



**APAT**

Agenzia per la Protezione  
dell'Ambiente e per i Servizi Tecnici

# **Selezione delle sostanze prioritarie per i corpi idrici e definizione degli obiettivi di qualità**

### **Informazioni legali**

L'Agenzia per la Protezione dell'Ambiente e per i Servizi Tecnici o le persone che agiscono per conto dell'Agenzia stessa non sono responsabili per l'uso che può essere fatto delle informazioni contenute in questo rapporto.

**APAT** - Agenzia per la Protezione dell'Ambiente e per i Servizi Tecnici  
Via Vitaliano Brancati, 48 - 00144 Roma  
[www.apat.it](http://www.apat.it)

© APAT, Rapporti 23/2002

ISBN 88-448-0239-2

Riproduzione autorizzata citando la fonte

### **Elaborazione grafica**

APAT

*Grafica di copertina:* Franco Iozzoli, APAT

*Foto di copertina:* Susanna Cavalieri

### **Coordinamento tipografico**

APAT

### **Impaginazione e stampa**

I.G.E.R. srl - Viale C. T. Odescalchi, 67/A - 00147 Roma

Stampato su carta TCF

Finito di stampare novembre 2002

## **AUTORI**

Il rapporto rientra nelle attività programmate dal Dipartimento Stato dell'Ambiente, Controlli e Sistemi Informativi dell'ANPA, ora APAT, per il triennio 1999-2001 ed è stato affidato al Centro Tematico Nazionale Acque Interne e Marino Costiere (CTN-AIM).  
Lo studio è stato affidato all'ARPA Emilia Romagna, ICRAM e ARPA Toscana.

Il documento è stato redatto da:

Fulvio Ferrara, Enzo Funari e Maria Antonietta Orru, Istituto Superiore di Sanità.



## Presentazione

Le nuove impostazioni concettuali per sviluppare adeguati programmi di tutela e risanamento dei corpi idrici soggetti all'inquinamento dovuto alle attività umane, richiedono un approccio integrato per la valutazione dello stato di qualità ambientale dei corpi idrici.

I corpi idrici devono infatti essere considerati come sistemi complessi in cui le diverse componenti biotiche e abiotiche, acqua, sedimenti, ecosistemi connessi e funzionalità complessiva, interagiscono e tendono a mantenere la capacità di autorigenerazione dell'intero sistema. Quando ciò avviene il corpo idrico annulla gli impatti derivanti dalle pressioni inquinanti e sostiene efficacemente le comunità animali e vegetali ad esso associate. Inoltre in queste condizioni e in assenza di sostanze pericolose al di sopra di una soglia identificata come Standard ambientale per tale tipologia di corpo idrico, si è in presenza di una risorsa che per essere utilizzata in modo sostenibile per gli usi prioritari del consumo umano e dello sviluppo, richiede trattamenti di miglioramento ridotti.



## Sommario - Summary

Rappresenta, per quanto possibile, lo stato dell'arte sulle tematiche relative alla selezione di sostanze prioritarie per l'ambiente acquatico e la definizione degli obiettivi di qualità. Sono riportati elenchi di sostanze ritenute prioritarie da agenzie nazionali e organizzazioni internazionali, e sono descritti i criteri e gli approcci per la loro selezione. Viene sottolineata l'importanza di distinguere le sostanze prioritarie nelle diverse tipologie di acqua, superficiali interne, marino costiere e sotterranee, che presentano modalità diverse di contaminazione e livelli di rischio diversificati sui diversi ecosistemi. Particolare attenzione dovrebbe essere rivolta alla contaminazione della acque sotterranee viste le implicazioni legate all'approvvigionamento idropotabile.

Le acque superficiali rappresentano inoltre ecosistemi all'interno dei quali i contaminanti ambientali possono causare danni ad una o più specie e modificarne le caratteristiche in termini di biodiversità.

### Summary

A selection of priority substances for water ecosystem. It is important to divide the list of priority substances in according to the different water type: inland water, marine water, ground water. Particular attention to the contamination of ground water destined to the production of drinking water.



## Indice

<b>PREMESSA</b>	<b>1</b>
<b>INTRODUZIONE</b>	<b>3</b>
<b>3 ELENCHI DI SOSTANZE PRIORITARIE</b>	<b>5</b>
Acque superficiali	5
Ambiente marino costiero	5
Sedimenti	5
Acque sotterranee	5
Sostanze prodotte da microrganismi di ambienti acquatici	6
Attività dell'OECD per la classificazione delle sostanze pericolose per l'ambiente acquatico	6
<b>4 OBIETTIVI DI QUALITÀ PER L'AMBIENTE ACQUATICO</b>	<b>7</b>
<b>5 ALLEGATO 1</b>	<b>9</b>
Introduzione	9
Approcci metodologici	9
Definizione dell'indice di esposizione	10
Valutazione dell'indice degli effetti	10
Sostanze prioritarie nei sedimenti.	11
Metalli prioritari	11
Liste di sostanze prioritarie derivanti dall'applicazione degli approcci dell'Istituto tedesco	11
<b>6 ALLEGATO 2</b>	<b>13</b>
Futuri sviluppi della procedura COMMPS	15
<b>7 ALLEGATO 3</b>	<b>17</b>
Formazione di liste di sostanze prioritarie per l'ambiente marino	18
<b>8 ALLEGATO 4</b>	<b>25</b>
Introduzione	25
Fattori che influenzano la biodisponibilità	25
Sostanze che danno bioaccumulo	26
<b>9 ALLEGATO 5</b>	<b>31</b>
Introduzione	31
Solventi organoclorogenati alifatici	31
Petrolio e prodotti derivati	32
Metalli pesanti	33

	Pesticidi	33
	Nitrati	34
	Contaminanti naturali	34
<b>10</b>	<b>ALLEGATO 6</b>	<b>37</b>
	Approcci dell'USEPA per la selezione di pesticidi prioritari	38
<b>11</b>	<b>ALLEGATO 7</b>	<b>43</b>
	Le alghe tossiche marine	43
	Casi epidemici in Italia e normativa	43
	Attuali conoscenze sulle tossine algali con particolare riferimento al bacino del Mediterraneo	44
	Il problema dell'importazione di alghe tossiche marine	50
<b>12</b>	<b>ALLEGATO 8</b>	<b>53</b>
<b>13</b>	<b>ALLEGATO 9</b>	<b>57</b>
	Linee guida dell'OMS	57
<b>14</b>	<b>ALLEGATO 10</b>	<b>59</b>
	Health Advisories (HAs) dell'Agenzia per la Protezione dell'Ambiente degli Stati Uniti (USEPA).	59
	Derivazione degli HAs	59
<b>15</b>	<b>ALLEGATO 11</b>	<b>61</b>
<b>16</b>	<b>ALLEGATO 12</b>	<b>63</b>
<b>17</b>	<b>BIBLIOGRAFIA</b>	<b>65</b>
<b>18</b>	<b>APPENDICE 1</b>	<b>71</b>
<b>19</b>	<b>APPENDICE 2</b>	<b>93</b>

## 1. Premessa

Il presente report è redatto ai sensi della convenzione stipulata tra ARPA e Istituto Superiore di Sanità ISS si riferisce alle Task Id 08.01 nell'ambito dell'obiettivo OB08 del programma delle attività, come esposto nella tabella seguente:

OB	08
Task	Id 08.01
Temi	tutti

*Soggetto attuatore:* ISS Istituto Superiore di Sanità

*Responsabile:* Enzo Funari

*Collaboratore* Paola Ade, Paola Bottoni, Fulvio Ferrara, Maria Antonietta Orru.



## 2. Introduzione

Questo rapporto rappresenta, per quanto possibile, lo stato dell'arte sulle tematiche affrontate, riguardanti la selezione delle sostanze prioritarie per l'ambiente acquatico e la definizione degli obiettivi di qualità.

In relazione alla prima tematica, oltre a riportare gli elenchi delle sostanze ritenute prioritarie da agenzie nazionali e organizzazioni internazionali, vengono descritti i criteri e gli approcci applicati per la loro selezione. Ovviamente criteri e approcci applicati nei diversi casi non sono univoci e talvolta non sono del tutto chiari. Il riferimento stesso all'ambiente acquatico si presta a confusioni in quanto un contaminante può mostrare di essere prioritario per il comparto acqua ma non per i sedimenti o per il biota. Non a caso, a volte si è preferito elaborare liste separate per i comparti presenti all'interno dell'ambiente acquatico.

Il concetto di prioritario non viene spesso definito. Si intende in alcuni casi prioritaria una sostanza sulla base dei volumi di vendita e/o di uso in una nazione, tenendo conto magari delle caratteristiche del ciclo produttivo e delle modalità del suo smaltimento o sversamento nell'ambiente idrico, in particolare. Prioritaria viene però considerata anche una sostanza che mostra certe caratteristiche intrinseche (chimico-fisiche, che ne determinano il comportamento e destino ambientale e tossicologiche, ecotossicologiche, nonché di persistenza e bioaccumulo, che ne possono determinare gli effetti biologici). Ancora, prioritaria può essere ritenuta una sostanza che sulla base dei dati di monitoraggio o di stime è probabile che, da sola o in un pool di sostanze, determini che nell'ambiente acquatico vengano raggiunte concentrazioni in grado di provocare effetti significativi agli organismi acquatici o alla salute dell'uomo, attraverso le possibili vie di esposizione.

Le liste di sostanze prioritarie hanno senz'altro un significato importante, ai fini della protezione della qualità dei corpi idrici e della definizione di strategie, in termini di misure prioritarie, per il loro miglioramento. Non deve tuttavia sfuggire che in un determinato ambito territoriale, questi elenchi non possono essere ritenuti esaurienti nella pianificazione delle attività di monitoraggio. Dovrebbero essere incluse le sostanze, anche altre dunque, usate nel territorio, in grado di raggiungere concentrazioni, da sole o in un pool, tali da rappresentare un rischio inaccettabile per un ecosistema o per la salute dell'uomo.

Le liste di sostanze prioritarie sono inoltre, già nelle dichiarazioni degli Enti o Organizzazioni che le hanno elaborate, riferite in modo generico all'ambiente acquatico, considerato dunque come un ambiente omogeneo, senza distinzioni cioè tra acque superficiali interne e marino costiere e acque sotterranee. Invece le distinzioni sono sostanziali e riguardano sia le modalità attraverso le quali avvengono le contaminazioni sia il rischio che ne deriva.

Le acque sotterranee vengono contaminate con modalità particolari, essendo più o meno protette da uno strato di suolo che viene superato soltanto da molecole con determinate caratteristiche chimico-fisiche e/o in concomitanza di una loro suscettibilità alla contaminazione. La contaminazione dei corpi idrici sotterranei ha implicazioni in genere limitate alla salute umana, in quanto rappresentano fonti importantissime di approvvigionamento idropotabile. Dovrebbero pertanto essere considerate prioritarie le sostanze che all'interno del territorio raggiungono nelle acque sotterranee concentrazioni tali da rappresentare un rischio significativo per l'uomo che le consuma per scopo potabile.

Le acque superficiali devono essere distinte anche per le diverse modalità di contaminazione, in acque interne e marine. La qualità delle acque superficiali può essere importante per la sa-

lute dell'uomo in quanto anch'esse possono costituire fonti di approvvigionamento idropotabile. L'uomo può inoltre essere esposto ai contaminanti che lo raggiungono attraverso il consumo di organismi acquatici, di prodotti agricoli le cui colture sono state irrigate con queste acque, le attività di balneazione. Le acque superficiali rappresentano inoltre ecosistemi all'interno dei quali i contaminanti ambientali possono causare danni ad una o più specie ambientali e modificarne in modo più o meno intenso le caratteristiche, misurabili ad esempio in termini di biodiversità.

L'ambiente marino costiero è caratterizzato in genere da acque con bassa densità batterica, pH leggermente alcalino, elevata salinità, e bassa temperatura. Queste caratteristiche determinano tempi particolarmente lunghi di degradazione delle sostanze chimiche.

L'ambiente marino costiero è caratterizzato dalla presenza di un numero in genere elevato di contaminanti chimici, spesso a concentrazioni bassissime, non rilevabili con i comuni metodi di routine. Sostanze comunemente note come "endocrine disruptor chemicals" (EDC) hanno dimostrato di essere in grado di interferire con i sistemi biologici, anche a concentrazioni bassissime. Gli organismi marini sono pertanto esposti simultaneamente a più sostanze chimiche e gli effetti sono particolarmente difficili da osservare in quanto possono verificarsi in tempi anche molto lunghi a causa del loro bioaccumulo e/o bioconcentrazione.

L'uomo può essere esposto ai contaminanti presenti in questo ambiente attraverso le esposizioni già descritte per le acque interne, ad esclusione dell'uso potabile.

Come già menzionato gli elenchi di sostanze prioritarie non possono essere calati in una realtà territoriale in modo acritico a prescindere dalle caratteristiche generali del territorio stesso. L'Italia è caratterizzata da una grande varietà di situazioni, in relazione all'assetto idrologico, all'uso delle acque e alle modalità del loro inquinamento, come viene esaurientemente descritto in un recente rapporto dell'IRSA (Quaderni IRSA-CNR, 1999. Un futuro per l'acqua in Italia. Istituto di Ricerca sulle Acque - CNR, Roma. *Quaderni*, 109: 235 pp).

### 3. Elenchi di sostanze prioritarie

Di seguito vengono riportati gli elenchi di sostanze prioritarie disponibili suddivisi per quanto possibile per i diversi ecosistemi acquatici.

#### Acque superficiali

##### *Attività dell'Unione Europea*

L'articolo 16 (ex articolo 21) della proposta di direttiva del parlamento europeo e del consiglio (Direttiva n° 60/2000), che istituisce un quadro per l'azione comunitaria in materia di acque prevede che la commissione presenti una proposta che istituisca un primo elenco di sostanze prioritarie. L'elenco dovrebbe basarsi sui rischi che esse presentano per l'ecosistema acquatico e per la salute umana attraverso l'ambiente acquatico. Per procedere alla stesura di tale lista è stato fatto ricorso ad una consulenza con il Fraunhofer Institute for Environmental Chemistry and Ecotoxicology. Nel 1999, l'Istituto tedesco ha consegnato al Committente il documento *"Study on the prioritisation of substances dangerous to the aquatic environment"*, i cui contenuti e risultati principali sono riportati nell'Allegato 1.

Gli elenchi di sostanze prioritarie definiti dal Fraunhofer Institute sono stati successivamente sottoposti all'esame di una commissione di esperti. Da questa attività sono state escluse alcune sostanze e ne sono state incluse altre, come riportato in Allegato 2 (*Proposta di decisione del parlamento europeo e del consiglio relativa all'istituzione di un elenco di sostanze prioritarie nel settore della politica in materia di acque*, Consiglio dell'Unione Europea 2000/0035 (cod)).

#### Ambiente marino costiero

E' stato redatto un documento dalla Federal Environmental Agency Tedesca in collaborazione con la Commissione Europea allo scopo di definire e classificare le sostanze pericolose per l'ambiente marino e per la salute umana e proporre una lista di sostanze il cui uso dovrebbe cessare nell'arco di una generazione (25 anni). I principali contenuti del documento sono riassunti in Allegato 3 (*Guidance manual for formulators and other professional users of chemical*, Federal Environmental Agency of Germany, 1999).

#### Sedimenti

Nell'Allegato 2 è riportato l'elenco delle sostanze prioritarie definito dalla Commissione Europea.

L'USEPA ha definito un elenco di sostanze in grado di influenzare significativamente la qualità dei sedimenti in conseguenza della loro tendenza a bioaccumulare. I criteri principali che hanno ispirato questa attività e i risultati sono riassunti nell'Allegato 4 (*Bioaccumulation Testing And Interpretation For The Purpose Of Sediment Quality Assessment*, EPA-823-R-00-001, 2000).

#### Acque sotterranee

Non sembrano disponibili documenti appositamente preparati per l'individuazione delle sostanze prioritarie per le acque sotterranee. La selezione delle sostanze prioritarie sembra essere ristretta alla categoria dei prodotti fitosanitari, che comprendono tuttavia centinaia di sostanze rispetto alle quali è particolarmente difficile districarsi (oltre all'elevato numero di sostanze, difficoltà di reperire i dati sulle loro caratteristiche e sugli usi).

L'Allegato 5 si occupa di rilevare i principali contaminanti delle acque sotterranee e i rispettivi processi attraverso i quali le contaminano.

L'Allegato 2 contiene un elenco di prodotti fitosanitari, sulla base dei dati di monitoraggio nei paesi europei.

L'Allegato 6 (Pesticidi prioritari per l'ambiente acquatico) riporta l'approccio dell'USEPA per la selezione dei pesticidi prioritari e una proposta di approccio da parte degli autori del documento per la definizione dei piani di monitoraggio in relazione al problema dei pesticidi.

### **Sostanze prodotte da microrganismi di ambienti acquatici**

Nell'Allegato 7 sono riassunte le problematiche ambientali e sanitarie riguardanti le tossine prodotte da alghe tossiche marine. Recentemente è stato pubblicato un rapporto tecnico dell'Istituto Superiore di Sanità sulla problematica in Italia delle tossine prodotte dai cianobatteri (Aspetti sanitari della problematica dei cianobatteri nelle acque superficiali italiane. Rapporti Istisan 00/30).

### **Attività dell'OECD per la classificazione delle sostanze pericolose per l'ambiente acquatico**

L'OECD ha proposto un sistema di classificazione di pericolosità per l'ambiente acquatico basato sulla tossicità delle sostanze e sulle loro caratteristiche di degradazione e di bioaccumulo (Allegato 8).

## 4. Obiettivi di qualità per l'ambiente acquatico

Le sostanze pericolose per l'ambiente acquatico sono quelle che possono raggiungere concentrazioni tali da rappresentare un rischio significativo per la vita acquatica e/o per la salute dell'uomo. La valutazione di questo rischio è resa possibile dal confronto dei livelli di esposizione con quelli in grado di causare effetti significativi ambientali e/o sanitari.

Le concentrazioni delle sostanze nelle acque sotterranee dovrebbero essere confrontate con quelle che caratterizzano una buona qualità delle acque potabili (DPR 236/88; Direttiva europea 98/83 CE, concernente la qualità delle acque destinate al consumo umano; linee guida dell'OMS (Allegato 9), Health Advisories dell'USEPA, (Allegato 10), ecc..

La qualità delle acque superficiali dovrebbe essere confrontata con le concentrazioni che garantiscono da effetti tossici acuti e cronici nei confronti delle specie acquatiche e della salute dell'uomo, come descritto nell'Allegato 11, che riporta gli obiettivi di qualità dell'USEPA.

In tutti i casi questi obiettivi sono necessari per valutare lo stato di qualità di un corpo idrico, dunque per utilizzare in modo compiuto i risultati delle attività di monitoraggio.

A livello europeo sono state definite le proprietà che caratterizzano le sostanze pericolose per l'ambiente acquatico. Tuttavia, non è stato ancora elaborato un approccio per la definizione degli obiettivi di qualità. L'OECD, come sopra menzionato, ha definito un approccio metodologico per la classificazione della pericolosità per l'ambiente acquatico delle sostanze, che potrebbe condurre alla definizione di questi obiettivi.

Il Ministero dell'Ambiente canadese ha elaborato un approccio per la definizione degli obiettivi di qualità per i sedimenti e ha compilato un elenco di questi obiettivi per un primo gruppo di sostanze prioritarie (Allegato 12).



## 5. Allegato 1

*“Study on the prioritisation of Substances Dangerous to the Aquatic Environment”*  
Fraunhofer Institute for Environmental Chemistry and Ecotoxicology (1999)

### Introduzione

L'articolo 16 (ex articolo 21) della proposta di direttiva del Parlamento europeo e del Consiglio che istituisce un quadro per l'azione comunitaria in materia di acque prevede che la Commissione presenti una proposta che istituisca un primo elenco di sostanze prioritarie. L'elenco dovrebbe basarsi sui rischi che esse presentano per l'ecosistema acquatico e per la salute umana attraverso l'ambiente acquatico. Per procedere alla stesura di tale lista è stato fatto ricorso ad una consulenza con il Fraunhofer Institute for Environmental Chemistry and Ecotoxicology.

L'articolo 21 della proposta di direttiva del Parlamento europeo e del Consiglio proponeva tre possibili strategie per determinare le sostanze prioritarie:

- valutazione dei rischi effettuata a norma del regolamento (CEE) n. 793/93 del Consiglio, della direttiva 91/414/CEE del Consiglio e della direttiva 98/8/CE del Parlamento europeo e del Consiglio;
- valutazione mirata dei rischi (secondo la metodologia di cui al regolamento (CEE) n. 793/93 del Consiglio), incentrata unicamente sulla determinazione dell'ecotossicità acquatica e della tossicità per le persone attraverso l'ambiente acquatico; o, se ciò non fosse possibile entro i tempi previsti,
- procedura semplificata di valutazione dei rischi, basata su principi scientifici e tenendo conto di quanto segue:
- prove riguardanti il rischio intrinseco della sostanza interessata e in particolare la sua ecotossicità acquatica e la tossicità per le persone attraverso vie di esposizione acquatiche;
- prove derivanti dal monitoraggio di fenomeni di contaminazione ambientale diffusi, e
- altri fattori comprovati che possono indicare la possibilità di una contaminazione ambientale diffusa, quali il volume di produzione e di utilizzo della sostanza interessata e le modalità d'impiego.

### Approcci metodologici

Per stabilire quali erano le sostanze prioritarie è stata elaborata una procedura, denominata COMMPS (Combined Monitoring-based and Modelling-based Priority Setting), che prevede l'uso di dati di monitoraggio ottenuti dagli Stati Membri e dati ottenuti da modelli matematici.

La selezione delle sostanze candidate è stata effettuata a partire da:

- Liste I e II della direttiva 76/464/CEE del Consiglio;
- Allegato 1A e 1D della Terza Conferenza Mare del Nord;
- Liste prioritarie 1-3 nell'ambito del regolamento (CEE) n. 793/93 del Consiglio;
- Lista OSPAR delle sostanze;
- Liste HELCOM delle sostanze prioritarie;
- Elenchi di pesticidi (direttiva 91/414/CEE del Consiglio e regolamento 3600/92 del Consiglio)
- Sostanze per le quali erano disponibili dati ricavati dal monitoraggio non menzionate nelle altre liste

In totale sono state individuate 658 sostanze. Per le sostanze organiche sono state elaborate due liste, una basata su dati di monitoraggio forniti dagli stati membri per le acque superficiali e una su dati ottenuti da modelli matematici (Mackay I). Sono state elaborate altre due

liste rispettivamente per gli inquinanti adsorbiti ai sedimenti e per i metalli. I criteri di selezione applicati dal Fraunhofer Institute sono stati basati sul calcolo di un *indice di priorità*. L'indice di priorità deriva dalla somma dell'*indice d'esposizione* e dell'*indice di effetti*.

### Definizione dell'indice di esposizione

I dati disponibili di monitoraggio sono stati esaminati criticamente per verificarne la plausibilità, la rappresentatività e la rilevanza statistica. Da questa attività una parte non trascurabile di dati è stata scartata.

La procedura COMMPS di selezione delle sostanze prioritarie prevede che una sostanza sia monitorata in almeno 3 Stati membri oppure in almeno 2 bacini idrografici transfrontalieri condivisi da due o più Stati membri. Questo criterio da solo ha comportato la riduzione del 70% del numero di sostanze .

Per quanto riguarda i dati di monitoraggio le informazioni comuni a tutti i dati che il Fraunhofer Institut aveva a disposizione, erano:

- nome della stazione di campionamento
- bacino fluviale del campionamento
- anno del campionamento
- valori limite dei metodi analitici utilizzati

*Non erano disponibili dati per le acque sotterranee e marino costiere. Non erano inoltre disponibili informazioni sugli usi e i consumi delle sostanze nelle varie zone. Sembra opportuno rimarcare che i dati disponibili di monitoraggio utilizzati dall'Istituto tedesco per la selezione delle sostanze prioritarie si riferiscono esclusivamente alle acque superficiali interne.*

L'indice di esposizione viene calcolato dai dati di monitoraggio (basato sul 90° percentile dei valori medi aggregati, calcolati per ciascuna stazione di campionamento).

Per le sostanze escluse rispetto alla lista iniziale per carenza di dati adeguati di monitoraggio è stato calcolato un indice di esposizione basato su stime ottenute dall'applicazione del modello matematico EURAM.

In questo modello, l'esposizione viene calcolata sulla base di tre fattori:

emissione, basata su quantità prodotta o importata e usi;  
affinità per il comparto acquatico sulla base del modello di Mackay;  
degradazione in acqua.

Gli indici che si ottengono vengono normalizzati rispetto ad un punteggio massimo di 10.

### Valutazione dell'indice degli effetti

L'indice degli effetti viene calcolato dalla somma degli effetti diretti e indiretti sugli organismi acquatici e sugli effetti sulla salute umana.

La valutazione degli effetti sugli organismi acquatici viene condotta individuando le NOEC. Le sostanze vengono valutate anche sulla base della loro tendenza ad accumulare negli organismi.

Gli effetti sulla salute umana tengono conto delle possibili vie di esposizione. Vengono esaminate le caratteristiche di tossicità intrinseca delle sostanze (cancerogenicità, mutagenicità, teratogenicità, tossicità cronica), utilizzando le frasi di rischio.

Anche in questo caso il valore ottenuto viene normalizzato rispetto al valore massimo di 10, assegnando agli effetti diretti, indiretti e sulla salute umana un peso relativo rispettivamente di 5:3:2.

### Sostanze prioritarie nei sedimenti.

Le sostanze che presentano una forte tendenza ad accumulare nei sedimenti mostrano concentrazioni nell'acqua molto basse, pertanto ottengono un basso punteggio di priorità secondo l'approccio sopra menzionato. Per questa ragione, è stato elaborato un approccio diverso appositamente per la classificazione delle sostanze prioritarie nei sedimenti.

Gli indici di esposizione sono stati calcolati con l'approccio descritto per il comparto acquatico sulla sola base dei dati di monitoraggio dei sedimenti, a causa della non disponibilità di modelli adeguati.

Anche il calcolo degli indici degli effetti è stato effettuato come per il comparto acquatico. Le NOEC sono state derivate da quelle di ecotossicità acquatica, utilizzando i coefficienti di ripartizione acqua/sedimenti disponibili.

### Metalli prioritari

In considerazione della notevole disponibilità di dati di monitoraggio, per la selezione dei metalli prioritari non sono stati utilizzati modelli matematici.

### Liste di sostanze prioritarie derivanti dall'applicazione degli approcci dell'Istituto tedesco

L'applicazione degli approcci COMMPS ha permesso di individuare un primo elenco di sostanze. Da questo elenco sono state sottratte le sostanze già soggette a restrizioni ai sensi delle direttive 76/769/CEE e 79/117/CEE del Consiglio o non utilizzate negli Stati membri. Si tratta degli "inquinanti storici", quali DDT, aldrin, dieldrin e isodrin.

Gli elenchi delle sostanze prioritarie sono pertanto i seguenti:

*Elenco A. Sostanze organiche prioritarie per il comparto acquatico sulla base dei dati di monitoraggio:*

IPA  
 pentaclorofenolo  
 eptacloro  
 chlorpyrifos  
 esaclorobenzene  
 monocloronitrobenzene  
 triclorobenzene  
 clorfenvinfos  
 diuron  
 trifluralin  
 triclorometano  
 diclorometano  
 1,2-dicloroetano  
 isoproturon  
 endosulfan  
 alaclor  
 esaclorobutadiene  
 HCHs  
 atrazina  
 simazina

*Elenco B . Sostanze organiche prioritarie per il comparto acquatico a seguito dell'applicazione di un modello matematico:*

cloroalcani, C10-13  
benzene  
nitrobenzene  
diethylstilbato (DEHP)  
octilfenoli-nonilfenoli

*Elenco C. Sostanze organiche prioritarie per i sedimenti:*

pentaclorobenzene  
bromo difeniletere

*Elenco D. Metalli prioritari per il comparto acquatico:*

nichel  
 piombo  
 cadmio  
 rame  
 arsenico

## 6. Allegato 2

**Proposta di decisione del parlamento europeo e del consiglio relativa all'istituzione di un elenco di sostanze prioritarie nel settore della politica in materia di acque - Consiglio dell'Unione Europea (2000/0035)**

La presente proposta dovrebbe costituire l'allegato X "Elenco delle sostanze prioritarie" della Direttiva 2000/60/CE del Parlamento europeo e del Consiglio, del 23-10-2000 che istituisce un quadro per l'azione comunitaria in materia di acque.

Gli elenchi di sostanze prioritarie definiti dal Fraunhofer Institute (Allegato 1) sono stati successivamente sottoposti all'esame di una commissione di esperti. Da questa attività sono state escluse alcune sostanze e ne sono state incluse altre.

Rispetto all'elenco A del Fraunhofer Institute sono state apportate le seguenti modifiche

**Idrocarburi policiclici aromatici:** sono stati inclusi il naftalene e l'antracene, che sono prodotti in quantità elevate all'interno dell'Unione Europea.

**Eptaclor:** la sua commercializzazione ed uso come prodotto fitosanitario sono vietati dalla direttiva 79/117/CEE del Consiglio. E' stato pertanto considerato come "inquinante storico" e quindi escluso dall'elenco di sostanze prioritarie.

**Monocloronitrobenzeni:** nel rapporto COMMPS è stato riscontrato un errore nei dati di uno Stato membro. Sono stati pertanto esclusi dall'elenco delle sostanze prioritarie.

**Triclorobenzeni:** il gruppo è costituito da tre isomeri dei quali solo l'1,2,4-triclorobenzene presenta una priorità superiore alla simazina (ultimo della lista). Sono stati pertanto inseriti come gruppo, considerando l'1,2,4-triclorobenzene come parametro indicativo.

**Endosulfan:** è una miscela tecnica di vari isomeri dei quali solo l'*alfa*-endosulfan ha una priorità superiore alla simazina. E' stato quindi inserito come gruppo, considerando l'*alfa*-isomero come parametro indicativo.

**Esaclorocicloesano:** composto da vari isomeri, dei quali solo il *gamma*-isomero è un insetticida. Il lindano è costituito sostanzialmente da tale isomero (99%). La direttiva 79/117/CEE del Consiglio vieta la commercializzazione e l'uso dell'esaclorocicloesano come prodotto fitosanitario, escluso il lindano. Anche se il lindano ha una priorità inferiore alla simazina (quarantacinquesima posizione) alcuni isomeri hanno una priorità superiore a questo erbicida. Poiché è probabile che gli isomeri con alta priorità siano presenti nelle acque superficiali attraverso l'uso del lindano tecnico, l'esaclorocicloesano come gruppo è stato giudicato prioritario, considerando il *gamma*-isomero come parametro indicativo.

Rispetto all'elenco B del Fraunhofer Institute, sono state apportate le seguenti modifiche:

**Nitrobenzene:** la relativa priorità attribuita a questa sostanza si può spiegare con l'utilizzo di valori di default per il volume di produzione e le modalità d'uso. Nel corso delle discussioni degli esperti è emerso che le altre prove a sostegno della classificazione si basano su dati di monitoraggio ottenuti in un solo Stato membro, nel quale circa il 15% dei dati era superiore al limite di rilevamento. Tenendo conto di ciò e dell'elevata biodegradabilità di questo composto è stato deciso di escluderlo dall'elenco.

**Composti del terbutilstagno (TBT):** non sono stati classificati nell'ambito dell'elenco basato sui modelli per un problema di riservatezza di dati; non è stato inoltre soddisfatto il criterio della rappresentatività per l'elenco basato sui dati di monitoraggio. Gli esperti hanno messo in luce che il TBT usato nelle vernici antivegetative per le navi rappresenta un notevole rischio per i sedimenti e il biota delle acque marine e costiere. Tali dati non sono stati presi in considerazione nella procedura COMMPS. In Danimarca e in Norvegia si sono riscontrati valori centinaia di volte superiori alla NOEC per i sedimenti. E' ormai generalmente riconosciuto che il TBT presenta un notevole potenziale di alterazione delle funzioni endocrine. Questo gruppo è stato pertanto inserito nell'elenco prioritario, considerando il TBT in forma ionica come parametro indicativo.

Rispetto all'elenco C del Fraunhofer Institute, non sono state apportate modifiche in quanto gli esperti hanno ritenuto che l'elevata priorità attribuita alle sostanze sia stata ben fondata. Gran parte delle sostanze sono già inserite nelle altre liste.

Rispetto all'elenco D del Fraunhofer Institute, sono state apportate le seguenti modifiche:

Arsenico e rame: presentano priorità diverse in funzione dei diversi scenari di classificazione, ciò dimostra che la classificazione dipende notevolmente dalle variazioni delle condizioni locali e dalle diverse speciazioni. Sono stati pertanto esclusi dall'elenco prioritario.

Mercurio: nel corso delle discussioni degli esperti è stata avanzata l'ipotesi che il mercurio presenti una spiccata tendenza a bioaccumulare nel biota e lungo la catena alimentare. Tali effetti non sono rilevabili nella procedura COMMPS. Il mercurio presenta inoltre una forte tendenza ad accumulare nei solidi sospesi e nei sedimenti. Molti Stati membri confermano che il mercurio desta preoccupazione nell'ambito dei programmi nazionali di riduzione dell'inquinamento. È stato pertanto inserito nell'elenco prioritario.

In conclusione delle attività del gruppo di esperti sono stati quindi elaborati i seguenti elenchi ufficiali di sostanze prioritarie.

*Sostanze organiche prioritarie sulla base dei dati di monitoraggio del comparto acquatico*

Idrocarburi Policiclici Aromatici (benzo(a)pirene, benzo(b)fluoroantene, benzo(g,h,i)perilene, benzo(k)fluoroantene, indeno(1,2,3-cd)pirene, fluoroantene)  
Naftalene  
Antracene  
Pentaclorofenolo  
Chlorpyrifos  
Esaclorobenzene  
Triclorobenzene  
Clorfenvinfos  
Diuron  
Trifluralin  
Triclorometano  
Diclorometano  
1,2-Dicloroetano  
Isoproturon  
Endosulfan (Alfa-Endosulfan)  
Alaclor  
Esaclorobutadiene  
Esaclorocicloesano (Gamma-Esaclorocicloesano, Lindano)  
Atrazina  
Simazina

*Sostanze organiche prioritarie per il comparto acquatico sulla base di stime da modelli matematici*

C<sub>10-13</sub>-cloroalcani  
Benzene  
Dietilstilftalato (DEHP)  
Octilfenoli (para-terz-octilfenoli)  
Nonilfenoli (para-nonilfenoli)  
Composti del Tributilstagno (Tbt in forma ionica)

*Sostanze organiche prioritari per i sedimenti sulla base di dati di monitoraggio*

Pentaclorobenzene  
Bromo Difeniletere

*Metalli prioritari per il comparto acquatico sulla base dei dati di monitoraggio*

Nichel  
Piombo  
Cadmio  
Mercurio.

**Futuri sviluppi della procedura COMMPS**

L'articolo 16 della proposta di direttiva quadro in materia di acque stabilisce che l'elenco delle sostanze prioritarie sia riesaminato ogni sei anni o con maggiore frequenza in caso di necessità. Per stilare e riesaminare l'elenco prioritario la Commissione tiene conto di tutte le informazioni che le pervengono, in particolare delle raccomandazioni del Comitato scientifico per tossicità, ecotossicità degli Stati membri, dell'Agenzia europea dell'ambiente, dei programmi di ricerca comunitari, delle organizzazioni industriali di cui fa parte, delle organizzazioni industriali europee, comprese quelle che rappresentano le piccole e medie imprese, o delle organizzazioni ambientali europee.

Aspetti da sviluppare:

- *Comparto delle acque marine:* per quanto riguarda l'inquinamento prodotto da fonti europee, la Commissione ritiene che i controlli previsti ai sensi dell'articolo 16 siano il suo principale contributo alla realizzazione della strategia in materia di sostanze pericolose per l'Atlantico nordorientale e il Mar Baltico, adottata nel corso della riunione del 1998 nel contesto della convenzione OSPAR (Oslo-Paris Convention for Protection of Marine Environmental of the North-East Atlantic). Sono attualmente in corso di svolgimento delle attività per una definizione più puntuale delle sostanze prioritarie per l'ambiente marino costiero (Working document ENV/140900/01).
- *Comparto delle acque sotterranee:* attualmente non sono prese in considerazione nell'attuale versione del COMMPS, non esistendo modelli adeguati di esposizione né dati di monitoraggio sufficientemente rappresentativi.
- *Base dati:* attualmente si sta tentando di concludere un accordo con l'industria volto ad eliminare la riservatezza riguardante i dati sulla produzione (in particolare per i prodotti fitosanitari).
- *Altri aspetti:* valutazione statistica dei dati di monitoraggio, elaborazione di modelli di esposizione concepiti appositamente e valutazione degli effetti di nuovi tipi di inquinanti per i quali non esistono metodi di prova adeguati e generalmente approvati, ad esempio per le sostanze che alterano le funzioni endocrine.



## 7. Allegato 3

*“Guidance manual for formulators and other professional users of chemicals”*  
Federal Environmental Agency of Germany (1999)

Il documento è stato redatto dalla Federal Environmental Agency Tedesca in collaborazione con la Commissione europea. Lo scopo è quello di definire e classificare le sostanze pericolose per l'ambiente marino e per la salute umana e proporre una lista di sostanze il cui uso dovrebbe cessare nell'arco di una generazione (25 anni).

L'ambiente marino costiero è caratterizzato in genere da acque con bassa densità batterica, pH leggermente alcalino, elevata salinità, e bassa temperatura. Queste caratteristiche determinano tempi particolarmente lunghi di degradazione delle sostanze chimiche, che vi possono essere immesse attraverso i fiumi, la deposizione atmosferica e/o gli incidenti navali.

Sebbene l'inquinamento dei fiumi sia in generale diminuito nel corso degli ultimi due decenni, ancora un ingente numero di sostanze derivanti dalle attività umane è rilasciato nei corpi idrici e come ultimo recettore, nel mare. Molte sostanze derivano da un numero elevato di piccole sorgenti inquinanti; infatti una parte considerevole di scarichi industriali dopo il trattamento negli impianti contiene composti difficilmente biodegradabili. Di conseguenza, l'ambiente marino costiero è caratterizzato dalla presenza di un numero particolarmente elevato di contaminanti chimici, spesso presenti a concentrazioni bassissime, non rilevabili con i metodi di routine. Sostanze comunemente note come “endocrine disruptor chemicals” (EDC) hanno dimostrato di essere in grado di interferire con i sistemi biologici, anche a concentrazioni bassissime.

Gli organismi marini sono pertanto esposti simultaneamente a più sostanze chimiche, alcune delle quali già naturalmente presenti (come i metalli). L'esposizione avviene sia per contatto diretto con il mezzo acquoso, sia attraverso la rete trofica. Gli effetti indotti su questi organismi dall'esposizione ad uno o più contaminanti sono particolarmente difficili da osservare, in quanto possono verificarsi in tempi anche molto lunghi a causa del loro bioaccumulo e/o della loro bioconcentrazione.

Nei tratti di mare situati a ridosso degli estuari e nelle zone di costa alcune sostanze tendono a concentrarsi nei sedimenti, rappresentando in questo modo un rischio per gli organismi bentonici o che hanno relazioni trofiche con l'ecosistema bentonico.

Circa 104.000 composti chimici sono registrati all'interno dell'Unione Europea. Ogni anno vengono immesse nel mercato europeo 10.000-20.000 sostanze con volumi superiori alle 10 tonnellate. La quasi totalità delle sostanze esistenti è stata immessa nel mercato prima del 1981, prima cioè che ne venissero valutati gli eventuali effetti ambientali (in funzione dell'entrata in vigore della Direttiva 67/548/EEC). Delle sostanze presenti nel mercato europeo soltanto 540 sono state esaminate e classificate per la loro pericolosità per l'ambiente.

Una strategia efficace di protezione dell'ambiente marino costiero richiede che siano definiti principi generali di comportamento, come i seguenti.

- **Principio cautelativo:** richiede che siano intraprese misure cautelative nei confronti di una sostanza potenzialmente pericolosa per la salute umana e per l'ambiente marino, anche quando non ci sono evidenze definitive di correlazione fra emissioni nell'ambiente e effetti dannosi.
- **Principio di responsabilità del produttore:** implica che ogni produttore di sostanze chimiche e preparati debba fornire informazioni sulle proprietà di una sostanza; è responsabile dei danni causati alla salute e all'ambiente derivanti dalla mancanza di informazioni di cui è a conoscenza; deve garantire che la sostanza possa essere controllata nell'ambiente.
- **Principio di prevenzione dell'inquinamento:** l'emissione di sostanze pericolose deve essere ridotta attraverso la sostituzione con sostanze alternative e lo sviluppo di cicli produttivi più sicuri.
- **Principio dell'uso delle migliori tecniche disponibili (BAT) e delle migliori pratiche ambientali (BEP):** quando sono disponibili processi produttivi alternativi è necessario scegliere quelli con minore o nessuna emissione di sostanze nocive.

### Formazione di liste di sostanze prioritarie per l'ambiente marino

L'esistenza sul mercato di un vasto numero di possibili sostanze pericolose, e la mancanza di informazioni precise sulla loro pericolosità rende necessaria la definizione di liste prioritarie e delle relative misure di controllo.

L'approccio per la selezione delle sostanze prioritarie proposto nel documento si basa sulla valutazione delle caratteristiche chimico-fisiche e tossicologiche nonché sulle informazioni riguardanti i volumi di vendita, gli usi, il tipo di emissione nell'ambiente, ecc., come riportato in Tabella 1. Applicando questo approccio, le sostanze vengono classificate in livelli di rischio per l'ambiente marino. In Tabella 2 vengono riportate le definizioni dei parametri della tabella precedente. La Tabella 3 riporta le frasi di rischio dell'UE, riguardanti l'ecosistema acquatico e la salute umana, che vengono utilizzate in tabella 1.

Sulla base del livello di rischio nel quale viene classificata una sostanza si profilano le misure da intraprendere a favore della riduzione o dell'eliminazione della sostanza stessa.

Vengono considerate prioritarie le sostanze classificate nei livelli di rischio elevati per uno o più profili.

Nel documento, in relazione sia alla selezione delle sostanze prioritarie che alle eventuali misure di riduzione vengono avanzate le seguenti considerazioni:

- le sostanze non facilmente biodegradabili (livelli di rischio II-IV) che bioaccumulano (livelli di rischio II-IV), che sono utilizzate in sistemi aperti o semi-aperti (livelli di rischio II-IV) sono candidate a misure di restrizione. Devono essere considerate prioritarie quando hanno anche proprietà molto tossiche;
- particolare importanza deve essere posta se a livello nazionale o internazionale esistono accordi o dispositivi di legge che ne prevedono misure di riduzione;
- particolare attenzione deve essere rivolta ai POP's (Persistent Organic Pollutants) la cui immissione nell'ambiente dovrebbe cessare. In questo senso, la Commissione Economica delle Nazioni Unite per l'Europa (UN-ECE) ha definito una lista di 15 POP's che comprende: aldrin, dieldrin, chlordane, heptachlor, mirex, toxaphene, DDT, PCB's, PCDD, PCDF, lindan, hexabromobiphenyl, PAH's e chlordecone.

In conclusione del documento tedesco vengono proposte due liste di sostanze prioritarie per l'ambiente acquatico che non rappresentano tuttavia il risultato dell'approccio precedentemente definito (Tabella 4 e Tabella 5). Si tratta di esempi di liste di sostanze prioritarie basate su altri elenchi nazionali e internazionali.

Tabella 1: Schema riassuntivo per la determinazione del profilo di una sostanza in relazione al rischio per l'ambiente marino

Intrinsic Properties of the Substance and Pattern of Use	Increasing Risk				
	I	U	II	IV	Va
Biological degradation (% DOC Elimination in 28 days or analogous parameters):*	> 70 % ready, including 10 days window	> 70 % ready, 10 days window missed, but > 70 % inherent	≤ 70 % ready, but > 70 % inherent	< 70 % inherent	
low to medium volatility (10* P <sub>0</sub> to 50 Pa) and atmospheric half-life unknown or > 1-2 days	ⓐ				
Bioconcentration factor (BCF) or lipophilicity to biota (K <sub>ow</sub> )					
Lowest acute toxic effect concentration to water organisms from three trophic levels in 100 lowest chronic effect concentration to water organisms from three trophic levels in 100	> 100 > 1	< 100 (HSZ) < 1	≤ 10 (HSZ) ≤ 0,1	≤ 10 (HSZ) ≤ 1,0 <sup>†</sup>	
Mutagenic, carcinogenic or toxic to reproduction (former effects due to long term exposure are also taken into account)	no indication	348	MAK III B, 340, 362, B02	MAK III A, 42, 845, R46, R49, H68, 361, 364	
Priority substance for reduction measures under international or national agreement (⇒ Appendix 4)	ⓑ				
Pattern of use at the customer's site (⇒ Table 6.4) Releases although no water finished	2b, 4c and 4d	3, 2a	4a, 4b 2a, 2b, 4c, 4d	5a, 5b	
Pattern of use in one's own production site (⇒ Table 6.5)	1	2, 3	4a, 4b	5a, 5b	
Substance volume at production site, by High production volume substance in E.U.	> 0,01	> 1	> 10	> 100 oder HPV	
Pattern of disposal of end or by-product products containing chemicals (⇒ Table 6.6)	1a, 3b	2	3	4	

\* The required percentage of mineral oil can be reached 10 days after passing the 30% degradation level. For the OECD tests 301A, 301C, and 302B the pass level is 70% DOC reduction. For the tests 301B, 301C, 301D, 301E, 301F, 301G, 301H and OECD 302C the pass level is 90% CO<sub>2</sub> production or O<sub>2</sub> consumption.

Tabella 2: Informazioni riguardanti gli usi delle sostanze e il loro rilascio nell'ambiente

	Pattern of Use	Target Group	Examples
1	in closed systems	production of substances	chemical synthesis in water free systems
2a	substances in articles potentially relevant regarding waste water	manufacturers and users of articles	additives in water pipes, roof covering and other outdoor construction material, multicol textiles, tyres
2b	products not waste water relevant, diffuse losses		additives in plastic for furniture, electronic devices, indoor construction material
3	waste water relevant use of chemicals at industry companies directly discharging into surface water		production of chemicals, mineral oil products, metall processing
4a	waste water relevant use of chemicals at a high number of companies discharging into the public sewage system	manufacturers or users of chemicals	textile agents, metal processing agents, paper processing agents, printing agents, paints, inks and dyes
4b	waste water relevant use of chemicals in the public sector		cleaning products, body care products, car care products
4c	professional use of chemicals, not waste water relevant		paints (wet spray paints), oils for machinery
4d	use of chemicals in public sector, not waste water relevant		polish for furniture
5a	use of chemicals resulting in direct discharges into estuaries or the marine environment		offshore chemicals, chemicals in fish breeding facilities, b oxides in ship painting, chemicals for treatment of waste water
5b	use of chemicals directly in the environment		pesticide products including additives
6*	treatment of chemicals which are contained in end-of-service-life products or waste from production processes; emission from waste management companies or diffuse losses * See table 6.5.1	waste management companies → section 5.3.4	paper additives and inks in waste paper, brominated flame retardants in electronic waste;

Tabella 3: Fasi di rischio secondo l'Unione Europea

Fase di rischio	Criterio	Codice UE
<b>Classificazione relativa all'ecosistema acquatico</b>		
Molto tossica per gli organismi acquatici, può causare effetti avversi a lungo termine nell'ambiente acquatico	La sostanza è molto tossica per i pesci, Daphnie o alghe e la sostanza non è velocemente biodegradabile o può accumulare	R50/R53
Molto tossica per gli organismi acquatici	La sostanza è molto tossica per i pesci, Daphnie o alghe	R50
Tossica per gli organismi acquatici, può causare effetti avversi a lungo termine nell'ambiente acquatico	La sostanza è tossica per i pesci, Daphnie o alghe e la sostanza non è velocemente biodegradabile o può accumulare	R51/R53
Nociva per gli organismi acquatici, può causare effetti avversi a lungo termine nell'ambiente acquatico	La sostanza è nociva per i pesci, Daphnie o alghe e la sostanza non è velocemente biodegradabile o può accumulare	R52
Nociva per gli organismi acquatici	Sostanze che non rientrano fra i criteri elencati sopra, ma che sulla base delle evidenze disponibili relative alla loro tossicità possono costituire un pericolo per la struttura e/o il funzionamento dell'ecosistema acquatico	R52
Può causare effetti avversi a lungo termine nell'ambiente acquatico	Sostanze che non rientrano fra i criteri elencati sopra, ma che sulla base delle evidenze disponibili relative alla loro persistenza, capacità di accumularsi, e comportamento ambientale previsto o osservato possono costituire un pericolo a lungo termine e/o ritardato per la struttura e/o il funzionamento dell'ecosistema acquatico	R53
Possono causare il cancro	sostanze note per essere cancerogene per l'uomo (categoria 1) o che dovrebbero essere considerate come cancerogene per l'uomo sulla base di opportuni studi sugli animali (categoria 2)	R45
Possono causare un danno genetico ereditabile	Simile a R46	R46
Possono indurre il cancro per inalazione	Sostanze che possono causare un rischio cancerogeno solo quando inalate.	R49
Rischio possibile di effetti irreversibili	Sostanze che destano preoccupazione per l'uomo a causa di possibili effetti mutageni o cancerogeni. Esistono evidenze da opportuni studi, anche se non sono sufficienti per inserirla nella categoria 2	R40
Possono ridurre la fertilità	Sostanze conosciute per essere in grado di indurre infertilità nell'uomo (categoria 1), o che dovrebbero essere considerate come inducenti l'infertilità sulla base di opportuni studi sugli animali, che non è una conseguenza secondaria non-specifica di altri effetti tossici	R60

segue

Fase di rischio	Criterio	Codice UE
<b>Classificazione del rischio in relazione alla salute umana</b>		
Possono nuocere al feto	Simile a R60	R61
Possibile rischio di riduzione della fertilità	Sostanze che destano preoccupazione per la fertilità dell'uomo sulla base di risultati ottenuti con test sugli animali e che forniscono sufficienti evidenze perché ci siano forti sospetti di danneggiamento della fertilità, ma le cui evidenze sono comunque insufficienti per il loro collocamento nella categoria 2	R62
Possibile rischio di danno per il feto	Simile a R62	R63
Possono causare un danno ai bambini allattati al seno materno	Sostanze assorbite dalla donna che possono interferire con l'allattamento, o che possono essere presenti nel latte materno a concentrazioni sufficienti a causare preoccupazione per la salute dei bambini allattati	R64

Tabella 4: Esempio di lista di sostanze prioritarie per l'ambiente acquatico

Group of Substances	Examples of Substances on National or International Priority Lists	CAS-Nr.	Source
Metals (org. + inorg.)	As and compounds	7440-38-2	[3]
	Cd and compounds	7440-48-9	[1], [2], [3], [4]
	Hg and compounds	7439-97-6	[1], [2], [3], [4]
	Pb and compounds	7439-92-1	[1], [2], [3]
Chlorinated Paraffins	short chain chloroparaffins (C10-C13)	85-35-84 b	[1], [2]
Chlorinated hydrocarbons	Trichloroethylene (TRI)	79-01-6	[4]
	Tetrachloroethylene (PER)	127-18-4	[4]
	1,2-Dichloroethane	107-58-2	[4]
	Trichloroethane (Chloroform)	67-56-3	[2], [4]
	Tetrachloromethane	56-23-5	[4]
	Trichlorobenzene	12002-48-1	[4]
	Hexachlorobenzene (HCB)	118-74-1	[4]
	Hexachlorobutadiene (HCBD)	87-56-3	[4]
Organotin Compounds	Tributyltin (Cation)	36643-76-4	[3]
	Tetraethyltin	1361-25-2	[3]
	Triphenyltin (Cation)	669-34-8	[3]
Alkylphenol ethoxylate and degradation products	Nonylphenol ethoxylate	100-40-5	[1], [2]
	4-Nonylphenol		
Moschus Compounds	Moschus Xylene	81-15-2	[1], [2]
Phthalic Acid Esters	Diethylhexyl phthalate (DEHP)	117-81-7	[1], [2]
	Diisobutylphthalate (DBP)	84-74-4	[1], [2]
Brominated flame retardants	Hexabromobiphenyl	39507	[2]
Persistent Complexing Agents	Ethylendiaminetetraacetate (EDTA)	60-00-4	[3]
	Diethyl ethylenetriamineacetate (DTPA)	67-43-6	[3]
Other Organic Pollutants	Polychlorinated benzenes (PCB)	1746-01-6	[1], [2], [3]
	Polychlorinated dibenzofurans (PCDF)	1746-01-5	[1], [2]
	Polychlorinated biphenyls (PCB)	61789-9-33-8	[2]
	Polychlorinated Biphenyls (PCB)	1036-06-3	[1], [2]
	Polyaromatic Hydrocarbons	50-32-8	[1], [2], [3]

- [1] OSPAR List of Chemicals for Priority Action. OSPAR Strategy with regard to Hazardous Substances (Reference Number: 1998-16); Ministerial Meeting of the OSPAR Commission in Sintra, Portugal (22-23 July 1998); Agenda Item 6, Draft Summary Record OSPAR 98/14/1, Annex 34.
- [2] Selected Substances for Immediate Priority Action. APPENDIX 3 of HELCOM Recommendation 19/5-Attachment (19<sup>th</sup> Meeting 23-27 March 1998 in Helsinki, HELCOM 19/98).
- [3] Attachment to footnote 1 in "Selbstverpflichtung zur Klassifizierung von Textilhilfsmitteln (THM) nach ihrer Gewässerrelevanz" des Verbandes der Textilhilfsmittel-, Lederhilfsmittel-, Gerbstoff- und Waschrostoff-Industrie e.V. (TEGEWA).
- [4] Anhang 48 (Verwendung bestimmter gefährlicher Stoffe) der Abwasserverordnung (AbwV) vom 21/03/1997 (BGBl. I, 19, S. 566ff), unter Berücksichtigung der Zweiten Verordnung zur Änderung der Abwasserverordnung (AbwV) vom 22/12/1998 (BGBl. I, 86, S. 3919ff).

Tabella 5: Esempio di sostanze prioritarie

Substance	Source	Found in Marine Eco-System	Hazardous Properties	Indication of Risk
short chain chlorinated paraffins	metall processing leather processing exit PVC products	yes	aquatic very toxic not readily biodegradable liable to bioaccumulate	yes
alkylated, alkylated ethoxyate	industry cleaning; metal textile and leather processing; paints and other products for construction work.	yes	aquatic very toxic not readily biodegradable liable to bioaccumulate	yes
polybrominated diphenyl ether	flame retardants in textiles, foams and electronic devices	yes	aquatic toxic not readily biodegradable liable to bioaccumulate	yes
diethylhexylphenolare (DEHP)	plasticizer in PVC	yes	aquatic harmful? not readily biodegradable? liable to bioaccumulate?	yes?
organotin compounds	additives in antibioiding paints	yes	aquatic very toxic not readily biodegradable liable to bioaccumulate	yes

## 8. Allegato 4

*"Bioaccumulation testing and interpretation for the purpose of sediment quality assessment"* - EPA-823-R-00-001 - Feb 2000

### Introduzione

Questo documento si occupa di definire un elenco di sostanze in grado di influenzare significativamente la qualità dei sedimenti in conseguenza della loro tendenza a bioaccumulare. Spesso, in letteratura, i termini *bioconcentrazione*, *bioaccumulo* e *biomagnificazione* sono usati come sinonimi ma in questo documento hanno significati diversi.

- *Bioconcentrazione* è il processo tramite il quale si ha accumulo di sostanze chimiche direttamente dall'acqua negli organismi acquatici (attraverso le branchie o il tessuto epiteliale)
- *Bioaccumulo* è definito come l'accumulo di sostanze nei tessuti degli organismi attraverso le diverse vie di esposizione.
- *Biomagnificazione* è il risultato dei processi di bioconcentrazione e di bioaccumulo tramite i quali le concentrazioni delle sostanze chimiche nei tessuti aumentano lungo due o più livelli trofici. Il termine implica un trasferimento delle sostanze dagli alimenti al consumatore, così che le concentrazioni residue aumentano sistematicamente da un livello trofico al successivo.

Un altro importante concetto è il trasferimento trofico che è semplicemente il movimento di contaminanti da un livello trofico, preda, ad un altro, predatore (Schwarz and Lee, 1980). La capacità di trasferimento trofico per una sostanza può essere misurata dal coefficiente di trasferimento trofico (TTC), dato dal rapporto tra le sue concentrazioni nei tessuti del predatore e della preda (Suedal et al., 1994). Si ha biomagnificazione quando il TTC è superiore a uno; TTC inferiori ad uno indicano contaminanti che non biomagnificano, ma che possono ancora bioaccumulare.

### Fattori che influenzano la biodisponibilità

La biodisponibilità dei contaminanti nei sedimenti è influenzata da fattori fisici, chimici, e biologici.

Fattori fisici	Fattori chimici	Fattori biologici
velocità di miscelazione	concentrazione AVS <sup>1</sup> per Cu, Cd, Pb, Ni, Zn	biotrasformazione bioturbation <sup>2</sup>
velocità di sedimentazione diffusione risospensione	condizioni redox pH durezza dell'acqua interstiziale contenuto C organico nei sedimenti contenuto C organico disciolto  costante di equilibrio tra materia organica e acqua per composti organici caratteristiche materiale organico tempo di equilibrio con il sedimento	dimensione/età organismi contenuto lipidico sesso comportamento degli organismi dieta, inclusa l'ingestione di sedimenti, meccanismo di nutrizione risposta degli organismi alle condizioni chimico-fisiche

<sup>1</sup> AVS Acid-volatile sulfides: il solfuro rimosso dai sedimenti mediante estrazione acida a freddo, è costituito principalmente da H<sub>2</sub>S e FeS. AVS è un possibile strumento predittivo per la tossicità dei metalli bivalenti nei sedimenti

<sup>2</sup> risospensione di fluidi contaminati o particelle di sedimento nella colonna d'acqua attraverso le attività turbolente del biota

### **Sostanze che danno bioaccumulo**

L'approccio del residuo nei tessuti per valutare la qualità dei sedimenti richiede un legame tra effetti tossici e i residui negli organismi, così come una relazione tra sostanza chimica residua in questi organismi e concentrazione della stessa sostanza nei sedimenti. Questo approccio potrebbe condurre all'identificazione di concentrazioni associate ai sedimenti con concentrazioni limite nei tessuti che proteggono gli organismi acquatici o i loro predatori, incluso l'uomo. Un gran numero di variabili, chimiche, fisiche, biologiche, influenzano il bioaccumulo e devono essere prese in considerazione per stabilire i livelli di sostanza residua nei tessuti e presente nei sedimenti.

I criteri sui quali si sono basati per selezionare le sostanze sono i seguenti:

1. informazioni facilmente reperibili;
2. sostanze di interesse immediato e di cui è nota la proprietà di bioaccumulare;
3. sostanze rappresentative di un gruppo o classe di composti;
4. sostanze considerate importanti in uno o più programmi dell'EPA.

Nella Tabella 6 sono riportate le sostanze che bioaccumulano.

Tabella 6: Sostanze da bioaccumulo

Class	Compound	CASRN
Metals and Metallic Compounds	arsenic	7440-38-2
	cadmium	7440-43-9
	chromium VI	7440-47-3
	copper	7440-50-8
	lead	7439-92-1
	methylmercur	22967-92-6
	nickel	7440-02-0
	selenium	7782-49-2
	silver	7440-22-4
	tributyltin (oxide)	56-35-9
	zinc	7440-66-6
Substituted Phenols	pentachlorophenol	87-86-5
	pentachloroanisole	1825-21-4
Low-Molecular-Weight Aromatics	acenaphthylene	208-96-8
	acenaphthene	83-32-9
	anthracene	120-12-7
	fluorene	86-73-7
	phenanthrene	85-01-8
High-Molecular-Weight PAHs	benzo(a)anthracene	56-55-3
	benzo(a)pyrene	50-32-8
	benzo(b)fluoranthene	205-99-2
	benzo(k)fluoranthene	207-08-9
	benzo(g,h,i)perylene	191-24-2
	chrysene	218-01-9
	dibenzo(a,h)anthracene	53-70-3
	fluoranthene	206-44-0
	indeno(1,2,3-c,d)pyrene	193-39-5
	pyrene	129-00-0
Chlorinated Aromatic Hydrocarbons	1,2-dichlorobenzene	95-50-1
	1,3-dichlorobenzene	541-73-1
	1,4-dichlorobenzene	106-46-7
	hexachlorobenzene (HCB)	118-74-1
	hexachloroethane	67-72-1
	hexachlorobutadiene	87-68-3
	hexachlorocyclopentadiene	77-47-4
	octachlorostyrene	29082-74-4
	pentachlorobenzene	608-93-5
	1,2,4,5-tetrachlorobenzene	95-94-3
	1,2,3,4-tetrachlorobenzene	634-66-2
	tetrachloroethane	25322-20-7
	1,2,4-trichlorobenzene (TCB)	120-82-1
	Halogenated Ethers	4-chlorophenyl phenyl ether
4-bromophenyl phenyl ether		101-55-3
Pesticides	aldrin	309-00-2
	chlordane	57-74-9
	chlorpyrifos	2921-88-2
	p,pN-DDD	72-54-8
	p,pN-DDE	72-55-9
	p,pN-DDT	50-29-3
	diazinon	333-41-5
	dicofol	115-32-2
	dieldrin	60-57-1
	disulfoton	298-04-4

SELEZIONE DELLE SOSTANZE PRIORITARIE PER I CORPI IDRICI  
E DEFINIZIONE DEGLI OBIETTIVI DI QUALITÀ

segue

Class	Compound	CASRN
	alpha-endosulfan	959-98-8
	beta-endosulfan	33213-65-9
	endrin	72-20-8
	ethion	563-12-2
	ethalfuralin	55283-68-6
	heptachlor	76-44-8
	heptachlor epoxide	1024-57-3
	alpha-hexachlorocyclohexane (α-BHC)	319-84-6
	beta-hexachlorocyclohexane (β-BHC)	319-85-7
	delta-hexachlorocyclohexane (δ-BHC)	319-86-8
	gamma-hexachlorocyclohexane (γ-BHC, lindane)	58-89-9
	methoxychlor	72-43-5
	mirex	2385-85-5
	nitrofen (no longer in use)	1836-75-5
	oxyfluorfen	42874-03-3
	pentachloronitrobenzene (PCNB)	82-68-8
	permethrin	52645-53-1
	S-fenvalerate	66230-04-4
	terbufos	13071-79-9
	toxaphene	8001-35-2
	trifluralin	1582-09-8
Dioxins/Furans	2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-p-dioxin	1746-01-6
	2,3,7,8-tetrachlorodibenzofuran	51207-31-9
	1,2,3,7,8-pentachlorodibenzo-p-dioxin	40321-76-4
	2,3,4,7,8-pentachlorodibenzofuran	57117-31-4
	1,2,3,7,8-pentachlorodibenzofuran	57117-41-6
	1,2,3,4,7,8-hexachlorodibenzo-p-dioxin	39227-28-6
	1,2,3,6,7,8-hexachlorodibenzo-p-dioxin	57653-85-7
	1,2,3,4,7,8-hexachlorodibenzofuran	70648-26-9
	1,2,3,4,6,7,8-heptachlorodibenzo- p-dioxin	35822-46-9
PCBs (Aroclors)	Aroclor 1016	12674-11-2
	Aroclor 1221	11104-28-2
	Aroclor 1232	11141-16-5
	Aroclor 1242	53469-21-9
	Aroclor 124	12672-29-6
	Aroclor 1254	11097-69-1
	Aroclor 1260	11096-82-5
	Aroclor 1268	11100-14-4
PCBs (Congeners)	PCB 8 2,4-N-dichlorobiphenyl	34883-43-7
	PCB 18 2,2N,5-trichlorobiphenyl	37680-65-2
	PCB 28 2,4,4N-trichlorobiphenyl	7012-37-5
	PCB 44 2,2N,3,5N-tetrachlorobiphenyl	41464-39-5
	PCB 52 2,2N,5,5N-tetrachlorobiphenyl	35693-99-3
	PCB 66 2,3N,4,4N-tetrachlorobiphenyl	32598-10-0
	PCB 77 3,3N,4,4N-tetrachlorobiphenyl	32598-13-3
	PCB 81 3,4,4N,5-tetrachlorobiphenyl	70362-50-4
	PCB 101 2,2N,4,5,5N-pentachlorobiphenyl	37680-73-2
	PCB 105 2,3,3N,4,4N-pentachlorobiphenyl	32598-14-4
	PCB 118 2,3N,4,4N,5,-pentachlorobiphenyl	31508-00-6
	PCB 126 3,3N,4,4N,5-pentachlorobiphenyl	57465-28-8
	PCB 128 2,2N,3,3N,4,4N-hexachlorobiphenyl	38380-07-7
	PCB 138 2,2N,3,4,4N,5N-hexachlorobiphenyl	35065-28-2

segue

Class	Compound	CASRN
	PCB 153 2,2',4,4',5,5'-hexachlorobiphenyl	35065-27-1
	PCB 156 2,3',4,4',5-hexachlorobiphenyl	38380-08-4
	PCB 169 3,3',4,4',5,5'-hexachlorobiphenyl	32774-16-6
	PCB 170 2,2',3,3',4,4',5-heptachlorobiphenyl	35065-30-6
	PCB 180 2,2',3,4,4',5,5'-heptachlorobiphenyl	35065-29-3
	PCB 187 2,2',3,4,4',5,6-heptachlorobiphenyl	52663-68-0
	PCB 195 2,2',3,3',4,4',5,6-octachlorobiphenyl	52663-78-2
	PCB 206 2,2',3,3',4,4',5,5',6-nonachlorobiphenyl	40186-72-9
	PCB 209 2,2',3,3',4,4',5,5',6,6'-decachlorobiphenyl	2051-24-3



## 9. Allegato 5

### *“Contaminanti prioritari delle acque sotterranee”*

#### Introduzione

L'inquinamento delle acque sotterranee rappresenta, soprattutto al Nord, il principale problema per quanto riguarda l'approvvigionamento idrico. Questo tipo di contaminazione avviene sostanzialmente attraverso la percolazione nel suolo di contaminanti che derivano dall'agricoltura (fertilizzanti, pesticidi), dalle discariche non correttamente costruite, o da siti industriali dismessi. Particolarmente pericolosi sono i fertilizzanti naturali provenienti dagli allevamenti zootecnici, soprattutto nelle zone in cui queste attività sono molto concentrate, con uno sbilanciamento tra i capi e il terreno disponibile. Circa il 65% del carico zootecnico è infatti concentrato in sole 4 regioni (Piemonte, Lombardia, Veneto e Emilia-Romagna), e il 30% nella sola Lombardia (IRSA-CNR, 1999). La situazione è aggravata dal fatto che si sta assistendo anche ad un aumento dell'uso di fertilizzanti di sintesi, ed anche per quanto riguarda i pesticidi, l'Italia si colloca al primo posto in Europa per il consumo complessivo (IRSA-CNR, 1999). Nell'Italia del Nord quindi la falda risulta pesantemente contaminata da composti organoclorurati, metalli pesanti, nitrati e fitofarmaci e a questo si deve aggiungere, in alcune zone, un abbassamento dei livelli dovuto ai prelievi eccessivi.

Al Centro e al Sud, il problema principale è costituito dall'eccessivo sfruttamento che, soprattutto lungo la fascia costiera e nelle isole, ha portato a fenomeni di subsidenza e salinizzazione. Le fonti puntuali si riferiscono a immissioni da un'area ristretta. A seguito di sversamenti tali da superare la capacità di ritenzione del suolo, i contaminanti raggiungono e contaminano le acque sotterranee come tali, sulla base principalmente della loro densità e viscosità. I composti che possono contaminare le acque sotterranee con questo tipo di processo sono numerosissimi.

Le fonti diffuse riguardano invece i contaminanti che raggiungono la superficie di un suolo a concentrazioni relativamente basse, come ad esempio i pesticidi e i fertilizzanti usati in agricoltura. In questo caso i contaminanti possono raggiungere le acque sotterranee disciolti nelle acque di infiltrazione, sulla base delle loro caratteristiche chemiodinamiche.

Di seguito vengono esaminati i principali gruppi di contaminanti delle acque sotterranee e i rispettivi processi di contaminazione.

#### Solventi organoalogenati alifatici

I solventi organoalogenati alifatici (tricloroetilene, tetracloroetilene, 1,1,1-tricloroetano, diclorometano, ecc.) rappresentano probabilmente i principali contaminanti da fonti puntuali delle falde acquifere. Ciò è dovuto alla loro elevatissima produzione, al loro diffuso impiego in molte attività e quindi con una forte delocalizzazione, alla loro stabilità chimica e biologica e alla loro scarsa tendenza ad essere adsorbiti dal suolo (Funari et al., 1992).

A causa della loro in genere elevata tendenza a volatizzare, questi prodotti possono risultare contaminanti delle acque superficiali soltanto in prossimità dei siti di immissione.

Gli organoalogenati alifatici sono impiegati principalmente per la pulitura a secco dei tessuti e per la pulitura dei metalli, nei processi di lavorazione della plastica, della gomma, della carta, per la produzione di aerosols, adesivi, vernici, per la sintesi di altre sostanze chimiche, tra le quali i fumiganti. Alla fine degli anni ottanta risultava una produzione mondiale di composti organoalogenati di centinaia di migliaia di tonnellate/anno (Fiori et al., 1988); tuttavia, la tendenza in atto per alcune di queste sostanze è di una riduzione nella produzione.

Sulla base di un'indagine dell'amministrazione provinciale di Milano sui consumi in Italia degli organoalogenati negli anni ottanta, il tricloroetilene, l'1,1,1-tricloroetano, il tetracloroetilene e il freon 113 risultavano tra i principali solventi clorurati utilizzati nei processi di sgrassaggio e di pulizia dei metalli (Fiori et al., 1988, 1990). Da questa indagine risultava che, nel settore del lavaggio a secco degli indumenti e dei tessili veniva impiegato principalmente

il percloroetilene che, oltre a possedere altre proprietà vantaggiose, non danneggia la maggior parte delle fibre naturali e sintetiche; in alcuni casi (ad esempio fibre e/o colori molto particolari) venivano usati l'1,1,1-tricloroetano e soprattutto il freon 113. I composti organoalogenati risultavano usati come propellenti nelle formulazioni di aerosol. Il diclorometano è un ottimo co-propellente. I composti organoalogenati alifatici vengono impiegati nel settore delle vernici essenzialmente come denaturanti delle miscele di idrocarburi per la preparazione di diluenti per vernici. Il composto usato maggiormente è l'1,2-dicloropropano, ma ultimamente si fa uso anche di tricloroetilene e tetracloroetilene. Nel settore smacchiatori domestici e industriali, viene particolarmente usato l'1,2-dicloropropano.

Il processo di contaminazione delle acque sotterranee da composti organoalogenati è molto importante per comprendere perché questo tipo di contaminazione possa compromettere la qualità delle risorse idriche per tempi molto lunghi. A seguito di sversamenti consistenti al suolo, i composti organoalogenati, sia in miscela che come singoli componenti, possono raggiungere i corpi idrici sotterranei, se superano la capacità di ritenzione del suolo stesso. Il loro movimento, tipico dei fluidi immiscibili, è regolato essenzialmente dalla loro densità e viscosità (Young, 1983). La densità dei composti organoalogenati alifatici è in genere nettamente più alta di quella dell'acqua mentre la viscosità è considerevolmente inferiore. Entrambe queste proprietà ne favoriscono il movimento verticale, per gravità, verso le falde acquifere, che è stimato essere di circa 3 volte più rapido di quello dell'acqua d'infiltrazione (Garuglieri 1990). La resistenza dei suoli al movimento verticale degli organoalogenati alifatici è in relazione alla loro capacità di ritenzione, che varia dipendentemente dalla loro natura. Suoli altamente permeabili hanno capacità di ritenzione di qualche litro/m<sup>3</sup> mentre quelli caratterizzati da scarsa permeabilità hanno capacità di ritenzione di decine di litri/m<sup>3</sup> (Schwille 1981). Una volta che la massa del fluido contaminante raggiunge la falda si deposita alla base dell'acquifero. Si formano così dei depositi lungo il letto e nella direzione della falda che tendono ad appiattirsi. Da questi depositi i composti organoalogenati alifatici si disciolgono in acqua causandone una contaminazione la cui entità dipende principalmente dalla loro idrosolubilità e dalle caratteristiche idrologiche della falda.

In alcune condizioni è stato osservato che a seguito di sversamenti di tetracloroetilene, questo può essere ridotto a tricloroetilene, quindi a dicloroetilene e infine a cloruro di vinile (Vogel 1985, Nerger 1988, Brauch 1987). Il cloruro di vinile è stato determinato in alcune acque sotterranee a livelli di unità di mg/L, fino a 10 mg/L, mentre nelle acque superficiali sono state rilevate concentrazioni di frazioni di mg/L (Ware 1989).

### **Petrolio e prodotti derivati**

Durante il trasporto e lo stoccaggio è possibile che si verifichino perdite di prodotti derivati del petrolio. In particolare queste perdite riguardano la benzina e alcuni componenti quali il benzene, il toluene, gli xileni e gli additivi.

Il processo di contaminazione delle falde acquifere da petrolio e prodotti derivati è simile per molti aspetti a quello descritto per i composti organoalogenati alifatici. A differenza di questi ultimi, tuttavia, la velocità di percolazione nel suolo è inferiore a quella dell'acqua; infatti, il petrolio greggio e molti dei suoi derivati hanno densità inferiore e viscosità superiore a quella dell'acqua (Schwille 1981). La benzina rappresenta invece un'eccezione, avendo viscosità simile a quella degli organoalogenati alifatici e comunque inferiore all'acqua. Altra differenza rispetto ai composti organoalogenati è che il petrolio e i suoi derivati (inclusa la benzina) una volta raggiunta la falda acquifera, avendo densità inferiore all'acqua, tendono a stratificare sulla sua superficie. In questo modo si forma uno strato superficiale che tende ad appiattirsi e che si muove lungo la direzione del flusso della falda.

## Metalli pesanti

I metalli pesanti presenti negli scarichi o nelle acque di dilavamento di aree urbane o di discariche possono contaminare i corpi idrici superficiali. E' molto più difficile che i metalli contaminino le acque sotterranee poiché il loro movimento nel suolo è in genere molto ridotto. Le reazioni di precipitazione e il forte adsorbimento alla materia organica e all'argilla rappresentano le principali ragioni di questa scarsa mobilità.

Il movimento dei metalli per flusso di massa è probabilmente il processo principale responsabile di spostamenti apprezzabili (Dowdy 1983). La frazione di metallo soggetta a questo movimento è quella disciolta in acqua o associata al particolato mobile.

In genere, le forme ridotte hanno una maggiore solubilità e quindi maggiore mobilità di quelle ossidate. Le condizioni riducenti sono tipiche di bassi valori di pH, che risultano dalla formazione di CO<sub>2</sub> e acidi organici dovuti alla degradazione microbica di materia organica. Tali condizioni sono comuni negli strati di suolo al di sotto di fosse settiche e discariche.

## Pesticidi

I diserbanti per il tipo di applicazione e per le caratteristiche chimico-fisiche, rappresentano una categoria particolarmente importante di inquinanti delle risorse idriche.

I pesticidi applicati in agricoltura possono contaminare i corpi idrici superficiali e/o quelli sotterranei. Questi processi dipendono dalle dosi e dalla natura dei pesticidi applicati (soprattutto dalla loro resistenza ai processi di degradazione e/o dissipazione e dalla loro mobilità), dalle caratteristiche pedologiche dei suoli e idrogeologiche dell'area, dalle condizioni meteorologiche e ambientali e dal tipo di pratiche agronomiche applicate. Gustafson (Gustafson 1989) ha analizzato le proprietà di un considerevole numero di pesticidi che, sulla base dell'esame dei dati sperimentali disponibili, erano stati classificati dal "California Department of Food and Agriculture" (CDFA 1986) come noti contaminanti e non contaminanti delle falde acquifere.

Con un'equazione empirica, definita come indice GUS (Groundwater ubiquity Score):

$$GUS = \log_{10}(t1/2 \text{ soil}) \times (4 - \log_{10} K_{oc})$$

l'autore ha classificato 29 pesticidi nelle seguenti classi: contaminanti (GUS >2,8: aldicarb, atrazine, diuron, metolachlor, oxamil, pricloram, prometryn, simazine), non contaminanti (GUS <1,8: chlordane, lindane, phorate, propachlor, toxaphene, trifluralin) e composti di transizione (1,8 <GUS <2,8: alachlor, carbaryl, carbofuran, dieldrin, dinoseb, ethoprop, fonofos). I risultati dell'applicazione di questo metodo hanno mostrato di essere in buona parte sovrapponibili con la lista dei contaminanti e non contaminanti del CDFA (Gustafson 1989, CDFA 1986).

Le principali condizioni pedologiche e idrogeologiche che favoriscono la percolazione dei composti sono:

- suoli permeabili (ad es. alto contenuto in sabbia e basso contenuto di materia organica);
- alta quantità di acqua di infiltrazione;
- acquiferi superficiali e non confinanti e livello elevato della falda acquifera.

Le condizioni meteorologiche e ambientali possono influire fortemente sul comportamento degli erbicidi nel suolo. La piovosità locale influisce fortemente sul movimento degli erbicidi e in particolare i primi eventi meteorologici dal momento dell'applicazione hanno un notevolissimo rilievo. Le temperature del suolo e dell'aria influiscono soprattutto rispettivamente sui processi di degradazione e di volatilizzazione.

Il dosaggio, la frequenza, il periodo e il metodo di applicazione agricola e la formulazione usata di un erbicida possono avere un ruolo determinante nei processi di contaminazione delle risorse idropotabili.

In alcuni casi il processo di trasferimento di un erbicida dal suolo alla falda acquifera sottostante può essere particolarmente prolungato nel tempo tanto da perdurare per anni, anche dopo la cessazione della sua applicazione.

Una volta raggiunto un corpo idrico, il destino delle sostanze chimiche dipende dalla natura del corpo idrico stesso e dalle condizioni ambientali nelle quali questo si trova. Nei corpi idrici sotterranei le condizioni per la degradazione delle sostanze sono in genere molto carenti se non del tutto assenti. Simulando tali condizioni è stato calcolato che in un anno soltanto il 5% circa di atrazina verrebbe degradato nelle falde acquifere (Wehtje 1981).

I pesticidi applicati ad un suolo possono contaminare i corpi idrici superficiali attraverso l'acqua di dilavamento (run-off) o con i sedimenti rimossi per erosione. Ciò dipende dal tipo di formulato applicato, dalla pendenza del suolo e dalla sua permeabilità, dall'intensità delle precipitazioni (o irrigazioni) dalla loro distanza temporale (in particolare del primo evento) dall'applicazione del pesticida e dalla copertura vegetale.

### **Nitrati**

In Italia, il consumo di fertilizzanti azotati negli ultimi decenni è aumentato costantemente passando da circa 2539 migliaia di quintali di azoto totale nel 1955 a 9793 migliaia di quintali nel 1988. Nel 1955 venivano applicati mediamente 14 kg di azoto totale per ettaro di superficie concimabile mentre nel 1986 ne venivano applicati circa 76 kg.

A seguito dell'applicazione di quantità massicce di fertilizzanti, le colture vegetali ne assorbono solo una parte. I residui che rimangono nel suolo sono esposti a processi di trasformazione e si ripartiscono tra i diversi comparti secondo le caratteristiche chimico-fisiche. Il potassio, i fosfati e la forma organica ammoniacale dei composti azotati interagiscono fortemente con le particelle del suolo dalle quali vengono pressoché immobilizzati. La principale capacità dei suoli di trattenere l'ortofosfato è correlata alla formazione di composti relativamente insolubili di alluminio, ferro e calcio. La possibilità di migrazione per questi composti si può verificare soltanto a seguito della saturazione delle interazioni con il suolo. I nitrati sono la forma finale del processo naturale di ossidazione biologica di composti azotati (nitrificazione). Questo processo è favorito in suoli ben aerati, e ciò è spesso associato a situazioni di elevata permeabilità che favoriscono anche il processo di infiltrazione dell'acqua con conseguente trasporto dei nitrati verso l'acquifero. Il processo di lisciviazione dei nitrati, come nel caso dei pesticidi, dipende dalla vulnerabilità delle falde acquifere.

Il processo di contaminazione delle falde acquifere dovuto ai pesticidi ed ai nitrati può richiedere anche tempi molto lunghi, dell'ordine di anni se non di decenni (OCDE 1986). Ciò significa che i livelli attualmente riscontrati nelle falde acquifere possono non corrispondere ai fronti più intensi delle relative contaminazioni e che questi processi continueranno nel tempo, anche a seguito della cessazione della loro applicazione. Inoltre, nei casi di lento rinnovo delle falde acquifere, un pieno recupero della loro qualità può richiedere tempi molto lunghi.

### **Contaminanti naturali**

Oltre all'apporto associato alle attività umane, talvolta la presenza di contaminanti a livelli elevati nelle acque sotterranee può essere dovuta a particolari situazioni naturali. Quando queste acque vengono utilizzate per scopo potabile è importante verificare che i livelli di que-

sti costituenti non superino i limiti di concentrazione stabiliti per la qualità delle acque destinate al consumo umano.

- L'alluminio si trova naturalmente nelle acque superficiali e/o profonde. Le precipitazioni acide ne facilitano la mobilizzazione nel suolo. Nelle acque superficiali, l'alluminio è associato al particolato, al materiale colloidale e ai complessi organici ad alto peso molecolare (Gardner 1991).
- L'amianto può essere un contaminante delle acque a causa della sua dissoluzione dai minerali che lo contengono o del suo rilascio dai materiali utilizzati per il trasporto delle acque.
- L'arsenico si trova in genere presente nelle acque alla concentrazione di 1-2 mg/L, ma in alcune situazioni idrogeologiche si possono rilevare concentrazioni fino a qualche milligrammo per litro (Hindmarsh 1986, Grinspan 1985).
- Il cromo proveniente da fonti naturali è presente nelle acque potabili a basse concentrazioni, di circa 2-3 mg/L (Fawell 1993).
- Il manganese è un elemento molto abbondante nella crosta terrestre. La sua concentrazione in acque superficiali o sotterranee può essere anche di molti mg/l. Esposto all'ossigeno il manganese può formare ossidi insolubili che possono dar luogo a depositi lungo le tubazioni e causare problemi di acqua sporca
- Il ferro è uno degli elementi più abbondanti nella crosta terrestre. Nelle acque sotterranee il ferro è presente sotto forma di ione ferroso a concentrazioni in genere inferiori a 3 mg/l ma talvolta anche superiori a 10 mg/l. Con alcune eccezioni, la concentrazione di ferro nelle acque potabili è inferiore a 0,3 mg/l. A valori superiori a 0,1 mg/l si verifica la deposizione di ferro nelle tubazioni e se è presente anche l'alluminio, si possono verificare problemi di acqua sporca. A valori di concentrazione superiori a 0,3 mg/l il ferro precipita comportando ulteriori effetti indesiderabili, tra i quali un sapore sgradevole dell'acqua.
- I fluoruri sono presenti in genere nelle acque a livelli inferiori a 1 mg/l, ma in alcune acque sotterranee le concentrazioni possono raggiungere anche i 10 mg/l.



## 10. Allegato 6

### *“Pesticidi prioritari per l’ambiente acquatico”*

Nel settore agricolo vengono utilizzati centinaia di principi attivi allo scopo di controllare la crescita e la diffusione di specie infestanti vegetali ed animali.

Queste molecole sono dotate, in molti casi, di proprietà chimico-fisiche, chemiodinamiche e tossicologiche tali da renderle potenzialmente pericolose nei confronti dei vari comparti ambientali, del biota e dell’uomo. In particolare, l’applicazione di pesticidi sul suolo e sulle colture in aree che hanno un assetto idrogeologico vulnerabile può dare luogo a fenomeni di contaminazione dei corpi idrici superficiali e sotterranei.

Ovviamente, il grado di compromissione di tali risorse e i rischi associati sono tanto più elevati quanto più le concentrazioni dei composti si approssimano e/o superano gli standard di qualità nazionali ed internazionali stabiliti per la protezione della salute umana e della vita acquatica. Questi rischi sono resi particolarmente difficili da valutare perché:

- i pesticidi possono essere presenti nell’acqua non soltanto individualmente ma come un pool eterogeneo di composti associati anche a una serie, spesso non conosciuta, di prodotti di degradazione; le proprietà tossicologiche di questi ultimi in genere non sono note; a volte sono analoghe o di maggior rilievo rispetto a quelle dei composti parentali;
- le concentrazioni dei pesticidi in particolare nei corpi idrici superficiali possono risultare per lunghi periodi inferiori agli standard o attorno ai limiti di rilevanza strumentali e presentare punte di concentrazione elevate in concomitanza dei periodi di applicazione e/o in corrispondenza di eventi meteorici considerevoli;
- gli obiettivi di qualità ad oggi disponibili riguardano solo un numero limitato di “vecchi” principi attivi.

Nella normativa italiana sulle acque potabili (DPR 236/88) è stato stabilito un limite di concentrazione di 0,1 e 0,5 mg/L rispettivamente per i singoli composti e per il totale dei composti. La nuova Direttiva europea 98/83/CE, concernente la qualità delle acque destinate al consumo umano, conferma gli stessi limiti, ad eccezione di aldrin, dieldrin, eptaclor ed eptaclor epossido, per i quali è stato stabilito un limite di concentrazione di 0,03 mg/L.

Il DLvo 152/99 stabilisce gli stessi limiti della Direttiva europea per le acque sotterranee. Stabilisce limiti nelle acque superficiali destinate alla produzione di acqua potabile da 1 a 5 µg/l per le diverse categorie di qualità considerate.

Il DL 194/95 richiede che da parte delle regioni vengano elaborati ed effettuati piani triennali per il controllo e la valutazione di eventuali effetti a carico dell’ambiente acquatico e di organismi non bersaglio associati all’uso di pesticidi.

Secondo il punto di vista degli autori del presente rapporto la definizione dei piani triennali previsti dal sopra citato Decreto dovrebbero essere basati sui seguenti criteri:

- i piani di sorveglianza dovrebbero fare riferimento a bacini o sottobacini idrografici.
- I prodotti fitosanitari da monitorare al loro interno dovrebbero essere selezionati sulla base di:
- dati pregressi di monitoraggio nell’area esaminata;
- quantità applicate del prodotto fitosanitario all’interno dell’area considerata, sulla base di dati diretti o indiretti di uso del prodotto, sulla base delle dosi di trattamento per unità di superficie e della superficie di suolo complessivamente trattata;
- potenziale di lisciviazione definito sulla base delle proprietà chemiodinamiche dei prodotti fitosanitari;
- frequenza di rilevamento e livelli del prodotto nei corpi idrici, sulla base dei dati della letteratura scientifica;

- pericolosità per l'uomo e per le specie acquatiche emergenti dall'esame delle proprietà tossicologiche ed ecotossicologiche (effetti irreversibili, genotossici, cancerogeni, proprietà estrogeniche, fattori di bioaccumulo elevati etc.);
- disponibilità e praticabilità dei metodi analitici per la determinazione del prodotto nella matrice acquosa.

### Approcci dell'USEPA per la selezione di pesticidi prioritari

La definizione di liste prioritarie di pesticidi è stata affrontata dall'USEPA almeno in tre occasioni riportate di seguito.

All'inizio degli anni '90, l'USEPA, sulla base delle evidenze emerse da studi specifici e da molteplici attività di monitoraggio da cui è risultata una presenza diffusa dei pesticidi negli acquiferi dell'intero Paese, ha ritenuto di fondamentale importanza mettere a punto una strategia per la salvaguardia di tali risorse che consisteva nello sviluppo e nella realizzazione di Piani di Gestione dei Pesticidi (PMP).

L'USEPA ha stabilito che i Piani di Gestione devono essere avviati in ogni Stato per controllare e regolamentare l'utilizzazione dei pesticidi più rilevanti al fine di prevenire effetti avversi sull'uomo e sull'ambiente e per proteggere l'integrità delle acque sotterranee. In particolare, i Piani dovevano essere definiti per:

- tutti i pesticidi dotati di un elevato potenziale di percolazione
- tutti i pesticidi per i quali sono stabilite o previste restrizioni nell'uso.

Per l'avvio dei Piani di gestione l'USEPA ha definito un primo elenco di composti con la possibilità di estenderlo ad altri e ad eventuali prodotti di degradazione. I composti selezionati sono stati *atrazina*, *simazina*, *cianazina*, *alaclor*, *metolaclor* sulla base dei seguenti criteri:

- ritrovamento frequente e diffuso negli acquiferi a concentrazioni più elevate dei rispettivi standard di qualità;
- impiego estensivo e a largo spettro nel settore agricolo;
- associazione ad effetti tossicologici rilevanti ed irreversibili, inclusi gli effetti cancerogeni;
- metodi analitici di determinazione ampiamente disponibili nei laboratori nazionali.

Allo stesso tempo l'USEPA ha affrontato il problema della compilazione di liste prioritarie in due importanti campagne condotte a livello nazionale: il National Pesticide Survey condotto tra il 1985 e il 1990, e il National Water Quality Assessment Program avviato nel 1990/91 ed ancora in svolgimento, in collaborazione con l'US Geological Survey.

Il National Pesticide Survey è stato il più grande progetto condotto per la valutazione dello stato qualitativo delle risorse idropotabili di origine sotterranea rispetto alla contaminazione dovuta a pesticidi. Furono infatti analizzate le acque di 566 pozzi pubblici e 783 pozzi privati dislocati in 50 Stati e furono ricercati 126 principi attivi, tra cui una serie di prodotti di degradazione, e i nitrati (Tabella 7). La selezione delle sostanze fu effettuata tra circa 600 composti registrati per l'uso agricolo sulla base dei seguenti criteri:

- quantità vendute nel settore agricolo (>450 t);
- proprietà chemiodinamiche che indicano un potenziale di contaminazione rilevante (solubilità in acqua; emivita di idrolisi; emivita su campo; coefficienti di ripartizione);
- inclusione nelle normative sulle acque potabili (National Primary Drinking Water Regulations definite nell'ambito del Safe Drinking Water Act);

- rilevamento nelle acque sotterranee durante le indagini preliminari effettuate per il progetto.

Il National Water Quality Assessment Program è stato progettato allo scopo di valutare lo stato qualitativo e il suo andamento nell'arco di 10 anni di corpi idrici superficiali e sotterranei distribuiti 60 bacini idrografici rilevanti per estensione e per assetto idrogeologico. I composti ricercati appartengono alle categorie dei pesticidi, nutrienti, solventi organici volatili, metalli e radionuclidi. Per quanto riguarda i pesticidi, in un primo ciclo di indagini relativo a 20 bacini idrografici (1992-96) sono stati ricercati 76 principi attivi ed alcuni loro prodotti di degradazione. Tali composti rappresentavano oltre il 70% di quelli più utilizzati nel settore agricolo statunitense e una larga percentuale di quelli più utilizzati in altri settori. Questi composti sono stati a loro volta selezionati da un elenco più ampio di circa 120 pesticidi, definito sulla base dei seguenti criteri:

- quantità utilizzate per anno (primi 100 pesticidi)
- superficie totale di suolo trattata per composto (primi 100 pesticidi)

L'elenco dei 76 principi attivi è riportato in Tabella 8.

L'USEPA, inoltre, nell'ambito dei programmi relativi alla protezione delle acque potabili (Safe Drinking Water Act), ha stabilito di definire una lista di contaminanti prioritari, tra cui i pesticidi, (Contaminant Candidate List - CCL) che non sono regolamentati dalle National Primary Drinking Water Regulations e che risultano presenti nelle acque potabili o che si ritiene potrebbero esserlo. La CCL viene sottoposta a continui aggiornamenti e la più recente è stata pubblicata nel 1998. La selezione dei contaminanti e l'aggiornamento della lista esistente sono competenza di un gruppo di lavoro composto da esperti della comunità scientifica, da esperti dell'USEPA e da rappresentanti pubblici a vari livelli e con varie competenze. I criteri utilizzati per la selezione dei contaminanti sono:

- possibilità di indurre effetti avversi sulla popolazione;
- presenza accertata o potenziale nei corpi idrici ad uso potabile;
- presenza a concentrazioni e con frequenze tali da rappresentare un pericolo per la salute pubblica.

I pesticidi contenuti nella CCL (Tabella 9 A,B) sono ulteriormente suddivisi in categorie per le quali sono previste le seguenti attività che l'USEPA deve condurre nei prossimi anni: i) ricerche scientifiche riguardo gli effetti sulla salute, i processi di trattamento e i metodi analitici di determinazione; ii) attività di monitoraggio; iii) definizione di nuovi limiti normativi (Maximum Contaminant Levels, Health Advisories, etc.). In particolare, le proposte per nuovi limiti di legge per composti inclusi nella CCL dovranno essere presentate entro il 2003.

SELEZIONE DELLE SOSTANZE PRIORITARIE PER I CORPI IDRICI  
E DEFINIZIONE DEGLI OBIETTIVI DI QUALITÀ

Tabella 7: Pesticidi e loro prodotti di degradazione ricercati nelle acque sotterranee degli Stati Uniti nell'ambito del National Pesticide Survey. Per i composti evidenziati in grassetto l'USEPA aveva accertato un potenziale di contaminazione rilevante.

acifluorfen	dicamba	metossiclor
alaclor	dicamba 5-OH	paraoxone metil
Aldicarb	acido 3,5-diclorobenzoico	metolaclor
aldicarb sulfone	1,2-dicloropropane	metribuzin
aldicarb sulfossido	1,3-dicloropropene <i>cis</i>	metribuzin DA
Aldrin	1,3-dicloropropene <i>trans</i>	metribuzin DADK
Ametrina	diclorprop	metribuzin DK
Atraton	diclorvos	mevinfos
Atrazina	dieldrin	MGK 264
Desetilatrazina	dinoseb	molinate
Barban	difenamid	napropamide
baygon (propoxur)	disulfoton	neburon
Bentazone	disulfoton sulfone	4-nitrofenolo (anche dal parathion)
Bromacil	disulfoton sulfossido	norflurazon
Butaclor	diuron	oxamil
Butilate	endosulfan I	pentaclorofenolo
Carbaryl	endosulfan II	pebulate
Carbofuran	endosulfan solfato	permetrina <i>cis</i>
carbofuran-3-OH	endrin	permetrina <i>trans</i>
carbofuran fenolo	endrin aldeide	picloram
carbofuran fenolo 3-cheto	eptaclor	prometon
Carboxin	eptaclor epossido	prometrin
cloramben	EPTC	pronamide
Clorprofam	esaclorobenzene	pronamide metabolita
clordano $\alpha$	esaclorocicloesano $\alpha$	propaclor
clordano $\gamma$	esaclorocicloesano $\beta$	propanil
Clorneb	esaclorocicloesano $\delta$	propazina
Clorobenzilato	esaclorocicloesano $\gamma$	profam
Clorotalonil	esazinone	simazina
Clorprofam	etoprop	simetrin
Cianazina	etilene dibromuro	stirofos
Cicloato	ETU (anche dalle feniluree)	swep
2,4-D	etridiazolo	2,4,5-T
2,4-DB	fenamifos	2,4,5-TP
Dalapon	fenamifos sulfone	tebutiuron
DCPA	fenamifos sulfossido	terbacil
DCPA metaboliti acidi	fenamiol	terbufos
4,4-DDT	fluridone	terbutrin
4,4-DDD	linuron	triadimefon
4,4-DDE	merfos	triciclazolo
Diazinon	metiocarb	trifluralin
Dibromocloropropene	metomil	vernolate

Tabella 8 Pesticidi ed alcuni prodotti di degradazione ricercati nel primo ciclo di indagini del progetto NAWQA.

Ammidil	Dinitroaline	Simazina
2,6 dietilanilina <sup>1</sup>	benfluralin	URACILI
Acetoclor	etalfuralin	bromacil
Alaclor	orizalin	terbacil
Metolaclor	pendimetalin	UREE
napropamide	trifluralin	diuron
pronamide	ORGANOCOLORURATI	fenuron
propaclor	clorotalonil	fluometuron
propanil	dactal (DCPA)	linuron
CARBAMMATI	dactal mono acido	neburon
3-idrossicarbofuran <sup>2</sup>	DDE <sup>4</sup>	tebutiuron
aldicarb	diclobenil	ACIDI VARI
aldicarb sulfone <sup>3</sup>	dieldrin	acifluorfen
aldicarb sulfossido <sup>1</sup>	HCH $\alpha^5$	bromoxinil
butilate	HCH $\gamma$ (lindano)	cloramben
carbaril	ORGANOFOSFATI	clopiraldil
carbofuran	azinfos metil	dicamba
EPTC	clorpirifos	dinoseb
metiocarb	diazinon	DNOC
metomil	disulfoton	picloram
molinate	etoprop	propargite
oxamil	fonofos	triclopir
pebulate	forate	ALTRI COMPOSTI
profam	malathion	bentazone
propoxur	metil parathion	norflurazon
tiobencarb	parathion	
triallate	terbufos	
CLOROFENOSIACIDI	PIRETROIDI	
2,4,5-T	permetrina cis	
2,4,5-TP (silvex)	TRIAZINE	
2,4-D	atrazina	
2,4-DB	cianazina	
Diclorprop	desetilatrazina <sup>6</sup>	
MCPA	metribuzina	
MCPB	prometon	

**Tabella 9. Pesticidi inclusi nella Contaminant Candidate List dell'USEPA (A) e suddivisi per attività prioritarie (B)**

A) Pesticidi prioritari	
acetoclor	
alaclor etansulfonato (ESA) ed altri prodotti di degradazione di pesticidi acetanilidici	
aldrin	
DCPA mono- e diacido (prodotti di degradazione del DCPA)	
DDE	
diazinon	
dieldrin	
disulfoton	
diuron,	
EPTC	
fonofos	
linuron	
metolaclor	
metribuzin	
molinate	
prometon	
terbacil	
terbufos	
triazine e loro prodotti di degradazione tra cui la DEA derivante da cianazina e atrazina	
B) Attività prioritarie:	
Ricerche sugli effetti sulla salute	DCPA mono- e diacido derivanti dal DCPA
Ricerche sui metodi di trattamento	acetoclor, alaclor ESA (etc.), DCPA mono- e diacido derivanti dal DCPA, DDE, diazinon, disulfoton, diuron, EPTC, fonofos, linuron, terbacil, terbufos
Ricerche sui metodi analitici	aldrin, dieldrin, metolaclor, metribuzin
Determinazione nei corpi idrici	acetoclor, alaclor ESA (etc.), diazinon, disulfoton, diuron, fonofos, linuron, prometon, terbufos, triazine ed altri prodotti di degradazione tra cui DEA (etc.)
Definizione di limiti normativi	acetoclor, alaclor ESA (etc), DCPA mono- e diacido derivanti dal DCPA, diazinon, disulfoton, diuron, EPTC, fonofos, linuron, molinate, prometon, terbacil terbufos, triazine ed altri prodotti di degradazione tra cui DEA (etc.)

## 11. Allegato 7

### “Tossine prodotte dalle alghe tossiche marine”

#### Le alghe tossiche marine

Delle circa 5.000 specie algali identificate, circa 75 sono quelle che producono tossine (Andersen, 1996). Le specie algali tossiche appartengono principalmente ai taxa delle dinoflagellate e delle diatomee.

Le fioriture di alghe tossiche possono essere classificate in (Andersen, 1996):

- Fioriture di specie che producono potenti tossine che si accumulano nella catena alimentare causando disturbi di vario tipo nei consumatori secondari (uomo e animali superiori). Si tratta per lo più di dinoflagellate appartenenti ai generi *Alexandrium*, *Gymnodinium*, e *Dinophysis*, e di diatomee del genere *Nitzschia*.
- Fioriture di specie che, nella maggior parte dei casi, non sono tossiche per l'uomo ma risultano dannose in vario modo per pesci ed invertebrati. Esempi di queste specie sono: *Alexandrium tamarense*, *Gyrodinium aureolum*, *Chaetoceros convolutus*, *Nodularia spumigena*, *Chattonella antiqua*.
- Fioriture di specie produttrici di tossine che vengono trasportate nell'aerosol dall'area di fioritura fino alla costa (ad esempio, *Gymnodinium breve*).

L'ingestione di tossine presenti nelle piante o negli animali può dar luogo ad intossicazioni diverse da quelle causate da microrganismi patogeni. Le biotossine algali sono tossine preformate, presenti nel prodotto quando questo viene consumato. I trattamenti igienico-sanitari che eliminano i microrganismi patogeni non hanno efficacia sulle biotossine algali.

Le tossine prodotte dalle specie di dinoflagellati sono, nell'ambito delle tossine di natura non proteica, tra le più potenti sino ad oggi conosciute.

Le intossicazioni associate al consumo di prodotti ittici si verificano soprattutto in seguito all'ingestione di molluschi bivalvi. Questi ultimi sono organismi filtratori, che si nutrono di plancton e che subiscono effetti solo marginali dalle tossine algali. Tuttavia, un singolo mollusco può in alcune circostanze accumulare una quantità di tossina letale per una persona (Anderson, 1994). I molluschi bivalvi maggiormente interessati in questo tipo di intossicazione appartengono ai generi *Argopecten*, *Cardium*, *Mya*, *Mytilus*, *Pecten*, *Saxidomus* e *Spisula*. Le ostriche accumulano le tossine algali, ma nella gran parte dei casi in modo minore rispetto alle specie appena elencate.

In Italia, così come negli altri paesi sviluppati, le intossicazioni associate all'ingestione di tossine algali a seguito del consumo di mitili sono rare, essendo in genere operativi programmi di monitoraggio che consentono di tenere sotto controllo gli allevamenti di molluschi, rilevando i livelli delle tossine prima che il prodotto raggiunga il mercato.

Le principali sindromi da intossicazione da molluschi sono state descritte, in base alla tipologia dei sintomi, come paralitiche, diarroiche, neurotossiche ed amnesiche, rispettivamente abbreviate in: PSP (Paralytic Shellfish Poisoning), DSP (Diarrhetic Shellfish Poisoning), NSP (Neurotoxic Shellfish Poisoning), ASP (Amnesic Shellfish Poisoning). Un'altra biointossicazione, detta ciguatera, è dovuta invece al consumo di pesci contaminati da tossine algali.

#### Casi epidemici in Italia e normativa

Nei mesi di ottobre e novembre 1976 un'epidemia di PSP fu registrata in Spagna (63 casi), Francia (33 casi), Italia (38 casi), Svizzera (23 casi) e Germania (19 casi) causata da mitili provenienti dalle Coste Atlantiche della Spagna. I campioni di bivalvi contenevano la saxitossina e i suoi analoghi; una specie di *Gonyaulax* fu individuata come responsabile dell'epidemia (Luthy, 1979). Nell'estate del 1977 si manifestarono in Italia casi non abituali di gra-

ve intossicazione alimentare (7 a Jesolo e 3 a Roma). I risultati delle successive indagini misero in evidenza che un certo numero di pesci tossici (pesci palla o fugu) sotto la falsa etichettatura di rana pescatrice (*Lophius piscatorius*), erano stati importati e posti in commercio in Italia. Un'attività tossica riferibile alla presenza di quantità di TTX varianti da 50 a 3000 µg/100 g di parte edibile fu riscontrata in alcuni campioni di pesci congelati dell'ordine dei Tetraodontiformi con la falsa etichettatura di coda di rospo (Pocchiari, 1977). Un analogo incidente fu registrato nel 1978 in provincia di Pavia (3 casi) (Viviani et al., 1978 b; Viviani 1981).

A seguito di questi episodi venne introdotto in Italia il controllo nelle acque del fitoplancton tossico o potenzialmente tossico e nei molluschi bivalvi quello delle biotossine, idrosolubili del tipo PSP e liposolubili del tipo NSP.

I controlli effettuati in Emilia Romagna a partire dal 1976 hanno permesso di individuare per la prima volta nei mitili e nei bivalvi la presenza di tossine DSP nel 1989 e PSP nel 1994. Come specie responsabili vennero individuate rispettivamente *Dinophysis* spp. e *Alexandrium minutum*.

Nell'estate del 1989, il consumo dei mitili provenienti da allevamenti e banchi naturali della costa emiliano-romagnola diede luogo ad un episodio di tossinfezione alimentare (Viviani e coll., 1990; Boni e coll., 1992). Numerose persone che avevano consumato mitili dovettero ricorrere alle cure delle strutture sanitarie per sintomi di nausea, prolungata diarrea e vomito. Quest'episodio contribuì a migliorare i controlli di prevenzione sui molluschi bivalvi introducendo con i D.M. 256 e 257 del 1990 monitoraggi sistematici delle acque e dei molluschi. Con il D.M. del 1 settembre 1990, il Ministero della Sanità emanò i "Metodi per la determinazione delle biotossine algali nei molluschi bivalvi, nonché per la determinazione quali quantitativa dei popolamenti fitoplanctonici nelle acque adibite alla molluschicoltura", introducendo una ulteriore metodica per le biotossine marine liposolubili, quella da DSP (Diarrhetic Shellfish Poisoning), chiamata comunemente di Yasumoto (Yasumoto e coll., 1984).

Successivamente il Governo Italiano recepì con i D.L. n° 530 e 531, due Direttive Comunitarie rispettivamente la 492 del 15 luglio 1991 che stabilisce le norme sanitarie applicabili alla produzione e alla commercializzazione dei molluschi bivalvi vivi e la 493 sempre del 15 luglio 1991 che stabilisce le norme sanitarie applicabili alla produzione e alla commercializzazione dei prodotti della pesca.

In tali direttive comunitarie, in riferimento ai controlli da effettuarsi sulle biotossine marine per i molluschi bivalvi, si considerano esplicitamente le biotossine PSP (Paralytic Shellfish Poisoning), DSP (Diarrhetic Shellfish Poisoning) e per i prodotti ittici le Tetratossine (TTX) e le Ciguatossine (CTX) mentre non vengono menzionate le tossine idrosolubili ASP (Amnesic Shellfish Poisoning) e quelle liposolubili NSP (Neurotoxic Shellfish Poisoning).

Ovviamente non è quantificabile la popolazione in Italia esposta a tossine algali a seguito del consumo di mitili da banchi naturali, non sottoposti ai controlli previsti nella normativa nazionale.

## Attuali conoscenze sulle tossine algali con particolare riferimento al bacino del Mediterraneo

### Tossine PSP

Nel Mediterraneo sono presenti specie del genere *Alexandrium* e ceppi di *Gymnodinium catenatum*, che producono tossine PSP. Nel mare Adriatico, in particolare nel Golfo di Trieste, sono state identificate le seguenti specie del genere *Alexandrium*: *A. fundyense*, *A. pseudogonyaulax*, *A. eusitanicus* (Honsell, 1993). Nel maggio del 1994, la presenza di *A. minutum* nell'Adriatico settentrionale lungo la costa dell'Emilia-Romagna è stata associata alla presen-

za simultanea di tossine PSP nei mitili. Precedentemente, nel Tirreno settentrionale era stata evidenziata la presenza di *A. tamarense*, non associata a maree rosse (Innamorati et al., 1989). Nei golfi di Napoli e Salerno sono state identificate *A. tamarense*, *A. minutum*, e *A. balechi* (Montresor et al., 1990). *Gymnodinium catenatum* è stata segnalata nel mare Egeo (Pagou, 1990), nel Tirreno (Carrada et al., 1991) e nell'Adriatico (Honsell et al., 1992).

Le tossine PSP sono costituite dalla saxitossina e dai suoi 21 analoghi. In tutti i casi si tratta di composti idrosolubili, resistenti al calore, stabili in ambiente acido ma non in quello alcalino (Schantz et al., 1961).

La saxitossina e i suoi derivati agiscono bloccando il trasporto degli ioni  $\text{Na}^+$  attraverso la membrana, impedendo così la trasmissione dell'impulso nervoso nei nervi periferici e nei muscoli scheletrici, con risultante paralisi respiratoria e morte (Kao, 1972). La saxitossina è una delle tossine non proteiche con la più alta tossicità acuta per l'uomo (dose letale 1-2 mg) ed ha effetti simili a quelli della tossina botulinica (Steidinger and Baden, 1984). Si ritiene che una dose superiore a 5 mg possa produrre un'intossicazione nell'uomo mentre la dose letale per un adulto sembra essere di 30 mg. Tuttavia anche 3 mg possono risultare letali per bambini e ragazzi (Blanc et al., 1977; Rodriguez et al., 1990). In Canada, sono stati osservati casi d'intossicazione associati all'ingestione di 400-500 mg STX equivalenti e un caso mortale a seguito del consumo di molluschi contenenti 200 mg STX eq./100g.

Il pericolo di intossicazione, nella maggior parte dei casi, è associato al consumo di molluschi bivalvi che filtrano acqua contenente cellule algali tossiche, accumulando tossine nei loro tessuti. Anche alcuni crostacei, come ad esempio le aragoste, possono accumulare tossine algali. Alcune specie di molluschi bivalvi possono filtrare fino a 20 litri di acqua al giorno, ingerendo di conseguenza fino a 3 g di microalghe (peso secco) in 24 h e accumulando circa 180 mg di tossina per grammo (è opportuno tener presente che livelli superiori a 80 mg di tossina per 100 g di polpa di mollusco sono considerati non idonei al consumo). Come sopra accennato, di solito questi organismi risentono di effetti solo marginali, ma un singolo mollusco può talvolta accumulare una quantità di tossina letale per una persona (Anderson, 1994). I bivalvi maggiormente responsabili di questa intossicazione sono *Mytilus edulis* e *Saxidomus giganteus*. Un ruolo più marginale può essere svolto da specie appartenenti ai generi *Agropecten*, *Cardium*, *Mya*, *Pecten*, e *Spisula*.

Le tossine PSP sono termostabili, la cottura dei molluschi contaminati diminuisce la tossicità del 30-40%.

Il problema della tossicità dei molluschi è complicato dai processi di biotrasformazione all'interno dell'organismo. Ad esempio, le sulfammato tossine, che rappresentano il gruppo con tossicità più bassa, vengono facilmente trasformate nelle più potenti carbammato tossine, con un aumento della tossicità fino a 40 volte. Questa trasformazione ha un risvolto clinico importante poiché molluschi con bassa tossicità possono causare intossicazioni sproporzionatamente gravi una volta ingeriti. Ci sono prove del fatto che le tossine PSP vengono trasferite anche a livelli più elevati della catena alimentare, ed in particolare nei pesci (Chang et al., 1997). Tuttavia, il problema della intossicazione attraverso il consumo di prodotti ittici si pone se questi vengono consumati crudi e con le interiora. È stato registrato un caso di morte in Indonesia proprio per questa abitudine diffusa nei tropici (Viviani, 1992)

La maggior parte degli episodi di sindromi PSP riportati in questo secolo sono avvenuti lungo le coste orientali e occidentali del Nord America e sono quasi tutti legati a "maree rosse", prodotte da dinoflagellati. In Canada, dal 1973 sono stati documentati oltre 300 casi di PSP, con circa 35 decessi, dovuti a *Gonyaulax catenella*, *G. acatenella* e *G. excavata* (White, 1984).

Sulla costa atlantica di Portogallo, Spagna, Inghilterra, Norvegia e isole Faroer, sono stati riportati casi di PSP dal 1960. La presenza di tossine associate a sindrome PSP è stata rilevata ogni anno dal maggio 1968, quando 78 persone si intossicarono dopo aver consumato mi-

tili provenienti dalla costa nordorientale dell'Inghilterra. In ottobre e novembre 1976 un'epidemia di PSP è stata riportata in Spagna (63 casi), Francia (33 casi), Italia (38 casi) Svizzera (23 casi) e Germania (19 casi). Questi incidenti in Europa occidentale furono causati da mitili provenienti dalla costa atlantica della Spagna (Luthy, 1979).

In Sud America, questa intossicazione era rara prima del 1970. Successivamente sono stati riportati vari incidenti di proporzioni epidemiche in Venezuela. Nel 1987 fu registrata un'intossicazione in Guatemala, che richiese l'ospedalizzazione di almeno 186 persone, 26 delle quali morirono (Rosales-Loessener, 1989).

Negli ultimi dieci anni è stato osservato un aumento della frequenza di maree rosse in Malesia, Filippine e Thailandia, causate da *Pyrodinium bahamense* var. compressa, con episodi di intossicazione (Maclean, 1989).

Nel Mediterraneo, il primo caso di contaminazione da PSP nei molluschi è stato registrato in Spagna nel 1987 ed è stato associato alla presenza di *Gymnodinium catenatum*. Nel 1994, una fioritura di questa specie lungo le coste del Marocco provocò 64 casi di intossicazione di cui 4 mortali (Tagmouti et al., 1996). Nel Mediterraneo occidentale e nell'Adriatico, fioriture di dinoflagellate che producono tossine PSP sono note fin dal 1989, ma finora non è stato riportato alcun caso di intossicazione umana.

Durante gli ultimi due decenni, gli episodi di PSP sono andati aumentando in tutto il mondo, sia nelle zone temperate che in quelle tropicali. Non è chiaro se si tratti di un aumento reale o se sia piuttosto il risultato del miglioramento dei metodi di sorveglianza e di monitoraggio. E' comunque accertato che l'introduzione di dinoflagellate tossiche in tutti i mari del mondo può avvenire per mezzo del trasporto delle acque di zavorra delle navi. La mortalità varia notevolmente: nei recenti episodi in America settentrionale e in Europa, che hanno coinvolto circa 200 persone, non sono stati riportati casi mortali, mentre in episodi analoghi in Asia e America meridionale, è stata registrata una mortalità del 2-14%, probabilmente per una maggiore difficoltà di accesso alle strutture ospedaliere (Kao, 1993).

#### Tossine DSP

La sindrome DSP si manifesta dopo il consumo di molluschi che hanno accumulato tossine da diverse specie di dinoflagellati. Pur non essendo letale, rappresenta un importante problema sanitario.

La natura tossico-algale di questa sindrome è stata definita da Yasumoto et al. (1980) dopo numerosi casi diarroici a elevata morbosità che si sono verificati in Giappone alla fine degli anni 70.

Le tossine che causano sindrome DSP sono prodotte da dinoflagellati marini appartenenti ai generi *Dinophysis* e *Prorocentrum*. *D. fortii* è stata identificata come alga produttrice di DSP in Giappone, mentre *P.lima* e varie altre specie di *Dinophysis* sono state associate ad intossicazioni lungo le coste atlantiche dell'Europa, in Olanda e Scandinavia.

Varie specie dei generi *Dinophysis* e *Prorocentrum* sono presenti anche nel Mediterraneo. Molte specie del genere *Dinophysis* sono presenti nei mari italiani, dove non formano mai maree rosse. Alcune specie di *Dinophysis* fanno da sempre parte del fitoplancton dell'Adriatico (Relevante et al. 1984). L'intossicazione da DSP avvenuta nel 1989 fu associata alla presenza di *D. fortii*, *D. tripos* e *D. caudata* (Boni et al. 1992). Nel fitoplancton dell'Adriatico settentrionale e centrale sono stati identificati anche *D. rotundata*, *D. acuta* e *D. diegensis* (Amazzalorso et al., 1991; Boni et al., 1992; Della Loggia et al., 1993). Complessivamente, in Adriatico sono state finora identificate 55 specie di *Dinophysis*. La produzione di tossine DSP è stata tuttavia dimostrata soltanto per 6 di queste specie: *D. acuminata*, *D. acuta*, *D. fortii*, *D. mitra*, *D. rotundata* e *D. tripos* producono tossine DSP (Lee et al., 1989). Molte specie di *Dinophysis* sono state identificate nel Tirreno.

Sono stati identificati nove composti tossici liposolubili nel gruppo delle tossine DSP, ma la struttura chimica è stata identificata soltanto per alcuni di essi. Le tossine DSP includono l'acido ocadaico e i suoi derivati, le pectentossine e le yessentossine.

L'acido ocadaico probabilmente provoca diarrea stimolando la fosforilazione che controlla la secrezione di sodio da parte delle cellule intestinali. Inoltre l'acido ocadaico stimola direttamente la contrazione della muscolatura liscia, anche intestinale (Shibata et al., 1982).

L'intossicazione da DSP è caratterizzata da disturbi gastrointestinali quali diarrea, nausea, vomito e dolori addominali. I sintomi compaiono dopo un periodo che va da mezz'ora a 12 ore dall'ingestione di molluschi contaminati, possono durare fino a tre giorni nei casi più gravi, tuttavia non lasciano conseguenze (Yasumoto et al., 1978). Non è stato mai riportato alcun caso letale.

In uno studio nel quale è stato utilizzato il dimetil-benzantracene come iniziatore tumorale, è stato dimostrato che l'acido ocadaico e la DTX-1 agiscono come promotori di tumore della pelle nel topo, inducendo per lo più papillomi e carcinomi (Suganuma et al., 1988; Fujiki et al., 1988). A seguito dell'osservazione che l'acido ocadaico induce l'attività dell'ornitina decarbossilasi nello stomaco dei ratti, poiché questa attività è tipica di altri promotori tumorali, è stato suggerito che l'acido ocadaico possa essere anche un promotore di tumori dello stomaco (Suganuma et al., 1988).

Recentemente è stata anche evidenziata una possibile attività genotossica dell'acido ocadaico, a seguito dell'osservazione di addotti al DNA su colture cellulari ed embrioni di pesce (Fessard et al., 1996). Rimane tuttavia da chiarire la rilevanza di questi risultati per l'uomo (Hall, 1991).

La causa dell'intossicazione da DSP è associata all'ingestione di molluschi contaminati da tossine DSP. In Giappone, questo tipo di intossicazione è stato osservato a seguito del consumo di mitili (*Mytilus edulis* e *M. coruscum*), (*Patinopecten yessoensis* e *Chlamis nipponensis*), e vongole (*Tapes japonica* e *Gomphina melaegis*). Sulle coste atlantiche dell'Europa *Mytilus edulis* e *Ostrea* sp. sono stati associati a episodi di intossicazione. Nei molluschi, le tossine si accumulano principalmente nell'epatopancreas. Per questa ragione, anche se la cottura non altera la tossicità dei molluschi, l'intossicazione può essere significativamente ridotta evitando di consumare le ghiandole digestive dei molluschi. L'entità dell'accumulo delle tossine DSP è sensibilmente diversa nei molluschi bivalvi. Nei mitili (*Mytilus*) e nelle cappe sante (*Pecten*) vengono raggiunte le concentrazioni più elevate; nelle ostriche vengono raggiunti livelli inferiori e nelle vongole (*Venus gallina*) spesso si ottengono risultati negativi nelle prove di biotossicità, in presenza di alghe che producono tossine DSP.

La concentrazione di cellule nell'acqua di mare necessaria a contaminare i molluschi è molto variabile. È stato riportato che una concentrazione di 1.000-2.000 cellule/litro di *Dinophysis* spp. provoca un accumulo significativo di cellule (20.000-30.000 cellule per epatopancreas) e un elevato livello di tossicità nei mitili (Séchet et al., 1990). Le intossicazioni sulla costa olandese furono associate a concentrazioni di oltre 20.000 cellule/litro (Kat, 1983). D'altra parte, l'accumulo delle tossine DSP nei molluschi sembra dipendere anche da altri fattori. In uno studio su *Dinophysis* nelle acque costiere del Portogallo, è stato osservato che il tempo necessario ai molluschi per diventare tossici dipende non solo dalla presenza di alghe tossiche ma anche di altre specie non tossiche (Sampayo et al., 1990).

Per quanto riguarda il Mediterraneo, dai dati disponibili sembra che la contaminazione da DSP sia limitata ad alcune aree della parte settentrionale del bacino. I primi casi di contaminazione sono stati quelli, già citati, rilevati in Francia nel 1987. Contaminazioni da DSP si sono verificate anche lungo la costa orientale della Corsica (Belin, 1993). Nell'estate del 1989, per la prima volta in Italia, è stata identificata la presenza di cellule di *Dinophysis fortii* e di tossine DSP nei tessuti di mitili raccolti lungo le coste dell'Emilia-Romagna (Boni et al., 1992). I casi di diarrea nei consumatori di molluschi osservati in quel periodo furono pertanto asso-

ciati alle tossine DSP invece che a microrganismi patogeni. Questo fenomeno è stato in seguito osservato nel Golfo di Trieste e lungo la costa marchigiana (Tubaro et al., 1995; Ammazalorso et al., 1991).

L'entrata in vigore della normativa sui molluschi ha rappresentato un importantissimo strumento di prevenzione delle intossicazioni da tossine algali in Italia, così come negli altri paesi europei. Le alghe che producono tossine DSP continuano a contaminare i molluschi in molte aree italiane, causando grosse perdite economiche per i prolungati blocchi imposti alla raccolta dei molluschi.

Più recentemente, contaminazioni da DSP hanno interessato le coste della Slovenia e della Croazia.

#### *Tossine NSP*

La NSP è una sindrome di tipo neurotossico legata alle fioriture del dinoflagellato *Ptychodiscus brevis* (*Gymnodinium breve*). Queste fioriture si verificano per lo più in Florida, dove causano morie degli animali marini. Il rischio per l'uomo deriva dall'ingestione di molluschi contaminati e dall'inalazione di aerosol contenente cellule o frammenti dalle fioriture algali.

*Ptychodiscus brevis* è un dinoflagellato che forma maree rosse ed è una delle specie più note per le morie massicce di pesci e di altri organismi marini provocate lungo le coste della Florida. L'area geografica in cui si verifica maggiormente la presenza di questa alga è rappresentata dal golfo del Messico e dalle coste della Florida e del nord Carolina (Pierce, 1987). Sono state riportate fioriture di questa specie, tuttavia non associate a morie di pesci o a intossicazioni nell'uomo, anche nella Spagna settentrionale, in Giappone e lungo la costa orientale del Mediterraneo (Steidinger, 1983; Pagou and Ignatiades, 1990). Un altro dinoflagellato presente nel Mediterraneo è *Gymnodinium sp.*, responsabile delle fioriture lungo le coste dell'Adriatico settentrionale negli anni 1976-1977 (Viviani et al., 1985), nel 1984 e nel 1988. La classificazione tassonomica di questa specie, distinta dal *G. breve* presente in Florida e in Giappone, deve essere definita e non è stata evidenziata la presenza di tossine NSP nelle sue cellule.

Una fioritura di *Gymnodinium spp.* è stata riportata nel golfo di Olbia (Sardegna) nell'autunno del 1985, ma anche in questo caso non sono state rilevate tossine NSP (Sechi et al., 1987).

La neurotossina di *P. brevis*, denominata BTx-B, è stata descritta per la prima volta come un sistema di 11 anelli eterociclici contenenti ossigeno, terminante con un lattone insaturo a una estremità e con una aldeide insatura all'altra (Alam et al., 1975). Sono state in seguito caratterizzate altre brevetossine (Nakanishi, 1985).

I primi casi di intossicazione causati da brevetossine risalgono all'800, ma solo nel 1952 è stata chiarita la relazione tra "maree rosse" causate da *P. brevis* e sindrome neurotossica (NSP) (Mc Farren et al., 1965). Questa intossicazione avviene in seguito al consumo di bivalvi che hanno accumulato le brevetossine nei loro tessuti. Gli unici episodi finora riportati sono avvenuti lungo le coste del Golfo del Messico e sono associati al consumo di vongole. Non è stato riportato nessun caso letale.

La NSP è una forma piuttosto blanda di intossicazione da molluschi bivalvi. I principali sintomi sono: sensazione di paralisi alla bocca e alle dita, atassia, rallentamento del battito, sensazione di caldo e freddo, midriasi e lieve diarrea. La guarigione avviene in pochi giorni.

Mentre le saxitossine responsabili della PSP agiscono come agenti non-depolarizzanti nelle membrane delle cellule eccitabili, le brevetossine, liposolubili, agiscono come sostanze depolarizzanti, inducendo l'apertura dei canali di membrana permeabili al Na<sup>+</sup> e quindi favorendo il flusso di questo ione verso l'interno (Risk et al., 1979).

Un altro disturbo che si verifica durante le fioriture di *P. brevis* è di tipo respiratorio ed è do-

vuto all'inalazione di aerosol di acqua marina contenente frammenti di cellule o brevetossine rilasciate in superficie da alghe lisate. Questo provoca una grave irritazione della congiuntiva e delle mucose (soprattutto nasali) seguita da tosse secca e rinorrea (Pierce, 1986). Anche in questo caso, la tossina provoca l'apertura dei canali di membrana permeabili al  $\text{Na}^+$ , rilasciando acetilcolina che a sua volta provoca la contrazione della muscolatura liscia tracheale. Gli effetti sono solo temporanei. Le maree rosse causate da *P.brevis* e associate a questa sindrome respiratoria sono frequenti soprattutto in Florida, ma sono state descritte anche nel Golfo del Messico e nella Carolina del nord (Pierce, 1987), nella Spagna settentrionale e in Giappone (Steidinger, 1983). Anche nell'Adriatico sono stati riportati casi di irritazione respiratoria, probabilmente dovuti alla presenza di una specie di *Gymnodinium* non ancora definita tassonomicamente (Viviani, 1983).

#### Tossine ASP

In relazione ai fenomeni di eutrofizzazione, le diatomee non erano considerate pericolose per la salute umana fino al 1987, quando in Canada vi fu una intossicazione che coinvolse 153 persone. Oltre a disturbi di tipo gastrointestinale, questa intossicazione provocò, in alcuni casi, confusione e perdita di memoria, da cui il termine di avvelenamento amnesico da molluschi (ASP) proposto per questa sindrome (Wright et al., 1989).

La tossina responsabile di questa sindrome risultò essere l'acido domoico, un aminoacido neurotossico relativamente raro (Wright et al., 1989), e la specie algale produttrice fu identificata nella diatomea pennata *Nitzschia pungens* f. *multiseriata*, che viene ingerita dai mitili durante la normale filtrazione. In seguito all'episodio di intossicazione del 1987, la concentrazione di *N. pungens* nella baia di Cardigan era di 10 milioni di cellule /litro, e campioni di questa diatomea risultarono contenere livelli di acido domoico fino all'1% di peso secco. Un'altra diatomea produttrice di acido domoico, *Pseudonitzschia australis*, è stata trovata lungo le coste della California (Buck et al., 1992). Qui la presenza di tossine ASP è stata dimostrata non solo nei molluschi ma anche in alcuni pesci e in particolare nelle acciughe, cosa che ha anche provocato morie di uccelli marini. Anche nello Stato di Washington, alcuni casi di intossicazione umana sono stati attribuiti al consumo di molluschi contenenti acido domoico. Questo composto potrebbe avere quindi una distribuzione più ampia di quanto supposto in passato, per lo meno per quanto riguarda gli Stati Uniti. Attualmente, la biointossicazione è presente non solo in Canada e in California, ma anche sulle coste dell'Australia e della Nuova Zelanda e, per quanto riguarda l'Europa, sulle coste atlantiche della Spagna e della Danimarca (UNESCO, 1995).

In Italia, fu sollevato il problema del possibile rischio sanitario associato alle tossine ASP quando, negli anni 1989/90, comparvero nell'alto e medio Adriatico degli aggregati mucilaginosi contenenti diatomee del genere *Nitzschia*. In realtà fu possibile escludere la presenza di acido domoico in questi aggregati. Tuttavia questa tossina costituisce attualmente anche per l'Italia un nuovo problema di sanità pubblica, in quanto l'assenza di acido domoico nei molluschi bivalvi dei mari italiani non esclude il rischio che molluschi contaminati provenienti da altri paesi provochino intossicazioni in Italia.

Ricerche sul meccanismo d'azione dell'acido domoico hanno dimostrato che questo aminoacido, analogo dell'acido glutammico e dell'acido kainico, agisce sui recettori dell'acido glutammico, che è uno dei principali neurotrasmettitori del sistema nervoso centrale (Collingridge et al., 1987). Questo meccanismo d'azione a livello delle sinapsi spiega in parte gli effetti neurotossici dell'acido domoico.

In confronto alle tossine PSP, l'acido domoico è una neurotossina piuttosto blanda. Nell'intossicazione avvenuta in Canada, vi furono 153 casi di disturbi gastroenterici con nausea, vomito e diarrea entro 24 ore, e disturbi neurologici (principalmente confusione e perdita di memoria)

dopo 48 ore nei pazienti più anziani (oltre 60 anni), tre dei quali morirono (Wright et al., 1989). Alcuni effetti si sono manifestati in consumatori di mitili contaminati a una concentrazione di 200 mg/g (peso fresco). Applicando un fattore di 0.1 per sicurezza, fu stabilito che la concentrazione di acido domoico al disopra della quale la raccolta dei molluschi dovesse essere vietata fosse 20 µg/g (peso fresco). Per quanto riguarda la sicurezza per la salute umana, tale concentrazione nei molluschi è considerata tollerabile (Waldichuk, 1989).

#### *Intossicazione da venerupina (VSP)*

L'intossicazione da venerupina è una sindrome non paralitica causata dall'ingestione di ostriche (*Crassostrea gigas*) e vongole (*Venerupis semidecussata*) che hanno accumulato dinoflagellate tossiche. La specie che si ritiene responsabile di questa intossicazione è *Prorocentrum minimum* var. *mariae-lebouriae* e var. *triangulatum* (Okaichi and Imatomi, 1979), che produce "acque colorate" soprattutto in Giappone, nel Mar Baltico e in Portogallo.

I cambiamenti nella composizione del fitoplancton che si verificano progressivamente hanno portato anche ad un aumento di *P. minimum* nel Mediterraneo (Marasovic and Pucher-Petkovic, 1985). Nell'estate del 1983 questo dinoflagellato, la cui presenza non era mai stata osservata in Adriatico, costituì una parte considerevole della regolare fioritura estiva nella Baia di Sibenik (costa orientale adriatica) dove, negli anni seguenti, la sua presenza andò costantemente aumentando. Nello stesso tempo la sua presenza è stata riportata anche in altre zone costiere dell'Adriatico (Marasovic et al., 1988).

La maggior parte degli episodi di questa intossicazione si sono verificati in Giappone, con numerosi casi letali (Nakajima, 1968). Anche in Norvegia, nel 1979, sono stati descritti i sintomi di questa intossicazione in 70 persone che avevano consumato mitili raccolti in prossimità di una massiccia fioritura di *P. minimum* (Tangen, 1980).

La natura della tossina responsabile della VSP non è stata ancora definita. L'avvelenamento è caratterizzato da una lunga incubazione (24-48 ore) a cui fa seguito un inizio repentino dei sintomi: nausea, vomito, diarrea, cefalea e agitazione. Nei casi più gravi possono manifestarsi disfunzione epatica, delirio e coma epatico. La morte sopraggiunge in circa il 33% dei pazienti.

#### **Il problema dell'importazione di alghe tossiche marine**

Un problema che recentemente sta destando preoccupazione riguardo all'aumento dei fenomeni di fioriture algali è quello della dispersione di specie tossiche tramite le acque di zavorra delle navi da carico. Le acque di zavorra possono contenere gli organismi presenti nelle aree portuali dalle quali vengono pompate (virus, batteri, fitoplancton, crostacei, molluschi, pesci), che possono sopravvivere durante il trasporto e così essere immessi nell'ambiente ricevente. La loro sopravvivenza in questo nuovo ambiente è legata all'analogia con l'ambiente d'origine. In questo modo avviene la colonizzazione di aree geografiche da parte di nuove specie algali. Enormi volumi di acque di zavorra sono in continuo movimento in tutto il mondo ed è presumibile che aumentino in futuro con la globalizzazione dei commerci. È stato stimato che ogni anno in Svezia vengono immessi 23 milioni di metri cubi di acque di sentina. In questo senso è di particolare importanza conoscere sia le aree di origine delle acque di zavorre sia quelle riceventi.

Il problema dell'importazione di alghe tossiche marine, così come di altri organismi alieni, è stato ampiamente riconosciuto e documentato in vari paesi. È stato infatti dimostrato che le alghe tossiche sono state facilitate nella loro diffusione mondiale attraverso questi passaggi.

In Tasmania sono state campionate acque e sedimenti accumulati nelle cisterne di zavorra di grandi navi da carico e sono state rilevati oltre 300 milioni di cisti di dinoflagellati in una sola nave (Anderson and Keafer, 1985; Hallegraeff, 1998). In Australia, è attivo dal 1991 un programma di ricerca per minimizzare il trasporto di organismi alieni. Questo problema è stato oggetto di un recente workshop dell'*International Council for the Exploration of the Sea* (ICES), nel corso del quale è emerso che numerosi paesi si sono dati l'obiettivo di elaborare specifici sistemi di sorveglianza.



## 12. Allegato 8

*“Harmonized Integrated Hazard Classification System for Human Health and Environmental Effects of Chemicals substances” - OECD, 1999*

L'OECD ha proposto un sistema di classificazione delle sostanze chimiche in relazione al rischio per l'ambiente acquatico, cioè l'insieme degli organismi che vivono nell'acqua e dell'ecosistema di cui fanno parte. Non considera l'impatto sulla salute umana. L'identificazione del rischio si basa esclusivamente sulla tossicità acquatica delle sostanze, ma tiene conto dei processi di degradazione e di bioaccumulo.

La classificazione delle sostanze si basa sui dati riguardanti:

- tossicità acuta;
- capacità potenziale o reale di bioaccumulare negli organismi acquatici;
- degradazione (biotica o abiotica) dei composti organici;
- tossicità cronica.

La tossicità acuta viene espressa normalmente come  $LC_{50}$  a 96h nei pesci (OECD test Guideline 203 o equivalenti),  $EC_{50}$  a 48h nei crostacei (OECD test Guideline 202 o equivalenti),  $EC_{50}$  a 72h o 96h nelle alghe (OECD test Guideline 201 o equivalenti);

Il bioaccumulo è espresso come BCF (OECD test Guideline 305 o equivalenti). In mancanza di dati diretti, il BCF si deduce dal  $Kow$  (OECD test Guideline 107 o 117).

La degradazione delle sostanze viene valutata attraverso l'OECD Test Guideline 306, specifico per gli ambienti marini. In mancanza di dati ottenuti con questo test, possono essere utilizzati i dati di BOD e COD.

Nella Tabella 10 è raffigurato lo schema utilizzato dall'OECD per la classificazione delle sostanze in base ai valori di tossicità acuta e cronica in organismi acquatici.

Tabella 10: Schema utilizzato da OECD

Acute toxicity	
<b>Class: Acute I</b>	
Acute toxicity:	
96 hr LC <sub>50</sub> (for fish)	≤1 mg/L and/or
48 hr EC <sub>50</sub> (for crustacea)	≤1 mg/L and/or
72 or 96hr ErC <sub>50</sub> (for algae or other aquatic plants)	≤1 mg/L.
Class: Acute I may be subdivided for some regulatory systems to include a lower band at L(E)C <sub>50</sub> ≤0.1 mg/L.	
<b>Class: Acute II</b>	
Acute toxicity:	
96 hr LC <sub>50</sub> (for fish)	>1 ≤10 mg/L and/or
48 hr EC <sub>50</sub> (for crustacea)	>1 ≤10 mg/L and/or
72 or 96hr ErC <sub>50</sub> (for algae or other aquatic plants)	>1 ≤10 mg/L.
<b>Class: Acute III</b>	
Acute toxicity:	
96 hr LC <sub>50</sub> (for fish)	>10 ≤100 mg/L and/or
48 hr EC <sub>50</sub> (for crustacea)	>10 ≤100 mg/L and/or
72 or 96hr ErC <sub>50</sub> (for algae or other aquatic plants)	>10 ≤100 mg/L.
Some regulatory systems may extend this range beyond an L(E)C <sub>50</sub> of 100 mg/L through the introduction of another class.	
Chronic toxicity	
<b>Class: Chronic I</b>	
Acute toxicity:	
96 hr LC <sub>50</sub> (for fish)	≤1 mg/L and/or
48 hr EC <sub>50</sub> (for crustacea)	≤1 mg/L and/or
72 or 96hr ErC <sub>50</sub> (for algae or other aquatic plants)	≤1 mg/L
and the substance is not rapidly degradable and/or the log K <sub>ow</sub> ≥ 4 (unless the experimentally determined BCF <500)	
<b>Class: Chronic II</b>	
Acute toxicity:	
96 hr LC <sub>50</sub> (for fish)	>1 to ≤10 mg/L and/or
48 hr EC <sub>50</sub> (for crustacea)	>1 to ≤10 mg/L and/or
72 or 96hr ErC <sub>50</sub> (for algae or other aquatic plants)	>1 to ≤10 mg/L.
and the substance is not rapidly degradable and/or the log K <sub>ow</sub> ≥ 4 (unless the experimentally determined BCF <500), unless the chronic toxicity NOECs are >1 mg/L.	
<b>Class: Chronic III</b>	
Acute toxicity:	
96 hr LC <sub>50</sub> (for fish)	>10 to ≤100 mg/L and/or
48 hr EC <sub>50</sub> (for crustacea)	>10 to ≤100 mg/L and/or
72 or 96hr ErC <sub>50</sub> (for algae or other aquatic plants)	>10 to ≤100 mg/L.
and the substance is not rapidly degradable and/or the log K <sub>ow</sub> ≥ 4 (unless the experimentally determined BCF <500) unless the chronic toxicity NOECs are >1 mg/L.	
<b>Class: Chronic IV</b>	
Poorly soluble substances for which no acute toxicity is recorded at levels up to the water solubility, and which are not rapidly degradable and have a log K <sub>ow</sub> ≥ 4, indicating a potential to bioaccumulate, will be classified in this class unless other scientific evidence exists showing classification to be unnecessary. Such evidence would include an experimentally determined BCF <500, or a chronic toxicity NOECs >1 mg/L, or evidence of rapid degradation in the environment.	

Tabella 11: Classificazione per ambiente acquatico su valori di tossicità

Toxicity		Degradability (note 3)	Bioaccumulation (note 4)	Classification categories	
Acute (note 1)	Chronic (note 2)			Acute	Chronic
Box 1 value < 1.00	Box 5  lack of rapid degradability		Box 6  BCF ≥ 500 or, if absent, log Kow ≥ 4	Class: Acute I Box 1	Class: Chronic I Boxes 1+5+6 Boxes 3+5 Boxes 1+6
Box 2 1.00 < value ≤ 10.0				Class: Acute II Box 2	Class: Chronic II Boxes 2+5+6 Boxes 3+5 Boxes 2+6 Unless Box 7
Box 3 10.0 < value ≤ 100				Class: Acute III Box 3	Class: Chronic III Boxes 3+5+6 Boxes 3+5 Boxes 5+6 Unless Box 7
Box 4 No acute toxicity (note 5)				Box 7 value > 1.00	Class: Chronic IV Boxes 4+5+6 Unless Box 7

**Notes on table:**

- Note 1a. Acute toxicity band based on L(E)C<sub>50</sub> values in mg/L for fish, crustacea and/or algae or other aquatic plants (or QSAR estimation if no experimental data)
- Note 1b. Where the algal toxicity EC<sub>50</sub> (= EC<sub>50</sub> (growth rate)) falls more than 100 times below the next most sensitive species and results in a classification based solely on this effect, consideration should be given to whether this toxicity is representative of the toxicity to aquatic plants. Where it can be shown that this is not the case, professional judgement should be used to decide if classification should be applied. Classification should be based on the EC<sub>50</sub>. In circumstances where the basis of the EC<sub>50</sub> is not specified and no EC<sub>50</sub> is recorded, classification should be based on the lowest EC<sub>50</sub> available.
- Note 2a. Chronic toxicity band based on NOEC values in mg/L for fish or crustacea or other recognised measures for long-term toxicity
- Note 2b. It is the intention that this system be further developed to include chronic toxicity data.
- Note 3. Lack of rapid degradability is based on either a lack of Ready Biodegradability or other evidence of lack of rapid degradation
- Note 4. Potential to bioaccumulate, based on an experimentally derived BCF ≥ 500 or, if absent, a log Kow ≥ 4 provided log Kow is an appropriate descriptor for the bioaccumulation potential of the substance. Measured log Kow values take precedence over estimated values and measured BCF values take precedence over log Kow values.
- Note 5. 'No acute toxicity' is taken to mean that the L(E)C<sub>50</sub> is above the water solubility. Also for poorly soluble substances (e.g. < 1.00 mg/L), where there is evidence that the acute test would not have provided a true measure of the intrinsic toxicity.

Nella Tabella 11 è riportato lo schema di classificazione delle sostanze pericolose per l'ambiente acquatico sulla base dei valori di tossicità acuta e cronica nonché della tendenza alla degradazione e al bioaccumulo.



## 13. Allegato 9

### *"Guidelines for drinking water quality"*

WHO, volume 1 Recommendations, 1994 - Addendum 1998

#### Linee guida dell'OMS

L'OMS ha pubblicato nel 1993 le linee guida per la qualità dell'acqua potabile. Tali linee guida sono state definite attraverso due procedure applicate per sostanze chimiche che mostrano o no una soglia nell'esplicare la loro azione tossica.

Il concetto di dose soglia implica che esiste una dose al di sotto della quale si può ragionevolmente ritenere che non si verifichino effetti tossici. Questo concetto è basato sul fatto che gli effetti biologici di una sostanza chimica dipendono dalla concentrazione raggiunta dalla sostanza o dai suoi metaboliti negli organi o tessuti bersaglio. Questa concentrazione è il risultato a sua volta dei processi di assorbimento, distribuzione, metabolismo ed escrezione. Pertanto, soltanto una frazione della dose della sostanza chimica ingerita o alla quale si è esposti è destinata a raggiungere il sito della sua azione biologica, che si esplica soltanto quando viene raggiunta una concentrazione efficace.

Fino a questa concentrazione, e conseguentemente fino alla corrispondente dose di esposizione, non vengono prodotti effetti significativi, osservabili. Il concetto di dose soglia è perfettamente plausibile nei casi di molti elementi e composti (ad esempio, sali minerali e vitamine) che sono naturalmente presenti nell'uomo a basse concentrazioni, alle quali svolgono un ruolo fisiologico essenziale. Se questi elementi e composti sono invece presenti ad alte dosi, possono causare effetti indesiderati.

Sebbene l'epidemiologia sia l'unico mezzo diretto per determinare se una sostanza ha prodotto un effetto tossico nell'uomo, sono disponibili soltanto pochi studi epidemiologici sulle sostanze per le quali l'esposizione avviene attraverso l'acqua potabile e questi studi non possono riguardare le sostanze nuove. Anche quando sono disponibili, gli studi epidemiologici mostrano alcune importanti limitazioni. La principale è che, alle concentrazioni generalmente riscontrate nelle acque potabili, è particolarmente difficile determinare un qualsiasi aumento delle malattie eventualmente causate, che si verificano inoltre dopo lunghi tempi di esposizione, e di associarle ad una sostanza nell'acqua potabile invece che ad esposizioni ad altre sostanze presenti nell'acqua, negli alimenti, nell'aria, ecc.

Di conseguenza gli studi sugli animali rappresentano generalmente la principale fonte di dati utili noti per la valutazione del rischio per la salute dell'uomo associata all'esposizione alle sostanze chimiche attraverso l'acqua potabile.

Infatti, pur con alcune limitazioni, per le molte analogie morfologiche, fisiologiche e metaboliche tra gli animali di laboratorio e gli esseri umani, si ritiene che i dati della sperimentazione animale possono essere utilizzati per predire gli effetti potenziali per la salute dell'uomo associate all'esposizione alle sostanze chimiche.

Gli studi tossicologici sugli animali di laboratorio sono programmati in modo da ottenere una relazione dose-risposta dalla quale sia possibile derivare la più alta dose per la quale non viene determinato un effetto significativo (No Observed Effect Level, NOEL). Questo valore sperimentale non è necessariamente il livello reale di non effetto ma ricade al suo interno. Dal NOEL si ricava una dose giornaliera accettabile o tollerabile per l'uomo (Acceptable or Tolerable Daily Intake, ADI o TDI) dopo aver applicato un fattore d'incertezza. Quest'ultimo tiene conto della variabilità intra ed interspecifica, della natura e della severità degli effetti, della qualità dei dati e del tipo di popolazione che probabilmente sarà esposta ed è compresa normalmente tra 100 e 1000.

Dall'ADI e dalla TDI si ricava la quota di dose accettabile dovuta al solo consumo di acqua e da quest'ultima si ricava la linea guida considerando un consumo medio di 2L di acqua per giorno per una persona di 60 Kg di peso corporeo.

Nei casi delle sostanze cancerogene genotossiche si può assumere che anche una singola molecola biologicamente attiva che raggiunge il DNA possa essere la causa di una mutazione in una cellula somatica, e questa interazione viene considerata come l'evento iniziale nel pro-

cesso della cancerogenesi chimica. Teoricamente questo processo non ha una soglia e ciò implica che non esiste una dose diversa da zero completamente sicura.

La tossicocinesi, le reazioni di riparo del DNA e le difese immunitarie possono indurre a ritenere che una dose soglia esista anche per i cancerogeni ma dimostrarlo è estremamente difficile. Anche per i composti cancerogeni le fonti di dati per la valutazione del rischio sono l'epidemiologia e la sperimentazione animale, e quest'ultima ne rappresenta in genere quella di gran lunga più importante.

Negli studi sugli animali vengono usate alte dosi di somministrazione per compensare, rispetto alla popolazione umana potenzialmente esposta, il numero necessariamente molto più piccolo di animali esaminati e di conseguenza il basso peso statistico. Ovviamente questo approccio si presta a osservazioni critiche, ma è appunto cautelativo ed è quello attualmente maggiormente applicato.

L'utilizzazione di questi dati per predire il rischio per la salute dell'uomo associato al consumo di acqua potabile, nella quale i composti sono invece presenti a basse concentrazioni, richiede che si faccia ricorso ad un'extrapolazione. Per questo scopo vengono usati alcuni modelli matematici che sostanzialmente tendono a rappresentare i meccanismi biologici della cancerogenesi. A causa delle carenze conoscitive di questi meccanismi, l'applicazione dei modelli matematici dà luogo a risultati anche molto diversi tra loro.

L'OMS applica il modello "multistage" linearizzato proposto dall'USEPA, nel quale viene assunta una relazione lineare tra la dose e l'effetto ed è tra i modelli più conservativi finora elaborati.

Il rischio viene espresso come un caso addizionale di tumore in una popolazione di  $10^5$  persone a seguito di un'esposizione per 70 anni.

Il rischio calcolato per l'uomo corrisponde normalmente al limite superiore dell'intervallo di confidenza del 95%, che comporta l'esistenza di una probabilità del 5% che il rischio calcolato sia superiore alla dose data. D'altra parte il limite inferiore dell'intervallo di confidenza del 95% è probabilmente zero.

Il quadro appena descritto viene complicato dal fatto che le sostanze chimiche non si possono suddividere così nettamente in cancerogene e non cancerogene. L'Agenzia Internazionale per la Ricerca sul Cancro (IARC) classifica le sostanze in 4 categorie sulla base delle evidenze di cancerogenicità disponibili sull'uomo e sugli animali. Il metodo "multistage" dell'USEPA è stato applicato dall'OMS per le sostanze classificate dalla IARC nella classe 1 o 2A, o in esse classificabili, e per le quali sono disponibili dati sufficienti per ipotizzare un meccanismo genotossico alla base dell'attività cancerogena. Per le sostanze, invece, per le quali sono disponibili evidenze circa le loro proprietà cancerogene ma per le quali si può ipotizzare un meccanismo non di tipo genotossico, è stata applicata la procedura delle sostanze con soglia, aggiungendo un ulteriore fattore d'incertezza.

La qualità dell'acqua potabile non può essere identificata esclusivamente sulla base dei livelli delle sostanze chimiche presenti rispetto ai relativi valori di linea guida. L'acqua potabile deve essere accettata dai consumatori per la sua gradevolezza e pertanto deve avere caratteristiche organolettiche adeguate. Alcune sostanze possono invece alterare queste caratteristiche a concentrazioni inferiori a quelle che possono comportare implicazioni di carattere sanitario. Sempre nell'Allegato 1 vengono riportate le sostanze esaminate dall'OMS la cui presenza nell'acqua potabile oltre determinati valori soglia può dare origine a lamentele da parte dei consumatori.

Di seguito sono riportati i valori di linea guida dell'OMS definiti nel 1994 e gli aggiornamenti del 1998.

Le stesse sono consultabili al sito:

[http://www.who.int/water\\_sanitation\\_health/GDWQ/Summary\\_tables/Sumtab.htm](http://www.who.int/water_sanitation_health/GDWQ/Summary_tables/Sumtab.htm)

## 14. Allegato 10

### *"Drinking water standards and health advisories"*

Documento EPA 822-B-00-001

#### Health Advisories (HAs) dell'Agenzia per la Protezione dell'Ambiente degli Stati Uniti (USEPA).

Gli (HAs) dell'USEPA sono concentrazioni di un contaminante nell'acqua potabile derivate sulla base dei dati tossicologici ed epidemiologici disponibili, che non ci si aspetta possano produrre alcun tipo di effetto avverso non cancerogeno per specifici tempi di esposizione. Gli HAs includono un margine di sicurezza per proteggere le fasce più sensibili della popolazione umana (ad esempio bambini, anziani, donne in stato di gravidanza). Non hanno valore di legge ma solo di indicazione e sono soggetti a cambiamenti man mano che si rendono disponibili nuove informazioni.

Gli HAs vengono elaborati dal "Criteria and Standard Division, Office of Drinking Water" (ODW) dell'USEPA, che prima di pubblicarli li sottopone all'esame di esperti e al giudizio del pubblico.

L'ODW elabora i seguenti HAs.

#### Derivazione degli HAs

La derivazione degli HAs è una procedura simile a quella dell'OMS per la definizione delle linee guida per la qualità dell'acqua potabile.

In particolare, i "Lifetime HAs" o i "Cancer risk estimates" vengono derivati con procedure del tutto analoghe a quelle dell'OMS. Si fa riferimento quindi a studi di esposizione cronica o subcronica e l'individuo protetto è una persona adulta di 70 kg di peso che consuma 2 litri di acqua al giorno. Trattandosi di esposizione per l'intero arco della vita, anche l'USEPA considera il possibile apporto della sostanza esaminata da altre fonti (aria, alimenti, ecc.).

La procedura di derivazione degli HAs per periodi specifici di esposizione è diversa da quella usata per il Lifetime HA in alcuni aspetti.

Innanzitutto, sono diversi gli studi dai quali si ricavano i dati tossicologici o epidemiologici. Per la derivazione degli One-Day e Ten-Day HAs vengono infatti utilizzati rispettivamente i dati relativi a 4-7 e a 7-30 giorni di esposizione. Per i Longer-term HAs vengono selezionati i dati di esposizione subcronica (90 giorni-1 anno: circa il 10% della vita dell'animale).

Un altro aspetto di differenziazione riguarda le fasce di popolazione che si intende proteggere, che sono per i One-Day e Ten-Day HAs i bambini (con un peso di riferimento di 10 kg). Nel caso del Longer-Term HA, viene invece definito sia il valore protettivo per i bambini che per gli adulti.

L'ultimo aspetto di differenziazione rispetto al Lifetime HA riguarda le fonti di esposizione. Per i tre tempi specifici di esposizione, gli HAs vengono calcolati assumendo che tutta l'esposizione alla sostanza derivi dal solo consumo di acqua potabile.

Le differenziazioni descritte possono essere evidenziate dal confronto delle formule usate dall'USEPA per il calcolo degli HAs per i diversi tempi di esposizione.

La formula per il calcolo degli HAs per periodi specifici di esposizione è la seguente:

$$\frac{(NOAEL - LOAEL) * (BW)}{(UF) * (L / )}$$

dove:

NOAL No-Observed-Adverse-Effect Level

LOAEL Lowest-Observed-Adverse-Effect Level

BW "Body Weight", peso corporeo di riferimento dell'individuo protetto (10 kg per il bambino e 70 kg per l'adulto)

UF Uncertainty Factor

L/d consumo di riferimento d'acqua dell'individuo protetto (1 L per il bambino e 2 L per l'adulto)

La procedura per calcolare il Lifetime HA prevede i seguenti passaggi:

$$1. \quad RfD(mg / kg) = \frac{(NOAEL - LOAEL)}{(UF)}$$

dove RfD è la "Reference Dose" ed è l'equivalente dell'ADI dell'OMS

$$2. \quad DWEL(mg / L - \mu g / L) = \frac{(RfD) * (BW)}{(L/d)}$$

dove DWEL è il "Drinking Water Equivalent Level"

$$3. \quad LifetimeHA(mg / L - \mu g / L) = (DWEL) * (RSC)$$

dove RSC è la "Relative Source Contribution" ed è il modo dell'USEPA per esprimere il concetto di allocazione dell'OMS.

## 15. Allegato 11

*“USEPA: National Recommended Water Quality Criteria”*

Document EPA 822-Z-99-001<sup>2</sup>

L'USEPA ha definito Criteri per la qualità dell'acqua (Water Quality Criteria, WQC) per 157 contaminanti prioritari.

I WQC si basano esclusivamente su dati e valutazioni scientifiche che mettono in correlazione le concentrazioni ambientali del contaminante e i suoi effetti da un lato sulla salute umana e dall'altro sugli organismi acquatici.

Non prendono in considerazione gli aspetti economici e le difficoltà tecniche per determinare le concentrazioni delle sostanze nell'acqua. Costituiscono invece, una guida di base per gli Stati membri per il controllo degli scarichi e del rilascio di sostanze inquinanti per mettere in atto la normativa federale (40 CFR 131).

I WQC si riferiscono ad acque superficiali interne e marine. Si basano su più parametri. Quelli che definiscono i livelli di tossicità per gli organismi acquatici sono la CMC (Criteria Maximum Concentration) e la CCC (Criterion Continuous Concentration).

Altri parametri definiscono le concentrazioni dell'acqua finalizzate alla protezione della salute umana associate al consumo dell'acqua simultaneamente a quello degli organismi acquatici o al solo consumo di organismi.

Le CMC rappresentano stime delle più alte concentrazioni delle sostanze alle quali le comunità acquatiche possono essere esposte brevemente senza subire effetti inaccettabili. Le CCC sono stime delle più alte concentrazioni delle sostanze alle quali una comunità acquatica può essere esposta a lungo termine.

Per le sostanze cancerogene vengono calcolati i livelli di rischio cancerogeno come concentrazioni alle quali corrisponde un caso addizionale di tumore in una popolazione di 1 milione di persone.

<sup>2</sup> Il documento integrale dell'USEPA è riportato in [Appendice 1](#)



## 16. Allegato 12

*“Canadian Council of Minister Of The Environment (CCME) policy for the management of toxic substances Canadian Sediment Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life”<sup>3</sup> - (criteri di qualità per i sedimenti)*

Queste linee guida si basano sull’approccio dell’NSTP che riguarda l’associazione fra sostanza e effetto biologico causato, e sull’approccio dell’SST che stabilisce la relazione causa-effetto di una sostanza.

Il CCME definisce la lista di sostanze tossiche (prioritarie) che possono risultare avverse alla salute umana e all’ecosistema, a livello nazionale. Gli elementi di base per la selezione delle sostanze sono: il principio di sviluppo sostenibile, la prevenzione dell’inquinamento ed il principio precauzionale.

Esiste tuttavia, un gruppo di sostanze che sono persistenti, bioaccumulano e sono tossiche, il cui uso costituisce un rischio irragionevole e oltremodo non gestibile. Per queste sostanze la “prevenzione dell’inquinamento” dovrebbe attuarsi teoricamente attraverso la loro completa eliminazione.

Il CCME ha sviluppato un approccio per la selezione delle sostanze prioritarie che può essere riassunto secondo il seguente schema.

- *Identificazione delle sostanze* in base alle conoscenze scientifiche correnti.
- *Definizione di priorità*: è il processo che valuta l’importanza di una sostanza in relazione alle altre. Il criterio tiene conto delle origini della sostanza, della sua presenza nell’ambiente, degli effetti sull’ambiente stesso e sulla salute dell’uomo.
- *Valutazione della tossicità*: le sostanze vengono valutate come tossiche in base alle procedure di valutazione del rischio definite all’interno del Canadian Environmental Protection Act (CEPA-toxic). Questa valutazione definisce la natura ed il livello di rischio per l’ambiente e per la salute umana ed identifica e quantifica la sorgente di esposizione.
- *Classificazione nel gruppo 1 o 2*: le sostanze tossiche vengono assegnate al gruppo 1 (sostanze per le quali si auspica la loro completa eliminazione) se sono persistenti, bioaccumulano e derivano principalmente da attività umane. L’uso di queste sostanze costituisce un rischio non ragionevole e non gestibile per la salute dell’ambiente e dell’uomo. Rientrano nel gruppo 2 (gestione della sostanza per prevenire o minimizzare il suo rilascio nell’ambiente) quelle sostanze che non sono persistenti e non bioaccumulano (Tabella 12).
- *Strategie di controllo Canadesi*: sviluppo di strategie di controllo multilaterali sulle sostanze classificate nei gruppi 1 o 2. Si basa sulla necessità di prevenire o controllare i rilasci di una sostanza da varie sorgenti e nel definire gli standard per l’effluente, l’emissione, il prodotto e l’ambiente con traguardi a lungo termine tenendo conto dei fattori sociali, tecnici e economici. Per le sostanze inserite nel gruppo 2 le strategie tenderanno a prevenire o minimizzare i rilasci nell’ambiente durante i vari stadi di produzione e commercializzazione della sostanza.

<sup>3</sup> In [Appendice 2](#) viene riportata la tabella riassuntiva di questo documento

Tabella 12

Persistenza <sup>a</sup>	Bioaccumulo <sup>c</sup>	Tossicità <sup>d</sup>	Origine antropica <sup>e</sup>
Emivita media Aria Δ 2 giorni <sup>b</sup>	BAF Δ 5000 Oppure	CEPA-toxic o un altro criterio equivalente al CEPA-toxic	Concentrazione nell'ambiente derivante principalmente da attività umane
Acqua Δ 6 mesi	BCF Δ 5000		
Sedimenti Δ 1 anno	Oppure		
Terreno Δ 6 mesi	Log kow Δ 5.0		

a) Una sostanza è considerata persistente quando il criterio è soddisfatto per ogni ambiente.

b) Una sostanza può essere considerata persistente nell'aria se è dimostrato che può essere trasportata in regioni remote come l'Artide.

c) Sull'intero corpo, espresso in peso umido. Il Bio Accumulation Factor è preferibile rispetto al BCF. In mancanza di entrambi si può utilizzare il coefficiente di ripartizione ottanolo-acqua (log Kow)

d) Una sostanza può essere considerata tossica se risponde alla definizione riportata alla sezione 11 del Canadian Environmental Protection Act che stabilisce che "una sostanza è tossica se sta entrando o può entrare nel comparto ambientale in quantità, a concentrazioni o in condizioni che i) sta avendo o può avere un effetto immediato o a lungo termine sull'ambiente; ii) sta costituendo o può costituire un pericolo per l'ambiente dal quale dipende la vita umana; iii) sta costituendo o può costituire un pericolo per la vita o la salute umana in Canada.

e) Sulla base di un giudizio di esperti, la concentrazione della sostanza in qualsiasi comparto ambientale dipende principalmente dalle quantità utilizzate o rilasciate a seguito di attività umane rispetto ai livelli presenti naturalmente. I metalli e i composti inorganici naturalmente presenti non sono inclusi nel gruppo 1.

## 17. Bibliografia

Alam, M., Trieff, N.M., Ray, S.M. and Hudson, J.E. (1975). Isolation and partial characterization of toxins from the dinoflagellate *G.breve*. *J.Pharmac.Sci.*, 64:865-867.

Ammazzalorso, P., Ercolessi, M., Giorgi, G., Trotta, I., De Rosa, F. and Grassini, P. (1991). Indagine sulla presenza di *Dinophysis* e tossina liposolubile DSP in molluschi ed acque di mare adibite alla molluschicoltura in provincia di Pesaro, nell'estate 1990. *Ig. Mod.*, 96:142-172.

Andersen, P. (1996). Design and implementation of some harmful algal monitoring systems IOC Technical Series No. 44, 102 pp.

Anderson, D.M. (1994). Le maree rosse. *Le Scienze*, 314: 74-81

Anderson, D.M. and Keafer, B.A. (1985). Dinoflagellate cyst dynamics in coastal and estuarine waters. In: Toxic dinoflagellates. Proc. 3<sup>rd</sup> Int. Conf., Elsevier pp. 219-224

Belin, C. (1993). Distribution of *Dinophysis* spp. and *Alexandrium minutum* along french coasts since 1984, and their DSP and PSP toxicity levels. In: *Toxic Phytoplankton Blooms in the Sea* (T.J. Smayda and Y. Shimizu, Eds.), Elsevier Science Publishers, Amsterdam, 1993, pp. 469-474.

Blanc, M.H., Zwahlen, a., and Robert, M. (1977). Suiymptoms of shellfish poisoning. *N. Engl. J. Med.*, 196: 287-288.

Boni, L., Mancini, L., Milandri, A., Poletti, R., Pompei, M., and Viviani, R. (1992). First cases of DSP in the Northern Adriatic Sea. In: Marine coastal eutrophication (R.A. Vollenweider, R. Marchetti and R. Viviani, Eds.) Proc. Inter. Conf., Bologna, 21-24 March 1990. Elsevier Science Publishers, 1992, pp.419-426.

Brauch, H.J., Khn, W. And Werner, P. 1987. Vinyl chloride in contaminated groundwater. *Vom Wasser* 68: 23-32.

Carrada, G.C., Casotti, R., Modich, M: and Saggiomo, V. (1991). Presence of *Gymnodinium catenatum* (*Dinophyceae*) in a coastal Mediterranean lagoon. *J. Plankton Res.*, 13: 229-238

CDFA California Department of Food and Agriculture 1986. "Setting Revised Specific Numerical Values". EH 89/13.

Chang, F.H., Anderson, D.M., Kulis, D.M. and Till, D.G. (1997). Toxin production of *Alexandrium minutum* (*Dinophyceae*) from the Bay of Plenty, New Zeland. *Toxicon*, 35:393-409.

Collingridge, G.L., Coan, E.J., Herron, C.E. and Lester, R.A.J. (1987). Excitatory amino acid transmission (T.P. Hicks, T.P. Lodge and H.McLennan, Eds.) Alan R. Liss, pp.317-324.

Della Loggia, R., Cabrini, M., Del Negro, P., Honsell, G. and Tubaro, A. (1993). Relationship between *Dinophysis* spp. In seawater and DSP toxins in mussels in the Northern Adriatic Sea. In: Toxic phytoplankton blooms in the sea (T.J. Smayda and Y. Shimizu, Eds.) 5<sup>th</sup> Int Conf. On Toxic Marine Phytoplankton, Newport, R.I., USA, 28 October- 1 November 1991. Elsevier Sci. Publishers, B.V., pp. 483-488.

Dowdy, R.H. and Volk, V.V. 1983. Movement of heavy metals in soils. In: chemical Mobility and Reactivity in Soil Systems, SSSA Special Publication Number 11. Soil Science Society of America, Inc. American Society of Agronomy, Inc. Madison, Wisconsin, USA.

Fawell, J.K. 1993. The impact of inorganic chemicals on water quality and health. *Ann.Ist.Sup. Sanità*, 29(2): 293-304.

Fessard, V., Grosse, Y., Pfohl-Leszkowicz, A. and Puiseux-Dao, S. (1996). Ocadaic acid treatment induces DNA adduct formation in BHK21 C13 fibroblasts and HESV keratinocytes. *Mutat. Res.*, 361: 133-141.

Fiori, G.C., Elitropi, G. e Guzzella, L. 1990. Solventi clorati e loro diffusione in Italia; un inquinamento "prevedibile". *Acqua Aria*, 1: 21-30.

Fiori, G.C., Elitropi, G. e Puglisi, F. 1988. Solventi clorurati principali: consumi in Italia e loro distribuzione sul territorio provinciale milanese. Provincia di Milano. Assessorato all'Ecologia e Ambiente. 121 p.

Fujiki H., Suganuma, M., Suguri, H., Yoshizawa, S., Takagi, K., Uda, N., Wakamatsu, K., Yamada, K., Murata, M., Yasumoto, T. and Sugimura, T. (1988). Diarrhetic shellfish toxin, dinophysistoxin-1 is a potent promoter on mouse skin. *Gann*, 79:1089-1093.

Funari E., Bastone A., Bottoni P. et al. La contaminazione da organoclorurati alifatici delle acque di falda in Italia. *Acqua-Aria*, 1992, 6, 529-540.

Gardner, M.J., and Gunn, A.M. 1991. Bioavailability of aluminium from food and drinking water. In: Alzheimer's disease and the environment. Lord Walton of Detchant (Ed.) Royal Society of Medicine Services, London. (Round Table Series, 26).

Garuglieri, A., Griffini, O., Peruzzi, P. e Pranzini, G. 1990. L'inquinamento da organoalogenati nelle acque di falda della zona nord-ovest di Firenze. 33p.

Grinspan, D., and Biagini, R. 1985. Chronic endemic regional hydroarsenicism. The manifestations of arsenic poisoning caused by drinking water. (in Spanish). *Journal Medicina Cutanea Ibero-Latino-Americana*, 13: 85.

Gustafson, D.I. 1989. Groundwater ubiquity score: a simple method for assessing pesticide leachability. *Environ. Toxicol.* 8: 319-357.

Hall, S. (1991). Natural toxins. In: Microbiology of marine food products (D.R. Ward and C. Hackney, Eds.) Van Nostrand Reinhold, New York, pp. 301-330.

Hallegraef, G.M. (1998). Transport of toxic dinoflagellate via ship's ballast water: bioeconomic risk assessment and efficacy of possible ballast water management strategies. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 168: 297-309.

Hindmarsh, J.T., and McCurdy, R.F. 1986. Clinical and environmental aspects of arsenic toxicity. *CRC Crit. Rev. Clin. Lab. Sci.*, 23: 315-347.

diterranean Sea). In: Toxic phytoplankton blooms in the sea (T.J. Smayda and Y. Shimizu, Eds.) 5<sup>th</sup> Int Conf. On Toxic Marine Phytoplankton, Newport, R.I., USA, 28 October-1 November 1991. Elsevier Scienca Publishers, B.V., pp. 127-132.

Honsell, G., Boni, L., Cabrini, M. and Pompei, M. (1992). Toxic or potentially toxic dinoflagellates from the Northern Adriatic Sea: In: *Marine Coastal Eutrophication* (R.A. Vollenweider, R. Marchetti and R. Viviani, Eds.), Elsevier Science Publishers, 1992, pp. 107-114.

Innamorati, M., Lazzara, L., Nuccio, C., De Pol, M., Mannucci, M. and Mori, G. (1989). Popolamenti fitoplanctonici e condizioni idrologiche nell'arcipelago toscano. Resoconti dei rilevamenti in mare, n.6, Firenze, pp. 1-115.

Kao, C.Y. (1972). Pharmacology of tetrodotoxin and saxitoxin. *Fed. Proc.*, 31: 1117-1123.

Kao, C.Y. (1993). Paralytic Shellfish Poisoning. In: *Algal Toxins in Seafood and Drinking Water* (I.R. Falconer, Ed.) Academic Press, pp. 75-86.

Kat, M. (1983). *Dinophysis acuminata* blooms in the Dutch coastal area related to diarrhetic mussel poisoning in the Dutch Waddensea. *Sarsia*, 68: 81-84.

Lee, J.S., Igarashi, T., Fraga, S., Dahl, E., Hovgaard, P. and Yasumoto, T. (1989). Determination of diarrhetic shellfish toxins in various dinoflagellate species. *J. Appl. Phycol.*, 1: 147-152

Luthy, J. (1979). Epidemic paralytic shellfish poisoning in western Europe, 1976. In: Toxic dinoflagellate blooms) D.L. Taylor and H.H. Seliger, Eds.). Elsevier/North Holland, New York, pp. 15-22.

Maclean, J.L. (1989). Indo-Pacific red tides, 1985-1988. *Mar. Pollut. Bull.*, 20: 304-310.

Marasovic, I. and Pucher-Petkovic, T. (1985). Effects of eutrophication on the coastal phytoplankton community. *Rapp. Comm. int. Mer Médit.*, 29: 137-139

Marasovic, I., Pucher-Petkovic, T. and Alegria-Hernandez, V. (1988). Phytoplankton productivity of the Adriatic Sea in relation to pelagic fisheries. *Biljeske-Notes Inst. Oceanogr. Fish., Spit(72)*: 1-8.

McFarren, E.F., Tanabe, H., Silva, F.J., Wilson, W.B., Campbell, J.W. and Lewis, K.H. (1965). The occurrence of a ciguatera-like poison in oysters, clams and *Gymnodinium breve* cultures. *Toxicon*, 3: 111-123.

Montesor, M., Marino, D., Zingone, A. and Dafnis, G. (1990). Three *Alexandrium* species from coastal Tyrrhenian waters (Mediterranean Sea). In: Toxic marine phytoplankton (E. Granéli, B. Sundstroem, Edler, L. and Anderson, D.M., Eds.), Elsevier Science Publishing Co., New York, pp. 82-87

Nakajima, M. (1968). Studies on the sources of shellfish poison in Lake Hamana. IV. Identification and collection of the noxious dinoflagellates. *Bull. Jap. Soc. Fish.*, 34: 130-131.

Nakanishi, K. (1985). The chemistry of brevetoxins: A review. *Toxicon*, 23: 473-479.

Nerger, V.M. und Mergler-Vlkl, R. 1988. Biologischer abbau von leichtflchtigen chlorokohlenwasserstoffen in grund- und abwasser. Z. Wasser Abwasser Forsch., 21: 16-19.

OCDE 1986. Mesures de gestion de l'eau visant a reduire les incidences de la pollution par le nitrates sur l'eau potable. In: Pollution des eaux par les engrais et pesticides. OCDE Paris, pp. 70-79.

Okaichi, T and Imatomi, Y. (1979). Toxicity of *Prorocentrum minimum* var *mariae-lebouriae* assumed to be a causative agent of short-necked clam poisoning. In: Toxic dinoflagellate blooms (D.L. Taylor and H.H. Seliger, Eds.) New York. Elsevier/North Holland, pp.385-389

Pagou, K. (1990). Eutrophication problems in Greece. In: *Eutrophication-related phenomena in the Adriatic Sea and in other Mediterranean coastal zones*. Commission of the European Communities, Water Pollution Research Report 16, pp 97-114

Pagou, K. and Ignatiades, L. (1990). The periodicity of *Gymnodinium breve* (Davis) in Saronic Gulf, Aegean Sea. In: Toxic marine phytoplankton (E. Granéli, B. Sundstroe, L. Edler and D.M. Anderson, Eds.) Elsevier, New York, pp. 206-208

Pierce, R.H. (1987). Cooperative scientific effort identifies red tide toxin. Environs (The Marine Biomedical Center). *Newsletters*, 10:7-12

Pierce, R.H. (1986). Red tide (*Ptychodiscus brevis*) toxin aerosols: A review. *Toxicon* 24:955-956

Relevante, N., Williams, W.T. and Gilmartin, M. (1984). A numerical assessment of the temporal and spatial distribution of phytoplankton assemblages in the Northern Adriatic Sea. *J.Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 77:137-150.

Risk, M., Lin, Y.Y., MacFarlane, R.D., Sadagopa-Ramanujam, V.M., Smith, L.L. and Tieff, N.M. (1979) Purification and chemical studies on a major toxin from *Gymnodinium breve*. In: Toxic dinoflagellate blooms (D.L. Taylor and H.H. Seliger, Eds.) Elsevier, North Holland, pp. 335-344.

Rodriguez, D.c., Etzel. R.A., Hall, s., De Porras, E., Velasquez, O.H., Tauxe, R.V., Kilbourne, E.M., and Blake, P.A. (1990). Lethal paralytic shellfish poisoning in Guatemala. *Am. J. Trop. Med. Hyg.*, 42: 267-271.

Rosales-Loessener, F., De Porras, E., and Dix, M.W. (1989). Toxic shellfish poisoning in Guatemala. In: *Red Tides: Biology, Environmental Science and Toxicology* (T. Okaichi, D.M. Anderson and T. Nemoto, Eds.) Elsevier, New York, pp.113-116.

Sampayo, M.A., Alvito, P., Franca, S. and Sousa, I. (1990). *Dinophysis* spp. toxicity and relation to accompanying species. In: *Toxic Marine Phytoplankton* (E. Granéli, B. Sundstrom, L. Edler and D.M. Anderson, Eds.) Elsevier, Amsterdam, pp. 215-220.

Santadonata, J., Howard, P., Basu, D. 1981. Health and ecological assessment of polynuclear aromatic hydrocarbons. *J. Environ. Pathol. Toxicol.*, Vol. 5, No. 1: 1-376.

- steiner, O.P., Dutcher, J.D., Walters, D.R. and Riegel, B. (1961). Paralytic shellfish poisoning. VIII. Some chemical and physical properties of purified clam and mussel poisons. *Can. J. Chem.*, 39: 2117-2123
- Schantz, E.J., Mold, J.D., Stanger, D.W., Shavel, J., Riel, F.J., Bowden, J.P., Lynch, J.M., Wyler, R.S., Riegel, B.R. and Sommer, H. (1957). Paralytic Shellfish Poisoning. VI. A procedure for the isolation and purification of the poison from toxic clams and mussel tissues. *J. Am. Chem. Soc.*, 72: 5230-5235.
- Schwille, F. 1981. Groundwater pollution in porous media by fluids immiscible with water. *Sci Total Environ*, 21: 173-185.
- Séchet, V., Safran, P., Hovgaard, P. and Yasumoto, T. (1990). Causative species of diarrhetic shellfish poisoning (DSP) in Norway. *Mar. Biol.*, 105:269-274.
- Sechi, N., Volterra, L., Aulicino, F.A., Bonadonna, L., Bagella, G., D'Amaddio, P., Moresu, M.C. and Soggia, G. (1987). Un caso di eutrofizzazione nel golfo di Olbia. *L'Igiene Moderna*, 88:126-136.
- Shibata, S., Ishida, Y., Ditano, H., Ohizumi, Y., Habon, J., and Kikuchi, H. (1982). Contractile effects of okadaic acid, a novel ionophore-like substance from black sponge, on isolated smooth muscles under the condition of Ca deficiency. *J. Pharmacol. Exp. Ther.*, 223:135-143.
- Steidinger, K.A. (1983). A reevaluation of toxic dinoflagellate biology and ecology. *Prog. Phycol. Res.*, 2: 148-188.
- Suganuma, M., Fujiki, H., Suguri, H., Yoshizawa, S., Hirota, M., Nakayasu, M., Djika, M., Wakamatsu, K., Yamada, K. and Sugimura, T. (1988). Okadaic acid: an additional non-phorbol-12-tetradeca-noato-13-acetate-type tumor promotor. *Proc. Natl. Acad. Sci.*, 85: 1768-1771.
- Tagmouti, F., Chafak, H., Fellat-Zarrouk, R., Talbi, M., Blaghen, M., Mikou, A. and Guittet, E. (1996). Detection of toxins in bivalves of Moroccan coasts. In: *Harmful and Toxic Algal Blooms*, T. Yasumoto, Y. Oshima and Y. Fukuyo (Eds.), Intergovernmental Oceanographic Commission of UNESCO, Sendai, 1996, pp. 85-87.
- Tangen, K. (1980). Brown water in the Oslo Fjord, Norway, in September 1979, caused by the toxic *Prorocentrum minimum* and other dinoflagellates. *Blyttia*, 38:145-158.
- Tubaro, A., Sosa, S., Bussani, D., Sidari, L., Honsell, G. and Della Loggia, R. (1995). Diarrhoeic toxicity induction in mussels of the Gulf of Trieste. In: *Harmful Marine Algal Blooms* (P. Lassus, G. Arzul, E. Erard, P. Gentien and C. Marcaillou, Eds.), Lavoisier Science Publishers, Paris, 1995, pp. 249-254.
- UNESCO (1995). I.O.C. Manual on Harmful Marine Microalgae.
- Viviani, R. (1992). Eutrophication, marine biotoxins, human health. In: *Marine coastal eutrophication* (R.A. Vollenweider, R. Marchetti, and R. Viviani, Eds.), Proc. Inter. Conf., Bologna, (Italy), 21-24 March 1990, *Sci. Total Environ.* (suppl.1992), Elsevier, pp.631-662

Viviani, R., Boni, L., Cattani, O., Mancini, L., Poletti, R., Annibali, A., Milandri, A., Montanari, G., Nizzoli, C., Pirini, M., Pompei, M. and Rinaldi, A. (1985). Occurrence of various types of phytoplankton blooms in coastal area of the Northern Adriatic sea facing Emilia-Romagna during 1978: Atti dell'Accademia delle Scienze dell'Istituto di Bologna, Classe di Scienze Fisiche, Anno 267°, Memorie Serie IV, 10:1-81.

Viviani, R. (1983). Le diverse fioriture di fitoplancton, dal 1978 al 1982, nell'area del mare Adriatico settentrionale prospiciente la costa dell'Emilia-Romagna. In: Atti del Convegno "Eutrofizzazione dell'Adriatico. Ricerche e linee di intervento", Bologna, Italy, 18-20 maggio, Regione Emilia-Romagna, pp.79-87.

Vogel, T.M., and McCarty P.L. 1985. Biotransformation of tetrachloroethylene to trichloroethylene, dichloroethylene, vinylchloride and carbon dioxide under methanogenic conditions. Appl. Environ. Microbiol., 49: 1080-1083.

Waldichuk, M. (1989). Amnesic shellfish poison. *Mar. Pollut. Bull.*, 20:359-360.

Ware, G.W. 1989. Ed. U.S.E.P.A. Office of Drinking Water Health Advisories: vinyl chloride. *Rev. Environ. Contam. Toxicol.*, 107: 165-176.

Wehtje, G., Leavitt, J.R.C., Spalding, R.F., Milke, L.N., and Schepers, J.S. 1981. Atrazine contamination of groundwater in the plate valley on Nebraska from nonpoint sources. *Sci. Total Environ.*, 21: 47-51.

White, A.W. (1984). Paralytic shellfish toxins and finfish. In: *Seafood Toxins* (E:P: Ragelis, Ed.) ACS Symposium Series 269. Washington D.C. American Chemical Society, pp. 171-180.

Wright, J.L.C., Boyd, R.K., De Freitas, A.S.W., Falk, M., Foxall, R.A., Jamieson, W.D., Loycock, M.V., McCulloch, A.W., McInnes, A.G., Odense, P., Pathak, V.P., Quilliam, M.A., Ragan, M.A., Sim, P.G., Hibault, P., Walter, J.A., Gilgan, M., Richard, D.G.A. and Dewar, D. (1989). Identification of domoic acid, a neuroexcitatory amino acid, in toxic mussels from eastern Prince Edward Island. *Can. J. Chem.* 67: 481-490.

Yasumoto, T., Oshima, Y. And Yamaguchi, M. (1978). Occurrence of a new type of shellfish poisoning in the Tohoku district. *Bull. Jpn. Soc. Sci. Fish.*, 44: 1249-1255.

Yasumoto, T., Oshima, Y., Sugawara, W., Fukuyo, Y., Oguri, H., Igarashi, T., and Fujita, N. (1980). Identification of *Dinophysis fortii* as the causative organism of diarrhetic shellfish poisoning. *Bull. Jpn. Soc. Sci. Fish.*, 46: 1405-1411.

Young, C.P. 1983. Technical guidelines for the rehabilitation of groundwater contaminated by organo-chlorine compounds of industrial origin. In: *Inquinamento delle acque sotterranee da composti organo-clorurati di origine industriale*. Monduzzi Editore, Bologna, pp. 315-353.

## 18. Appendice 1

### United States Environmental Protection Agency National Recommended Water Quality Criteria

#### Summary:

EPA is publishing a compilation of its national recommended water quality criteria for 157 pollutants, developed pursuant to section 304(a) of the Clean Water Act (CWA or the Act). These recommended criteria provide guidance for States and Tribes in adopting water quality standards under section 303(c) of the CWA. Such standards are used in implementing a number of environmental programs, including setting discharge limits in National Pollutant Discharge Elimination System (NPDES) permits. These water quality criteria are not regulations, and do not impose legally binding requirements on EPA, States, Tribes or the public. This notice also describes changes in EPA's process for deriving new and revised 304(a) criteria. Comments provided to the Agency about the content of this Notice will be considered in future publications of water quality criteria and in carrying out the process for deriving water quality criteria. With this improved process the public will have more opportunity to provide data and views for consideration by EPA. The public may send any comments or observations regarding the compilation format or the process for deriving new or revised water quality criteria to the Agency now, or anytime while the process is being implemented.

#### Addresses:

A copy of the notice, "National Recommended Water Quality Criteria" is available from the U.S. EPA, National Center for Environmental Publications and Information, 11029 Kenwood Road, Cincinnati, Ohio, 45242, phone (513) 489-8190. The publication is also available electronically at: <http://www.epa.gov/ost>. Send an original and 3 copies of written comments to W-98-24 Comment Clerk, Water Docket, MC 4104, US EPA, 401 M Street, S.W., Washington, D.C. 20460. Comments may also be submitted electronically to [OW-Docket@epamail.epa.gov](mailto:OW-Docket@epamail.epa.gov). Comments should be submitted as a WP5.1, 6.1 or an ASCII file with no form of encryption. The documents cited in the compilation of recommended criteria are available for inspection from 9:00 to 4:00 p.m., Monday through Friday, excluding legal holidays, at the Water Docket, EB57, East Tower Basement, USEPA, 401 M St., S.W., Washington, D.C., 20460. For access to these materials, please call (202) 260-3027 to schedule an appointment.

#### For further information contact:

Cindy A. Roberts, Health and Ecological Criteria Division (4304), U.S. EPA, 401 M. Street, S.W., Washington, D.C., 20460; (202) 260-2787; [roberts.cindy@epamail.epa.gov](mailto:roberts.cindy@epamail.epa.gov).

#### Supplementary information:

##### *1. What are Water Quality Criteria?*

Section 304(a)(1) of the Clean Water Act requires EPA to develop and publish, and from time to time revise, criteria for water quality accurately reflecting the latest scientific knowledge. Water quality criteria developed under section 304(a) are based solely on data and scientific judgments on the relationship between pollutant concentrations and environmental and human health effects. Section 304(a) criteria do not reflect consideration of economic impacts or the technological feasibility of meeting the chemical concentrations in ambient water. Sec-

tion 304(a) criteria provide guidance to States and Tribes in adopting water quality standards that ultimately provide a basis for controlling discharges or releases of pollutants. The criteria also provide guidance to EPA when promulgating federal regulations under section 303(c) when such action is necessary.

### *II. What is in the Compilation Published Today?*

EPA is today publishing a compilation of its national recommended water quality criteria for 157 pollutants. This compilation is also available in hard copy at the address given above. The compilation is presented as a summary table containing EPA's water quality criteria for 147 pollutants, and for an additional 10 pollutants, criteria solely for organoleptic effects. For each set of criteria, EPA lists a Federal Register citation, EPA document number or Integrated Risk Information System (IRIS) entry ([www.epa.gov/ngispgm3/iris/irisdat](http://www.epa.gov/ngispgm3/iris/irisdat)). Specific information pertinent to the derivation of individual criteria may be found in cited references. If no criteria are listed for a pollutant, EPA does not have any national recommended water quality criteria.

These water quality criteria are the Agency's current recommended 304(a) criteria, reflecting the latest scientific knowledge. They are generally applicable to the waters of the United States. EPA recommends that States and Tribes use these water quality criteria as guidance in adopting water quality standards pursuant to section 303(c) of the Act and the implementing federal regulations at 40 CFR 131. Water quality criteria derived to address site-specific situations are not included; EPA recommends that States and Tribes follow EPA's technical guidance in the "Water Quality Standards Handbook - 2nd Edition," EPA, August 1994, in deriving such site-specific criteria. EPA recognizes that in limited circumstances there may be regulatory voids in the absence of State or Tribal water quality standards for specific pollutants. However, States and Tribes should utilize the existing State and Tribal narrative criteria to address such situations; States and Tribes may consult EPA criteria documents and cite in the summary table for additional information.

The national recommended water quality criteria include: previously published criteria that are unchanged; criteria that have been recalculated from earlier criteria; and newly calculated criteria, based on peer-reviewed assessments, methodologies and data, that have not been previously published.

The information used to calculate the water quality criteria is not included in the summary table. Most information has been previously published by the Agency in a variety of sources, and the summary table cites those sources.

When using these 304(a) criteria as guidance in adopting water quality standards, EPA recommends States and Tribes consult the citations referenced in the summary table for additional information regarding the derivation of individual criteria.

The Agency intends to revise the compilation of national recommended water quality criteria from time to time to keep States and Tribes informed as to the most current recommended water quality criteria.

### *III. How Are National Recommended Water Quality Criteria Used?*

Once new or revised 304(a) criteria are published by EPA, the Agency expects States and Tribes to adopt promptly new or revised numeric water quality criteria into their standards consistent with one of the three options in 40 CFR 131.11. These options are: (1) adopt the recommended section 304(a) criteria; (2) adopt section 304(a) criteria modified to reflect site-specific conditions; or, (3) adopt criteria derived using other scientifically defensible methods. In adopting criteria under option (2) or (3), States and Tribes must adopt water quality crite-

ria sufficient to protect the designated uses of their waters. When establishing a numerical value based on 304(a) criteria, States and Tribes may reflect site specific conditions or use other scientifically defensible methods. However, States and Tribes should not selectively apply data or selectively use endpoints, species, risk levels, or exposure parameters in deriving criteria; this would not accurately characterize risk and would not result in criteria protective of designated uses.

EPA emphasizes that, in the course of carrying out its responsibilities under section 303(c), it reviews State and Tribal water quality standards to assess the need for new or revised water quality criteria. EPA generally believes that five years from the date of EPA's publication of new or revised water quality criteria is a reasonable time by which States and Tribes should take action to adopt new or revised water quality criteria necessary to protect the designated uses of their waters. This period is intended to accommodate those States and Tribes that have begun a triennial review and wish to complete the actions they have underway, deferring initiating adoption of new or revised section 304(a) criteria until the next triennial review.

#### *IV. What is the Status of Existing Criteria While They Are Under Revision?*

The question of the status of the existing section 304(a) criteria often arises when EPA announces that it is beginning a reassessment of existing criteria. The general answer is that water quality criteria published by EPA remain the Agency's recommended water quality criteria until EPA revises or withdraws the criteria. For example, while undertaking recent reassessments of dioxin, PCBs, and other chemicals, EPA has consistently upheld the use of the current section 304(a) criteria for these chemicals and considers them to be scientifically sound until new, peer reviewed, scientific assessments indicate changes are needed. Therefore, the criteria in today's notice are and will continue to be the Agency's national recommended water quality criteria for States and Tribes to use in adopting or revising their water quality standards until superseded by the publication of revised criteria, or withdrawn by notice in the Federal Register.

#### *V. What is the Process for Developing New or Revised Criteria?*

Section 304(a)(1) of the CWA requires the Agency to develop and publish, and from time to time revise, criteria for water quality accurately reflecting the latest scientific knowledge. The Agency has developed an improved process that it intends to use when deriving new criteria or conducting a major reassessment of existing criteria. The purpose of the improved process is to provide expanded opportunities for public input, and to make the process more efficient. When deriving new criteria, or when initiating a major reassessment of existing criteria, EPA will take the following steps.

1. EPA will first undertake a comprehensive review of available data and information.
2. EPA will publish a notice in the Federal Register and on the Internet announcing its assessment or reassessment of the pollutant. The notice will describe the data available to the Agency, and will solicit any additional pertinent data or views that may be useful in deriving new or revised criteria. EPA is especially interested in hearing from the public regarding new data or information that was unavailable to the Agency, and scientific views as to the application of the relevant Agency methodology for deriving water quality criteria.
3. After public input is received and evaluated, EPA will then utilize information obtained from both the Agency's literature review and the public to develop draft recommended water quality criteria.

4. EPA will initiate a peer review of the draft criteria. Agency peer review consists of a documented critical review by qualified independent experts. Information about EPA peer review practices may be found in the Science Policy Council's Peer Review Handbook (EPA 100-B-98-001, [www.epa.gov](http://www.epa.gov)).
5. Concurrent with the peer review in step four, EPA will publish a notice in the Federal Register and on the Internet, of the availability of the draft water quality criteria and solicit views from the public on issues of science pertaining to the information used in deriving the draft criteria. The Agency believes it is important to provide the public with the opportunity to provide scientific views on the draft criteria even though we are not required to invite and respond to written comments.
6. EPA will evaluate the results of the peer review, and prepare a response document for the record in accordance with EPA's Peer Review Handbook. EPA at the same time will consider views provided by the public on issues of science. Major scientific issues will be addressed in the record whether from the peer review or the public.
7. EPA will then revise the draft criteria as necessary, and announce the availability of the final water quality criteria in the Federal Register and on the Internet.

#### *VI. What is the Process for Minor Revisions to Criteria?*

In addition to developing new criteria, and conducting major reassessments of existing criteria, EPA also from time to time recalculates criteria based on new information pertaining to individual components of the criteria. For example, in today's notice, EPA has recalculated a number of criteria based on new, peer-reviewed data contained in EPA's IRIS. Because such recalculations normally result in only minor changes to the criteria, do not ordinarily involve a change in the underlying scientific methodologies, and reflect peer-reviewed data, EPA will typically publish such recalculated criteria directly as the Agency's recommended water quality criteria. If it appears that a recalculation results in a significant change EPA will follow the process of peer review and public input outlined above. Further, when EPA recalculates national water quality criteria in the course of proposing or promulgating state-specific federal water quality standards pursuant to section 303(c), EPA will offer an opportunity for national public input on the recalculated criteria.

#### *VII. How Does the Process Outlined Above Improve Public Input and Efficiency?*

In the past, EPA developed draft criteria documents and announced their availability for public comment in the Federal Register. This led to new data and views coming to EPA's attention after draft criteria had already been developed. Responding to new data would sometimes lead to extensive revisions. The steps outlined above improve the criteria development process in the following ways.

1. The new process is Internet-based which is in line with EPA policy for public access and dissemination of information gathered by EPA. Use of the Internet will allow the public to be more engaged in the criteria development process than previously and to more knowledgeably follow criteria development. For new criteria or major revisions, EPA will announce its intentions to derive the new or revised criteria on the Internet and include a list of the available literature. This will give the public an opportunity to provide additional data that might not otherwise be identified by the Agency.

2. The public now has two opportunities to contribute data and views, before development and during development, instead of a single opportunity after development.
3. EPA has instituted broader and more formal peer review procedures. This independent scientific review is a more rigorous disciplinary practice to ensure technical improvements in Agency decision making. Previously, EPA used the public comment process outlined above to obtain peer review. The new process allows for both public input and a formal peer review, resulting in a more thorough and complete evaluation of the criteria.
4. Announcing the availability of the draft water quality criteria on the Internet will give the public an opportunity to provide input on issues of science in a more timely manner.

#### *VIII. Where Can I Find More Information About Water Quality Criteria and Water Quality Standards?*

*For more information about water quality criteria and Water Quality Standards refer to the following: Water Quality Standards Handbook (EPA 823-B94-005a); Advanced Notice of Proposed Rule Making (ANPRM), (63FR36742); Water Quality Criteria and Standards Plan - - Priorities for the Future (EPA 822-R-98-003); Guidelines and Methodologies Used in the Preparation of Health Effects Assessment Chapters of the Consent Decree Water Criteria Documents (45FR79347); Draft Water Quality Criteria Methodology Revisions: Human Health (63FR43755, EPA 822-Z-98-001); and Guidelines for Deriving Numerical National Water Quality Criteria for the Protection of Aquatic Organisms and Their Uses (EPA 822/R-85-100); National Strategy for the Development of Regional Nutrient Criteria (EPA 822-R-98-002). These publications may also be accessed through EPA's National Center for Environmental Publications and Information (NCEPI) or on the Office of Science and Technology's Home-page ([www.epa.gov/OST](http://www.epa.gov/OST)).*

#### *IX. What Are the National Recommended Water Quality Criteria?*

The following compilation and its associated footnotes and notes presents the national recommended water quality criteria.

National recommended water quality criteria for priority toxic pollutants

Priority Pollutant	CAS Number	Freshwater		Saltwater		Human Health For Consumption of:		FR Cite/Source
		CMC (µg/l)	CCC (µg/l)	CMC (µg/l)	CCC (µg/l)	Water + Organism (µg/l)	Organism Only (µg/l)	
1 Antimony	7440360					14 <sub>B,Z</sub>	4300 <sub>B</sub>	57FR60848
2 Arsenic	7440382	340 <sub>ADK</sub>	150 <sub>ADK</sub>	69 <sub>AD,bb</sub>	36 <sub>AD,bb</sub>	0.018 <sub>C,M,S</sub>	0.14 <sub>C,M,S</sub>	62FR42160 57FR60848
3 Beryllium	7440417					J,Z	J	62FR42160
4 Cadmium	7440439	4.3 <sub>D,EK</sub>	2.2 <sub>D,EK</sub>	42 <sub>D,bb</sub>	9.3 <sub>D,bb</sub>	J,Z	J	62FR42160
5a Chromium III	16065831	570 <sub>D,EK</sub>	74 <sub>D,EK</sub>			J,Z	Total	EPA820/B-96-001 62FR42160
5b Chromium VI	18540299	16 <sub>D,K</sub>	11 <sub>D,K</sub>	1,100 <sub>D,bb</sub>	50 <sub>D,bb</sub>	J, Z Total	J	62FR42160
6 Copper	7440508	13 <sub>D,EK,cc</sub>	9.0 <sub>D,EK,cc</sub>	4.8 <sub>D,cc,ff</sub>	3.1 <sub>D,cc,ff</sub>	1,300 <sub>U</sub>		62FR42160
7 Lead	7439921	65 <sub>D,E,bb,gg</sub>	2.5 <sub>D,E,bb,gg</sub>	210 <sub>D,bb</sub>	8.1 <sub>D,bb</sub>	J	J	62FR42160
8 Mercury	7439976	1.4 <sub>D,K,th</sub>	0.77 <sub>D,K,th</sub>	1.8 <sub>D,ee,th</sub>	0.94 <sub>D,ee,th</sub>	0.050 <sub>B</sub>	0.051 <sub>B</sub>	62FR42160
9 Nickel	7440020	470 <sub>D,EK</sub>	52 <sub>D,EK</sub>	74 <sub>D,bb</sub>	8.2 <sub>D,bb</sub>	610 <sub>B</sub>	4,600 <sub>B</sub>	62FR42160
10 Selenium	7782492	L,R,T	5.0 <sub>T</sub>	290 <sub>D,bb,dd</sub>	71 <sub>D,bb,dd</sub>	170 <sub>Z</sub>	11,000	62FR42160 IRIS 09/01/91
11 Silver	7440224	3.4 <sub>D,EG</sub>		1.9 <sub>D,G</sub>				62FR42160
12 Thallium	7440280					1.7 <sub>B</sub>	6.3 <sub>B</sub>	57FR60848
13 Zinc	7440666	120 <sub>D,EK</sub>	120 <sub>D,EK</sub>	90 <sub>D,bb</sub>	81 <sub>D,bb</sub>	9,100 <sub>U</sub>	69,000 <sub>U</sub>	62FR42160 IRIS 10/01/92
14 Cyanide	57125	22 <sub>K,Q</sub>	5.2 <sub>K,Q</sub>	1 <sub>G,bb</sub>	1 <sub>G,bb</sub>	700 <sub>B,Z</sub>	220,000 <sub>B,H</sub>	EPA820/B-96-001 57FR60848
15 Asbestos	1332214					7 million fibers/L <sub>I</sub>		57FR60848
16 2,3,7,8-TCDD Dioxin	1746016					1.3E-8 <sub>C</sub>	1.4E-8 <sub>C</sub>	62FR42160
17 Acrolein	107028					320	780	57FR60848

APPENDICE 1

segue

Priority Pollutant	CAS Number	Freshwater		Saltwater		Human Health For Consumption of:		FR Cite/ Source
		CMC (µg/l)	CCC (µg/l)	CMC (µg/l)	CCC (µg/l)	Water + Organism (µg/l)	Organism Only (µg/l)	
18 Acrylonitrile	107131					0.059 <sub>B,C</sub>	0.66 <sub>B,C</sub>	57FR60848
19 Benzene	71432					1.2 <sub>B,C</sub>	71 <sub>B,C</sub>	62FR42160
20 Bromoform	75252					4.3 <sub>B,C</sub>	360 <sub>B,C</sub>	62FR42160
21 Carbon Tetrachloride	56235					0.25 <sub>B,C</sub>	4.4 <sub>B,C</sub>	57FR60848
22 Chlorobenzene	108907					680 <sub>B,Z</sub>	21,000 <sub>B,H</sub>	57FR60848
23 Chlorodibromomethane	124481					0.41 <sub>B,C</sub>	34 <sub>B,C</sub>	62FR42160
24 Chloroethane	75003							
25 2-Chloroethylvinyl Ether	110758							
26 Chloroform	67663					5.7 <sub>B,C</sub>	470 <sub>B,C</sub>	62FR42160
27 Dichlorobromomethane	75274					0.56 <sub>B,C</sub>	46 <sub>B,C</sub>	62FR42160
28 1,1-Dichloroethane	75343							
29 1,2-Dichloroethane	107062					0.38 <sub>B,C</sub>	99 <sub>B,C</sub>	57FR60848
30 1,1-Dichloroethylene	75354					0.057 <sub>B,C</sub>	3.2 <sub>B,C</sub>	57FR60848
31 1,2-Dichloropropane	78875					0.52 <sub>B,C</sub>	39 <sub>B,C</sub>	62FR42160
32 1,3-Dichloropropene	542756					10 <sub>B</sub>	1,700 <sub>B</sub>	57FR60848
33 Ethylbenzene	100414					3,100 <sub>B,Z</sub>	29,000 <sub>B</sub>	62FR42160
34 Methyl Bromide	74839					48 <sub>B</sub>	4000 <sub>B</sub>	62FR42160
35 Methyl Chloride	74873					J	J	62FR42160
36 Methylene Chloride	75092					4.7 <sub>B,C</sub>	1600 <sub>B,C</sub>	62FR42160
37 1,1,2,2-Tetrachloroethane	79345					0.17 <sub>B,C</sub>	11 <sub>B,C</sub>	57FR60848
38 Tetrachloroethylene	127184					0.8 <sub>C</sub>	8.85 <sub>C</sub>	57FR60848
39 Toluene	108883					6,800 <sub>B,Z</sub>	200,000 <sub>B</sub>	62FR42160
40 1,2-Trans-Dichloroethylene	156605					700 <sub>B,Z</sub>	140,000 <sub>B</sub>	62FR42160
41 1,1,1-Trichloroethane	71556					J,Z	J	62FR42160
42 1,1,2-Trichloroethane	79005					0.60 <sub>B,C</sub>	42 <sub>B,C</sub>	57FR60848

segue

SELEZIONE DELLE SOSTANZE PRIORITARIE PER I CORPI IDRICI  
E DEFINIZIONE DEGLI OBIETTIVI DI QUALITÀ

segue

Priority Pollutant	CAS Number	Freshwater		Saltwater		Human Health For Consumption of:			FR Cite/ Source
		CMC (µg/l)	CCC (µg/l)	CMC (µg/l)	CCC (µg/l)	Water + Organism (µg/l)	Organism Only (µg/l)		
43 Trichloroethylene	79016					2.7 <sub>c</sub>	81 <sub>c</sub>		57FR60848
44 Vinyl Chloride	75014					2.0 <sub>c</sub>	525 <sub>c</sub>		57FR60848
45 2-Chlorophenol	95578					120 <sub>B,U</sub>	400 <sub>B,U</sub>		62FR42160
46 2,4-Dichlorophenol	120832					93 <sub>B,U</sub>	790 <sub>B,U</sub>		57FR60848
47 2,4-Dimethylphenol	105679					540 <sub>B,U</sub>	2,300 <sub>B,U</sub>		62FR42160
48 2-Methyl-4,6-Dinitrophenol	534521					13.4	765		57FR60848
49 2,4-Dinitrophenol	51285					70 <sub>B</sub>	14,000 <sub>B</sub>		57FR60848
50 2-Nitrophenol	88755								
51 4-Nitrophenol	100027								
52 3-Methyl-4-Chlorophenol	59507 U U								
Priority Pollutant									
53 Pentachlorophenol	87865	19 F,K	15 F,K	13 bb	7.9 bb	0.28 <sub>B,C</sub>	8.2 <sub>B,C,H</sub>		62FR42160
54 Phenol	108952	21,000 B,U						4,600,000 <sub>B,H,U</sub>	62FR42160 57FR60848
55 2,4,6-Trichlorophenol	88062					2.1 <sub>B,C,U</sub>	6.5 <sub>B,C</sub>		62FR42160
56 Acenaphthene	83329					1,200 <sub>B,U</sub>	2,700 <sub>B,U</sub>		62FR42160
57 Acenaphthylene	208968								
58 Anthracene	120127	9,600 B	110,000 B	62FR42160					
59 Benzidine	92875					0.00012 <sub>B,C</sub>	0.00054 <sub>B,C</sub>		57FR60848
60 Benzo(a)Anthracene	56553					0.0044 <sub>B,C</sub>	0.049 <sub>B,C</sub>		62FR42160
61 Benzo(a)Pyrene	50328					0.0044 <sub>B,C</sub>	0.049 <sub>B,C</sub>		62FR42160
62 Benzo(b)Fluoranthene	205992					0.0044 <sub>B,C</sub>	0.049 <sub>B,C</sub>		62FR42160
63 Benzo(g)h)Perylene	191242								
64 Benzo(k)Fluoranthene	207089					0.0044 <sub>B,C</sub>	0.049 <sub>B,C</sub>		62FR42160
65 Bis(2-Chloroethoxy)Methane	111911								

segue

APPENDICE 1

segue

Priority Pollutant	CAS Number	Freshwater		Saltwater		Human Health For Consumption of:			FR Cite/ Source
		CMC (µg/l)	CCC (µg/l)	CMC (µg/l)	CCC (µg/l)	Water + Organism (µg/l)	Organism Only (µg/l)		
66 Bis(2-Chloroethyl)Ether	111444					0.031 <sub>B,C</sub>	1.4 <sub>B,C</sub>		57FR60848
67 Bis(2-Chloroisopropyl)Ether	39638329					1,400 <sub>B</sub>	170,000 <sub>B</sub>		62FR42160 57FR60848
68 Bis(2-Ethylhexyl)Phthalate <sup>x</sup>	117817					1.8 <sub>B,C</sub>	5.9 <sub>B,C</sub>		57FR60848
69 4-Bromophenyl Phenyl Ether	101553								
70 Butylbenzyl Phthalate <sup>w</sup>	85687					3,000 <sub>B</sub>	5,200 <sub>B</sub>		62FR42160
71 2-Chloronaphthalene	91587					1,700 <sub>B</sub>	4,300 <sub>B</sub>		62FR42160
72 4-Chlorophenyl Phenyl Ether	7005723								
73 Chrysene	218019					0.0044 <sub>B,C</sub>	0.049 <sub>B,C</sub>		62FR42160
74 Dibenzoa,hAnthracene	53703					0.0044 <sub>B,C</sub>	0.049 <sub>B,C</sub>		62FR42160
75 1,2-Dichlorobenzene	95501					2,700 <sub>B,Z</sub>	17,000 <sub>B</sub>		62FR42160
76 1,3-Dichlorobenzene	541731					400	2,600		62FR42160
77 1,4-Dichlorobenzene	106467					400 <sub>Z</sub>	2,600		62FR42160
78 3,3'-Dichlorobenzidine	91941					0.04 <sub>B,C</sub>	0.077 <sub>B,C</sub>		57FR60848
79 Diethyl Phthalate <sup>w</sup>	84662					23,000 <sub>B</sub>	120,000 <sub>B</sub>		57FR60848
80 Dimethyl Phthalate <sup>w</sup>	131113					313,000	2,900,000		57FR60848
81 Di-n-Butyl Phthalate <sup>w</sup>	84742					2,700 <sub>B</sub>	12,000 <sub>B</sub>		57FR60848
82 2,4-Dinitrotoluene	121142					0.11 <sub>C</sub>	9.1 <sub>C</sub>		57FR60848
83 2,6-Dinitrotoluene	606202								
84 Di-n-Octyl Phthalate	117840								
85 1,2-Diphenylhydrazine	122667					0.040 <sub>B,C</sub>	0.54 <sub>B,C</sub>		57FR60848
86 Fluoranthene	206440					300 <sub>B</sub>	370 <sub>B</sub>		62FR42160
87 Fluorene	86737					1,300 <sub>B</sub>	14,000 <sub>B</sub>		62FR42160

segue

SELEZIONE DELLE SOSTANZE PRIORITARIE PER I CORPI IDRICI  
E DEFINIZIONE DEGLI OBIETTIVI DI QUALITÀ

segue

Priority Pollutant	CAS Number	Freshwater		Saltwater			Human Health For Consumption of:			FR Cite/ Source
		CMC (µg/l)	CCC (µg/l)	CMC (µg/l)	CCC (µg/l)	Water + Organism (µg/l)	Organism Only (µg/l)			
88 Hexachlorobenzene	118741					0.00075 <sub>B,C</sub>	0.00077 <sub>B,C</sub>		62FR42160	
89 Hexachlorobutadiene	87683					0.44 <sub>B,C</sub>	50 <sub>B,C</sub>		57FR60848	
90 Hexachlorocyclopentadiene	77474					240 <sub>B,U,Z</sub>	17,000 <sub>B,H,U</sub>		57FR60848	
91 Hexachloroethane	67721					1.9 <sub>B,C</sub>	8.9 <sub>B,C</sub>		57FR60848	
92 Ideno1,2,3-cdPyrene	193395					0.0044 <sub>B,C</sub>	0.049 <sub>B,C</sub>		62FR42160	
93 Isophorone	78591					36 <sub>B,C</sub>	2,600 <sub>B,C</sub>		IRIS 11/01/97	
94 Naphthalene	91203									
95 Nitrobenzene	98953					17 <sub>B</sub>	1,900 <sub>B,H,U</sub>		57FR60848	
96 N-Nitrosodimethylamine	62759					0.00069 <sub>B,C</sub>	8.1 <sub>B,C</sub>		57FR60848	
97 N-Nitrosodi-n-Propylamine	621647					0.005 <sub>B,C</sub>	1.4 <sub>B,C</sub>		62FR42160	
98 N-Nitrosodiphenylamine	86306					5.0 <sub>B,C</sub>	16 <sub>B,C</sub>		57FR60848	
99 Phenanthrene	85018									
100 Pyrene	129000					960 <sub>B</sub>	11,000 <sub>B</sub>		62FR42160	
101 1,2,4-Trichlorobenzene	120821					260 <sub>Z</sub>	940		IRIS 11/01/96	
102 Aldrin	309002	3.0 <sub>G</sub>		1.3 <sub>G</sub>		0.00013 <sub>B,C</sub>	0.00014 <sub>B,C</sub>		62FR42160	
103 alpha-BHC	319846					0.0039 <sub>B,C</sub>	0.013 <sub>B,C</sub>		62FR42160	
104 beta-BHC	319857					0.014 <sub>B,C</sub>	0.046 <sub>B,C</sub>		62FR42160	
105 gamma-BHC (Lindane)	58899	0.95 <sub>K</sub>		0.16 <sub>G</sub>		0.019 <sub>C</sub>	0.063 <sub>C</sub>		62FR42160	
106 delta-BHC	319868									
107 Chlordane	57749	2.4 <sub>G</sub>	0.0043 <sub>G,na</sub>	0.09 <sub>G</sub>	0.004 <sub>G,na</sub>	0.0021 <sub>B,C</sub>	0.0022 <sub>B,C</sub>		62FR42160 IRIS02/07/98	
108 4,4'-DDT	50293	1.1 <sub>G</sub>	0.001 <sub>G,na</sub>	0.13 <sub>G</sub>	0.001 <sub>G,na</sub>	0.00059 <sub>B,C</sub>	0.00059 <sub>B,C</sub>		62FR42160	
109 4,4'-DDE	72559					0.00059 <sub>B,C</sub>	0.00059 <sub>B,C</sub>		62FR42160	
110 4,4'-DDD	72548					0.00083 <sub>B,C</sub>	0.00084 <sub>B,C</sub>		62FR42160	

segue

segue

Priority Pollutant	CAS Number	Freshwater		Saltwater			Human Health For Consumption of:			FR Cite/ Source
		CMC (µg/l)	CCC (µg/l)	CMC (µg/l)	CCC (µg/l)	Water + Organism (µg/l)	Organism Only (µg/l)			
111 Dieldrin	60571	0.24 <sub>k</sub>	0.056 <sub>k,o</sub>	0.71 <sub>G</sub>	0.0019 <sub>G,aa</sub>	0.00014 <sub>B,C</sub>	0.00014 <sub>B,C</sub>	0.00014 <sub>B,C</sub>	62FR42160	
112 alpha-Endosulfan	959988	0.22 <sub>G,Y</sub>	0.056 <sub>G,Y</sub>	0.034 <sub>G,Y</sub>	0.0087 <sub>G,Y</sub>	110 <sub>B</sub>	240 <sub>B</sub>	240 <sub>B</sub>	62FR42160	
113 beta-Endosulfan	33213659	0.22 <sub>G,Y</sub>	0.056 <sub>G,Y</sub>	0.034 <sub>G,Y</sub>	0.0087 <sub>G,Y</sub>	110 <sub>B</sub>	240 <sub>B</sub>	240 <sub>B</sub>	62FR42160	
114 Endosulfan Sulfate	1031078	110 <sub>B</sub>	240 <sub>B</sub>	62FR42160						
115 Endrin	72208	0.086 <sub>k</sub>	0.036 <sub>k,o</sub>	0.037 <sub>G</sub>	0.0023 <sub>G,aa</sub>	0.76 <sub>B</sub>	0.81 <sub>B,H</sub>	0.81 <sub>B,H</sub>	62FR42160	
116 Endrin Aldehyde	7421934					0.76 <sub>B</sub>	0.81 <sub>B,H</sub>	0.81 <sub>B,H</sub>	62FR42160	
117 Heptachlor	76448	0.52 <sub>G</sub>	0.0038 <sub>G,aa</sub>	0.053 <sub>G</sub>	0.0036 <sub>G,aa</sub>	0.00021 <sub>B,C</sub>	0.00021 <sub>B,C</sub>	0.00021 <sub>B,C</sub>	62FR42160	
118 Heptachlor Epoxide	1024573	0.52 <sub>G,Y</sub>	0.0038 <sub>G,aa</sub>	0.053 <sub>G,Y</sub>	0.0036 <sub>G,aa</sub>	0.00010 <sub>B,C</sub>	0.00011 <sub>B,C</sub>	0.00011 <sub>B,C</sub>	62FR42160	
119 Polychlorinated Biphenyls PCBs:		0.014 <sub>N,aa</sub>			0.03 <sub>N,aa</sub>				62FR42160	
120 Toxaphene	8001352	0.73	0.0002 <sub>aa</sub>	0.21	0.0002 <sub>aa</sub>	0.00017 <sub>B,C,P</sub>	0.00017 <sub>B,C,P</sub>	0.00017 <sub>B,C,P</sub>	63FR16182	
						0.00073 <sub>B,C</sub>	0.00075 <sub>B,C</sub>	0.00075 <sub>B,C</sub>	62FR42160	

Footnotes:

- A This recommended water quality criterion was derived from data for arsenic (III), but is applied here to total arsenic, which might imply that arsenic (III) and arsenic (V) are equally toxic to aquatic life and that their toxicities are additive. In the arsenic criteria document (EPA 440/5-84-033, January 1985), Species Mean Acute Values are given for both arsenic (III) and arsenic (V) for five species and the ratios of the SMAVs for each species range from 0.6 to 1.7. Chronic values are available for both arsenic (III) and arsenic (V) for one species; for the fathead minnow, the chronic value for arsenic (V) is 0.29 times the chronic value for arsenic (III). No data are known to be available concerning whether the toxicities of the forms of arsenic to aquatic organisms are additive.
- B This criterion has been revised to reflect The Environmental Protection Agency's  $q_1^*$  or RfD, as contained in the Integrated Risk Information System (IRIS) as of April 8, 1998. The fish tissue bioconcentration factor (BCF) from the 1980 Ambient Water Quality Criteria document was retained in each case.
- C This criterion is based on carcinogenicity of  $10^{-6}$  risk. Alternate risk levels may be obtained by moving the decimal point (e.g., for a risk level of  $10^{-5}$ , move the decimal point in the recommended criterion one place to the right).
- D Freshwater and saltwater criteria for metals are expressed in terms of the dissolved metal in the water column. The recommended water quality criteria value was calculated by using the previous 304(a) aquatic life criteria expressed in terms of total recoverable metal, and multiplying it by a conversion factor (CF). The term "Conversion Factor" (CF) represents the recommended conversion factor for converting a metal criterion expressed as the total recoverable fraction in the water column to a criterion expressed as the dissolved fraction in the water column. (Conversion Factors for saltwater CCCs are not currently available. Conversion factors derived for saltwater CMCs have been used for both saltwater CMCs and CCCs). See "Office of Water Policy and Technical Guidance on Interpretation and Implementation of Aquatic Life Metals Criteria," October 1, 1993, by Martha G. Prothro, Acting Assistant Administrator for Water, available from the Water Resource Center, USEPA, 401 M St., SW, mail code RC4100, Washington, DC 20460; and 40CFR§131.36(b)(1). Conversion Factors applied in the table can be found in Appendix A to the Preamble- Conversion Factors for Dissolved Metals.
- E The freshwater criterion for this metal is expressed as a function of hardness (mg/L) in the water column. The value given here corresponds to a hardness of 100 mg/L. Criteria values for other hardness may be calculated from the following:  $CMC (dissolved) = \exp\{mA [\ln(\text{hardness})] + bA\}$  (CF), or  $CCC (dissolved) = \exp\{mC [\ln(\text{hardness})] + bC\}$  (CF) and the parameters specified in Appendix B to the Preamble- Parameters for Calculating Freshwater Dissolved Metals Criteria That Are Hardness-Dependent. F Freshwater aquatic life values for pentachlorophenol are expressed as a function of pH, and are calculated as follows:  $CMC = \exp(1.005(pH) - 4.869)$ ;  $CCC = \exp(1.005(pH) - 5.134)$ . Values displayed in table correspond to a pH of 7.8.
- G This Criterion is based on 304(a) aquatic life criterion issued in 1980, and was issued in one of the following documents: Aldrin/Dieldrin (EPA 440/5-80-019), Chlordane (EPA 440/5-80-027), DDT (EPA 440/5-80-038), Endosulfan (EPA 440/5-80-046), Endrin (EPA 440/5-80-047), Heptachlor (440/5-80-052), Hexachlorocyclohexane (EPA 440/5-80-054), Silver (EPA 440/5-80-071). The Minimum Data Requirements and derivation procedures were different in the 1980 Guidelines than in the 1985 Guidelines. For example, a "CMC" derived using the 1980 Guidelines was derived to be used as an instantaneous maximum. If assessment is to be done using an averaging period, the values given should be divided by 2 to obtain a value that is more comparable to a CMC derived using the 1985 Guidelines.
- H No criterion for protection of human health from consumption of aquatic organisms excluding water was presented in the 1980 criteria document or in the 1986 Quality Criteria for Water. Nevertheless, sufficient information was presented in the 1980 document to allow the calculation of a criterion, even though the results of such a calculation were not shown in the document.
- I This criterion for asbestos is the Maximum Contaminant Level (MCL) developed under the Safe Drinking Water Act (SDWA).
- J EPA has not calculated human health criterion for this contaminant. However, permit authorities should address this contaminant in NPDES permit actions using the State's existing narrative criteria for toxics.
- K This recommended criterion is based on a 304(a) aquatic life criterion that was issued in the 1995 Updates: Water Quality Criteria Documents for the Protection of Aquatic Life in Ambient Water, (EPA-820-B-96-001, September 1996). This value was derived using the GLI Guidelines (60FR15393-15399, March 23, 1995; 40CFR132 Appendix A); the difference between the 1985 Guidelines and the GLI Guidelines are explained on page iv of the 1995 Updates. None of the decisions concerning the derivation of this criterion were affected by any considerations that are specific to the Great Lakes.
- L The  $CMC = 1 / [(f_1 / CMC_1) + (f_2 / CMC_2)]$  where  $f_1$  and  $f_2$  are the fractions of total selenium that are treated as selenite and selenate, respectively, and  $CMC_1$  and  $CMC_2$  are 185.9 Fg/l and 12.83 Fg/l, respectively.
- M EPA is currently reassessing the criteria for arsenic. Upon completion of the reassessment the Agency will publish revised criteria as appropriate.
- N PCBs are a class of chemicals which include aroclors, 1242, 1254, 1221, 1232, 1248, 1260, and 1016, CAS numbers 53469219, 11097691, 11104282, 11141165, 12672296, 11096825 and 12674112 respectively. The aquatic life criteria apply to this set of PCBs.
- O The derivation of the CCC for this pollutant did not consider exposure through the diet, which is probably important for aquatic life occupying upper trophic levels.

- P This criterion applies to total pcbs, i.e., the sum of all congener or all isomer analyses.
- Q This recommended water quality criterion is expressed as Fg free cyanide (as CN)/L.
- R This value was announced (61FR58444-58449, November 14, 1996) as a proposed GLI 303(c) aquatic life criterion. EPA is currently working on this criterion and so this value might change substantially in the near future.
- S This recommended water quality criterion refers to the inorganic form only.
- T This recommended water quality criterion is expressed in terms of total recoverable metal in the water column. It is scientifically acceptable to use the conversion factor of 0.922 that was used in the GLI to convert this to a value that is expressed in terms of dissolved metal.
- U The organoleptic effect criterion is more stringent than the value for priority toxic pollutants.
- V This value was derived from data for heptachlor and the criteria document provides insufficient data to estimate the relative toxicities of heptachlor and heptachlor epoxide.
- W Although EPA has not published a final criteria document for this compound it is EPA's understanding that sufficient data exist to allow calculation of aquatic criteria. It is anticipated that industry intends to publish in the peer reviewed literature draft aquatic life criteria generated in accordance with EPA Guidelines. EPA will review such criteria for possible issuance as national WQC.
- X There is a full set of aquatic life toxicity data that show that DEHP is not toxic to aquatic organisms at or below its solubility limit.
- Y This value was derived from data for endosulfan and is most appropriately applied to the sum of alpha-endosulfan and beta-endosulfan.
- Z A more stringent MCL has been issued by EPA. Refer to drinking water regulations (40 CFR 141) or Safe Drinking Water Hotline (1-800-426-4791) for values.
- aa This CCC is based on the Final Residue Value procedure in the 1985 Guidelines. Since the publication of the Great Lakes Aquatic Life Criteria Guidelines in 1995 (60FR15393-15399, March 23, 1995), the Agency no longer uses the Final Residue Value procedure for deriving CCCs for new or revised 304(a) aquatic life criteria.
- bb This water quality criterion is based on a 304(a) aquatic life criterion that was derived using the 1985 Guidelines (Guidelines for Deriving Numerical National Water Quality Criteria for the Protection of Aquatic Organisms and Their Uses, PB85-227049, January 1985) and was issued in one of the following criteria documents: Arsenic (EPA 440/5-84-033), Cadmium (EPA 440/5-84-032), Chromium (EPA 440/5-84-029), Copper (EPA 440/5-84-031), Cyanide (EPA 440/5-84-028), Lead (EPA 440/5-84-027), Nickel (EPA 440/5-86-004), Pentachlorophenol (EPA 440/5-86-009), Toxaphene, (EPA 440/5-86-006), Zinc (EPA 440/5-87-003).
- cc When the concentration of dissolved organic carbon is elevated, copper is substantially less toxic and use of Water-Effect Ratios might be appropriate.
- dd The selenium criteria document (EPA 440/5-87-006, September 1987) provides that if selenium is as toxic to saltwater fishes in the field as it is to freshwater fishes in the field, the status of the fish community should be monitored whenever the concentration of selenium exceeds 5.0 Fg/L in salt water because the saltwater CCC does not take into account uptake via the food chain.
- ee This recommended water quality criterion was derived on page 43 of the mercury criteria document (EPA 440/5-84-026, January 1985). The saltwater CCC of 0.025 ug/L given on page 23 of the criteria document is based on the Final Residue Value procedure in the 1985 Guidelines. Since the publication of the Great Lakes Aquatic Life Criteria Guidelines in 1995 (60FR15393-15399, March 23, 1995), the Agency no longer uses the Final Residue Value procedure for deriving CCCs for new or revised 304(a) aquatic life criteria.
- ff This recommended water quality criterion was derived in Ambient Water Quality Criteria Saltwater Copper Addendum (Draft, April 14, 1995) and was promulgated in the Interim final National Toxics Rule (60FR22228-222237, May 4, 1995).
- gg EPA is actively working on this criterion and so this recommended water quality criterion may change substantially in the near future.
- hh This recommended water quality criterion was derived from data for inorganic mercury (II), but is applied here to total mercury. If a substantial portion of the mercury in the water column is methylmercury, this criterion will probably be under protective. In addition, even though inorganic mercury is converted to methylmercury and methylmercury bioaccumulates to a great extent, this criterion does not account for uptake via the food chain because sufficient data were not available when the criterion was derived.

segue

National recommended water quality criteria for priority toxic pollutants

Non Priority Pollutant	CAS Number	Freshwater		Saltwater		Human Health For Consumption of:		FR Cite/Source
		CMC (µg/l)	CCC (µg/l)	CMC (µg/l)	CCC (µg/l)	Water + Organism (µg/l)	Organism Only (µg/l)	
1 Alkalinity	--		20000 F					Gold Book
2 Aluminum pH 6.5 - 9.0	7429905	750 G,I	87 G,I,L					53FR33178
3 Ammonia	7664417	FRESHWATER CRITERIA ARE pH DEPENDENT -- SEE DOCUMENT <sup>b</sup>						EPA822-R-98-008
		SALTWATER CRITERIA ARE pH AND TEMPERATURE DEPENDENT						EPA440/5-88-004
4 Aesthetic Qualities	--	NARRATIVE STATEMENT-- SEE DOCUMENT						Gold Book
5 Bacteria	--	FOR PRIMARY RECREATION AND SHELLFISH USES -- SEE DOCUMENT						Gold Book
6 Barium	7440393					1,000 <sup>A</sup>		Gold Book
7 Boron	--	NARRATIVE STATEMENT-- SEE DOCUMENT						Gold Book
8 Chloride	16887006	860000 <sup>G</sup>	230000 <sup>G</sup>					53FR19028
9 Chlorine	7782505	19	11	13	7.5	C		Gold Book
10 Chlorophenoxy Herbicide 2,4,5,-TP	93721					10 <sup>A</sup>		Gold Book
11 Chlorophenoxy Herbicide 2,4-D	94757					100 <sup>A,C</sup>		Gold Book
12 Chloropyrifos	2921882	0.083 <sup>G</sup>	0.041 <sup>G</sup>	0.011 <sup>G</sup>	0.0056 <sup>G</sup>			Gold Book
13 Color	--	NARRATIVE STATEMENT-- SEE DOCUMENT <sup>F</sup>						Gold Book
14 Demeton	8065483	0.1 <sup>F</sup>	0.1 <sup>F</sup>					Gold Book
15 Ether, Bis Chloromethyl	542881					0.00013 <sup>E</sup>	0.00078 <sup>E</sup>	IRIS 01/01/91
16 Gases, Total Dissolved	--	NARRATIVE STATEMENT -- SEE DOCUMENT <sup>F</sup>						Gold Book
17 Guthion	86500	0.01 <sup>F</sup>	0.01 <sup>F</sup>					Gold Book
18 Hardness	--	--NARRATIVE STATEMENT-- SEE DOCUMENT						Gold Book
19 Hexachlorocyclo-hexane-Technical	319868					0.0123	0.0414	Gold Book

segue

APPENDICE 1

segue

Non Priority Pollutant	CAS Number	Freshwater		Saltwater			Human Health For Consumption of:		FR Cite/ Source
		CMC (µg/l)	CCC (µg/l)	CMC (µg/l)	CCC (µg/l)	Water + Organism (Fg/l)	Organism Only (Fg/l)		
20 Iron	7439896		1000 <sub>F</sub>			300 <sub>A</sub>		Gold Book	
21 Malathion	121755		0.1 <sub>F</sub>		0.1 <sub>F</sub>			Gold Book	
22 Manganese	7439965					50 <sub>A</sub>	100 <sub>A</sub>	Gold Book	
23 Methoxychlor	72435		0.03 <sub>F</sub>		0.03 <sub>F</sub>	100 <sub>A,C</sub>		Gold Book	
24 Mirex	2385855		0.001 <sub>F</sub>		0.001 <sub>F</sub>			Gold Book	
25 Nitrates	14797558					10,000 <sub>A</sub>		Gold Book	
26 Nitrosamines	--					0.0008	1.24		
27 Dinitrophenols	25550587					70	14,000	Gold Book	
28 Nitrosodibutylamine,N	924163					0.0064 <sub>A</sub>	0.587 <sub>A</sub>	Gold Book	
29 Nitrosodiethylamine,N	55185					0.0008 <sub>A</sub>	1.24 <sub>A</sub>	Gold Book	
30 Nitrosopyrrolidine,N	930552					0.016	91.9	Gold Book	
31 Oil and Grease	--							Gold Book	
32 Oxygen, Dissolved	7782447							Gold Book	
33 Parathion	56382		0.013 <sub>J</sub>					Gold Book	
34 Pentachlorobenzene	608935					3.5 <sub>E</sub>	4.1 <sub>E</sub>	IRIS 03/01/88	
35 pH	--		6.5 - 9 <sub>F</sub>			5 - 9		Gold Book	
36 Phosphorus Elemental	7723140				0.1 <sub>FK</sub>			Gold Book	
37 Phosphate Phosphorus	--							Gold Book	
38 Solids Dissolved and Salinity	--						250,000 <sub>A</sub>	Gold Book	
39 Solids Suspended and Turbidity								Gold Book	
40 Sulfide-Hydrogen Sulfide	7783064		2.0 <sub>F</sub>					Gold Book	
41 Tainting Substances	--							Gold Book	
42 Temperature	-							Gold Book	

segue

SELEZIONE DELLE SOSTANZE PRIORITARIE PER I CORPI IDRICI  
E DEFINIZIONE DEGLI OBIETTIVI DI QUALITÀ

Non Priority Pollutant	CAS Number	Freshwater		Saltwater		Human Health For Consumption of:			FR Cite/ Source
		CMC (µg/L)	CCC (µg/L)	CMC (µg/L)	CCC (µg/L)	Water + Organism (µg/L)	Organism Only (µg/L)		
43 Tetrachlorobenzene,1,2,4,5-	95943					2.3 <sup>E</sup>	2.9 <sup>E</sup>	IRIS03/01/91	
44 Tributyltin TBT	--	0.46 <sup>N</sup>	0.063 <sup>N</sup>	0.37 <sup>N</sup>	0.010 <sup>N</sup>		62FR42554		
45 Trichlorophenol,2,4,5-	95954					2,600 <sup>B,E</sup>	9800 <sup>B,E</sup>	IRIS 03/01/88	

## Footnotes:

- A This human health criterion is the same as originally published in the Red Book which predates the 1980 methodology and did not utilize the fish ingestion BCF approach. This same criterion value is now published in the Gold Book.
- B The organoleptic effect criterion is more stringent than the value presented in the non priority pollutants table.
- C A more stringent Maximum Contaminant Level (MCL) has been issued by EPA under the Safe Drinking Water Act. Refer to drinking water regulations 40CFR141 or Safe Drinking Water Hotline (1-800-426-4791) for values.
- D According to the procedures described in the Guidelines for Deriving Numerical National Water Quality Criteria for the Protection of Aquatic Organisms and Their Uses, except possibly where a very sensitive species is important at a site, freshwater aquatic life should be protected if both conditions specified in Appendix C to the Preamble- Calculation of Freshwater Ammonia Criterion are satisfied.
- E This criterion has been revised to reflect The Environmental Protection Agency's  $q_1^*$  or RfD, as contained in the Integrated Risk Information System (IRIS) as of April 8, 1998. The fish tissue bioconcentration factor (BCF) used to derive the original criterion was retained in each case.
- F The derivation of this value is presented in the Red Book (EPA 440/9-76-023, July, 1976).
- G This value is based on a 304(a) aquatic life criterion that was derived using the 1985 Guidelines (Guidelines for Deriving Numerical National Water Quality Criteria for the Protection of Aquatic Organisms and Their Uses, PB85-227049, January 1985) and was issued in one of the following criteria documents:  
Aluminum (EPA 440/5-86-008); Chloride (EPA 440/5-88-001); Chloropyrifos (EPA 440/5-86-005).
- I This value is expressed in terms of total recoverable metal in the water column.
- J This value is based on a 304(a) aquatic life criterion that was issued in the 1995 Updates: Water Quality Criteria Documents for the Protection of Aquatic Life in Ambient Water (EPA-820-B-96-001). This value was derived using the GLL Guidelines (60FR15393-15399, March 23, 1995; 40CFR132 Appendix A); the differences between the 1985 Guidelines and the GLL Guidelines are explained on page iv of the 1995 Updates. No decision concerning this criterion was affected by any considerations that are specific to the Great Lakes.
- K According to page 181 of the Red Book:  
For open ocean waters where the depth is substantially greater than the euphotic zone, the pH should not be changed more than 0.2 units from the naturally occurring variation or any case outside the range of 6.5 to 8.5. For shallow, highly productive coastal and estuarine areas where naturally occurring pH variations approach the lethal limits of some species, changes in pH should be avoided but in any case should not exceed the limits established for fresh water, i.e., 6.5-9.0.
- L There are three major reasons why the use of Water-Effect Ratios might be appropriate. (1) The value of 87 Fg/l is based on a toxicity test with the striped bass in water with pH= 6.5-6.6 and hardness <10 mg/L. Data in "Aluminum Water-Effect Ratio for the 3M Plant Effluent Discharge, Middleway, West Virginia" (May 1994) indicate that aluminum is substantially less toxic at higher pH and hardness, but the effects of pH and hardness are not well quantified at this time. (2) In tests with the brook trout at low pH and hardness, effects increased with increasing concentrations of total aluminum even though the concentration of dissolved aluminum was constant, indicating that total recoverable is a more appropriate measurement than dissolved, at least when particulate aluminum is primarily aluminum hydroxide particles. In surface waters, however, the total recoverable procedure might measure aluminum associated with clay particles, which might be less toxic than aluminum associated with aluminum hydroxide. (3) EPA is aware of field data indicating that many high quality waters in the U.S. contain more than 87 Fg aluminum/L, when either total recoverable or dissolved is measured.
- M U.S. EPA. 1973. Water Quality Criteria 1972. EPA-R3-73-033. National Technical Information Service, Springfield, VA.; U.S. EPA. 1977. Temperature Criteria for Freshwater Fish: Protocol and Procedures. EPA-600/3-77-061. National Technical Information Service, Springfield, VA.
- N This value was announced (62FR42554, August 7, 1997) as a proposed 304(a) aquatic life criterion. Although EPA has not responded to public comment, EPA is publishing this as a 304(a) criterion in today's notice as guidance for States and Tribes to consider when adopting water quality criteria.
- O U.S. EPA. 1986. Ambient Water Quality Criteria for Dissolved Oxygen. EPA 440/5-86-003. National Technical Information Service, Springfield, VA.

## National recommended water quality criteria for organoleptic effects

	Pollutant	CAS Number	Organoleptic Effect Criteria (µg/L)	FR Cite/ Source
1	Acenaphthene	83329	20	Gold Book
2	Monochlorobenzene	108907	20	Gold Book
3	3-Chlorophenol	--	0.1	Gold Book
4	4-Chlorophenol	106489	0.1	Gold Book
5	2,3-Dichlorophenol	--	0.04	Gold Book
6	2,5-Dichlorophenol	--	0.5	Gold Book
7	2,6-Dichlorophenol	--	0.2	Gold Book
8	3,4-Dichlorophenol	--	0.3	Gold Book
9	2,4,5-Trichlorophenol	95954	1	Gold Book
10	2,4,6-Trichlorophenol	88062	2	Gold Book
11	2,3,4,6-Tetrachlorophenol	--	1	Gold Book
12	2-Methyl-4-Chlorophenol	--	1800	Gold Book
13	3-Methyl-4-Chlorophenol	59507	3000	Gold Book
14	3-Methyl-6-Chlorophenol	-	20	Gold Book
15	2-Chlorophenol	95578	0.1	Gold Book
16	Copper	7440508	1000	Gold Book
17	2,4-Dichlorophenol	120832	0.3	Gold Book
18	2,4-Dimethylphenol	105679	400	Gold Book
19	Hexachlorocyclopentadiene	77474	1	Gold Book
20	Nitrobenzene	98953	30	Gold Book
21	Pentachlorophenol	87865	30	Gold Book
22	Phenol	108952	300	Gold Book
23	Zinc	7440666	5000	45 FR79341

**General Notes:**

1. These criteria are based on organoleptic (taste and odor) effects. Because of variations in chemical nomenclature systems, this listing of pollutants does not duplicate the listing in Appendix A of 40 CFR Part 423. Also listed are the Chemical Abstracts Service (CAS) registry numbers, which provide a unique identification for each chemical.

**NATIONAL RECOMMENDED WATER QUALITY CRITERIA****Additional Notes:****1. Criteria Maximum Concentration and Criterion Continuous Concentration**

The Criteria Maximum Concentration (CMC) is an estimate of the highest concentration of a material in surface water to which an aquatic community can be exposed briefly without resulting in an unacceptable effect. The Criterion Continuous Concentration (CCC) is an estimate of the highest concentration of a material in surface water to which an aquatic community can be exposed indefinitely without resulting in an unacceptable effect. The CMC and CCC are just two of the six parts of a aquatic life criterion; the other four parts are the acute averaging period, chronic averaging period, acute frequency of allowed exceedence, and chronic frequency of allowed exceedence. Because 304(a) aquatic life criteria are national guidance, they are intended to be protective of the vast majority of the aquatic communities in the United States.

**2. Criteria Recommendations for Priority Pollutants, Non Priority Pollutants and Organoleptic Effects**

This compilation lists all priority toxic pollutants and some non priority toxic pollutants, and both human health effect and organoleptic effect criteria issued pursuant to CWA §304(a). Blank spaces indicate that EPA has no CWA §304(a) criteria recommendations. For a number of non-priority toxic pollutants not listed, CWA §304(a) "water + organism" human health criteria are not available, but, EPA has published MCLs under the SDWA that may be used in establishing water quality standards to protect water supply designated uses. Because of variations in chemical nomenclature systems, this listing of toxic pollutants does not duplicate the listing in Appendix A of 40 CFR Part 423. Also listed are the Chemical Abstracts Service CAS registry numbers, which provide a unique identification for each chemical.

**3. Human Health Risk**

The human health criteria for the priority and non priority pollutants are based on carcinogenicity of 10<sup>-6</sup> risk. Alternate risk levels may be obtained by moving the decimal point (e.g., for a risk level of 10<sup>-5</sup>, move the decimal point in the recommended criterion one place to the right).

**4. Water Quality Criteria published pursuant to Section 304(a) or Section 303(c) of the CWA**

Many of the values in the compilation were published in the proposed California Toxics Rule (CTR, 62FR42160). Although such values were published pursuant to Section 303(c) of the CWA, they represent the Agency's most recent calculation of water quality criteria and thus are published today as the Agency's 304(a) criteria. Water quality criteria published in the proposed CTR may be revised when EPA takes final action on the CTR.

**5. Calculation of Dissolved Metals Criteria**

The 304(a) criteria for metals, shown as dissolved metals, are calculated in one of two ways. For freshwater metals criteria that are hardness-dependent, the dissolved metal criteria were calculated using a hardness of 100 mg/l as CaCO<sub>3</sub> for illustrative purposes only. Saltwater and freshwater metals' criteria that are not hardness-dependent are calculated by multiplying the total recoverable criteria before rounding by the appropriate conversion factors. The final dissolved metals' criteria in the table are rounded to two significant figures. Information regarding the calculation of hardness dependent conversion factors are included in the footnotes.

**6. Correction of Chemical Abstract Services Number**

The Chemical Abstract Services number (CAS) for Bis(2-Chloroisopropyl) Ether, has been corrected in the table. The correct CAS number for this chemical is 39638-32-9. Previous publications listed 108-60-1 as the CAS number for this chemical.

**7. Maximum Contaminant Levels**

The compilation includes footnotes for pollutants with Maximum Contaminant Levels (MCLs) more stringent than the recommended water quality criteria in the compilation. MCLs for these pollutants are not included in the compilation, but can be found in the appropriate drinking water regulations (40 CFR 141.11-16 and 141.60-63), or can be accessed through the Safe Drinking Water Hotline (800-426-4791) or the Internet (<http://www.epa.gov/ost/tools/dwstds-s.html>).

**8. Organoleptic Effects**

The compilation contains 304(a) criteria for pollutants with toxicity-based criteria as well as non-toxicity based criteria. The basis for the non-toxicity based criteria are organoleptic effects (e.g., taste and odor) which would make water and edible

aquatic life unpalatable but not toxic to humans. The table includes criteria for organoleptic effects for 23 pollutants. Pollutants with organoleptic effect criteria more stringent than the criteria based on toxicity (e.g., included in both the priority and non-priority pollutant tables) are footnoted as such.

### 9. Category Criteria

In the 1980 criteria documents, certain recommended water quality criteria were published for categories of pollutants rather than for individual pollutants within that category. Subsequently, in a series of separate actions, the Agency derived criteria for specific pollutants within a category. Therefore, in this compilation EPA is replacing criteria representing categories with individual pollutant criteria (e.g., 1,3-dichlorobenzene, 1,4-dichlorobenzene and 1,2-dichlorobenzene).

### 10. Specific Chemical Calculations

#### A. Selenium

##### (1) Human Health

In the 1980 Selenium document, a criterion for the protection of human health from consumption of water and organisms was calculated based on a BCF of 6.0 L/kg and a maximum water-related contribution of 35 Fg Se/day. Subsequently, the EPA Office of Health and Environmental Assessment issued an errata notice (February 23, 1982), revising the BCF for selenium to 4.8 L/kg. In 1988, EPA issued an addendum (ECAO-CIN-668) revising the human health criteria for selenium. Later in the final National Toxic Rule (NTR, 57 FR 60848), EPA withdrew previously published selenium human health criteria, pending Agency review of new epidemiological data.

This compilation includes human health criteria for selenium, calculated using a BCF of 4.8 L/kg along with the current IRIS RfD of 0.005 mg/kg/day. EPA included these recommended water quality criteria in the compilation because the data necessary for calculating a criteria in accordance with EPA's 1980 human health methodology are available.

##### (2) Aquatic Life

This compilation contains aquatic life criteria for selenium that are the same as those published in the proposed CTR. In the CTR, EPA proposed an acute criterion for selenium based on the criterion proposed for selenium in the Water Quality Guidance for the Great Lakes System (61 FR 58444). The GII and CTR proposals take into account data showing that selenium's two most prevalent oxidation states, selenite and selenate, present differing potentials for aquatic toxicity, as well as new data indicating that various forms of selenium are additive. The new approach produces a different selenium acute criterion concentration, or CMC, depending upon the relative proportions of selenite, selenate, and other forms of selenium that are present. EPA notes it is currently undertaking a reassessment of selenium, and expects the 304(a) criteria for selenium will be revised based on the final reassessment (63FR26186). However, until such time as revised water quality criteria for selenium are published by the Agency, the recommended water quality criteria in this compilation are EPA's current 304(a) criteria.

#### B. 1,2,4-Trichlorobenzene and Zinc

Human health criteria for 1,2,4-trichlorobenzene and zinc have not been previously published. Sufficient information is now available for calculating water quality criteria for the protection of human health from the consumption of aquatic organisms and the consumption of aquatic organisms and water for both these compounds. Therefore, EPA is publishing criteria for these pollutants in this compilation.

#### C. Chromium (III)

The recommended aquatic life water quality criteria for chromium (III) included in the compilation are based on the values presented in the document titled: 1995 Updates: Water Quality Criteria Documents for the Protection of Aquatic Life in Ambient Water, however, this document contains criteria based on the total recoverable fraction. The chromium (III) criteria in this compilation were calculated by applying the conversion factors used in the Final Water Quality Guidance for the Great Lakes System (60 FR 15366) to the 1995 Update document values.

#### D. Ether, Bis (Chloromethyl), Pentachlorobenzene, Tetrachlorobenzene 1,2,4,5-, Trichlorophenol

Human health criteria for these pollutants were last published in EPA's Quality Criteria for Water 1986 or "Gold Book". Some of these criteria were calculated using Acceptable Daily Intake (ADIs) rather than RfDs. Updated q1\*s and RfDs are now available in IRIS for ether, bis (chloromethyl), pentachlorobenzene, tetrachlorobenzene 1,2,4,5-, and trichlorophenol, and were used to revise the water quality criteria for these compounds. The recommended water quality criteria for ether, bis (chloromethyl) were revised using an updated q1\*, while criteria for pentachlorobenzene, and tetrachlorobenzene 1,2,4,5-, and trichlorophenol were derived using an updated RfD value.

**E. PCBs**

In this compilation EPA is publishing aquatic life and human health criteria based on total PCBs rather than individual arochlors. These criteria replace the previous criteria for the seven individual arochlors. Thus, there are criteria for a total of 102 of the 126 priority pollutants.



## 19. Appendice 2

### Canadian Council of Minister Of The Environment (CCME) Canadian Sediment Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life

#### Summary tables

#### References

CCME (Canadian Council of Ministers of the Environment) 1995. Protocol for the derivation of Canadian sediment quality guidelines for the protection of aquatic life. CCME EPC-98E. Prepared by Environment Canada, Guidelines Division, Technical Secretariat of the CCME Task Group on Water Quality Guidelines, Ottawa. [Reprinted in Canadian environmental quality guidelines, Chapter 6, Canadian Council of Ministers of the Environment, 1999, Winnipeg.] NYSDEC (New York State Department of Environmental Conservation). 1994. Technical guidance for screening contaminated sediments. Prepared by the Division of Fish and Wildlife and the Division of Marine Resources. November 22, 1993. New York. Persaud, D., R. Jaagumagi, and A. Hayton. 1993. Guidelines for the protection and management of aquatic sediment quality in Ontario. Ontario Ministry of the Environment, Water Resources Branch, Toronto.

#### Reference listing:

Canadian Council of Ministers of the Environment. 1999. Canadian sediment quality guidelines for the protection of aquatic life: Summary tables. In: Canadian environmental quality guidelines, 1999, Canadian Council of Ministers of the Environment, Winnipeg.

#### **For further scientific information, contact:**

Environment Canada  
Guidelines and Standards Division  
351 St. Joseph Blvd.  
Hull, QC K1A 0H3  
Phone: (819) 953-1550  
Facsimile: (819) 953-0461  
E-mail: ceag-rcqe@ec.gc.ca  
Internet: <http://www.ec.gc.ca>  
© Canadian Council of Ministers  
of the Environment 1999  
Excerpt from Publication No. 1299; ISBN 1-896997-34-1

#### **For additional copies, contact:**

CCME Documents  
c/o Manitoba Statutory Publications  
200 Vaughan St.  
Winnipeg, MB R3C 1T5  
Phone: (204) 945-4664  
Facsimile: (204) 945-7172  
E-mail: [spccme@chc.gov.mb.ca](mailto:spccme@chc.gov.mb.ca)  
Aussi disponible en français.

<sup>3</sup> derivano dall'aldicarb

<sup>4</sup> deriva dal DDT

<sup>5</sup> deriva dal lindano

<sup>6</sup> deriva dall'atrazina

<sup>1</sup> Il documento integrale dell'USEPA è riportato in [Appendice 1](#)

<sup>2</sup> In [Appendice 2](#) viene riportata la tabella riassuntiva di questo documento

SELEZIONE DELLE SOSTANZE PRIORITARIE PER I CORPI IDRICI  
E DEFINIZIONE DEGLI OBIETTIVI DI QUALITÀ

Appendix A - Conversion Factors for Dissolved Metals

Metal	Conversion Factor freshwater CMC	Conversion Factor freshwater CCC	Conversion Factor saltwater CMC	Conversion Factor saltwater CCC <sup>1</sup>
Arsenic	1.000	1.000	1.000	1.000
Cadmium	$1.136672 - [(\ln \text{hardness}) / (0.041838)]$	$1.101672 - [(\ln \text{hardness}) / (0.041838)]$	0.994	0.994
Chromium III	0.316	0.860	--	--
Chromium VI	0.982	0.962	0.993	0.993
Copper	0.960	0.960	0.83	0.83
Lead	$1.46203 - [(\ln \text{hardness}) / (0.145712)]$	$1.46203 - [(\ln \text{hardness}) / (0.145712)]$	0.951	0.951
Mercury	0.85	0.85	0.85	0.85
Nickel	0.998	0.997	0.990	0.990
Selenium	--	--	0.998	0.998
Silver	0.85	--	0.85	--
Zinc	0.978	0.986	0.946	0.946

Appendix B - Parameters for Calculating Freshwater Dissolved Metals Criteria That Are Hardness-Dependent

Chemical	m <sub>A</sub>	b <sub>A</sub>	m <sub>C</sub>	b <sub>C</sub>	Freshwater Conversion Factors (CF)	
					Acute	Chronic
Cadmium	1.128	-3.6867	0.7852	-2.715	$1.136672 - [(\ln \text{hardness}) / (0.041838)]$	$1.101672 - [(\ln \text{hardness}) / (0.041838)]$
Chromium III	0.8190	3.7256	0.8190	0.6848	0.316	0.860
Copper	0.9422	-1.700	0.8545	-1.702	0.960	0.960
Lead	1.273	-1.460	1.273	-4.705	$1.46203 - [(\ln \text{hardness}) / (0.145712)]$	$1.46203 - [(\ln \text{hardness}) / (0.145712)]$
Nickel	0.8460	2.255	0.8460	0.0584	0.998	0.997
Silver	1.72	-6.52	--	--	0.85	--
Zinc	0.8473	0.884	0.8473	0.884	0.978	0.986

Appendix C - Calculation of Freshwater Ammonia Criterion

1. The one-hour average concentration of total ammonia nitrogen (in mg N/L) does not exceed, more than once every three years on the average, the CMC calculated using the following equation:

$$CMC = \frac{0.275}{1 + 10^{7.204 - pH}} + \frac{39.0}{1 + 10^{pH - 7.204}}$$

In situations where salmonids do not occur, the CMC may be calculated using the following equation:

$$CMC = \frac{0.411}{1 + 10^{7.204 - pH}} + \frac{58.4}{1 + 10^{pH - 7.204}}$$

2. The thirty-day average concentration of total ammonia nitrogen (in mg N/L) does not exceed, more than once every three years on the average, the CCC calculated using the following equation:

$$CCC = \frac{0.0858}{1 + 10^{7.688 - pH}} + \frac{3.70}{1 + 10^{pH - 7.688}}$$

and the highest four-day average within the 30-day period does not exceed twice the CCC.

**Table 1: Interim freshwater sediment quality guidelines (ISQGs; dry weight), probable effect levels (PELs; dry weight), and incidence (%) of adverse biological effects in concentration ranges defined by these values. \***

Substance	ISQG	PEL	% ISQG	ISQG < % < PEL	% PEL
Acenaphthene [See Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs)]					
Acenaphthylene [See Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs)]					
Anthracene [See Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs)]					
Aroclor 1254 [See Polychlorinated biphenyls (PCBs)]					
Arsenic	5.9 mg·kg <sup>-1</sup>	17.0 mg·kg <sup>-1</sup>	5	25	12
Benz(a)anthracene [See Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs)]					
Benzo(a)pyrene [See Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs)]					
Cadmium	0.6 mg·kg <sup>-1</sup>	3.5 mg·kg <sup>-1</sup>	11	12	47
Chlordane	4.50 µg·kg <sup>-1</sup>	8.87 µg·kg <sup>-1</sup>	2	17	70
Chromium	37.3 mg·kg <sup>-1</sup>	90.0 mg·kg <sup>-1</sup>	2	19	49
Chrysene [See Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs)]					
Copper	35.7 mg·kg <sup>-1</sup>	197 mg·kg <sup>-1</sup>	4	38	44
DDTs					
DDD † (2,2-Bis(p-chlorophenyl)-1,1,-dichloroethane; Dichloro diphenyl dichloroethane)	3.54 µg·kg <sup>-1</sup>	8.51 µg·kg <sup>-1</sup>	3	30	85
DDE † (1,1-Dichloro-2,2,bis(p-chlorophenyl)-ethene; Diphenyl dichloro ethylene)	1.42 µg·kg <sup>-1</sup>	6.75 µg·kg <sup>-1</sup>	6	20	47
DDT † (2,2-Bis(p-chlorophenyl)-1,1,1-trichloroethane; Dichloro diphenyl trichloroethane)	1.19 µg·kg <sup>-1 †</sup>	4.77 µg·kg <sup>-1 §</sup>	8	5	59
Dibenz(a,h)anthracene [See Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs)]					
Dieldrin	2.85 µg·kg <sup>-1</sup>	6.67 µg·kg <sup>-1</sup>	1	10	60
Endrin	2.67 µg·kg <sup>-1</sup>	62.4 µg·kg <sup>-1</sup>	1	64	59
Fluoranthene [See Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs)]					
Fluorene [See Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs)]					
Heptachlor epoxide	0.60 µg·kg <sup>-1</sup>	2.74 µg·kg <sup>-1</sup>	3	12	67
Hexachlorocyclohexane [See Lindane]					
Lead	35.0 mg·kg <sup>-1</sup>	91.3 mg·kg <sup>-1</sup>	5	23	42
Lindane (Hexachlorocyclohexane)	0.94 µg·kg <sup>-1</sup>	1.38 µg·kg <sup>-1</sup>	0	50	49
Mercury	0.17 mg·kg <sup>-1</sup>	0.486 mg·kg <sup>-1</sup>	8	34	36

SELEZIONE DELLE SOSTANZE PRIORITARIE PER I CORPI IDRICI  
E DEFINIZIONE DEGLI OBIETTIVI DI QUALITÀ

segue

Substance	ISQG	PEL	% ISQG	ISQG < % < PEL	% PEL
2-Methylnaphthalene [See Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs)]					
Naphthalene [See Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs)]					
PAHs [See Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs)]					
PCBs [See Polychlorinated biphenyls (PCBs)]					
Phenanthrene [See Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs)]					
Polychlorinated biphenyls (PCBs)					
Aroclor 1254	60 µg·kg <sup>-1</sup> #	340 µg·kg <sup>-1</sup> **			
Total PCBs	34.1 µg·kg <sup>-1</sup>	277 µg·kg <sup>-1</sup>	4	40	50
Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs)					
Acenaphthene	6.71 µg·kg <sup>-1</sup> †	88.9 µg·kg <sup>-1</sup> §			
Acenaphthylene	5.87 µg·kg <sup>-1</sup> †	128 µg·kg <sup>-1</sup> §			
Anthracene	46.9 µg·kg <sup>-1</sup> †	245 µg·kg <sup>-1</sup> §			
Benz(a)anthracene	31.7 µg·kg <sup>-1</sup>	385 µg·kg <sup>-1</sup>	13	6	38
Benzo(a)pyrene	31.9 µg·kg <sup>-1</sup>	782 µg·kg <sup>-1</sup>	11	16	30
Chrysene	57.1 µg·kg <sup>-1</sup>	862 µg·kg <sup>-1</sup>	8	14	25
Dibenz(a,h)anthracene	6.22 µg·kg <sup>-1</sup> †	135 µg·kg <sup>-1</sup> §			
Fluoranthene	111 µg·kg <sup>-1</sup>	2355 µg·kg <sup>-1</sup>	8	23	49
Fluorene	21.2 µg·kg <sup>-1</sup> †	144 µg·kg <sup>-1</sup> §			
2-Methylnaphthalene	20.2 µg·kg <sup>-1</sup> †	201 µg·kg <sup>-1</sup> §			
Naphthalene	34.6 µg·kg <sup>-1</sup> †	391 µg·kg <sup>-1</sup> §			
Phenanthrene	41.9 µg·kg <sup>-1</sup>	515 µg·kg <sup>-1</sup>	4	17	44
Pyrene	53.0 µg·kg <sup>-1</sup>	875 µg·kg <sup>-1</sup>	7	16	32
Pyrene [See Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs)]					

**Table 2: Interim marine sediment quality guidelines (ISQGs; dry weight), probable effect levels (PELs; dry weight), and incidence (%) of adverse biological effects in concentration ranges defined by these values. \***

Substance	ISQG	PEL	% ISQG	ISQG < % < PEL	% PEL
Acenaphthene [See Polycyclic aromatic hydrocarbons; (PAHs)]					
Acenaphthylene [See Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs)]					
Anthracene [See Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs)]					
Aroclor 1254 [See Polychlorinated biphenyls (PCBs)]					
Arsenic	7.24 mg·kg <sup>-1</sup>	41.6 mg·kg <sup>-1</sup>	3	13	47
Benz(a)anthracene [See Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs)]					
Benzo(a)pyrene [See Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs)]					
Cadmium	0.7 mg·kg <sup>-1</sup>	4.2 mg·kg <sup>-1</sup>	6	20	71
Chlordane	2.26 µg·kg <sup>-1</sup>	4.79 µg·kg <sup>-1</sup>	9	12	17
Chromium	52.3 mg·kg <sup>-1</sup>	160 mg·kg <sup>-1</sup>	4	15	53
Chrysene [See Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs)]					
Copper	18.7 mg·kg <sup>-1</sup>	108 mg·kg <sup>-1</sup>	9	22	56
DDTs					
DDD † (2,2-Bis(p-chlorophenyl)-1,1, dichloroethane; Dichloro diphenyl dichloroethane)	1.22 µg·kg <sup>-1</sup>	7.81 µg·kg <sup>-1</sup>	4	11	46
DDE † (1,1-Dichloro-2,2,bis(p-chlorophenyl)- ethene; Diphenyl dichloro ethylene)	2.07 µg·kg <sup>-1</sup>	374 µg·kg <sup>-1</sup>	5	16	50
DDT † (2,2-Bis(p-chlorophenyl)-1,1,1-trichloroethane; Dichloro diphenyl trichloroethane)	1.19 µg·kg <sup>-1</sup>	4.77 µg·kg <sup>-1</sup>	8	5	59
Dibenz(a,h)anthracene [See Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs)]					
Dieldrin	0.71 µg·kg <sup>-1</sup>	4.30 µg·kg <sup>-1</sup>	4	13	50
Endrin	2.67 µg·kg <sup>-1</sup> †	62.4 µg·kg <sup>-1</sup> §			
Fluoranthene [See Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs)]					
Fluorene [See Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs)]					
Heptachlor epoxide	0.60 µg·kg <sup>-1</sup> †	2.74 µg·kg <sup>-1</sup> §			
Hexachlorocyclohexane [See Lindane]					
Lead	30.2 mg·kg <sup>-1</sup>	112 mg·kg <sup>-1</sup>	6	26	58
Lindane (Hexachlorocyclohexane)	0.32 µg·kg <sup>-1</sup>	0.99 µg·kg <sup>-1</sup>	3	21	26
Continued.					
Mercury	0.13 mg·kg <sup>-1</sup>	0.70 mg·kg <sup>-1</sup>	8	24	37
2-Methylnaphthalene [See Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs)]					
Naphthalene [See Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs)]					
PAHs [See Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs)]					
PCBs [See Polychlorinated biphenyls (PCBs)]					
Phenanthrene [See Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs)]					

SELEZIONE DELLE SOSTANZE PRIORITARIE PER I CORPI IDRICI  
E DEFINIZIONE DEGLI OBIETTIVI DI QUALITÀ

segue

Substance	ISQG	PEL	% ISQG	ISQG < % < PEL	% PEL
Polychlorinated biphenyls (PCBs)					
Aroclor 1254	63.3 $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$	709 $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$	1	24	76
Total PCBs	21.5 $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$	189 $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$	16	37	55
Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs)					
Acenaphthene	6.71 $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$	88.9 $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$	8	29	57
Acenaphthylene	5.87 $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$	128 $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$	7	14	51
Anthracene	46.9 $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$	245 $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$	9	20	75
Benz(a)anthracene	74.8 $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$	693 $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$	9	16	78
Benzo(a)pyrene	88.8 $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$	763 $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$	8	22	71
Chrysene	108 $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$	846 $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$	9	19	72
Dibenz(a,h)anthracene	6.22 $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$	135 $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$	16	12	65
Fluoranthene	113 $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$	1 494 $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$	10	20	80
Fluorene	21.2 $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$	144 $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$	12	20	70
2-Methylnaphthalene	20.2 $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$	201 $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$	0	23	82
Naphthalene	34.6 $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$	391 $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$	3	19	71
Phenanthrene	86.7 $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$	544 $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$	8	23	78
Pyrene	153 $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$	1 398 $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$	7	19	83
Pyrene [See Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs)]					
Toxaphene	0.1 $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ †	—**			
Zinc	124 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$	271 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$	4	27	65

† ISQGs and PELs presented here have been calculated using a modification of the NSTP approach (CCME 1995).

‡ Sum of *p,p'* and *o,p'* isomers.

§ Provisional; adoption of freshwater ISQG.

¶ Provisional; adoption of freshwater PEL.

# Provisional; 1% TOC; adoption of the chronic sediment quality criterion of 0.01  $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$  TOC of the New York State Department of Environmental Conservation (NYSDEC 1994).

\*\* No PEL derived.