⇨ Risorgenze di patologie

Proseguendo con le esemplificazioni pratiche, il nostro discorso sugli aspetti sanitari della gestione dell'acqua può essere completato con il riscontro clinico di un'elmintiasi proveniente dal Lago Maggiore.

Infatti, sempre legata a dei cicli idrici e dovuta a comportamenti alimentari, si è pure constatata la risorgenza di malattie che si reputavano scomparse, come ad esempio la botriocefalosi. Anche in questo caso i nuovi mutamenti nella relazione con il corpo idrico hanno provocato la risorgenza di malattie legate all'acqua, in popolazioni che ne erano protette.

La Botriocefalosi è una malattia dovuta a *Diphyllobothrium latum* che negli anni '80 veniva considerata praticamente scomparsa o in via di eradicazione dalle regioni dei laghi subalpini in Svizzera, Italia e Francia.

Negli ultimi anni è stato invece possibile segnalare più di 30 casi accertati di botriocefalosi umana sulla base del reperimento di uova di botriocefalo (*Diphyllobothrium latum*) nell'analisi coprologica effettuata presso l'Istituto cantonale batteriosierologico di Lugano. L'inchiesta epidemiologica ha permesso di stabilire che i pazienti infestati da questo cestode abitavano nella regione del Lago Maggiore ed avevano consumato pesce indigeno crudo (R. PEDUZZI, 1990). Inoltre, le segnalazioni provenienti dalle aree dei grandi laghi subalpini del nord Italia e dell'altipiano svizzero, sia di casi umani che dell'accertata presenza di larve plerocercoidi nei pesci, costituiscono la prova che il ciclo del botriocefalo si compie anche in questi corpi d'acqua (R. PEDUZZI, 1993; M. GOLAY, 1995).

Le indagini attualmente in corso sui laghi italo-svizzeri (Lago Maggiore e Lago di Lugano) svolte in collaborazione con l'Università degli studi di Milano, permettono un'analisi sistematica dell'infestazione dei pesci.

I risultati preliminari evidenziano un grado di infestazione assai elevato (9.4%) del pesce persico (*Perca fluviatilis*) del Lago Maggiore e l'assenza di pesci infestati nel Lago di Lugano (P. BONINI et al., 1996).

RISPOSTE MICROBIOLOGICHE

Microbi disinquinanti e colture energetiche

Nella lotta per la salvaguardia dell'ambiente idrico e dell'ambiente più in generale, si possono evidenziare le potenzialità biologiche che attualmente sono a disposizione ed a livello sperimentale funzionano da qualche decennio.

Si tratta di vere e proprie tecnologie a base biologia e specialmente la microbiologia può fornire delle risposte molto valide alle crisi che stiamo attraversando: la crisi **ambientale**, la crisi **ergetica** e la crisi **alimentare**.

Sostanze inquinanti difficilmente degradabili possono essere attaccate da batteri «specializzati». La capacità dei micro-organismi di degradare gli idrocarburi è nota da tempo. Ad esempio già a partire dagli anni '70 una ricca serie di ricerche ha dimostrato l'efficacia di batteri e di funghi microscopici nella digestione del petrolio.

Nella tabella vengono riportati le specie con queste proprietà (Fig. 3). La risposta microbiologica porta, in tempi lunghi, al disinquinamento; tuttavia in determinate circostanze, l'uomo può accelerare questo processo naturale.

Lista di microorganismi con capacità biodegradative sugli idrocarburi

LIEVITI	*Torulopsis*	
	Monilia	
	Candida	
	Rhodotorula	
FUNGHI FILAMENTOSI	***Aspergillus***	
	Fusarium	
	Botrytis	
	Mucor	
	Penicillium	
	Trichoderma	
BATTERI	*Mycobacterium (M. rhodochrous)*	
	Pseudomonas (P. aeruginosa)	
	Achromobacter	
	Corynebacterium	
	Arthrobacter	
	Flavobacterium	**Amoco-Cadiz**
	Moraxella	**Amoco-Cadiz**
	Acinetobacter	**Amoco-Cadiz**

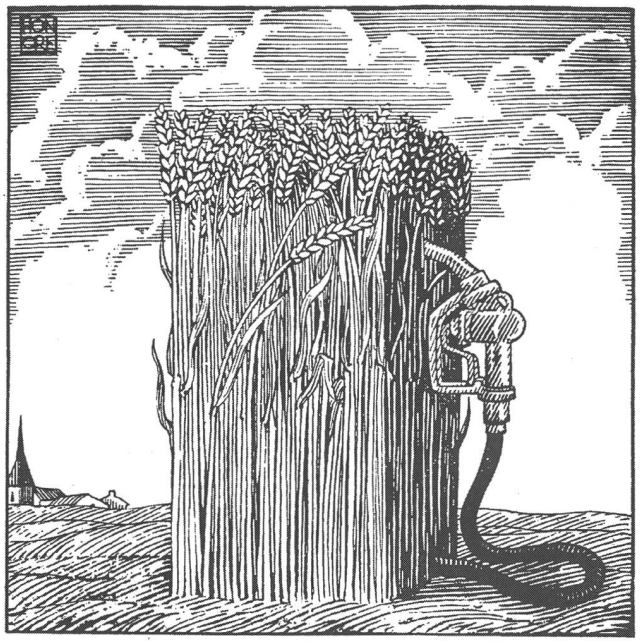
Fig. 3 - Lista dei microorganismi con capacità biodegradative sugli idrocarburi.

I batteri possiedono un metabolismo i cui enzimi possono degradare per esempio gli idrocarburi, i fenoli ed altre sostanze tossiche che finiscono nell'acqua e nel suolo, anche dopo incidenti di navigazione o incidenti di trivellazione.

La biodegradazione è certamente la risposta dell'ecosistema a questo tipo di inquinamento.

A dimostrazione delle grandi potenzialità disinquinanti del metabolismo microbico si possono citare gli inquinamenti di Seveso e di Schweizerhalle (Basilea), che hanno coinvolto tutta l'opinione pubblica. Anche in occasione di questi disastri ecologici è stato possibile mettere in evidenza dei ceppi batterici che degradano la diossina ed i composti di mercurio. Micro-organismi attivi in laboratorio, nel terreno e nelle acque, dove gli inquinanti sono stati sversati.

Anche i biocarburanti vanno menzionati in quest'ordine di idee di sfida biologica. Solo per portare un esempio si possono citare le colture delle «*plantes à pétrole*», come le colture energetiche di un'alga della specie *Botryococcus braunii*. Si tratta di un'alga ad alti tenori di idrocarburi in quanto il suo peso è costituito dal 15% fino al 75% di idrocarburi. Il livello di sfruttamento che si può raggiungere



con queste alghe in colture effettuate in grandi bacini posti all'aperto in condizioni naturali è di 60 tonnellate di idrocarburi per ettaro e per anno.

Anche il lievito *Candida lipolytica* può essere coltivato sugli idrocarburi per la produzione di proteine.

Il funzionamento di un filtro batterico

Il lago di Cadagno costituisce il solo ecosistema acquatico naturale in Svizzera con un considerevole sviluppo di batteri «filtranti» a 10-12 metri di profondità.

Lo studio del funzionamento di un filtro batterico costituito da *Chromatium okenii* che metabolizza un composto tossico come l'idrogeno solforato (H_2S) risulta estremamente interessante. Ad esempio se nel Lago di Cadagno nella zona di transizione tra i due strati d'acqua di salinità diversa non ci fosse il filtro batterico, l'idrogeno solforato ed altri composti nocivi (come il metano e l'ammoniaca) invaderebbero le acque superficiali.

Ma vediamo perché questo filtro disinquinante si sviluppa nel lago di Cadagno. Le acque del Lago presentano una rara stratificazione permanente dovuta ad un fenomeno naturale. Questo fenomeno, definito in gergo tecnico «meromissi» (mai o solo in parte miscelato), può essere studiato con la stessa ampiezza solo in rari laghi della Terra, fra i quali il Lago del Faro (Messina). Lo strato inferiore dell'acqua del Lago di Cadagno è ricco di sali disciolti provenienti da sorgenti solforose sottolacustri ed è separato da quello superiore, normalmente ossigenato e povero di sali minerali. Tra le due parti, che sono come due laghi sovrapposti, si creano le condizioni ideali per lo sviluppo massiccio di batteri fotosintetici anaerobici. Questa fascia batterica conferisce una colorazione rossa ad uno strato d'acqua di spessore variabile nell'arco dell'anno da 70 a 150 cm. Essa può svilupparsi in quanto, ad una profondità compresa tra gli 11 ed i 13 metri, una buona penetrazione della luce che permette la fosintesi batterica s'affianca all'assenza d'ossigeno che consente il metabolismo anaerobico dei batteri che si nutrono di idrogeno solforato. La comprensione del meccanismo intimo della filtrazione delle sostanze tossiche mediante i batteri appartenenti alla specie *Chromatium okenii*, che avviene in modo naturale in questo Lago particolare, permetterà probabilmente di postulare un bioreattore gestito dall'uomo con gli stessi principi.

Gli studi sul Lago di Cadagno risultano importanti anche perché esistono delle forti convergenze tra la meromissi naturale e quella provocata dall'uomo. In questo senso, l'ecosistema del Lago di Cadagno offre la possibilità di studiare su di un modello stabile e su scala ridotta (la profondità massima del Lago è di 21 metri), i metabolismi legati all'eutrofizzazione, poiché è riconosciuto che uno degli stadi avanzati del fenomeno dell'eutrofizzazione è la meromissi biogenica (quella in genere innescata dall'uomo). In effetti, quando i laghi non riescono più a digerire la loro produzione, accumulando in profondità i prodotti del loro metabolismo anaerobico, si crea una stratificazione permanente.

Risulta pertanto interessante un accostamento conoscitivo tra il Lago di Cadagno, a 1923 m. s.l.m. (profondità massima: 21 metri) ed il bacino nord del Lago di Lugano, 271 m. s.l.m. (profondità massima: 280 metri).

Infatti, dal profilo limnologico si può affermare che quanto avviene a Cadagno ad una profondità di 10 metri, è analogo a quanto capita a Lugano a 100 metri di profondità. A Cadagno al di sotto dei 10-12 metri non vi è ossigeno, a Lugano al di sotto dei 80-100 metri. In altre parole, non vi è ossigeno da 10 metri fino al sedimento a 21 metri di profondità, nel secondo caso da 100 metri fino a 280 metri di profondità.

Alla figura 4, il grafico permette di comparare questa simmetria con due parametri essenziali: l'ossigeno (in milligrammi per litro) e l'idrogeno solforato (in milligrammi per litro).

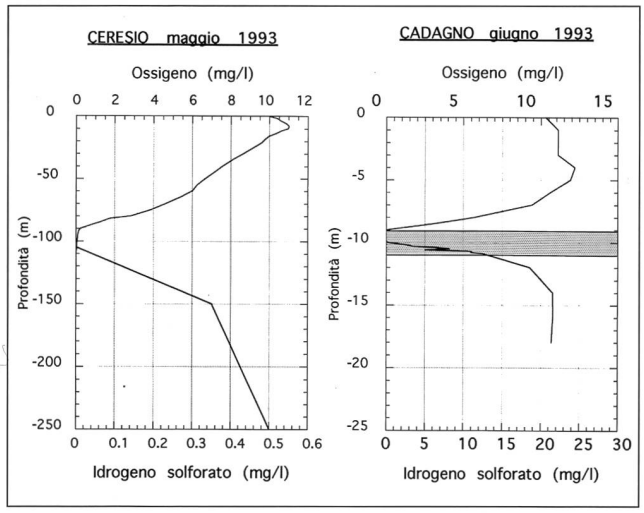


Fig. 4 - Profili delle concentrazioni di ossigeno e di idrogeno solforato sulla colonna d'acqua dei laghi di Lugano (maggio 1993) e di Cadagno (giugno 1993).
In grisetto la localizzazione del filtro batterico nel Lago di Cadagno.

SOLUZIONI TECNICHE E RISULTATI OTTENUTI

L'esempio dell'inquinamento da piombo

Nel campo ambientale vengono soprattutto messi in risalto le informazioni negative e catastrofiche. Ad esempio il successo della politica elvetica contro l'inquinamento da piombo è passato quasi inosservato. Infatti, il tasso di piombo nel sangue della popolazione svizzera è diminuito del 30% in quattro anni. Si tratta di una buona notizia apparsa sul Bollettino dell'Ufficio federale della protezione dell'ambiente ed è passata un po' in sordina. Certamente meritava maggior enfasi. Si tratta di un raro esempio dove è possibile stabilire l'equazione: meno piombo nella benzina uguale a meno piombo nel sangue. È una correlazione di causa ed effetto di una misura anti-inquinamento presa a metà degli anni '80. Il provvedimento per diminuire l'emissione si è tradotto nell'adozione graduale del catalizzatore ed il consumo sempre più frequente della benzina senza piombo. L'effetto positivo, la diminuzione del tasso di piombo nel sangue di un campione significativo di persone, è stato costatato con due campagne di misure.

Gli effetti tossici del piombo sugli organismi biologici sono conosciuti da tempo. A livello di fisiologia cellulare si parla di intossicazione dei mitocondri.

Nelle misure anti-inquinamento da piombo, la ricerca svolta in Svizzera, ha avuto un'importanza determinante. Le tratte di autostrada con forte intensità di traffico prese in considerazione per l'indagine furono scelte tra Ginevra e Losanna e tra Berna e Zurigo. In questa occasione fu possibile compiere prove di foraggiamento di bovini con il fieno raccolto ai lati delle autostrade.

Parallelamente furono effettuate anche le analisi dell'acqua, dell'erba e del suolo e le conclusioni dei dati raccolti furono determinanti ai fini delle misure prese.

Rimaneva solo da evidenziare l'effetto positivo sull'uomo. Quale maggior incentivo a motivare il singolo ad attuare ed aderire alle misure di protezione ambientale?

CONCLUSIONI

In conclusione possiamo affermare che le problematiche idriche, nella gestione globale dell'ambiente, non sono mai risolte «una volta per sempre». Anche nei paesi industrializzati la gestione dell'elemento idrico sovente riserva delle sorprese. In particolare il parametro sanitario deve essere tenuto sotto controllo, sia per preservare la salute dell'uomo, che per preservare l'ambiente acquatico stesso.

Inoltre come risulta da questa nostra breve disanima il problema è di tipo quantitativo ed anche qualitativo:

in particolare nei paesi industrializzati, malgrado gli enormi investimenti finanziari per il risanamento dell'acqua, apparteniamo alla civilizzazione che ha dimostrato il minor rispetto per questa preziosa risorsa.

All'inizio degli anni '80 la conferenza delle Nazioni Unite aveva dichiarato il decennio internazionale dell'acqua (acqua potabile e relativo risanamento) il periodo dal 1981 al 1990. L'obiettivo perseguito dalle diverse istituzioni delle Nazioni Unite, compresa l'Organizzazione mondiale della salute, era quello di fornire un'acqua sana e delle buone condizioni di risanamento all'insieme degli abitanti del pianeta entro il 1990 (R. PEDUZZI, 1984).

Alle soglie del 21.esimo secolo il programma deve essere ripreso e rilanciato.

Inoltre nel dibattito attuale si può evidenziare la necessità di svolgere un discorso politico legato alle scienze ecologiche. L'ecologia è una cultura della complessità, un modo di pensare globale che va tradotto anche nell'azione politica.

Questo presuppone la capacità da parte di chi si occupa di ricerca di produrre informazioni ineccepibili per soddisfare questo bisogno, in quanto il politico di fronte ad informazioni contraddittorie, che gli pervengono dal mondo della scienza non può fare nulla e soprattutto non può avere una visione sistemica tale da proporre scelte decisive per domani.

Esiste quindi la necessità di fornire all'uomo nuove soluzioni basate sulle nuove biotecnologie, impedendo alla capacità tecnica di travalicare l'etica.

Tenendo sempre presente che «La coscienza ha la priorità sulla competenza», come già proponeva Rabelais (1494-1553) nel Pantagruel: «Science sans conscience n'est que ruine de l'âme».

Recentemente Norberto Bobbio postula nuovi diritti e Michel Serres propone il giuramento del ricercatore scientifico con molte analogie con quello di Ippocrate, che riportiamo nel riquadro, liberamente tradotto (Fig. 5 e 6).

Sembra pure evidente che per risolvere i problemi evocati bisogna oggi più che mai «nutrire la democrazia» con una divulgazione scientifica chiara e precisa delle capacità di cui dispone l'uomo.

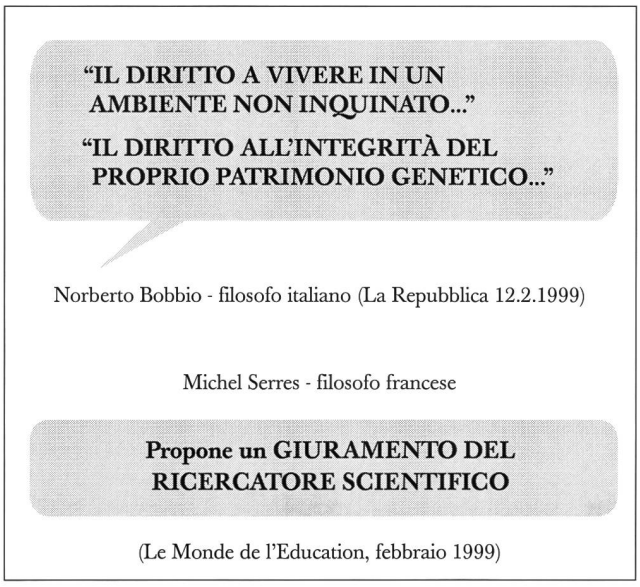


Fig. 5 - «Il diritto a vivere in un ambiente non inquinato…». «Il diritto all'integrità del proprio patrimonio genetico».
Michel Serres, filosofo francese, propone un Giuramento del ricercatore scientifico.

Giuramento
del ricercatore scientifico

"Giuro di NON mettere le mie conoscenze,
le mie invenzioni e le applicazioni
che potessero derivare da quest'ultime
al servizio della violenza, della morte,
della crescita della miseria, dell'inuguaglianza,
ma di DEDICARLE al contrario
all'uguaglianza tra gli uomini, alla loro
sopravvivenza, alla loro elevazione ed
alla loro libertà"

Analogo al giuramento di Ippocrate
del V° secolo av. Cristo

Fig. 6 - Il giuramento del ricercatore scientifico.

Già nel 1940 Jean Rostand, così si esprimeva: «la biologie est devenue une science indispensable à la discussion de tous les problèmes humains».

Vorrei così rendere omaggio in questa sede della Società Carlo Cattaneo all'intuito di Franscini e Cattaneo, che preconizzavano già nella prima metà del 1800 la cultura scientifica come uno degli strumenti della civiltà moderna.

BIBLIOGRAFIA

AMNESTY INTERNATIONAL, Déclaration universelle des droits de l'homme, Ed. Folio, Paris, 1988

P. BONINI, S. MONTORFANI, R. PEDUZZI, P. RENON, 1998, Situazione della plerocercosi nei laghi insubrici italo-svizzeri, Obiettivi & Documenti Veterinari No. 4, 65-71

M. LARBI BOUGUERRA, Bataille planétaire pour l'»or bleu», Le Monde diplomatique, No. de novembre 1997

K. CHRISTEN, Global freshwater Scarcity, Is Privatization a Solution?, Environ. Sci. Technol. 2000, 34 (8), 1381-1444

M. GOLAY, J. MARIAUX, 1995, Situation de *Diphyllobothrium latum* L., 1758 dans quatre lacs du plateau suisse, Bul. Soc. Neuch. Sci. Nat., 118, 79-86

R. PEDUZZI, 1984, Inquinamento idrico e patologia umana, Tribuna Medica Ticinese, 49 (6), 271-276

R. PEDUZZI, 1990, Résurgence de la botriocéphalose (parasitose a *Diphyllobothrium latum*) dans la région du Lac Majeur, Méd. et Mal. Infect., 20, 493-497

R. PEDUZZI, 1993, Résurgence du Bothriocéphale (*Diphyllobothrium latum*) au Tessin, situation en Suisse et en Italie du Nord, Schweiz. Med. Wochenschr., 123, (24), 276

R. PEDUZZI, V. GAIA, 1999, La légionellose en Suisse: aspects cliniques et environnementaux, Labolife, 3, 21-23

R. PETRELLA, Le manifeste de l'eau: pour un contrat mondial, Ed. Quotidien Le Courrier, Cahiers libres éditions Page deux, 1999

I. RAMONET, L'eau, bien commun de l'humanité in: Soulager la planète, Le Monde diplomatique, Manière de voir No. 50, mars-avril 2000

UNESCO, 1997, Y aura-t-il assez d'eau sur la Terre? en collaboration avec Organisation météorologique mondiale, 1997

UNESCO, 1999, Eau douce: à quel prix?, «Le Courrier», No. de février

La planète est menacée par de graves pénuries d'eau au XXI siècle, Le Monde, 17 mars 2000

Science et vie, No. spécial juin 2000, Menace sur l'eau: comment eviter une crise mondiale

È importante l'etica ambientale?

Oscar Ravera

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

La nostra specie è continuamente aumentata in numero ed ha esteso la sua area di distribuzione a tutte le terre emerse, ad eccezione dei ghiacciai, delle calotte polari e delle estreme altitudini. Questo testimonia che l'uomo si è adattato con grande successo al suo ambiente non tanto mediante la sua evoluzione biologica, quanto grazie alla sua evoluzione culturale. Ad esempio, con l'invenzione del fuoco, la costruzione di abitazioni e la confezione di indumenti la nostra specie si è difesa dalle intemperie, ha sviluppato non una ma più culture, ha addomesticato diverse specie animali e ha coltivato piante. Per conquistare l'acqua prima e l'aria poi ha inventato macchine per spostarsi sempre più rapidamente e con sempre maggiore sicurezza fino ed esplorare gli abissi marini e ad arrivare alla Luna. Oltre agli spostamenti sulla superficie terrestre, mediante sofisticati mezzi di locomozione, l'uomo può comunicare informazioni in tempo reale da un emisfero all'altro e dalla Terra agli astronauti. Ha combattuto e vinto, almeno in parte, le carestie e ha debellato molte gravi malattie. L'uomo fin dall'inizio del Neolitico, e forse anche prima, ha avuto capacità etica e il senso della trascendenza, queste sono forse le caratteristiche più importanti per differenziare la nostra specie dalle altre.

Sulla base di queste considerazioni, fino agli anni 1950, era comunemente accettata l'opinione che l'uomo era il padrone assoluto della natura con il diritto di utilizzarne le risorse senza preoccuparsi del loro eventuale esaurimento, di sterminare qualsiasi organismo animale o vegetale a suo piacimento e di degradare l'ambiente, se questo poteva arrecare un utile economico. Nel corso del tempo il potere dell'uomo sulla natura è aumentato incessantemente, grazie all'applicazione delle scoperte scientifiche e alle invenzioni tecnologiche, processo che è stato progressivamente accelerato negli ultimi due secoli.

Le conseguenze negative della crescente influenza antropica sull'ambiente (ad esempio, la distruzione di ecosistemi naturali, il declino numerico di numerose specie anche fino all'estinzione e l'inquinamento dell'aria, dell'acqua e del suolo) erano generalmente sottovalutate, oppure venivano considerate mali inevitabili, ma trascurabili se confrontati con i benefici ottenuti con il progresso. Gli effetti negativi dell'alterazione dell'ambiente e della sua improvvida gestione e l'importanza della natura per l'uomo erano considerati da pochissimi (es. THOREAU, 1854; MARSH, 1864; LEOPOLD, 1949), ma le loro opinioni avevano una diffusione molto limitata e nessun effetto sul comune atteggiamento verso la natura.

Verso la seconda metà degli anni 1960 negli U.S.A. e in Europa è iniziata una crescente diffusione della critica ai principi fondamentali della civiltà tecnologica occidentale, figlia della Rivoluzione industriale. In questo contesto ha avuto un progressivo sviluppo il movimento ambientalista, che sulla base della conseguenze negative dell'influenza antropica sull'ambiente, sosteneva la necessità di un cambiamento dell'atteggiamento dell'uomo verso la natura. Una presa di coscienza era indubbiamente necessaria e urgente a causa dell'intenso sfruttamento delle risorse naturali, il crescente fabbisogno di energia e l'ingente produzione di rifiuti, conseguenze inevitabili di un sistema produttivo che non teneva in alcun conto né i danni arrecati all'ambiente né alla salute dell'uomo.

Per ottenere risultati concreti era indispensabile informare della gravità della situazione la popolazione, e quindi gli amministratori e i politici e convincerli della necessità di un cambiamento.

L'atteggiamento degli ambientalisti era molto vario e tra questi non molti avevano una preparazione scientifica idonea ad affrontare i problemi ambientali e ancora meno erano quelli che tentavano di conciliare le esigenze di una società tecnologicamente avanzata con la conservazione dell'ambiente. Se molti ambientalisti erano giustamente convinti della necessità di avere un maggiore rispetto per la natura e per l'uomo, altri sognavano un ritorno romantico alla natura sacralizzandola oppure vedevano la salvezza nelle filosofie orientali e negli usi e costumi delle popolazioni più primitive. L'ambientalismo è stato, inoltre, usato da alcuni politici di estrema sinistra per colpire il sistema capitalista ed esaltare la politica ambientale dei Paesi con economia pianificata ritenuta, a torto, maggiormente rispettosa dell'ambiente. L'infondatezza di questa convinzione è risultata evidente dopo la caduta del muro di Berlino (1989). In diversi Paesi (es. Germania, Italia, Francia) sono stati fondati partiti politici, definiti «verdi», i quali hanno presto messo in evidenza due correnti coesistenti nello stesso partito: una radicale, intransigente e sovente utopica, l'altra riformista e più aperta al compromesso.

L'informazione al pubblico, di rado oggettiva, tendeva quasi sempre a suscitare emozioni, stimolando la compassione per gli animali più amati dalla maggioranza della popolazione (ad es. per cerbiatti e passeracei, ma non per ra-

Bollettino della Società ticinese di Scienze naturali - 88, 2000 (1-2), pp. 91-94 (ISSN 0379-1254)

gni o scorpioni) sacrificati dalla crudele civiltà tecnologica, ma soprattutto presentando un prossimo futuro catastrofico, conseguenza dello sviluppo della scienza e della tecnologia.

Un libro, che in quegli anni ha ottenuto un grande successo (Silent Spring di Rachel Carson), mostra chiaramente i due cardini sui quali si basava gran parte dell'informazione ambientalista. Infatti, nel primo capitolo predice un mondo privato del canto degli uccellini, avvelenati dai pesticidi, mentre nei capitoli seguenti elenca i gravi danni all'ambiente e all'uomo provocati dalle stesse sostanze. L'autrice non spende una parola per ricordare l'efficace controllo della malaria e di altre gravi malattie parassitarie ottenute con il DDT.

Gli ambientalisti focalizzavano le loro campagne sulle denunce, sovente più che giustificate, dei danni all'ambiente e all'uomo, ma raramente avanzavano proposte attuabili e, ancora più raramente, illustravano i successi ottenuti con interventi adeguati (ad es. il risanamento di laghi mediante l'efficace trattamento degli effluenti).

I campanelli d'allarme non mancavano; ad esempio, i pescatori della Baia di Minamata (Giappone) morti per ingestione di pesce contaminato da mercurio scaricato da più anni nella baia da un'industria, l'incidente di Seveso (Italia Settentrionale) che ha provocato un massiccio inquinamento di diossina dell'ambiente, la presenza di piombo, di biocidi e di radioisotopi artificiali nei ghiacci polari e la contaminazione di DDT nel tessuto adiposo umano. L'allarme per le deposizioni acide, l'effetto serra ed il buco dell'ozono è scattato in anni più recenti.

Sulla base della conoscenza dei danni all'ambiente e delle loro conseguenze sulla qualità della vita e le attività umane, è apparso necessario iniziare una politica per risanare gli ecosistemi degradati e conservare in condizioni accettabili quelli che ancora non lo erano. Di conseguenza, sono stati varati programmi di ricerche ambientali e di interventi per migliorare la qualità degli ecosistemi, sono state elaborate leggi, norme e raccomandazioni per prevenire e ridurre l'inquinamento, smaltire i rifiuti, riciclare i materiali, risparmiare le risorse non rinnovabili e proteggere le specie in via di estinzione. Queste azioni dimostrano che a livello locale, nazionale e sovranazionale l'ambiente è considerato uno dei problemi più importanti ed urgenti che la nostra generazione deve affrontare. Sebbene molti apprezzabili risultati siano stati ottenuti, siamo ancora ben lontani dall'avere raggiunto gli obiettivi prioritari elencati nei programmi delle Conferenze internazionali di Stoccolma (1972) e di Rio de Janeiro (1992).

Gli ambientalisti, nonostante i numerosi errori ed intemperanze, hanno ottenuto molti risultati apprezzabili, tra i quali uno dei più importanti è l'avere sensibilizzato la popolazione ai problemi ambientali e l'avere negato all'uomo il diritto di sentirsi il padrone assoluto ed irresponsabile della natura. Oggi, infatti, è a tutti evidente la necessità di stabilire un nuovo rapporto con la natura che possa essere soddisfacente anche sotto l'aspetto etico. È apparso, di conseguenza, necessario elaborare un'etica ambientale, che, a differenza delle etiche tradizionali, non considerasse soltanto le relazioni tra gli uomini, tra l'individuo e la società e, per il religioso, anche tra l'uomo e la Divinità, ma fosse focalizzata sul rapporto tra l'uomo e la natura.

Negli ultimi venti anni sono state elaborate più etiche ambientali basate su concetti diversi e talvolta contrastanti. Tre convinzioni sono però comuni a tutte le etiche ambientali.

L'uomo ha esercitato un'influenza sull'ambiente fin dalla sua comparsa sulla Terra, ma negli ultimi due secoli tale influenza è aumentata in modo preoccupante, causando gravi danni agli ecosistemi. Questo è potuto avvenire perché non era sentita alcuna responsabilità verso la natura.

Questo comportamento irresponsabile non soltanto è stato fonte di danni, ma è anche illecito. Di conseguenza, è indispensabile un cambiamento di tendenza in armonia con i principi di un'etica ambientale.

Se si agirà in modo eticamente corretto anche verso la natura, la situazione attuale potrà migliorare, evitando così un futuro indesiderabile o addirittura catastrofico per l'ambiente e l'umanità.

Queste convinzioni dimostrano chiaramente che le etiche ambientali sono basate su un ragionevole ottimismo sul futuro dell'umanità e dell'ambiente, a condizione che si tenga un comportamento responsabile.

Sulla base del concetto del posto occupato dall'uomo nella natura, tenendo conto dell'entità delle differenze tra l'uomo e le altre specie animali, le etiche ambientali possono essere divise in due gruppi: le etiche antropocentriche e le etiche ecocentriche. Nessuno dei due gruppi è omogeneo, poiché nello stesso gruppo coesistono etiche diverse tra loro sotto diversi aspetti, sebbene accomunate dagli stessi principi di base. Illustriamo succintamente le differenze fondamentali dei due gruppi di etiche.

Le etiche antropocentriche sono basate sul principio della differenza fondamentale tra l'uomo e gli altri animali, comprese le scimmie antropomorfe (Gorilla, Scimpanzé, Orango), che sono le specie più affini alla nostra e con le quali abbiamo in comune i progenitori. Tale differenza è giustificata dalla coesistenza nell'uomo di due tipi di evoluzione: l'evoluzione biologica, comune a tutti i viventi (microrganismi, piante, animali) e l'evoluzione culturale, esclusiva dell'uomo ed indipendente dall'evoluzione biologica, sebbene abbia avuto la sua origine da caratteristiche morfofisiologiche, prodotte dall'evoluzione biologica (AYALA, 1983). Inoltre l'uomo fin dalla sua origine ha avuto il senso della trascendenza ed ha dimostrato di possedere capacità etica. Per queste caratteristiche l'uomo è l'unico agente morale ed è pertanto l'unico responsabile delle altre specie e del suo ambiente (PASSMORE, 1986).

Secondo le etiche antropocentriche, l'uomo, come gestore e custode della natura, può utilizzare a suo vantaggio le risorse naturali, ma in modo responsabile; in altre parole, è lecito modificare l'ambiente, ma è illecito degradarlo. È importante considerare che con «vantaggio» non s'intende soltanto utilità economica, ma anche altri valori; ad esempio, estetici, sociali e naturalistici. Ad esempio, un paesaggio modificato dall'uomo, ma non degradato, come quello della campagna toscana, umbra, marchigiana, ha

un notevole valore estetico, un paesaggio non antropizzato come le dune della costa olandese hanno un valore naturalistico, mentre un ambiente degradato ed inquinato, come la zona di Marghera (Venezia), le aree delle solfare siciliane e quelle ungheresi destinate all'estrazione della torba, oltre a nuocere al benessere fisico di gran parte degli organismi, tra i quali l'uomo, ha generalmente un'influenza psicologica negativa sull'abitante.

Sempre secondo le etiche antropocentriche la nostra specie deve essere protetta sia a livello del singolo individuo che della popolazione, mentre le altre specie vanno protette soltanto a livello della popolazione. Di conseguenza, è lecito uccidere animali ed abbattere alberi, ma soltanto se c'è una giustificazione valida; ad esempio per alimentarsi, costruire una casa, mentre è chiaramente illecito uccidere per divertimento un animale, maltrattarlo o sterminare una popolazione. La pesca è lecita, ma la cattura dei pesci non deve essere tanto intensa da ridurre le possibilità di sopravvivenza delle popolazioni ittiche.

Tutte le etiche antropocentriche accettano il principio della responsabilità verso l'ambiente, ma non tutte accettano quella verso le generazioni future sulla base delle seguenti considerazioni. Se ammettiamo che tutte le generazioni hanno lo stesso valore, e quindi gli stessi diritti, ne viene che ciascuna generazione dovrebbe migliorare, a proprio vantaggio, la situazione culturale ed ambientale che ha ereditato dalla generazione precedente, senza doversi preoccupare della successiva. D'altra parte, se utilizziamo le risorse naturali evitando gli sprechi, riciclando i rifiuti e conservando gli ecosistemi, lasceremo ai nostri successori la migliore situazione ambientale e la massima quantità di risorse compatibilmente con la sopravvivenza e lo sviluppo della nostra generazione. Le altre etiche che sentono responsabilità verso le generazioni future considerano prioritaria la generazione attualmente vivente sul Pianeta nell'utilizzare, sia pure oculatamente, le risorse non rinnovabili, non perché l'attuale generazione abbia maggiori diritti di quelle successive, ma perché la privazione di una risorsa è un danno sicuro per la generazione attuale, mentre per quella futura è soltanto un danno probabile. Infatti, non si può escludere che grazie al progresso tecnologico una risorsa naturale che oggi è in via di esaurimento possa in un futuro più o meno prossimo venire sostituita da un'altra. Ad esempio, la nostra generazione ha sostituito con vantaggi innegabili diversi materiali naturali (es. rame, ferro) con una grande varietà di sostanze plastiche. D'altra parte, è opportuno considerare che se molte sostanze naturali potranno venire sostituite da prodotti di sintesi, altre, come l'acqua, saranno sempre insostituibili.

L'etica antropocentrica più radicale, nota anche come l'etica del cow-boy, non è più accettata, anche se non mancano purtroppo comportamenti perfettamente in linea con questo modo di pensare. Questa etica che considera l'uomo il padrone della natura con il diritto di degradare l'ambiente e di esaurirne le risorse, si basa sul concetto che soltanto l'uomo ha un valore intrinseco, mentre tutte le altre specie hanno soltanto un valore strumentale, perché sono (o potrebbero essere) utili all'uomo.

Le etiche ecocentriche considerano l'uomo una delle tante specie attualmente esistenti sul Pianeta; di conseguenza, il valore della nostra specie ha lo stesso valore delle altre. Da questo deriva il concetto dei diritti degli animali e dei diritti dell'ambiente. L'uomo, facendo parte della natura deve comportarsi in armonia con le leggi naturali.

Secondo alcune etiche ecocentriche non è soltanto illecito degradare gli ecosistemi, ma è pure illecito modificarli, anche se le modifiche possono essere di grande vantaggio per l'uomo. Secondo poi alcune etiche più radicali non è soltanto illecito uccidere qualsiasi essere vivente (SCHWEITZER, 1975), ma è colpevole anche chi altera un'entità non vivente, come ad esempio, scavare una galleria in una montagna, arginare un fiume oppure ottenere materiale da costruzione da una cava (es. REGAN, 1981).

Le etiche ecocentriche sono, ovviamente, in netto contrasto con la civiltà tecnologica ed hanno le loro radici nel Romanticismo e nelle teorie di J.J. Rousseau, ma soprattutto nel confuso e diffuso concetto della perfezione di madre natura (RAVERA, 1998).

Secondo le etiche ecocentriche le categorie delle etiche tradizionali non sono valide nelle relazioni tra l'uomo e l'ambiente e, conseguentemente, devono essere sostituite da nuove categorie basate su concetti ecologici accettati dalla comunità scientifica attuale; ad esempio, la biodiversità e l'omeostasi. Di conseguenza, tutto ciò che aumenta la biodiversità e l'omeostasi e migliora il funzionamento e la struttura dell'ecosistema è morale, mentre è condannabile ogni intervento che abbassa il valore della biodiversità e la capacità omeostatica o altera l'ecosistema. Ad esempio, l'agricoltura industrializzata, mediante la monocoltura e l'applicazione di biocidi riduce la biodiversità delle aree coltivate in modo ben più efficiente dell'agricoltura tradizionale, ma l'agricoltore per ottenere un buon raccolto ha sempre tentato e con ogni mezzo di eliminare dal suo campo le specie indesiderabili. Ad esempio, per eliminare le piante infestanti dalle risaie l'applicazione dei diserbanti ha sostituito il duro lavoro delle mondine mirato allo stesso scopo.

CONCLUSIONI

Tutti gli organismi per sopravvivere e riprodurre devono sfruttare e modificare il loro ambiente. Ad esempio, la pianta assorbe dall'aria energia solare, anidride carbonica ed ossigeno e cede all'atmosfera vapore acqueo, ossigeno ed anidride carbonica ed assume dal suolo acqua e sostanze nutrienti, la capra bruca l'erba ed arricchisce il suolo di escrementi; la talpa scava gallerie; il castoro abbatte alberi e costruisce dighe, la locusta e l'elefante devastano la vegetazione ed il luccio preda le specie ittiche del suo ambiente.

L'influenza esercitata sull'ambiente dai microrganismi, dalle piante e dagli animali è proporzionale alle loro caratteristiche fisiche e per gli animali anche ai loro istinti.

L'uomo, oltre alla capacità fisiche ed all'istinto, caratteristiche non superiori a quelle di una scimmia antropo-

morfa, possiede alcune qualità peculiari (notevole sviluppo della corteccia cerebrale, deambulazione eretta, abilità manuale) mediante le quali ha sviluppato una notevole evoluzione culturale. Questa evoluzione consiste nell'acquisire, elaborare e trasmettere delle conoscenze anche alle generazioni future e nell'utilizzarle per risolvere anche problemi pratici. In questo modo è stato possibile sviluppare una tecnologia sempre più complessa ed efficiente. Sono nate, così, varie civiltà, le quali fin dalla loro origine hanno influenzato l'ambiente in modo ben più profondo di qualsiasi altra specie.

La capacità dell'uomo di modificare l'ambiente è aumentata nel tempo ed ha avuto una progressiva accelerazione negli ultimi due secoli. Sono aumentati, purtroppo, anche la degradazione dell'ambiente, il fabbisogno d'energia e lo sfruttamento delle risorse rinnovabili.

È, quindi, necessario che con l'aumentare del potere dell'uomo sulla natura aumenti anche la presa di coscienza delle sue azioni, considerando che degradare l'ambiente non è soltanto dannoso, ma anche illecito. Sulla base di queste riflessioni sono state elaborate diverse etiche antropocentriche ed ecocentriche.

L'etica ecocentrica, soprattutto nelle sue forme più radicali, non mi sembra compatibile con l'evoluzione culturale dell'uomo e, quindi, con nessuna delle grandi civiltà. Infatti, focalizzare un'etica non sull'uomo, ma sull'ecosistema significa riportare la nostra specie allo stato di natura e, quindi, ad un livello non molto dissimile da quello delle scimmie antropomorfe. Inoltre, se non si riconosce all'uomo una differenza sostanziale dalle altre specie, perché dovrebbe sentirsi responsabile di esse e dell'ambiente?

D'altra parte, l'etica antropocentrica tradizionale, che considera l'uomo il padrone della natura e, di conseguenza, con il diritto di degradarla, ha prodotto danni all'ambiente sempre più gravi, più frequenti e diffusi in tutti i continenti. Se poi si considera che lo sviluppo tecnologico è inarrestabile e che la popolazione umana non diminuirà in tempi brevi, sono facilmente prevedibili le conseguenze nefaste che produrrebbe l'accettazione della morale del cow-boy sull'ambiente e l'uomo.

A mio parere l'adozione di un'etica antropocentrica moderata che tenga conto del valore della natura e della doppia evoluzione dell'uomo (biologica e culturale) potrebbe essere la base dello sviluppo sostenibile della nostra civiltà nel rispetto dell'ambiente (RAVERA, 1998).

Concludiamo rispondendo alla domanda posta nel titolo di questo contributo: è importante l'etica ambientale? L'etica ambientale è importante essenzialmente per due ragioni.

L'etica ambientale risponde a domande fondamentali che tutti ci poniamo, ed in particolare i responsabili di decisioni relative allo sviluppo ed ai problemi ambientali. Ad esempio, il valore dell'uomo è uguale o superiore a quello delle altre specie animali? È lecito distruggere un ecosistema per ottenere un beneficio economico? In un'area ancora inalterata e destinata ad essere sfruttata per attività turistiche, quali sono i valori naturali più importanti da salvaguardare? Abbiamo il dovere di preoccuparci della biodiversità e delle generazioni che succederanno alla nostra?

Non può esistere un'educazione ambientale coerente, e quindi corretta, se non è basata sui principi di un'etica ambientale. Infatti, lo scopo di qualunque etica è l'elaborazione di principi generali in relazione ad una certa visione dell'uomo e del mondo, mentre il compito dell'educazione ambientale consiste nell'insegnamento di norme che applicate danno luogo ad un comportamento in armonia con i principi dell'etica, alla quale è stata data la preferenza perché ritenuta la migliore. Ad esempio, un'educazione religiosa o laica trasmetterà delle norme di comportamento in armonia, rispettivamente con i principi di un'etica religiosa o di un'etica laica.

LAVORI CITATI

AYALA, F.J. Origen y evolucion del hombre. Alianza Editorial, Madrid,1983.

CARSON, R.L. Silent Spring. Houghton Mifflin Co. Boston, 1962.

Leopold, A. A sand country almanac an sketches here and there. Oxford Univ. press, New York, 1949.

MARSH, G.P. Man and nature: or physical geography as modified by human action. Scribner, New York, 1864.

PASSMORE, J. La nostra responsabilità verso la natura. Feltrinelli, Milano, 1986.

RAVERA, O. La questione ambientale alle porte del terzo millennio: introduzione alle relazioni tra l'uomo ed il suo ambiente. Gregoriana, Padova, 1998.

REGAN, T., 1981. The natural and possibility of environmental ethics. Environ. Ethics, 3: 19-34.

SCHWEITZER, A. Kultur und Ethik (99-420) in: Gesammelte Werke (a cura di R. Grabs) vol. II, 1975.

THOREAU, H.D. Walden or life in the woods. Ticknor and Fields, Boston, 1854.

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 m^3 di acqua, una perdita del 43% per evapotraspirazione (129 miliardi di m^3) ed una «risorsa idrica superficiale» pari a 167 miliardi di m^3, suddivisa in 155 miliardi di m^3 di acque superficiali e 12 miliardi di m^3 di acque sotterranee. Teoricamente, sarebbe quindi a disposizione un volume di circa 2700 m^3 *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 (ADRIAANSE *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

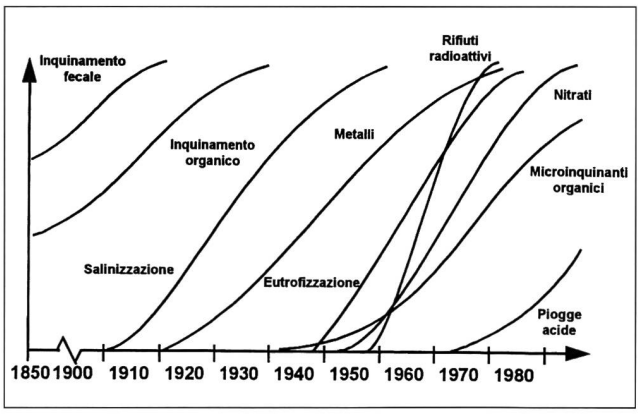


Fig. 1 - Evoluzione dell'interesse per i diversi tipi di contaminanti delle acque (tratta da ADRIAANSE *et al.*, 1995, modificata)

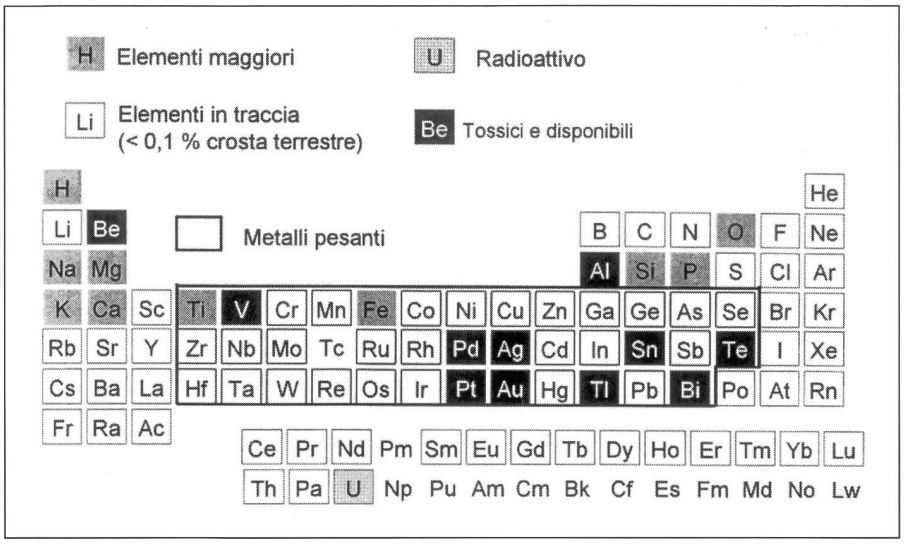


Fig. 2 – Classificazioni utilizzate in limnologia.

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, pescicoltura, 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 dm^3 (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'uranio, 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 sotterrane, 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 regolamenta 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 impone 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

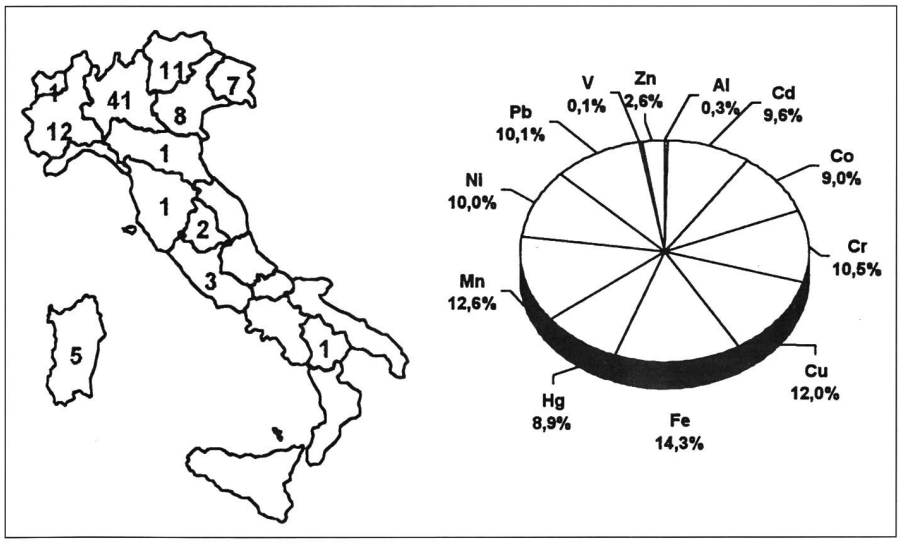


Fig. 3 - Numero dei laghi studiati in ciascuna regione per la presenza di elementi metallici e percentuale dei casi in cui è stato rilevato ciascuno degli elementi indicati nel diagramma a torta.

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.

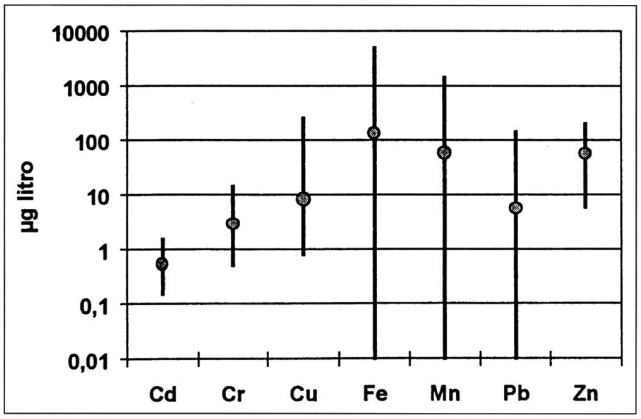


Fig. 4 - Concentrazioni medie, minime e massime (in scala logaritmica) rilevate in 74 laghi italiani per i 7 elementi metallici più investigati.

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 informazioni 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

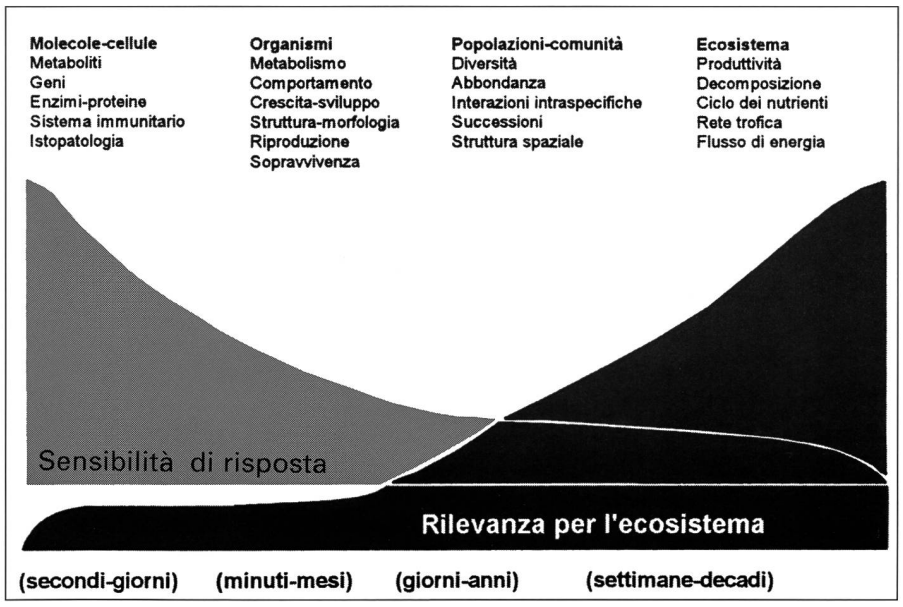


Fig. 5 - Relazioni generali tra endpoint biologici, sensibilità ai tossici, rilevanza per l'ecosistema e tempo di risposta (tratta da BURTON 1991, modificata).

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;

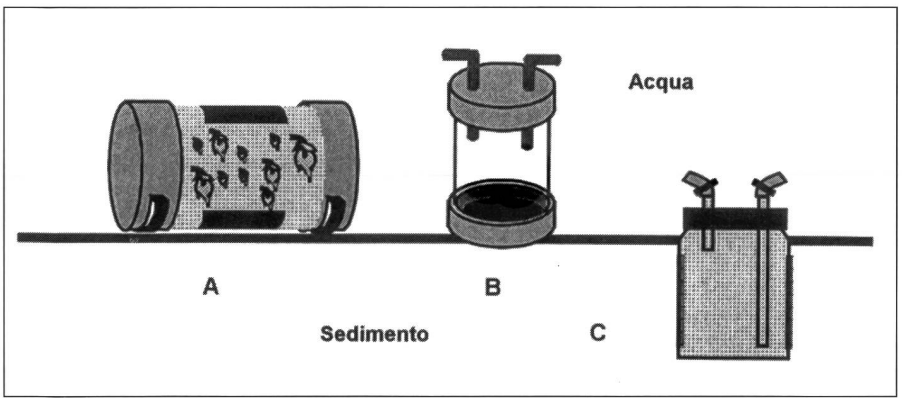


Fig. 6 - Esempi di camere per la determinazione della tossicità in situ (A = BAUDO 1995; B = SASSON-BRICKSON & BURTON 1991; C = SKALSKI *et al.* 1990)

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, Thamnotoxkit, Rototoxkit, 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 GG. & BURNISON B.K. 1983. Bioavailability, trace elements association with coloids 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., SHOESMITH 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., FRANCANI V., MEUCCI L., NAVAZIO G., RIGANTI V. E 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 anf 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. 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. E 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*

Utilisation des techniques de biologie moléculaire pour la détection de virus dans l'eau

Franca Baggi et Raffaele Peduzzi

Istituto Cantonale Batteriosierologico, via Giuseppe Buffi 6, CH-6904 Lugano

INTRODUCTION

Les problèmes liés à l'eau se situent désormais au premier rang des préoccupations internationales en matière de santé publique et d'environnement (BEECHING 1997, GUERRANT & BLACKWOOD 1999, MMWR 1993). Selon l'Organisation mondiale de la santé, un tiers de la population mondiale souffre de maladies imputables à la contamination de l'eau de boisson. En 1993, les maladies diarrhéiques ont été responsables d'environ 3 millions de décès d'enfant dans les pays en voie de développement. Approximativement 80% de ces décès surviennent au cours des deux premières années de l'existence. Ces décès se produisent en majorité dans les pays en voie de développement, mais les agents pathogènes transmis par l'eau constituent aussi dans les pays développés un danger croissant et une charge économique importante. Ainsi aux Etats-Unis, où quelque 900 000 cas de morbidité et 900 décès sont imputés chaque année à la contamination microbienne des eaux de boisson, le coût annuel des maladies d'origine hydrique s'élève à 19 milliards de dollars environ. Un rapport de l'American Society for Microbiology (ASM) montre que nombreuses épidémies sont associées à la contamination de réseaux municipaux de distribution d'eau pourtant conformes aux normes gouvernementales (KUKKULA *et al.* 1999, LECHEVALLIER *et al.* 1991, MMWR 1982). Il parait donc que les méthodologies utilisées actuellement ne permettraient pas de surveiller la qualité de l'eau ou de détecter des défaillances des systèmes de traitement de manière fiable. En effet, ces techniques n'ont ni la sensibilité ni la spécificité requises pour mesurer de faibles concentrations d'agents pathogènes et en plus elle sont basées sur la mise en évidence des bactéries «indicatrices» et donc nombreux micro-organismes, notamment les virus et les parasites, échappent à la détection. La découverte que des virus entériques transmissibles par l'eau, comme le Coxsackie B, seraient associés à certaines maladies cardiaques, comme la myocardite, pourrait être d'extrême importance à cause du nombre des décès liés à des maladies cardio-vasculaires. En plus, l'Agence pour la protection de l'environnement des Etats-Unis a récemment publié une liste de nouveaux agents susceptibles de contaminer l'eau de boisson (Drinking Water Contaminant Candidate List) (U.S. Environmental Protection Agency 1998) qui signale, parmi d'autres pathogènes, *Helicobacter pylori*, une bactérie récemment associée à des maladies gastriques chroniques (American Society for Microbiology 1998, HEGARTY *et al.* 1998, Medical Tribune 1999, SAHAY & AXON 1996, STARK *et al.* 1999).

Utilisation de l'eau et problèmes de sante publique

Quand l'eau sert de véhicule de transmission de l'agent infectieux (bactéries, virus, champignons et parasites) et représente le principal moyen de cette transmission, on parle de maladies infectieuses d'origine hydrique. Les maladies diarrhéiques sont associées à une eau insalubre et à un assainissement insuffisant ainsi qu'au non respect des règles d'hygiène lors de la manipulation des aliments. Dans les pays en voie de développement, l'eau est insuffisante, de mauvaise qualité et l'état de santé et d'hygiène de la population est précaire. Dans les pays développés l'eau est suffisante et de bonne qualité et l'état de santé et d'hygiène de la population est bon, de manière que les problèmes de santé dus à l'eau sont plutôt liés à l'usage récréatif (KRAMER *et al.* 1998) et aux nouvelles utilisations de l'eau plutôt qu'à la consommation d'eau polluée . La gastro-entérite est une inflammation du tube digestif qui se manifeste par de la nausée et des vomissements (gastrite) et de la diarrhée (entérite). Elle peut être plus ou moins sévère, être accompagnée ou non de fièvre ou de symptômes systémiques. Cette variabilité dans la sévérité s'explique par l'énorme différence, en terme de pathogénicité, des micro-organismes en cause: des bactéries comme les salmonelles, des parasites comme le *Giardia* ou des virus comme les rotavirus.

La qualité de l'eau destinée à la consommation humaine est strictement contrôlée en Europe. Cependant, les études et les informations disponibles sur les effets néfastes de l'eau sur la santé sont rares. En effet, seul les risques microbiologiques sont connus tandis que les risque de maladies virales et parasitaires comme les giardiases et cryptosporidioses sont encore mal évalués, mais la multiplication des épidémies aux Etats-Unis et en Grande-Bretagne, et les risques plus importants pour les immuno-déprimés doivent attirer l'attention sur ces problèmes (COTTE *et al.* 1999, FRISBY *et al.* 1997, SCHVOERER *et al.* 1999). La qualité bactériologique de l'eau destinée à la consommation humaine est évaluée par la recherche de germes naturellement abondants dans l'intestin des hommes et des animaux (coliformes thermotolérants et streptocoques fécaux). Ces germes dits «té-

moins de contamination fécale» sont aisés à mettre en évidence, et leur présence, même en faible quantité, laisse suspecter la présence de micro-organismes dangereux pour l'homme (pathogènes). La contamination bactériologique des eaux est liée plus ou moins directement à des rejets d'eaux usées, de déchets divers ou de déjections animales ou humaines et la présence de certains micro-organismes (virus, bactéries, parasites) dans l'eau représente un risque à court terme pour le consommateur. Les conséquences de la consommation d'une eau contaminée dépendent de plusieurs facteurs dont l'état général du consommateur (défenses immunitaires, âge, etc.), la virulence et le nombre de germes ingérés (dose infectieuse). Jadis dans les pays industrailisés et dans les pays en voie de développement encore aujourd'hui, les maladies infectieuses liées à la mauvaise qualité bactériologique de l'eau contribuaient à la propagation d'épidémies (fièvre typhoïde, choléra, etc.) qu'on sait bien maîtriser aujourd'hui (antibiotiques, vaccination, amélioration des conditions d'assainissement, l'hygiène et techniques de traitement des eaux). Cependant, si les pathologies d'origine hydrique sont plus bénignes de nos jours (gastro-entérites, diarrhées, vomissements, etc.), le risque microbiologique ne doit pas pour autant être sous-estimé, surtout pour ce qui concerne le risque viral ou parasitaire et le problème des bactéries multirésistantes aux antibiotiques (BAGGI *et al.* 2000, MONNET 1999).

Législation actuellement en vigueur en matière de qualité de l'eau: exigences de qualité

Aux niveau Suisse les eaux destinées à l'alimentation humaine (eau de boisson), conformément aux exigences de l'Ordonnance sur l'hygiène (Ohyg du 26 juin 1995 état : 10 février 1998, 817.051) doivent être exemptes de tout germe de contamination fécale à tout niveau (eau de boisson non traitée: soit à la source, que dans le réseau de distribution et en récipients; eau de boisson traitée: soit après le traitement que dans le réseau de distribution et en récipients; eau minérale: soit à la source que en récipients) et les contrôles analytiques réglementaires fréquents. Pour ce qui concerne les eaux de baignade, la législation actuellement en vigueur dans le Canton du Tessin «Regolamento sull'igiene delle acque balneabili» du 13 avril 1994 état : 4 mars 1998, s'applique aux plages et piscines publiques et aux plages libres: l'échantillon d'eau est qualifié comme non conforme si un de ces paramètres est supérieur aux valeurs suivantes: coliformes fécaux 100 UFC/100ml, entérocoques 100 UFC/100ml et salmonelles non détectables/1 litre.

EVALUATION DE LA QUALITE HYGIENIQUE DE L'EAU

Analyse bactériologique: recherche et dénombrement des germes témoignant d'une pollution fécale

Coliformes fécaux (CF): il s'agît de bâtonnets Gram négatifs, non sporogènes, oxydase négative, aérobies facultatifs et capables de croître en aérobiose soit à 36°C ou 44 ± 0.5 °C. Un très grand nombre de coliformes vivent en abondance dans les matières fécales des animaux à sang chaud et leur résistance aux agents antiseptiques, notamment au chlore et à ses dérivés, est semblable à celle des bactéries pathogènes vis-à-vis desquelles ce type de traitement est dirigé.

Streptocoques fécaux (SF): il s'agit de cocci Gram positif en courte chaînettes ou en diplocoques, catalase négative. Les streptocoques fécaux, quelque soit l'espèce mise en évidence, sont des témoins de contamination fécale.

Rapport CF/SF: le rapport coliformes fécaux/streptocoques fécaux relève l'origine de contamination. Si le rapport donne une valeur plus que 4, l'origine de contamination est humaine. Si la valeur est moins de 0.7, l'origine de la contamination est animale.

Bacteriophages: les bactériophages fécaux étant généralement en trop faible quantité pour être décelés directement sur l'échantillon, ce dernier est enrichi avec le germe (par exemple *Escherichia coli* ou *Salmonella*) choisi comme témoin de l'activité phagique spécifique. La présence d'un bactériophage est caractérisée par l'apparition d'une ou plusieurs plaques de lyse sur le milieu sémi-solide utilisé (IAWPRC 1991).

Importance, limitations et problèmes: les analyses courantes des échantillons d'eau portent sur la recherche des coliformes fécaux et des streptocoques fécaux (American Public Health Association 1985, RODIER 1978). Leur détection signifie simplement que les eaux sont contaminées et que des bactéries pathogènes peuvent être présentes. Il est cependant important de savoir que ces germes ne constituent pas en eux-mêmes un danger pour les baigneurs, mais peuvent indiquer, par leur présence, celle simultanée de germes pathogènes dangereux. Cette méthode offre une bonne marge de sécurité vis-à-vis de la plupart des pathogènes bactériens, mais n'est pas efficace contre certaines autres bactéries, des virus et des parasites protozoaires. A cause du risque lié à la présence de particules virales d'origine fécale dans les eaux de baignade, l'élargissement de la palette des indicateurs fécaux aux virus paraît indispensable. De plus, les virus et la plupart des parasites protozoaires, comme *Giardia* et *Cryptosporidium*, sont résistants à la chloration et à la filtration, procédés qui détruisent généralement les bactéries coliformes (GASSMANN & SCHWARTZBROD 1991). C'est pourquoi les coliformes fécaux et les streptocoques fécaux ne peuvent constituer des indicateurs précis pour de tels cas, notamment dans les eaux chlorées. Dans ce contexte, la recherche de deux groupes de virus bactériophages spécifiques des bactéries entériques (coliphages somatiques et bactériophages F-spécifiques) parallèlement aux indicateurs bactériens classiques, permet de mieux appréhender le comportement des virus (ARAUJO *et al.* 1997, SOLO-GABRIELE *et al.* 2000, STETLER 1984, WENTSEL *et al.* 1982).

Analyse virologique: recherche des virus pathogènes pour l'homme par culture cellulaire

Culture cellulaire: la mise en évidence des virus dans les prélèvements d'eaux se fait par la méthode d'adsorption-élution. Cette méthode permet de concentrer les particules virales qui sont généralement en trop faible quantité pour être décelées par culture cellulaire directement sur l'échantillon. Le principe de l'adsorption-élution est basé sur le fait que quand le pH de l'eau est inférieur au point isoélectrique des protéines que constituent les particules virales, ces dernières chargées positivement, s'adsorbent sur les billes ou les microfibres de verre qui sont chargées négativement. Au moment de l'élution par une solution alcaline, les charges négatives des protéines qui constituent les virus s'opposent aux charges électriques de même signe des billes de verre ou microfibre de verre. Ainsi les virus se décrochent par répulsion électrostatique (RODIER 1978). L'étape de concentration est suivie par l'inoculation des cultures cellulaires. Les cellules sont examinées 2-3 fois par semaine jusqu'à l'apparition d'une modification cellulaire caractéristique, effet cytopathique, reconnaissable à l'examen microscopique. L'identification du virus est en suite réalisée en utilisant des techniques supplémentaires tel que: neutralisation, immunofluorésence, etc..

Importance, limitations et problèmes: aujourd'hui la recherche des virus est exclusivement fondée sur des techniques de culture (technique de référence) et donc elle se limite à ceux qui sont facilement cultivables. En plus, vu que aucun système cellulaire ne permet la mise en évidence de tous les virus, le laboratoire doit disposer de différents types de culture cellulaire permettant l'isolement de diffèrentes espèces virales. La recherche de virus par culture sur un système cellulaire permet la mise en évidence d'un virus infectieux, mais elle est longue (surtout pour certains virus à croissance lente) avec des délais d'isolement importants, très laborieuse et relativement insensible aux faible quantités de virus présents dans les échantillons d'eau. En plus certains virus potentiellement pathogènes pour l'homme ne sont pas ou seulement difficilement cultivables.

Nouvelles technologies moléculaires

Grâce aux progrès rapides réalisés ces dernières années par la recherche biotechnologique, nous disposons actuellement d'un large éventail de méthodes nouvelles pour le diagnostic (METCALF *et al.* 1995, RANGER-ROGEZ *et al.* 1996, LEISINGER & METZLER 1997), essentiellement fondées sur la détection et l'amplification d'acides nucléiques. Ces méthodes offrent un nouveau moyen plus rapide, sensible et plus spécifique pour détecter la présence de micro-organismes et elles permettent aussi de déceler des organismes impossibles à mettre en évidence par les techniques actuelles de mise en culture. A ce jour, d'innombrables rapports décrivent l'application de ces méthodes en virologie (BAGGI & PEDUZZI 2000, EGGER *et al.* 1995, PAPAPETROPOULU & VANTARAKIS 1998). Des sondes génétiques spécialement conçues facilitent la détection de séquences particulières d'acides nucléiques qui révèlent la présence d'un organisme spécifique dans l'échantillon et les méthodes d'amplification sont utilisées pour augmenter la sensibilité, comme p. ex la réaction en chaîne de la polymérase (PCR).

Importance, limitations et problèmes: ces méthodes laissent espérer que finalement on pourra détecter directement nombreux organismes pathogènes, mais d'importants obstacles techniques restent à surmonter avant qu'elles ne soient utilisables pour évaluer la qualité de l'eau. D'une part, la mise en évidence des virus par des méthodes d'amplification (amplification d'une partie du génome viral) ne permet pas de donner des informations concernant l'infectieusité de la particule virale. En plus cette méthode n'est pas encore standardisée, par rapport au techniques de cultures cellulaires, et donc l'appréciation de la valeur prédictive des résultats positifs nécessite forcément beaucoup d'expérience en raison de la connaissance de la sensibilité de la méthode utilisée et d'éventuels problèmes de contamination. Vu qu'il s'agît aussi d'une méthode qui donne des résultats qualitatives (positif/négatif) il n'est pas possible d'apprécier les risques pour la santé en terme de charge virale. Dans la pratique: la recherche devrait viser à la détection de micro-organismes à des concentrations utiles pour la gestion des risques et les essais menés dans un délai de quelques heures pour la mise en œuvre des mesures appropriées. En outre, il serait souhaitable de pouvoir différencier les micro-organismes viables ou non viables et identifier des pathogènes spécifiques qui présentent un danger pour la santé publique. Il est aussi important de rappeler que le coût de la surveillance devrait être aussi abordable que possible.

PROGRAMME DE RECHERCHE

But du travail et déroulement de l'investigation

Depuis 1988, nous effectuons des analyses microbiologiques des affluents et de l'émissaire ainsi que des eaux pélagiques du lac de Lugano (Lac Ceresio). Ce corps d'eau, situé à une altitude de 271 m.s.m. au Sud de la barrière alpine, est très important comme réservoir d'eau potable pour la population riveraine et du point de vue touristique. Le but du travail est:

1. évaluer l'efficacité des traitements des eaux dans les stations d'épurations (STEP) vis-à-vis de la contamination virale;
2. évaluer les corrélations entre indicateurs classiques de contamination fécale (bactéries indicatrices) et risque viral, en particulier vérifier si les indicateurs classiques sont adéquats pour l'appréciation du risque viral.

Lieux de prélèvements.

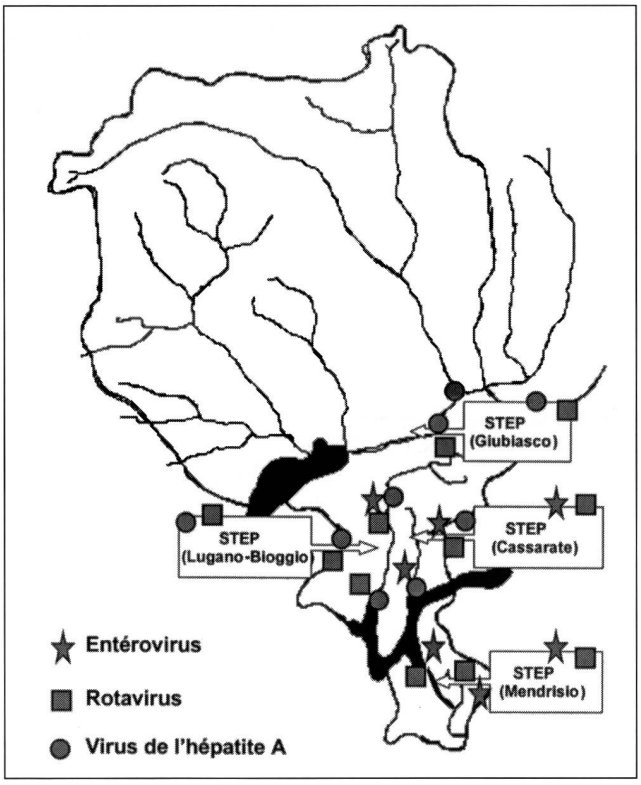
Nous avons prélevé des échantillons d'eaux de surface chaque mois de janvier à novembre '98 (1 litre pour l'eau de surface et 1 ml pour les boues activées), en particulier des rivières recevant l'exutoire d'une station d'épuration (STEP) et les STEP elles-mêmes (les boues activées et les

eaux traitées avant d'être relâchées dans l'environnement) dont trois équipées avec trois étapes de traitement (physique/chimique et biologique) et une avec une étape supplémentaire de traitement c'est à dire une filtration sur lit de sable.

Méthodes

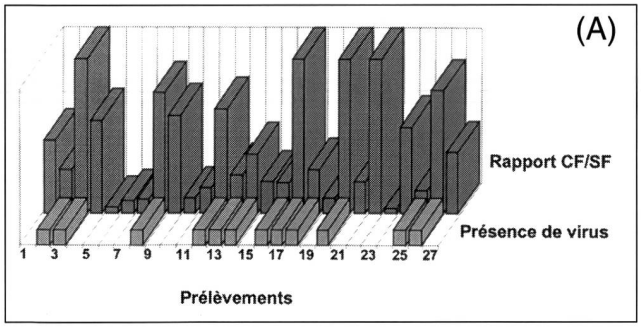
Dans chaque échantillon on a recherché les paramètres suivants:
coliformes fécaux (UFC/100ml)
streptocoques fécaux (UFC/100ml)
bactériophages somatiques (*E.coli* 036)
bactériophages F'-spécifiques (*E.coli* K12 Hfr et *S.typhimurium* WG49) (PFU/ml)
virus (par PCR): rotavirus, enterovirus et hépatite A (presence/absence)

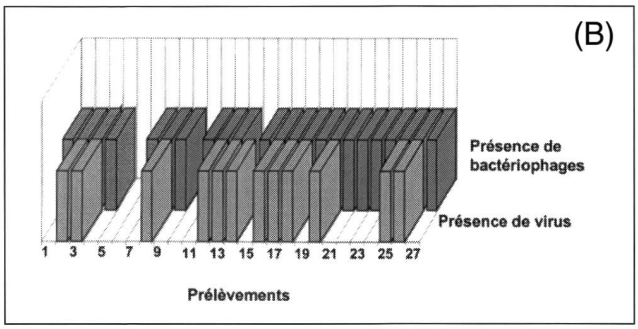
Résultats préliminaires



Diffusion de virus entériques dans les eaux de surface de la région du lac de Lugano et du fleuve Ticino

Corrélations





Corrélations entre la présence de virus entériques et la charge en bactéries (A) ou en bactériophages (B)

Conclusions préliminaires du travail de recherche.

1. La detection des acides nucleiques peut être très utile comme test de screening pour évaluer la présence de virus dans les échantillons d'eau. Selon le cas, elle peut être complété par une culture cellulaire pour évaluer le niveau infectieux des particules virales.
2. Les indicateurs bactériens classiques de contamination fécale sont toujours très utiles pour évaluer la qualité de l'eau vis-à-vis de la contamination bactérienne mais ne devraient plus être utilisées pour l'évaluation du risque associé à la contamination virale. Les bacteriophages semblent être de meilleurs indicateurs de la présence de virus entériques

CONCLUSIONS

Problèmes actuels. Malgré les connaissances scientifiques actuelles, l'évaluation de routine de la qualité microbiologique de l'eau de boisson et de baignade est aujourd'hui exclusivement fondée sur des techniques de culture. En particulier sur la mise en évidence des bactéries coliformes «indicatrices» qui témoignent une contamination d'origine intestinale des eaux et donc une possible présence de bactéries pathogènes. Cette méthode offre une bonne marge de sécurité vis-à-vis de la plupart des pathogènes bactériens, mais n'est pas efficace vis-à-vis d'autres bactéries émergentes, les virus et les parasites protozoaires. Actuellement pour l'évaluation du risque lié à une contamination virale, plusieurs méthodes indirectes on été utilisés ou proposés. D'après un travail de Grinstein et al. et Mechalas et al. (DEAPEAU & JANKOVIC 1977, GRINSTEIN *et al.* 1970), la distribution des virus à la quelle on peut s'attendre dans un cours d'eau pollué à été calculée à l'aide d'une méthodologie statistique particulière qui à permis l'élaboration d'une «courbe de risque» qu'il serait possible de tracer pour un cours d'eau dans la mesure où on connaît, en divers points d'échantillonnage, les relations virus-coliforme et coliforme-coliforme fécal. A l'aide de cette courbe il serait possible d'estimer le risque de maladie (%) à partir d'une connaissance de la charge virale (UFP/ml), de la charge en coliforme (NPP/100 ml) ou de coliforme fécal (NPP/100ml) dans le cours d'eau. L'application d'une courbe de ce type se base sur l'idoneité de l'utilisation des coliformes et coliformes fécaux comme indicateurs de

contamination virale, donc l'existance d'une corrélation linéaire entre les deux paramètres. Or à présent, la validité de cette corrélation à été mise en cause. En effet, les résultats de plusieurs travaux de recherche montrent combien d'épidémies sont associées à la contamination de réseaux municipaux de distribution d'eau, pourtant conformes aux normes gouvernementales et les informations récentes concernant les éventuels effets à long terme d'infections virales d'origine hydrique sont encore plus inquiétantes. En plus, suite a des récentes modifications du comportement alimentaire de la population, en particulier l'accroissement de la consommation de viande et poisson cru ou mal cuit, on assiste à une résurgence d'affections liées à l'eau que l'on croyait disparues (PEDUZZI 1990). Il est de toute évidence indispensable de trouver de nouveaux moyens de contrôler la qualité microbiologique de l'eau. Les polluants microbiens de l'eau posent encore de gros problèmes sanitaires et économiques. La validité des méthodologies actuellement utilisées en routine est mise en cause, parce que celle-ci ne permettraient pas de surveiller la qualité de l'eau ou de détecter des défaillances des systèmes de traitement de manière fiable. En effet, les techniques actuelles n'ont ni la sensibilité ni la spécificité requises pour mesurer de faibles concentrations d'agents pathogènes et de nombreux micro-organismes, notamment des virus et des parasites, peuvent échapper à la détection.

Prospectives futures. Parce que en terme de santé publique, il s'agit avant tout d'une question de prévention (c'est à dire de prévenir le début d'une maladie/épidémie) la rapidité et la précision du diagnostic sont des facteurs décisifs et donc les méthodes moléculaires sembleraient à terme plus rentables. Un exemple, *Helicobacter pylori* est présent dans l'eau en forme coccoide, une forme non cultivable, seule la technique moléculaire permet d'en mettre en évidence la présence dans le milieu hydrique. Les indications de plus en plus nombreuses d'un lien entre les infections transmises par l'eau et certaines maladies cardiaques et gastro-intestinales, pourrait se traduire par un coût économique très élevé à long terme a cause du délai entre détection et prévention et donc pourrait avoir de fortes implications économiques. Dans le cas des infections transmises par l'eau et qui pourraient toucher à un très grand nombre de personnes, il semblerait vraiment indispensable de faire davantage, et plus rapidement.

Un autre problème concerne la diversité des concentrations admissibles de pathogènes, c'est à dire que la notion de risque tolérable varie d'un pays à l'autre (DAEPEAU & JANKOVIC 1977). Même aux Etats-Unis, il n'existe pas de point de vue uniforme et les normes ne sont pas identiques d'un Etat à l'autre. Si les limites légales concernant les agents pathogènes sont fixées par des accords internationaux (comme en témoignent les directives de l'UE et les normes internationales de qualité et de sécurité de l'OMS (Organisation mondiale de la santé), les protocoles de mesure sont établis uniquement au niveau national ou même régional. Or, pour réduire les risques de transmission de maladies d'origine hydrique, il est nécessaire de disposer d'outils communs de surveillance. Il faut donc normaliser les méthodologies et les valider de préférence au niveau international. Il est essentiel d'élargir l'échange d'informations, c'est à dire de données comparables, pour permettre de répondre aux besoins en matière de santé publique.

La demande de nouvelles technologies moléculaires soulève diverses questions spécifiques. D'une part il faudrait disposer de laboratoires suffisamment équipés pour répondre aux nouvelles exigences en matière de qualité de l'eau, d'autre part certains pays bénéficient d'abondantes ressources en eau tandis que d'autres souffrent de pénuries et doivent recourir au recyclage. Pour être utiles, les méthodes employées pour évaluer la qualité microbienne de l'eau doivent être suffisamment efficaces en termes de coût pour ne pas constituer une charge inacceptable. S'il n'est pas tolérable d'exposer la population à une eau contaminée, le relèvement des normes de qualité ne pourra être réaliste que si l'on tient compte de la totalité de ses coûts économiques et environnementaux (VARLEY *et al.* 1998).

BIBLIOGRAPHIE

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION, 1985. Standard Methods for the examination of water and wastewater. Sixteen Edition. ISBN 0-87553-131-8. Published by the American Public Health Association, 1015 fifteen Street NW, Washington, DC 20005: 827-1038.

AMERICAN SOCIETY FOR MICROBIOLOGY, 1998. Ulcer-causing bacteria found in surface water. ASM Press Release. May 21.

ARAUJO R.M., PUIG A., LASOBRAS J., LUCENA F. & JOFRE J., 1997. Phages of enteric bacteria in fresh water with different levels of faecal pollution. J. Appl. Microbiol. 82: 281-286.

BAGGI F. & PEDUZZI R., 2000. Genotyping of Rotaviruses in Environmental Water and Stool Samples in Southern Switzerland by Nucleotide Sequence Analysis of 189 bp at the 5'End of the VP7 Gene. J. Clin. Microbiol. 38(10):3681-3685.

BAGGI F., DOLINA M. & PEDUZZI R., 2000. Evaluation of antibiotic resistance among clinical and environmental water isolates of *Enterococcus spp.* and of the family of the Enterobacteriaceae in Southern Switzerland. Clin. Microbiol. Infect. Submitted.

BEECHING N. J., 1997. Gastrointestinal infections-global problems. Curr. Opin. Infect. Dis. 10: 377-378.

COTTE L., RABODONIRINA M., CHAPUIS F., BAILLY F., BISSUEL F., RAYNAL C., GELAS P., PERSAT F., PIENS M.A. & TREPO C., 1999. Waterborne outbreak of intestinal microsporidiosis in persons with and without human immunodeficiency virus infection. J. Infect. Dis. 180: 2003-2008.

DEAPEAU A.J. & JANKOVIC S., 1977. Manuel de microbiologie de l'environnement. Organisation Mondiale de la Santé. Genève: 87-98.

EGGER D., PASAMONTES L., OSTERMAYER M. & BIENZ K., 1995. Reverse transcription multiplex PCR for differentiation between Polio- and Enteroviruses from clinical and environmental samples. J. Clin. Microbiol. 33: 1442-1447.

FRISBY H.R., ADDISS D.G., REISER W.J., HANCOCK B., VERGERONT J.M., HOXIE N.J. & DAVIS J.P., 1997. Clinical and epidemiologic features of a massive waterborne outbreak of crypto-

sporidiosis in persons with HIV infection. J. Acquir. Immune Defic. Syndr. Hum. Retrovirol. 16: 367-373.

GASSMANN L. & SCHWARTZBROD J.,1991. Wastewater and Giardia cysts. Wat. Sci. Tech. 24: 183-186.

GRINSTEIN S., MELNICK J.L. & WALLIS C., 1970. Virus isolations from sewage and from a stream receiving effuents of sewage treatment plants. Bull. Org. Mond. Santé, 42: 291-296.

GUERRANT R.L. & BLACKWOOD B.L., 1999. Threats to global health and survival: the growing crises of tropical infectious diseases-our «unfinished agenda». Clin. Infect. Dis. 28: 966-986.

IAWPRC Study Group on Health Related Water Microbiology. 1991. Bacteriophages as model viruses in water quality control. Water Res. 25: 529-545.

HEGARTY J.P., DOWD M.T. & BAKER K.H., 1998. Occurrence of Helicobacter pylori in surface water in the United States. Appl. Environ. Microbiol. Submitted

KRAMER M.H., SORHAGE F.E., GOLDSTEIN S.T., DALLEY E., WAHLQUIST S.P. & HERWALDT B.L., 1998. First reported outbreak in the United States of cryptosporidiosis associated with a recreational lake. Clin. Infect. Dis. 26: 27-33.

KUKKULA M., MAUNULA L., SILVENNOINEN E. & VON BONSDORFF C.H., 1999. Outbreak of viral gastroenteritis due to drinking water contaminated by Norwalk-like viruses. J. Infect. Dis. 180: 1771-1776.

LECHEVALLIER M.W., NORTON W.D. & LEE R.G., 1991. Occurrence of Giardia and Cryptosporidium spp. in surface water supplies. Appl. Environ. Microbiol. 57: 2610-2616.

LEISINGER M. & METZLER A., 1997. Use of silica as a carrier to recover and prepare waterborne enteric viruses for detection by RT-PCR. 1997. Zbl. Hyg. 200: 283-296.

MEDICAL TRIBUNE, 1999. Vorsicht Trinkwasser. Flutsch der Magenteufel aus der Leitung?. Medical Tribune. 23, Freitag 11. Juni.

METCALF T.G., MELNICK J.L. & ESTES M.K., 1995. Environmental virology: from detection of virus in sewage and water by isolation to identification by molecular biology - a trip of over 50 years. Annu. Rev. Microbiol. 49: 461-487.

MMWR. 1982. Community outbreak of Norwalk gastroenteritis-Georgia. 31: 405-407.

MMWR. 1993. Surveillance for waterborne disease outbreaks - United States, 1991-1992. November 19: 1-22.

MONNET D.L., 1999. European recommendations to respond to the threat of antimicrobial resistant microorganisms. ASM News, June 1999.

PAPAPETROPOULU M. & VANTARAKIS A.C., 1998. Detection of adenovirus outbreak at a municipal swimming pool by nested PCR amplification. J. Infect. 36: 101-103.

PEDUZZI R., 1990. Résurgence de la bothriocéphalose (parasitose à Diphyllobothrium latum) dans la région du Lac Majeur. Signalement de 18 cas chez l'homme. Médecine & Maledies Inf. Paris. 20: 493-497.

RANGER-ROGEZ S., NICOT T. & DENIS F., 1996. Apport des techniques de biologie moleculaire dans le diagnostic virologique: situation actuelle et perspectives. Bull. Soc. Fr. Microbiol. 11: 309-314.

RODIER J., 1978. L'analyse de l'eau. Sixième édition. ISBN 2-04-010037-7. Edition Dunod technique. Paris: 709-822.

SAHAY P. & AXON A.T.R., 1996. Reservoirs of Helicobacter pylori and modes of transmission. Helicobacter. 1: 175-172.

SCHVOERER E., BONNET F., DUBOIS V., ROGUES A.M., GACHIE J.P., LAFON M.E. & FLEURY H.J., 1999. A hospital outbreak of gastroenteritis possibly related to the contamination of tap water by a small round structured virus. J. Hosp. Infect. 43: 149-154.

SOLO-GABRIELE H.M., WOLFERT M.A., DESMARAIS T.R. & PALMER C.J., 2000. Coliforms not a good indicator of contamination in recreational waters. Appl. Env. Microbiol. 66: 230-237.

STARK S.R.M., GERWING G.J., PITMANN R.S., POTTS L.F., WILLIAMS N.A., GREENMAN J., WEINZWEIG I.P, HIRST T.R. & MILLAR M.R., 1999. Biofilm formation by of Helicobacter pylori. Lett. Appl. Microbiol. 28: 121-126.

STETLER R.E., 1984. Coliphages as indicators of enteroviruses. Appl. Environ. Microbiol. 48: 668-670.

U. S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY, 1998. Announcement of the drinking water contaminant candidate list. Federal Register. 63: 10273-10287.

VARLEY R.C., TARVID G.J. & CHAO D.N.W., 1998. A reassesment of the cost-effectivness of water and sanitation interventions in programmes for controlling childhood diarrhoea. Bull. World Health Org. 76: 617-631.

WENTSEL R.S., O'NEIL P.E. & KITCHENS J.F., 1982. Evaluation of coliphage detection as a rapid indicator of water quality. Appl. Environ. Microbiol. 43: 430-434.

«Problems Related to Water»: the situation in Lake Victoria basin, East Africa

Micheni J. Ntiba; William.M. Kudoja and Caroline.T. Kirema-Mukasa

Lake Victoria Fisheries Organization P.O. Box 1625 Jinja, Uganda

INTRODUCTION

This paper presents an outline of the changing ecology of Lake Victoria, the second largest freshwater lake in the world and the largest in the African continent. The socio-economic problems arising from both natural and anthropogenic forces in the lake region are discussed. Most of these rotate around the availability of clean water for domestic, industrial and agricultural uses. With low economic return and dwindling market prices for fish and fishery products the paper emphases the need for applied research to encourage sustainable management of the lake's resources in order to conserve biodiversity, alleviate poverty and assure food security in the region. The weak institutional framework and arrangement in the whole management of lake environment and resource is addressed. The endeavour of the three riparian governments of Kenya, Uganda and Tanzania to set up a regional institution, the Lake Victoria Fisheries Organization (LVFO), to foster regional cooperation in all matters pertaining Lake Victoria is discussed.

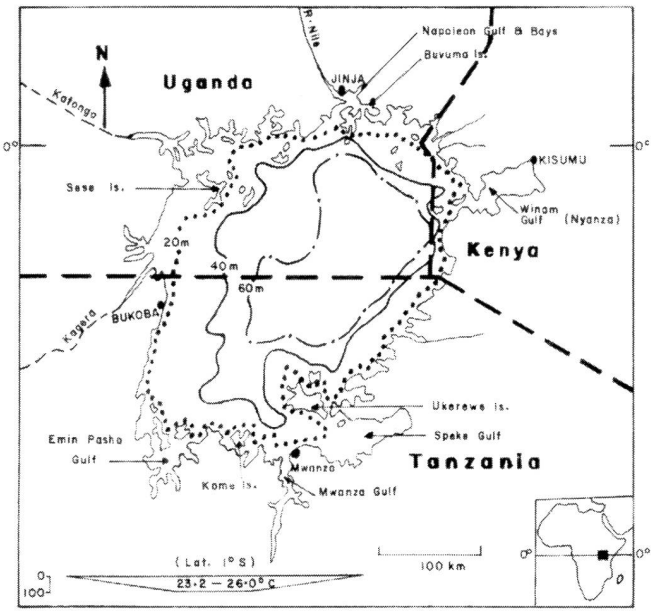


Fig. 1 - Bathymetric map of Lake Victoria and its location (inset) with some of its physical features depicted in the bottom left.

THE LAKE VICTORIA ECOSYSTEM

Ecological and geographical perspective

Lake Victoria (Fig. 1) is the largest lake in Africa (68,000 km^2) and the second largest freshwater body in the world.

The lake is shared among Tanzania (49%), Uganda (45%) and Kenya (6%). There are up to 25 main rivers comprising of well over 60 tributaries and streams draining into Lake Victoria with the Victoria Nile being the main river draining out of the lake into Lake Kyoga in Uganda. The catchment is 184,000 km^2, but if the area extending up to Rwanda and Burundi is considered, the estimated area of the lake basin is 193,000 km^2. Much of the shoreline is fringed with papyrus (*Cyperus papyrus*), which may extend into swamps. The lake level has fluctuated over the years but the 1960s rise of 2m was the highest in history.

Table 1 shows some of the ecological and hydrological characteristics of Lake Victoria. The long term variability of some climatic and environmental factors in Lake Victoria, between 1960 and 1990 are shown in figure 2.

Characteristic	measure
Position: Latitude	0° 20' - 3° 00' S
Longitude	31° 39' - 34° 53' E
Altitude (m above sea level)	1134
Catchment area (km^2)	184,000
Lake basin area (km^2)	68,500
Lake area as % catchment	37
Shore line (km)	3,440
Max. length (km)	400
Max. width (km)	240
Mean width /km)	172
Max. depth (m)	84
Mean depth (m)	40
Volume (km^3)	2,760
Inflow (km^3.yr^1)	20
Outflow (km^3.yr^1)	20
Precipitation (km^3.yr^1)	114
Annual lake level fluctuations (m)	0.4 - 1.5
Max. rise in lake level (m)	2.4
Flushing time (years)	138
Residence time (years)	21

Sources: (CRUL, 1995; SCHEREN, 1995; HECKY & BUGENYI, 1992)

Tab. 1 - Morphometry, hydrological balance and geographical features of Lake Victoria.

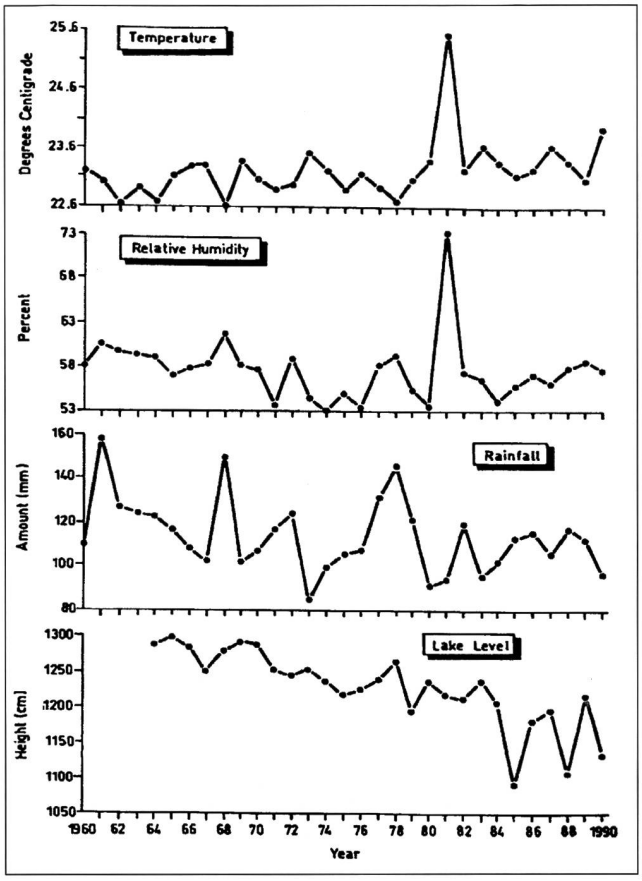


Fig. 2 - Variability in some climatic and environmental factors in Lake Victoria, Kenya (1960- 1990, NTIBA, 1997).

LAKE'S HYDRODYNAMICS AND NUTRIENT CHEMISTRY

Due to rapid changes in the density of water with temperatures prevailing in Lake Victoria (24-26°C), as in other tropical lakes, small temperature differences may result in stable density stratification of the column. On the basis of his own observations in 1956 and 1960-61 at the open lake station (TALLING 1957a, 1966), and on observations of GRAHAM (1929), WORTHINGTON (1930), FISH (1957), and NEWELL (1960), Talling concluded that the offshore waters of Lake Victoria are probably monomictic and he distinguished three phases in the annual stratification cycle. Phase one was during the months of September to December which is characterized by a marked rising in temperature at the surface from 24 to 25.4°C and at the bottom from 23.5 to 24°C. Phase two was during the months of January to May during which the heat content of the water reaches the maximum after which it starts cooling. This creates stratified conditions with a single discontinuity between 30 and 60 meters. The third phase was between June and August which was characterized by cooling of the water to the minimum. This was also the most windy period of the year. The main determinant of the stratification cycle is the wind, as solar radiation is relatively constant throughout the year. Breakdown of stratification in June to August is due to increased evaporation as a result of an increase of the S.E. trade winds. There may be also a substantial loss of heat by radiation at night, as this is a period of relatively clear skies. There is some evidence that the breakdown of stratification takes place first over the shallower western areas of the lake, and then spreads over to the north and the east in relation to uneven surface cooling. Talling (1962) observed at the surface in Bukoba temperatures below 24.6°C while elsewhere in the lake these temperatures were only observed in deep water below the thermal discontinuity.

Lakes in the tropics deep enough to stratify show a tendency to mix completely once a year. Mixing of lakes in Africa is mainly caused by loss of stability resulting from evaporative cooling of the upper water column, although influx of cool rainwater and reduced insolation can also be significant (LIVINGSTONE and MELACK 1984). Mixing during stratification is confined to the upper water layers. Thickness of the upper mixed layer fluctuates strongly in tropical lakes (LEWIS 1973, 1983, 1984). Stratification may be broken by surface and internal waves bringing anoxic hypolimnion water to within the mixing depth at some points or by violent storms deepening the wave-mixed layer to reach the lower anoxic layer. KITAKA (1972) gave evidence of another mechanism of mixing by a cyclonic storm in the offshore waters of Lake Victoria: cyclonic upwelling which may bring hypolimnion waters to the surface.

Winds move water masses. Wind strength and direction determine the currents in the lake besides its effects on the vertical temperature distribution. The wind regime on Lake Victoria is dominated by south-east trade winds, especially from May to July. The effect of the winds would be a gradual displacement of the surface water to the north (GRAHAM, 1929). Current measurements by NEWELL (1960) indicated a general northward flow of surface water in response to the wind. This was accompanied by a compensating flow of deeper water southwards. In June 1957 a north to south section showed the presence of cooler bottom water in the south (TALLING 1966).

In Lake Victoria surface water movements are common, as the fetch of the lake is huge, about 400 km. (FISH 1957) showed that the hydrology of the lake is to a large extent controlled by the action of the wind on the surface water. Wind conditions in inshore gulfs and bays may differ considerably from those offshore. For example wind circulation in the Nyanza Gulf is controlled by the topography of the region, as the hills bordering the gulf form a barrier to the free flow of winds (OCHUMBA 1986).

Stratification and mixing control the annual cycle of nutrient concentrations in the mixed layer of the lake. Recent data (Hecky 1993) show that silicon concentration have decreased from 70 to 7 µM due to photosynthetic activity of diatoms and may now even be lower than 1 µM. Total P concentrations are similar or somewhat higher than in 1961. Due to deep water deoxygenation denitrification increased in the present Lake Victoria. This resulted in low ratio of Total N to Total P from 16:1 in the mixed layer to 8:1 in the hypolimnetic waters. This has favored the growth of blue-green algae. Differences occur between offshore

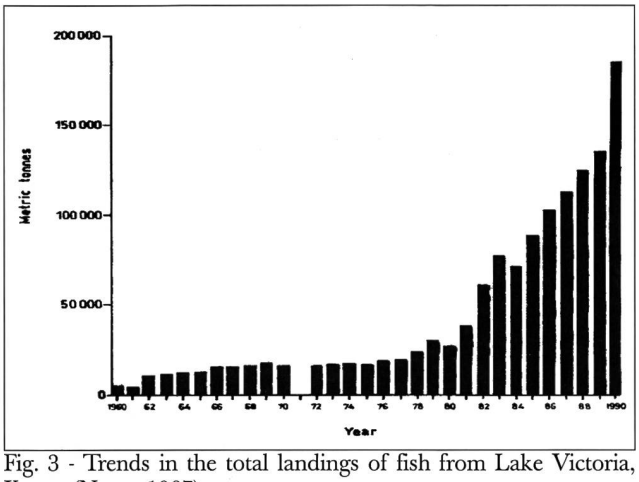


Fig. 3 - Trends in the total landings of fish from Lake Victoria, Kenya (NTIBA 1997).

and inshore waters. In inshore waters denitrification occurs only in the sediments when the depth is less than the offshore mixed layer. Total N concentrations and N:P ratios are higher inshore than offshore allowing higher photosynthetic rates and maintaining chlorophyll concentrations 2-3 times higher than offshore.

Rivers contribute a significant amount of nutrients due to the activities in the catchment. Rain falling direct onto the lake may contribute to significant quantities of minerals and nutrients. The observed increase in phytoplankton biomass may be caused by an increase of supply of nitrogen and sulphur from the atmosphere, as silicon and phosphate supplies arising mainly from soil weathering are unchanged. Another important supply of nitrogen is fixation of the elemental nitrogen in the air by both blue-green algae (e.g. *Anabaena*) and bacteria. Phytoplankton composition of Lake Victoria changed towards a dominance of nitrogen fixing blue-green algae (Hecky 1993).

THE FISHERY AND BIODIVERSITY

Fishing and post-harvest activities have been the most important economic activity in and around Lake Victoria . As native fish stocks were reduced by overfishing in the 50s, the high demand for fish led to a call for introduction of alien species into Lake Victoria.

Nile perch, *Lates niloticus*, and the tilapias *Oreochromis niloticus*, *O. leucostictus*, *Tilapia zillii* and *T. rendali* («*melanopleura*») were introduced into the lake during the 1950s and early 1960s. These introduced species resulted in increased commercial catches (Fig. 3) and at present the lake produces over 400,000 metric tons of fish, predominantly Nile perch and 'dagaa' (*Rastrineobola argentea*).

Predation by Nile perch and competition with introduced tilapias have caused a severe decline, and in some cases, total disappearance, of the native species (Figs. 4 and 5).

The introduction of Nile perch has revolutionized the fishing industry with the mushrooming of fish processing plants for the export trade. There are currently thirty fish processing plants around the lake earning an estimated income of US$ 3-4 billion.

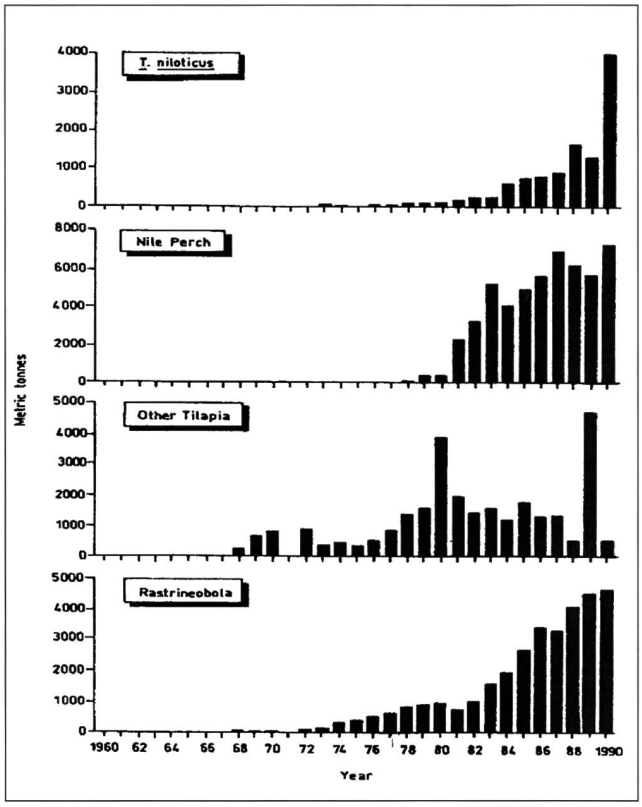


Fig. 4 - Trends of landing of introduced fish species in Lake Victoria, Kenya (NTIBA 1997).

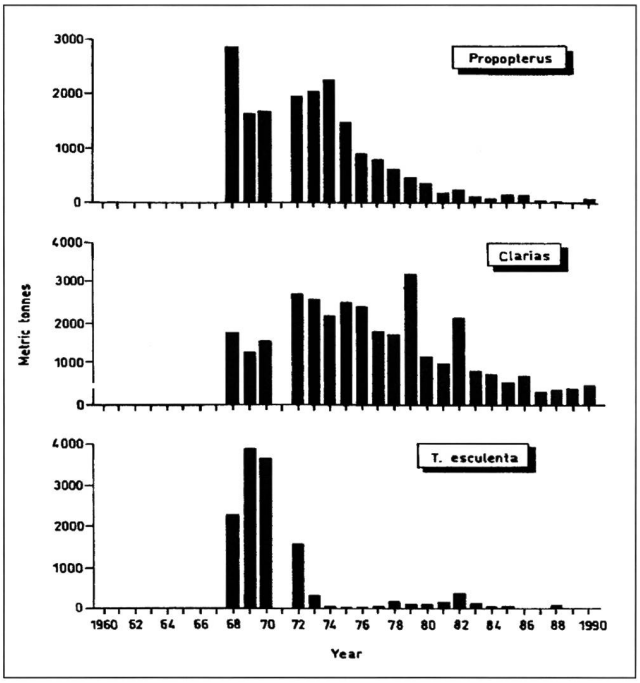


Figure 5: Trends of indigenous fish species in Lake Victoria, Kenya (1960 - 1990).

The fishery management concerns in the lake fall under a number of related problems. First, many fish species

in the lake are possibly strongly habitat-type restricted in their movements. If this is the case (OGUTU, personal communication) and bearing in mind that local over-fishing takes place fairly rapidly, then recolonization by the nearest neighbor stocks can be a slow process. Second, research findings on the state of the stocks clearly indicate that major fish species are currently being subjected to recruitment over-fishing at or near the breeding grounds (ANON., 1999). Furthermore non-recommended fishing gears yield close to 70% of the fish (ANNON., 1999) including catching of juveniles and immature fish. Third, there are currently weak legislation and enforcement regulations coupled with serious demand for Nile perch in the export market which has led to growing fishing effort being exerted on the entire fishery resources. The current uncontrolled fishing effort will, certainly, lead to tremendous decline in the abundance levels of the exploited stocks. There is thus a need to study the current procedure of access to the fishery to come up with policy recommendation for implementation. Fourthly it is clearly evident (NTIBA, 1997) that the lake's fishery has undergone remarkable changes in the last three decades from 1960. Thus a multi-species fishery prior to the 1970's has, since the 1980's, become dominated by three species (Table 2). Last, the lake fishery and its socio-economic contribution to the livelihood of the riparian communities and the economics of the East African member states is threatened due to fish products quality assurance which lead to loss of over half a billion US$ in foreign market trade (LVFO, 1999).

CHANGING LAKE VICTORIA ECOSYSTEM.

Due, principally, to anthropogenic forces the lake has undergone a number of environmental and climatic changes which have impacts on water and sustainable management of the living natural resources therein in the last two decades, there have been increasing quantities of untreated effluent spills into the lake, along with residues of soil and agro-chemicals. The principal urban centers around the lake harbour a host of industries, which discharge waste products into the lake thus enhancing pollution. The lake catchment is dominated by subsistence agriculture so that the need for increased production of food crops has led to increased use of agro-chemicals, land clearing, burning of vegetation, tree felling and massive deforestation. Especially from Kenya, the agro-chemical residues and eroded soils are entering the lake via streams, rivers and rainfall run-off. This has resulted in increasing eutrophication and anoxic water. Water hyacinth, a noxious aquatic weed has invaded the lake. The weed chokes up bays, inlets, and channels physically interfering with fishing activities, transport and recreation amongst other environmental problems. Related to the water hyacinth problem is that of mounting levels of planktonic algae in many parts of the lake. Blooms of such algae have normally resulted in anoxic conditions in the bottom waters of the lake, which endanger the life of both benthic and aquatic living resources and thus reduces biodiversity. Last, but not least, wetlands along the shores of the lake are threatened by encroachment by man's activities in the lake. This is a matter of great concern recognizing the many functions of wetlands in the face of rising human population in the lake region, currently estimated to be close to 30 million people.

SOCIAL ISSUES

The quality of Lake Victoria waters is being polluted from the urban, industrial and agricultural sources. This freshwater is life to many people who dwell in the lake basin areas using it for household, institutional (such as hospitals, schools and catering), industrial and agricultural purposes. The most vulnerable group among the resource users are the fisher communities who depend largely on the lake.

Lake Victoria is the habitat for biodiversity, the most known being the fish species which are food, source of employment and foreign exchange earner through exports for the riparian communities and the countries of East Africa (Kenya, Uganda and Tanzania) (LVEMP, 1996). The increase in human population in the lake basin results in pressure on the natural resources. Man is largely responsible for the degradation of the lake environment and the depletion of biodiversity.

The misuse and poor management of the Lake Victoria resources as well as external factors such as water hyacinths and pollution might have far reaching effects than what can be envisaged now. It is therefore important to put in place corrective and preventive measures to stop the situation.

HEALTH AND SANITATION

The riparian communities, particularly the fisher communities and island communities are prone to suffer waterborne diseases. This mainly arises from the poor sanitation conditions in those areas.

Several municipalities, towns and urban centers on the shores and in the catchment areas discharge untreated sewage effluent either directly or indirectly into the lake. The principal urban centers around the Lake are: Port Victoria, Kisumu, Homa Bay (Kenya); Masaka, Entebbe, Kampala, Jinja (Uganda); and Musoma, Mwanza, Bukoba (Tanzania). This is largely due to the poor sewerage system, inadequate sewage treatment facilities, equipment and personnel coupled with overloading of sewage plants. These including the poor sanitation facilities in the fishing villages contaminate the water rendering it unsuitable for household use.

The increase in population has led to the development of semi-urban fishing villages. The sandy soils and the high level of the water table hinder the construction of appropriate sanitary facilities (latrines) in the fishing villages. This is aggravated by the fact that the fisher

communities and other rural dwellers draw untreated water direct from the lake for household usage. Diarrhoea, vomitting, skin rashes and other waterborne diseases are prevalent. These diseases offset the benefits accrued from the immunization programmes for the children against the commonly known killer diseases (measles, polio, diphtheria and others), thereby, increasing the mortality rate of the children in the riparian communities.

The riparian communities are also prone to chemical contamination arising from industrial, and agricultural sources. The major urban centers have many industries which discharge effluents including toxic materials directly or indirectly into the lake, enhancing pollution. The use of agro-chemicals increasing particularly on large scale farms. Mining in the lake basin also contributes to toxic conditions.

There is need to study the socio-economic effects of pollution on the lifes of the riparian communities with a view of suggesting appropriate programmes to address them.

DEFORESTATION

The catchment area of Lake Victoria is slowly being degraded due to deforestation. The people encroach on the forests for agricultural land, timber, firewood and habitation. This deforestation, coupled with bad agricultural practices have degraded the soil leading to siltation along the rivers into the lake. Deforestation, soil erosion, and increasing human and livestock populations have all contributed to increased nutrient loading because of changing land use patterns.

The fisher communities cut trees and other vegetation for household use and to smoke fish for sale. On the other hand the island forests of Lake Victoria are being depleted unabated due to the increasing demand on the mainland for timber used in buildings and furniture as well as for export. There is need to study the alternative sources of energy to fuel-wood in order to offset the pressure from the forests. There is need to study the environmental effect of deforestation on Lake Victoria and come up with measures that will ensure sustainable utilization of the forest resources.

RIVERS

The rivers flowing into Lake Victoria play an important role to sustain its water levels. To many people living along rivers, they are the only source of clean water for household usage, fish and to some extent water for irrigation. Due to the increase in economic activities in the catchment area, at one point or another many of these rivers are being polluted with effluents from the industries, agro-chemicals and siltation. They offload all these environmentally dangerous materials into the lake, further degrading the ecosystem. Very few studies, have been done to assess the contribution of the rivers to the welfare of the communities. There is also need to study the impact of these rivers on the lake ecosystem and biodiversity.

WETLANDS

Wetlands, which offer buffering services and normally filter the water before entering the lake are under stress. Wetlands are reclaimed for agriculture, industrial development and human settlements, while others are drained to control human disease vectors. Some are excessively harvested for making mats, baskets, and chairs. Many of the wetlands have received too much pollution to the extent that they cannot perform their filtration function efficiently. Therefore, pollutants normally retained by wetlands enter the lake unchecked, thus further contributing to the deterioration of our lake water.

Most socio-economic and ecological work so far reported do not give much information on the biodiversity of wetlands associated with Lake Victoria and yet this is a major ecosystem which still contains diverse biological resources (OKEYO-OWOUR, 1999). It is, therefore, important to develop the project on the use and sustainable utilization of wetlands implemented in Jinja town in Uganda, by the University of Zurich and other Swiss organizations, into a regional project, to cover the Lake Victoria catchment area in the three countries of East Africa (Kenya, Uganda and Tanzania).

EXTERNAL FACTORS

Water Hyacinth

Lake Victoria is infested with the water hyacinth, a noxious water weed. Proliferation of water hyacinths on Lake Victoria is a symptom of nutrient enrichment of the water environment (TWONGO, 1998). The countries of East Africa are spending a lot of money to control it using an integrated approach of manual, mechanical and biological technics. The use of chemical has not been approved as studies are still going on in controlled satellite small lakes to find out the environmental and social impact of this method. The weed has also infested other inland lakes and rivers in Kenya, Uganda, Tanzania, Rwanda and Burundi. The rapid expansion of this weed in Lake Victoria is already showing serious economic, social, health and environmental impacts in the riparian states. To the riparian communities it blocked fishing grounds, interfered with water sources for household use and increased diseases due to its providing habitat for vectors. A regional task force for the control of water hyacinth has been set up under the East African Co-operation (EAC), Arusha. Although those socio-economic implications are cited no socio- economic study has been under taken to quantify the loss in social welfare and economic benefits at the local, national and regional levels arising from the weed infestation.

El Niño

The rise in the water levels of Lake Victoria due to the El Niño rains had an adverse effect on the people living along the shorelines and the island communities. Homes and crops were destroyed, people and animals died and some were marooned on islands. The effects of such catastrophes have not been studied nor have emergence measures to deal with such situations been put in place. It is important for the East African countries to institute such measures similar to those used in hurricane situations. A study in this area with technical guidance to assist putting in place the necessary measures is required. There is also need for assistance in the weather projections so that the fishers and farmers can plan their fishing and planting seasons with more precision rather than leaving it to chance.

COMMUNITY PARTICIPATION

The increasing pressure on the lake's ecosystem, through conflicting use of water, land and biological resources, poor infrastructure development, poor land use including the wetlands, deforestation of lakeside and island habitats; industrial, urban and agricultural pollution has socio-economic implications for the riparian populations and economies of East Africa in general. An unhealthy ecosystem means polluted water, depleted fish stocks, and many other ill-effects.

Communities around the lake have a role to play in the conservation of the environment and the lake if they are sensitized, mobilized and involved. They have to be given responsibility to protect, conserve, and manage the environment. A programme to involve the communities and industries should be developed (LVFO, 1999) for it will go along way to ensure that the waters of Lake Victoria are of good quality for the benefit of the social welfare of the riparian population and nations. The strategic vision for Lake Victoria should be used as a referral point to identify studies and projects that can be developed for the health of the lake ecosystem, sustainability of the resources and for the socio-economic development of the riparian communities and nations.

INSTITUTIONAL CAPACITY AND LINKAGES

Problems

The solution to the present ecological and socio-economic problems eminent in the Lake Victoria basin must first take into account the fact that the lake is a shared heritage as both, water and living resources recognize no political boundaries. Then there has to be a concerned effort to mobilize human and financial resources at national, regional and international levels in order to sustainably manage and conserve both the environment and the resources of the Lake Victoria basin.

The shared nature of the lake implies that management decisions taken in a portion of the lake in one country affect those portions of the lake in other countries. Further, recent experience among the East African Member States has been that problems currently facing the lake i.e. pollution, eutrophication, over-fishing, use of illegal fishing methods, cross border trade, noxious water weeds such as the water hyacinth and others related to climate change are certainly beyond the capacity of any single riparian state working individually.

Thus if is a need to establish an institution that would provide a forum for discussions and taking joint actions on problems similar to the ones cited above. This approach would enable the riparian states to develop uniform management measures as appropriate, to be implemented by national laws and regulations. Similarly, this approach would enable Kenya, Uganda and Tanzania to jointly develop an adequate scientific basis for the management measures to be taken.

LAKE VICTORIA FISHERIES ORGANIZATION FOR REGIONAL COOPERATION IN LAKE VICTORIA

Establishment

Out of the need for joint decision making regarding the management of Lake Victoria environment and its resources, for the benefit of the present and future generations, the Governments of the Republic of Kenya, the Republic of Uganda and the United Republic of Tanzania established the Lake Victoria Fisheries Organization through a Convention (Final Act) signed in Kisumu, Kenya on 30 June 1994. These countries, being the «Contracting Parties» amended the convention on 12 November 1998 in Nairobi, Kenya.

History of the establishment:

Fisheries collaboration in East Africa, particularly between Kenya, Uganda and Tanzania, is perhaps one of the oldest in Africa. As early as 1928, it was recommended that a collaborative lakewide authority for regulation and collection of fisher statistics be established. The East African Freshwater Fisheries Research organization (EAFFRO) was established in 1947. A consolidated collaboration was established and further intensified with the formation of the East African Community in 1967.

When the East African Community collapsed in 1977, this important regional co-ordinating mechanism crumbled. However, since the riparian countries felt the need to continue collaborating in the development and management of fisheries of Lake Victoria a sub-committee of FAO, Committee for Inland Fisheries of Africa (CIFA), for Lake Victoria was established in December 1980 at the 4th session of the committee held in Blantyre, Malawi. This provided a unique forum for regional collaboration in the development and management of the fisheries of Lake Victoria.

Between 1991 and 1995 three seminars were held in the region, under the auspices of the FAO-CIFA sub-committee on Lake Victoria to discuss management issues, op-

tions and strategies for each of the riparian states. These seminars led to a regional meeting for the management of Lake Victoria and the creation of Lake Victoria Fisheries Commission. Further consultation between the riparian authorities with an FAO Mission led to the drafting of the convention establishing Lake Victoria Fisheries Commission. This draft was later approved by a legal and technical consultation meeting for the establishment of Lake Victoria Fisheries Organization (LVFO), in Dar-es-Salaam, Tanzania, 12th - 25th March, 1994. This was followed by signing and adoption of the convention at a conference of plenipotentiaries on 30th June, 1994 in Kisumu, Kenya. Operations at the secretariat headquarters in Jinja commenced on 15th July, 1997.

Objectives:

Overall, the objective of the organization is to foster co-operation amongst Kenya, Uganda and Tanzania on matters regarding Lake Victoria; harmonize national measures for sustainable utilization of the living resources of the lake, and develop and adopt conservation and management measures.

Functions/Responsibilities:

In order to achieve the broad objective as mandated in the convention, the LVFO has the function and responsibility to:

a. Promote the proper management and optimum utilization of the fisheries and other resources of the lake;
b. Enhance capacity building of existing institutions and develop additional institutions dedicated to, or likely to contribute to the purposes of the convention in co-operation with existing institutions established in or by the contracting parties and with such international, regional or non-governmental organizations as may be appropriate;
c. Provide a forum for discussion(s) on the impacts of initiatives dealing with the environmental and water quality in the lake basin and maintain a strong liaison with the existing bodies and programs;
d. Provide for the basis for research concerning the waters of Lake Victoria, without limiting the quality of such waters, in particular with respect to supporting the living resources of the lake and the nature, extent and pathways of its pollution and other forms of environmental degradation;
e. Encourage, recommend, co-ordinate and, as appropriate, undertake training and extension activities in all aspects of fisheries;
f. Control introduction of animals or plants into the waters of Lake Victoria or its tributaries and to adopt measures regarding introduction, monitoring, control or elimination of any such animals or plants;
g. Serve as a clearing-house and data bank for information on Lake Victoria fisheries and promote the dissemination of information without prejudice to industrial property rights, by any appropriate form of publication;
h. In respect of any or all of the foregoing, adopt budgets, seek funding, formulate plans for financial management and allocate funds to activities of the organization, or to such activities of the contracting parties as it may foster the purpose of the convention; and undertake such other functions as it may determine to be necessary or desirable in order to achieve the purpose of the convention.

Organizational structure

The Council of Ministers is the supreme organ of LVFO consisting of ministers responsible for fisheries in Kenya, Uganda and Tanzania. The council meets every two years. Its first session was held in December 1996 in Uganda, while its second session was in November 1998 in Kenya. The council held a special session on 26th June, 1999 in Dar-es-Salaam, Tanzania, and made key decisions on «A Collective Regional Strategy and a Plan of Actions Towards a Sustainable Fisheries Industry of Lake Victoria». The Third Session of the Council was held in November, 1999 in Dar-es-Salaam, Tanzania.

Policy steering committee comprise the permanent secretaries in the ministries responsible for fisheries development and management in the contracting states. Besides its normal functions, this committee adopts recommendations on policy which it forwards to the Council of Ministers. The National Committee, in each contracting state, falls under the permanent secretary who co-ordinates and reports its activities directly to the Council of Ministers.

The Executive committee is composed of the heads of the departments responsible for fisheries and heads of fisheries research institutes in each contracting state. The East African Co-operation (EAC) secretariat in Arusha, Tanzania and all heads of key regional programs/projects are also members of the Executive Committee.

One of the committee's functions is to review the activities of the LVFO and forward recommendations to the Policy Steering Committee.

Other Committees include, Fisheries Management committee, Scientific Committee and the National Committees. Working groups and ad hoc Committees may be set up whenever need arises.

THE FUTURE

Lake Victoria Fisheries Organization has, together with riparian governments and stakeholders developed a strategic vision to guide research, management, policy and other issues on Lake Victoria for the period 1999-2015. The vision covers five main areas: healthy lake ecosystem, coordinate research, integrated fisheries management, information generation/dissemination and partnerships and linkages. The future relies on the implementation of the strategic vision.

REFERENCES:

ANON., 1999. Lake Victoria Fisheries Research Project. Report of The fourth FIDAWOG WORKSHOP. 16-20 August 1999 held in Kisumu, Kenya.

FISH G. R., 1957. A seiche movement and its effect on the hydrology of Lake Victoria. Fish. Publ. Lond. 10: 1-68.

GRAHAM M., 1929. The Victoria Nyanza and its fisheries. A report on the fishing survey of Lake Victoria 1927-1928 and appendices. Crown Agents for the Colonies, London. 255 pp.

HECKY R. E., 1993. The eutrophication of Lake Victoria. Kilham Memorial Lecture, 25th Congress of SIL. Verh. Intenat. Verein. Limnol. 25: 39-48.

KITAKA G.E.B., 1972. An instance of cyclonic upwelling in the southern offshore waters of Lake Victoria. Afr. J. Tro. Hydrobiol. Fish. 24: 111-120.

Lake Victoria Environment Management Programme (1996): Final Report submitted by the Government of the Republic of Kenya, Government of the Republic of Uganda and the Government of the United Republic of Tanzania to World Bank.

Lake Victoria Fisheries Organization (1999): Strategic Vision (unpublished).

LVFO 1990. Report of the Emergency Session of The Council of Ministers held in Dar es Salaam, Tanzania on 26 June 1999.

LEWIS W. M., 1973. The thermal regime of Lake Lanao (Philippines) and its theoretical implications for tropical lakes. Limnol. Oceanogr. 18: 200-217.

LEWIS W. M., 1983. Temperature, heat, and mixing in Lake Valencia. Limnol. Oceanogr. 28: 273-286.

LEWIS W. M., 1984. A five-year record of the thermal and mixing properties for a tropical lake (Lake Valencia, Venezuela). Arch. Hydrol. 99: 340-346.

LIVINGSTONE D. A. & J. M. MELACK 1984. Some lakes of subsaharan Africa. In: F B Taub (ed.), Lakes and Reservoirs, pp. 467-497. Elsevier Publ., Amsterdam.

NEWELL, B S 1958. The hydrology of Lake Victoria. Hydrobiologia 15: 363-383.

NTIBA M. J., 1997. A case study on assessment of the vulnerability and adaptation to climate change of the fisheries of Lakes Naivasha and Victoria, Kenya. A report for the Ministry of Natural Resources, Kenya. 25p.

OCHUMBA P. O. B., 1986. Initial current studies in Lake Victoria during the baseline study period. In: J. G. Wandera (ed.), Progress report on the first research expedition on factors responsible for periodic massive fish kills in Lake Victoria. The Kenya National Academy of Sciences, Nairobi, Kenya (Mimeo), pp. 5-7.

OKEYO-OWUOR J. B., 1999: A review of biodiversity and socio-economics research in relation to fisheries in Lake Victoria: Socio-economics of the Lake Victoria Fisheries. IUCN East Africa Programme.

TALLING J. F., 1957a. Some observations on the statification of Lake Victoria. Limnol. Oceanogr. 2; 213-221.

TALLING J. F., 1962. Report on limnological work during a visit to EAFFRO between August 1960 and September 1961. EAFFRO Annual Report 1961: 40-42.

TALLING J. F., 1966. The annual cycle of stratification and phytoplankton growth in Lake Victoria (East Africa). Int. Revue Ges. Hydrobiol. 51: 545-621.

TWONGO T., 1998: Status of water hyacinth in Lake Victoria and update on control measures - Uganda experience. In Water Hyacinth, Nile Perch and Pollution: Issues for ecosystem management in Lake Victoria. Howard G.W. and S.W. Matindi. Eds. Proceedings of a workshop on «Prospects for sustainable management in Lake Victoria» Mwanza, Tanzania, 10-12 June 1998.

WORTHINGTON E. B., 1930. Observations on the temperature, hydrogen-ion concentration, and other physical conditions of the Victoria and Albert nyanzas. Int. Rev. Ges. Hydrobiol. 24: 328-357.