



**APAT**  
Agenzia per la protezione  
dell'ambiente e per i servizi tecnici

**Dipartimento Rischio Tecnologico e Nucleare  
Settore Osservatorio sulle Tecnologie (RIS -TEC)**

**Analisi dell'esposizione in acque correnti**

**Dr. ssa Cristina Coccia**

**TUTOR: Ing. Giuseppe Marella  
COTUTOR: Dr. Nicola Pacini**

**Servizio Promozione della Formazione Ambientale  
Marzo 2006**

PREMESSA.....	2
Abstract.....	3
1 INTRODUZIONE .....	5
1.1 Valutazione del degrado delle acque correnti.....	5
1.2 Analisi di Rischio Ecologico .....	5
1.3 Principi di Ecotossicologia .....	6
1.4 Analisi dell'Esposizione .....	8
1.5 Esempi di fattori che influiscono sul contatto .....	12
1.6 Caratterizzazione del Rischio .....	13
2 CONTAMINANTI .....	15
2.1 Rilascio di contaminanti nelle acque correnti.....	15
2.2 Distribuzione dei contaminanti secondo proprietà chimico-fisiche .....	15
2.3 Modelli di distribuzione dei contaminanti nelle matrici .....	16
2.4 Bioconcentrazione e bioaccumulo .....	17
2.5 Biodisponibilità.....	19
2.6 Contaminanti principali .....	20
Contaminanti inorganici .....	20
Metalli e metalloidi.....	21
Fertilizzanti inorganici.....	22
Contaminanti organici.....	22
Idrocarburi .....	23
I POP.....	23
Detersivi.....	24
3 COMPARTIMENTI .....	24
3.1 Compartimenti di esposizione .....	24
3.2 Sedimenti .....	25
3.3 Esposizione dei contaminanti nei sedimenti.....	27
3.4 Esposizione ai contaminanti presenti nella colonna d'acqua.....	28
3.5 Effetto delle attività antropiche sulla morfologia dei corsi d'acqua.....	29
4 ESPOSIZIONE A LIVELLO DEL RECETTORE .....	30
4.1 Effetti dell'esposizione ai contaminanti .....	32
4.2 QSAR ( <i>Quantitative Structure-Activity Relationships</i> ).....	34
4.3 Effetti sull'ecosistema.....	34
4.4 Differenza tra ARE e ARS.....	35
4.5 Recettori di particolare importanza (ROC- <i>Receptors of concern</i> ) .....	35
5 MODELLIZZAZIONE.....	40
6 CONCLUSIONI .....	44
APPENDICE 1 .....	46
Caratteristiche e proprietà dei principali contaminanti acquatici .....	46
Cromo .....	46
Piombo .....	48
Mercurio.....	50
Contaminanti organici persistenti POP.....	52
Policlorobifenili –PCB- .....	53
Diossine e furani .....	55
Idrocarburi policiclici aromatici -IPA- .....	57
APPENDICE 2 .....	59
L'integrità ecologica dei corsi d'acqua nella normativa Italiana.....	59
APPENDICE 3 .....	60
Elenco di sostanze prioritarie in materia di acque .....	60
GLOSSARIO DEI TERMINI E DEGLI ACRONIMI .....	61
BIBLIOGRAFIA .....	65

## **PREMESSA**

L'analisi dell'esposizione rappresenta una fase fondamentale e, al tempo stesso critica, dell'analisi di Rischio ecologico. E' una procedura, articolata in stadi, attraverso la quale è possibile individuare e descrivere, nel tempo e nello spazio, le modalità del contatto e dell'interazione tra l'agente contaminante ed il recettore, ed individuare la natura e l'intensità dei rapporti di causa-effetto conseguenti tale interazione. Negli ambienti acquatici l'esposizione a sostanze chimiche ha un posto di rilievo tra i fattori di rischio per il mantenimento della diversità biologica e di ambienti di primaria bellezza ed importanza del nostro paese. I fiumi italiani sono sempre più soggetti ad interventi di canalizzazione, ad immissione di sostanze inquinanti o a captazione di acqua e di ghiaia. Azioni che compromettono la flora e la fauna, e che possono avere serie ripercussioni sulla salute umana. Tutto questo ci ha portati a realizzare questa tesi di stage, il cui obiettivo è stato quello di sottolineare l'analisi dell'esposizione delle sostanze inquinanti nei fiumi, cercando di realizzare un documento che facilitasse sia l'interpretazione che la comprensione dell'analisi di esposizione in *toto*, approfondendo le sue caratteristiche e le sue modalità di azione, sottolineando il suo ruolo fondamentale svolto nell'ambito dell'analisi di rischio ecologico e la necessità della sua applicazione per la salvaguardia dei fiumi italiani.

### Abstract

L'analisi dell'esposizione è una procedura articolata in fasi che determina l'evento di contatto tra l'agente di pressione ed il recettore, identifica le caratteristiche dell'ecosistema e del recettore che sono determinanti per la realizzazione per la messa in atto degli effetti dovuti alla distribuzione degli agenti di pressione nell'ambiente e individua la natura e l'intensità dei rapporti di causa-effetto conseguenti tale interazione.

L'interesse per questo argomento nasce dalla crescente consapevolezza del ruolo dell'analisi dell'esposizione come metodologia fondamentale a sostegno dell'Analisi di Rischio Ecologico. Si è ritenuto quindi necessario realizzare il presente lavoro, il cui obiettivo è stato quello di realizzare un documento che facilitasse sia l'interpretazione che comprensione dell'analisi dell'esposizione approfondendo le diverse fasi che la caratterizzano.

Nell'ambito della tutela delle acque correnti l'analisi dell'esposizione si propone come metodologia elettiva per verificare la vulnerabilità degli organismi acquatici sottoposti a contaminazione, specificando i meccanismi di azione dei contaminanti nel contesto delle condizioni ambientali che determinano la loro esposizione al contatto e permette di comprendere appieno l'importanza della conservazione dell'integrità ecologica fluviale per garantire il mantenimento di elevati valori di biodiversità.

Appare quindi la necessità della sua applicazione per la salvaguardia dell'integrità e del mantenimento della naturalità ecologica dei fiumi italiani.

Nel realizzare il presente stage si è proceduto illustrando:

- le diverse fasi in cui si articola l'analisi dell'esposizione
- il comportamento, la distribuzione e le modalità di azione dei contaminati immessi nel corpo ricevente in base alle loro caratteristiche fisico-chimiche;
- le principali vie di esposizione ed i compartimenti ambientali soggetti a tale contaminazione;
- i principali recettori sensibili alla contaminazione sulla base della loro presenza nelle matrici contaminate;
- le modalità di contatto ed i rapporti causa-effetto derivanti dalla contaminazione.

Concludono il lavoro alcune considerazioni circa l'importanza dell'approfondimento di tematiche che riguardano l'esposizione interna per una potenziale fusione di approcci tra l'Analisi di Rischio Sanitario e l'Analisi di Rischio Ecologico.

## Abstract

Analysis of exposure is an articulated methodology that determines the way of contact between a stressor and a receptor. It describes the characteristics of the ecosystem and the receptor, the distribution of the stressor in the environment, and the extent and pattern of contact or co-occurrence.

Work on this argument began after the scientists emphasize the leading role that exposure assessments done as part of a risk assessment.

The objective of the present work is to produce a document to facilitated the interpretation of the analysis of the exposure by illustrating the different phases that they characterize it.

The analysis of the exposure is playing an increasingly important role in the protection of running waters. It is moving beyond a focus on assessing the effects of pollutant in aquatic organisms subordinates to contamination, evaluating the specific topic of action of pollutants in the context of the environmental conditions that determine the exposure.

In the running waters this approach could be applied to comprise the importance of instream habitat quality and biological integrity in order to guarantee the maintenance of elevate stream biodiversity.

This method appears therefore necessary for the safeguard of integrity and the maintenance of the ecological naturalness of the Italian rivers.

In realizing the present stage we illustrate:

- the different analysis of exposure phases
- the behavior, distribution and the way of action of the stressors that arrive in the receiving water body dependent on their physico-chemicals characteristics;
- the chemicals and the receptors of potential concern in the water course, on the base of their physics-chemical and biological characteristic;
- the main exposure pathways and compartments subject to contamination;
- the way of contact and the relationships cause-effect deriving from the contamination.

Work conclusion highlights the importance of internal exposure, too for the fusion between the Analysis of Sanitary Risk and the Analysis of Ecological Risk.

## **1 INTRODUZIONE**

### **1.1 Valutazione del degrado delle acque correnti**

Storicamente lo studio della contaminazione degli ecosistemi acquatici è stato focalizzato sul monitoraggio della qualità delle acque per il rilevamento degli eventi di inquinamento e dei responsabili delle sorgenti puntuali. Grazie all'evento della Direttiva Quadro sulle Acque (Dir 2000/60/CE) l'accento si è definitivamente spostato all'analisi degli impatti rilevati direttamente sugli organismi che vivono negli ecosistemi acquatici, ed in particolare su: macrofite, phytoplankton, phytobenthos, macroinvertebrati e pesci. I parametri chimico-fisici ed idromorfologici non vengono considerati dalla nuova normativa che "a supporto" di parametri biologici ritenuti prioritari. In questo contesto l'Analisi di Rischio Ecologico si propone come metodologia elettiva per verificare la vulnerabilità degli organismi acquatici sottoposti a contaminazione, specificando i meccanismi di azione dei contaminanti nel contesto delle condizioni ambientali che determinano la loro esposizione al contatto.

### **1.2 Analisi di Rischio Ecologico**

L'analisi di rischio ecologico valuta la probabilità dell'occorrenza di un evento con effetti ecologici avversi, in seguito all'esposizione ad uno o più agenti di stress.<sup>1</sup> In termini generali il rischio ecologico viene definito come un processo per organizzare ed analizzare dati, informazioni, assunzioni ed incertezze. Esso è finalizzato alla stima e alla valutazione della probabilità che si manifestino effetti avversi sull'ecosistema analizzato e consente di comprendere i potenziali effetti dovuti ad agenti di pressione e all'esposizione che realizza il contatto tra questi ed il bersaglio. Lo scopo di questa metodologia è quello di trasformare dati scientifici in informazioni descrittive riguardanti il rischio ambientale generato da attività umane ed infine di generare raccomandazioni utili alla gestione ambientale.<sup>2</sup> Generalmente l'analisi di rischio ecologico inizia con la pianificazione e la formulazione del problema, procede attraverso l'analisi dell'esposizione e termina con la caratterizzazione del rischio. Durante la fase di pianificazione vengono inquadrati, sulla base di conoscenze scientifiche, i problemi ambientali riconosciuti dalla società. La formulazione del problema è un processo utilizzato per valutare e formulare ipotesi riguardo il verificarsi di effetti ecologici avversi in seguito ad attività umane. Questa fase

---

<sup>1</sup> U.S. EPA, 1998

<sup>2</sup> Pacini & Marella

include l'integrazione delle informazioni disponibili su fonti, agenti di stress, effetti e le caratteristiche dei recettori e dell'ecosistema. Da queste informazioni vengono definiti gli aspetti ambientali da proteggere "*assessment endpoint*" e vengono sviluppati i modelli concettuali. Entrambi questi prodotti sono necessari per completare un piano di analisi, che rappresenta il prodotto finale della formulazione del problema. Durante la fase di analisi i dati raccolti vengono valutati per definire le relazioni quantitative di causa-effetto e per la costruzione di modelli di verifica delle principali relazioni individuate. La fase di analisi procede con due attività parallele che riguardano sia l'analisi degli effetti ecologici che l'analisi dei percorsi di esposizione. L'obiettivo di questa fase è quello di fornire gli elementi necessari per determinare o prevedere le possibili risposte ecologiche derivanti dall'esposizione ad agenti di stress. La caratterizzazione del rischio prevede l'integrazione dell'esposizione e dei profili di causa-effetto attraverso il processo di stima del rischio. Questa costituisce la fase culminante dell'ARE ed include una revisione delle assunzioni, delle incertezze scientifiche e della forza/debolezza delle analisi. Il prodotto finale è una caratterizzazione del rischio, ottenuta mediante una sintesi che integra l'analisi delle esposizione e degli impatti considerando i rispettivi livelli d'incertezza. La significatività del rischio va verificata nel contesto delle condizioni sito-specifiche ed in coerenza con le linee di evidenza. La caratterizzazione completa del rischio consente di chiarire le relazioni tra gli agenti di stress, gli effetti, e le entità ecologiche e di raggiungere conclusioni che possono essere utili per la realizzazione di interventi gestionali e per la valutazione delle possibili conseguenze di decisioni manageriali.

### **1.3 Principi di Ecotossicologia**

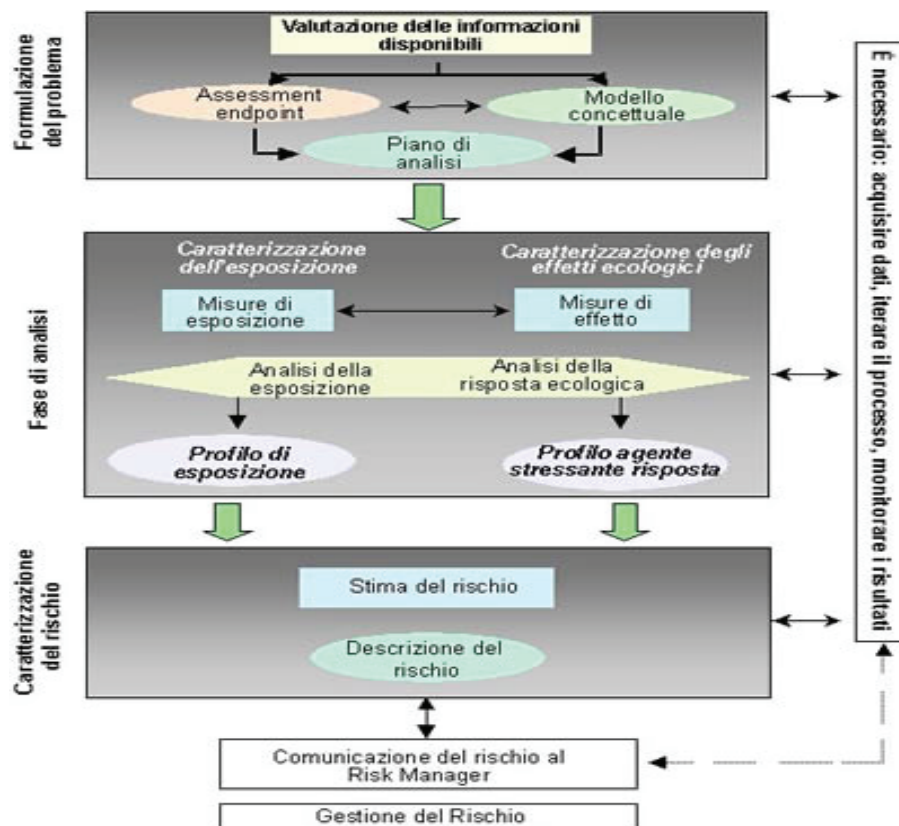
L'analisi degli effetti si avvale di test ecotossicologici indispensabili per stabilire relazioni di dose-effetto per i diversi contaminanti.

Dal 1969, anno in cui il termine ecotossicologia fu coniato da un comitato dell'International Council of Scientific Unions, molte sono state le definizioni attribuite a questa disciplina, ponendo l'accento sia sulla componente ecologica che su quella tossicologica. Moriarty<sup>3</sup> la definisce come la scienza che si occupa di valutare l'effetto degli inquinanti sugli ecosistemi. Di fatto l'ecotossicologia è una disciplina che integra i campi d'indagine della chimica (destino delle sostanze nell'ambiente), della tossicologia ambientale (valutazione degli effetti a diversi livelli d'integrazione biologica) e dell'ecologia (fornisce indicazioni sui processi alla base della struttura e funzione degli

---

<sup>3</sup> Moriarty, 1983

ecosistemi e le interazioni tra la componente abiotica e biotica). Lo scopo della ricerca ecotossicologica è quello di fornire informazioni e strumenti per le analisi, la misura, la predizione ed il controllo delle sostanze nell'ambiente.



**Figura 1. Inquadramento dell'Analisi di Rischio Ecologico proposto dall'U.S. EPA (1998)**

In pratica si occupa di definire i livelli massimi di concentrazione che per un dato contaminante non devono essere superati nell'ambiente, di produrre delle procedure di valutazione del rischio ambientale, e di realizzare delle attività di monitoraggio e di valutazione e gestione della qualità ambientale. I concetti, i principi ed i metodi ecotossicologici possono essere applicati:

- prima dell'evento inquinante, per valutare gli effetti ecologici dovuti all'immissione di un singolo composto, o di una miscela di composti, potenzialmente tossici, nell'ambiente.
- dopo, per verificare gli effetti derivanti dell'immissione di un singolo composto inquinante o, di una miscela di inquinanti, considerando le interazioni fisiche, chimiche e biologiche con i diversi compartimenti ambientali. In questo caso gli approcci possibili sono sostanzialmente due: la stima della tossicità di campioni opportunamente raccolti negli ambienti di studio, oppure il biomonitoraggio degli



- eventuali effetti indesiderati che sono avvenuti o avvengono nell'ambiente a causa dell'immissione di una singola sostanza o di una miscela di sostanze, almeno in parte potenzialmente tossiche.

In entrambi i casi l'ecotossicologia si basa sulle risposte di "organismi biologici" (alghe, batteri, vegetali, invertebrati, vertebrati) ed evidenzia come, per diverse sostanze, ciascuno presenta una diversa sensibilità.<sup>4</sup>

#### **1.4 Analisi dell'Esposizione**

E' una procedura articolata in fasi il cui obiettivo è quello di descrivere in maniera completa come, quando e dove si verifica l'esposizione, considerando le fonti d'immissione dei contaminanti, la loro distribuzione nell'ambiente, le modalità di contatto tra i contaminanti ed i recettori e gli effetti che derivano da tali interazioni.

L'esposizione è definita come il contatto tra l'agente di pressione ed il recettore.

Il processo identifica le caratteristiche dell'ecosistema e del recettore che sono determinanti per generare gli effetti dovuti alla distribuzione degli agenti di stress nell'ambiente e l'intensità dell'effetto indotto.

L'obiettivo dell'analisi dell'esposizione è quello di produrre un *profilo di esposizione* che descriva, attraverso l'identificazione del percorso seguito dall'agente di pressione dalla fonte sino al recettore, il meccanismo d'azione alla base di tale interazione e la dimensione spazio-temporale che la caratterizza.

La procedura di analisi dell'esposizione implica che i fattori di esposizione siano espressi in termini e dimensioni direttamente relazionabili all'analisi degli effetti.

A tal scopo le tre dimensioni che dovrebbero essere considerate quando si valuta l'esposizione comprendono l'intensità, il tempo e lo spazio. L'intensità è generalmente espressa come la concentrazione nel mezzo che è a contatto con il recettore, il tempo è definito sia come durata di contatto tra contaminante ed recettore, che come frequenza ossia il ripetersi di esposizioni episodiche (stagionalità). La dimensione spaziale viene generalmente definita come l'area all'interno della quale si verifica l'esposizione; per quanto riguarda i fiumi, lo spazio può essere considerato come una distanza lineare.<sup>5</sup>

#### **Stadi dell'analisi dell'esposizione**

La pratica dello studio degli scenari di esposizione può essere considerato suddividendolo in alcune fasi relative alle principali componenti.

**Descrizione della fonte:** L'analisi dell'esposizione può iniziare dalla fonte, quando conosciuta, dalle esposizioni note successivamente collegate alle fonti, o dagli agenti di

---

<sup>4</sup> Baudo, 2001

<sup>5</sup> Suter *et al.*, 2000

stress per i quali si cercherà di identificare la fonte e di quantificare l'intensità di contatto. In ogni caso l'obiettivo di questa fase è quello di identificare la fonte principale dell'impatto, valutare gli agenti di pressione provenienti da questa, e stabilire la significatività di altre fonti potenziali.

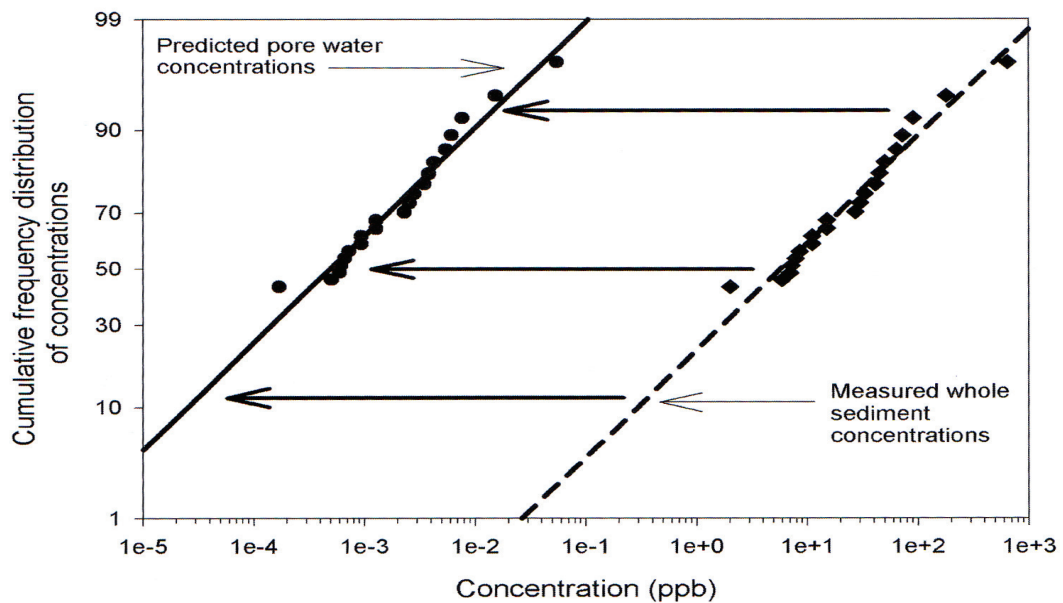
Una fonte può essere definita in 2 modi principali: il luogo dove il fattore di stress è originato o dove è rilasciato, o l'azione che dà origine allo stress. In aggiunta all'identificazione del luogo d'immissione dell'agente di stress ne viene anche individuata la durata e l'intensità. E' importante considerare il possibile concorso di fonti puntuali multiple, di fonti diffuse anche provenienti da zone molto distanti dal luogo d'impatto e degli effetti dovuti alla distribuzione naturale delle concentrazioni (*fondo naturale*). Molti agenti chimici (per esempio: numerosi metalli), sono generalmente diffusi da fonti che generano allo stesso tempo altri contaminanti (per esempio: metalli associati agli idrocarburi aromatici policiclici dovuti al trasporto veicolare). La comprensione di processi quali il trasporto a cui possono essere soggetti, le trasformazioni chimiche e la biodisponibilità è determinante per poter spiegare l'impatto potenziale degli agenti chimici.

***Descrizione dei processi di distribuzione dell'agente di stress nell'ambiente:*** La seconda fase dell'analisi dell'esposizione comprende la descrizione della distribuzione spaziale e temporale dei fattori di stress nell'ambiente. In pratica questa parte dell'analisi si svolge identificando il meccanismo di formazione del principale agente di stress nonché degli agenti secondari, la descrizione del loro percorso a partire dalla fonte, e la loro successiva distribuzione nelle diverse matrici ambientali.

Nel compartimento sedimenti una corretta analisi dell'esposizione deve considerare anche le concentrazioni delle sostanze inquinanti nelle acque interstiziali. A causa delle difficoltà di misurazioni dirette per ottenere dati riguardo la distribuzione di sostanze chimiche nelle acque interstiziali, si è realizzato un metodo alternativo che consente di ottenerle indirettamente da misurazioni effettuate sul sedimento *in toto*. Tale metodologia si basa sul principio della ripartizione all'equilibrio, e consente di convertire le concentrazioni contenute nei sedimenti nella loro probabile concentrazione nelle acque interstiziali. In figura 2, concentrazioni misurate per mezzo di un'estrazione dei contaminanti organici contenuti nei sedimenti sono usate per stimare le concentrazioni presenti nella soluzione interstiziale che può essere direttamente relazionata alla concentrazione di non-effetto (NOEC - *No Observed Effect Concentration*) o di scarso effetto (LOEC - *Lowest Observed Effect Concentration*) derivata da test ecotossicologici. La conversione si è servita di coefficienti di partizione all'equilibrio relativi al carbonio organico nei sedimenti, utilizzando tutti i campioni nei quali il tenore di carbonio organico era superiore al 0,2%, nel qual caso il carbonio organico è considerato la fase più rilevante per l'assorbimento del

contaminante. La validità di questo approccio chiede di assumere che l'esposizione nel compartimento sedimenti che si verifica attraverso le acque interstiziali sia rilevante rispetto agli effetti tossici.<sup>6</sup>

**-Valutazione dei percorsi di esposizione:** Gli agenti di stress possono essere trasportati attraverso molteplici vie, per questo occorre un'attenta valutazione che permetta di raccogliere ed interpretare i dati rilevati a partire da matrici e da siti idonei, e di realizzare modelli in grado di descrivere quantitativamente i processi principali.



**Figura 2. Conversione di concentrazioni di pesticidi misurate nei sedimenti di alcuni canali in Florida, in concentrazioni presenti nella soluzione interstiziale (Carriger *et al.*, 2006)**

Per i contaminanti chimici, ad esempio, tale valutazione parte dalla determinazione delle potenziali matrici che possono fungere da compartimenti di accumulo. A tal proposito si devono considerare proprietà fisico-chimiche della matrice (temperatura, potenziale redox, pH, salinità, attività batterica ed altri fattori biogeochimici specifici) e della sostanza (solubilità, pressione di vapore, lipofilia, volatilità, fattore di bioaccumulo).

L'identificazione completa delle vie di esposizione deve avvenire prima di valutazioni quantitative in modo che durante l'analisi di esposizione sia possibile focalizzarsi solo sui quei contaminanti che raggiungono effettivamente il recettore ecologico. L'esame dei diversi componenti di uno scenario di esposizione permette di individuare i percorsi completi che contribuiscono maggiormente all'esposizione del sito esaminato, e che possono essere utilizzati per la pianificazione di possibili azioni di mitigazione del rischio

<sup>6</sup> Carriger *et al.*, 2006

ecologico.<sup>7</sup> Una via di esposizione è completa se un contaminante può diffondersi dalla fonte al recettore ecologico, e da questo essere assorbito. La tabella 1, illustra un'ipotetica via di esposizione di un agente inquinante rilasciato in atmosfera. Soprattutto quando la contaminazione è recente o non è possibile campionare o fare analisi, si ricorre a modelli che simulano il trasporto dell'agente inquinante in un singolo medium. Modelli generici per la stima del trasporto in acqua superficiale e sotterranea, nel suolo ed in aria, sono disponibili sul sito del centro per la pianificazione dei modelli di esposizione dell' U.S. EPA.<sup>8</sup> Per un'analisi più approfondita è necessario stimare la concentrazione in diverse matrici; a tal proposito è possibile consultare diversi modelli multimediali.<sup>9</sup>

**-Valutazione di agenti di stress secondari:** Questa è una fase fondamentale della caratterizzazione dell'esposizione, che dovrebbe essere condotta simultaneamente alla caratterizzazione degli effetti ecologici, al fine di garantire che tutti i fattori di stress secondari siano considerati. Per le sostanze chimiche questa valutazione tende ad analizzare soprattutto i metaboliti, i prodotti provenienti dalla biodegradazione o i prodotti chimici che si formano in seguito alla degradazione abiotica. Anche le modificazioni fisiche possono generare fattori secondari di stress. La rimozione della vegetazione riparia, ad esempio, causa un incremento dei nutrienti, della temperatura e della sedimentazione e modifica la corrente.<sup>10</sup>

Via di esposizione	Monitoraggio
Fonte di rilascio in atmosfera	Monitoraggio del rilascio
Trasporto e trasformazione atmosferica	Campionamenti atmosferici
Deposizione	Dati della rete di deposito
Inalazione	Generalmente non monitorati
Contaminazione di matrici secondarie (suolo, acqua, cibo)	Monitoraggio delle concentrazioni nelle matrici
Ingestione o inalazione	Sporadiche indagini di mercato
Assorbimento nel sistema circolatorio (modificato dalla biodisponibilità e dalle modalità di assorbimento)	Biomonitoraggio dell'esposizione (applicato all'uomo nel caso di esposizione generata sul luogo di lavoro)
Metabolismo - escrezione	Escrezione urinaria
Distribuzione in altri tessuti	
Tessuti bersaglio	Misure funzionali
Dose biologicamente attiva	
Compartimenti di accumulo	Monitoraggio delle concentrazioni nei tessuti
Condizione subclinica	Biomonitoraggio
Malattia clinica	Controllo clinico

**Tabella 1. Ipotetica via di esposizione relativa al rilascio in atmosfera di un agente chimico dalla fonte di immissione al sito bersaglio dove si genera l'effetto biologico avverso (Burger & Gochfeld, 2004)**

<sup>7</sup> U.S. EPA, 1992

<sup>8</sup> Fonte: <http://www.epa.gov/CEAM>

<sup>9</sup> Suter *et al.*, 2000

<sup>10</sup> Suter *et al.*, 2000

**Descrizione del contatto:** La terza fase dell'analisi dell'esposizione è la descrizione dell'intensità, dell'estensione spazio-temporale e della modalità di contatto tra agente di stress e recettore.<sup>11</sup> L'eventualità di contatto è una funzione della distribuzione del fattore di stress nell'ecosistema e del comportamento del recettore. Per le sostanze chimiche, il contatto è misurato come la quantità di un prodotto chimico ingerito, inalato, o a contatto con la pelle (dose potenziale). Nel grafico in figura 5 si evidenzia lo stress che deriva dal contatto con le sostanze inquinanti contenute nelle acque interstiziali. In tale grafico la distribuzione delle concentrazioni di esposizione nella soluzione interstiziale dei sedimenti è messa a confronto con la distribuzione di sensibilità delle specie (SSD). Interpolando i valori delle due rette si ottiene una stima del rischio.<sup>12</sup> Questo approccio consente il confronto tra i dati in laboratorio e quelli ottenuti sul campo.

In prima analisi, il contatto viene espresso determinando la concentrazione media presente nell'ecosistema, assumendo che il prodotto chimico sia mescolato bene, ben distribuito tra le matrici ambientali, e che l'organismo si muova a caso nell'ecosistema. Gli effetti tossici sono proporzionali alla frazione della sostanza che viene assorbita internamente ed entra in circolo interessando gli organi vitali. L'*intake*, calcolato considerando l'ammontare della sostanza che viene assorbito internamente dall'organismo, è una funzione delle caratteristiche della sostanza, della matrice e delle proprietà fisiologiche dell'organismo sia a livello di organo che di tessuto che a livello cellulare.<sup>13</sup> L'interazione tra questi fattori può variare notevolmente le modalità e le quantità di assorbimento. La concentrazione interna di contaminante può essere considerata utilizzando modelli farmacocinetici, stime basate sui *biomarker* e misure di concentrazioni residue nei recettori.

Nella tabella 2 sono riassunte le fonti e le variabili principali necessarie ai fini della valutazione dell'esposizione.

### 1.5 Esempi di fattori che influiscono sul contatto

L'analisi del contatto deve considerare le caratteristiche abiotiche dell'ecosistema. Nei laghi, il termocline, ossia il limite di discontinuità termica che rappresenta una barriera al mescolamento della colonna d'acqua, costituisce un fattore abiotico di rilievo per la considerazione dell'esposizione potenziale negli ecosistemi acquatici. Nei laghi profondi, la porzione inferiore della colonna d'acqua che si trova a contatto con i sedimenti di fondo tende ad essere scarsamente ossigenata; tale fenomeno limita il tempo impiegato dai pesci

---

<sup>11</sup> U.S. EPA, 1998

<sup>12</sup> Carriger *et al.* 2006

<sup>13</sup> Suter *et al.*, 1994

bentonici per alimentarsi, e di conseguenza il tempo in cui questi organismi sono esposti ai contaminanti rilasciati dai sedimenti. Tra le alterazioni fisiche dell'habitat che influiscono sull'esposizione dei biota ai contaminanti la rimozione selettiva della vegetazione riparia assume un ruolo fondamentale. Essa determina una maggiore penetrazione della luce con conseguente innalzamento della temperatura e riduzione della concentrazione di ossigeno, incrementa i tassi di sedimentazione e riduce le captazioni di prodotti chimici e di fertilizzanti provenienti delle zone agricole limitrofe, con conseguente immissione diretta di tali sostanze nel corso d'acqua. Anche le interazioni biotiche possono influire sull'esposizione. Riducendo l'abilità di fuga nelle prede, alcune sostanze chimiche incrementano sia l'esposizione del predatore all'agente inquinante che il rischio per la preda di essere predata.

<b>Fonti di dati:</b> Lista di contaminanti pericolosi del sito in esame Natura ed estensione e caratteristiche demografiche della popolazione bersaglio Concentrazione degli agenti contaminanti nelle matrici ambientali Modelli <ul style="list-style-type: none"> <li><input type="checkbox"/> Di dispersione e di trasporto</li> <li><input type="checkbox"/> Farmacocinetici</li> </ul> Frequenza, durata e modalità di contatto <ul style="list-style-type: none"> <li><input type="checkbox"/> Questionari</li> <li><input type="checkbox"/> Studi di osservazione</li> <li><input type="checkbox"/> Biomarkers</li> </ul> Modelli farmacocinetici basati sulle caratteristiche fisiologiche <ul style="list-style-type: none"> <li><input type="checkbox"/> Biomarkers</li> </ul>			
<b>Classi di variabili necessarie per la stima delle concentrazioni interne in ciascuna matrice</b>			
<b>Aria</b>	<b>Acqua</b>	<b>Suolo/sedimento</b>	<b>Cibo</b>
<b>Concentrazione</b>	<b>Concentrazione</b>	<b>Concentrazione</b>	<b>Concentrazione</b>
Modelli di esposizione	Modalità di ingestione acqua	Abitudini	Modalità di ingestione cibo
Trasporto	Solubilità	Velocità di percolazione	Frequenza di contatto
Chimica	Volatilità	Volatilizzazione	Assorbimento gastro-intestinale
Frequenza di deposizione	Trasporto	Frequenza di contatto	
Frequenza di Contatto	Chimica	Caratteristiche del corpo	
Assorbimento	Frequenza di Contatto	Adsorbimento	
	Adsorbimento		

**Tabella 2. Fonti di dati di esposizione e classi di variabili necessarie per le valutazioni dell'esposizione (Burger & Gochfeld, 2004)**

## 1.6 Caratterizzazione del Rischio

Rappresenta la fase che integra l'analisi dell'esposizione con all'analisi degli effetti.

Il metodo originale dell'U.S. EPA si attua mediante la costruzione delle cosiddette "linee di evidenza" (*lines of evidence, LOE*). Le LOE sono scenari di analisi delle relazioni causa-effetto, pianificate e costruite fin dalla definizione del modello concettuale e dalla

selezione degli *assessment endpoint*, elementi fondamentali dell'Analisi di Rischio Ecologico. Le linee di evidenza propongono percorsi “ragionati” che prendendo in considerazione elementi eterogenei come la struttura fisica degli habitat, il ruolo dei recettori nella catena trofica, la distribuzione dei contaminanti tra diverse matrici propongono delle relazioni spesso più qualitative che formali e quantitative. In Figura 3 è descritta una LOE generica che traccia il percorso virtuale dei contaminanti dalla sorgente al recettore biologico.

Più LOE si formano indipendentemente le une dalle altre costituendo percorsi alternativi e paralleli dell'ARE.<sup>14</sup> In una fase più avanzata, detta di *analisi dell'evidenza*,<sup>15</sup> il proseguimento dell'analisi prevede un confronto tra le possibili LOE individuate secondo criteri di probabilità e di maggior rischio (principio cautelativo).

Sebbene sia possibile il confronto delle relazioni causa-effetto in diversi organismi di un medesimo compartimento, appare difficile raffrontare i dati che derivano da esposizioni in compartimenti differenti (acqua, suolo, sedimento). Tali difficoltà potrebbero risolversi applicando il concetto di esposizione interna, ossia la concentrazione di inquinante presente all'interno del corpo, la quale rappresenta in genere una frazione di quella presente nei comparti ambientali (mezzo esterno), che può essere rilevata direttamente o stimata utilizzando modelli farmacocinetici. Tale concetto può essere considerato come anello di congiunzione per il confronto dei dati tra i diversi compartimenti e come connessione tra gli studi in campo e quelli in laboratorio.<sup>16</sup>

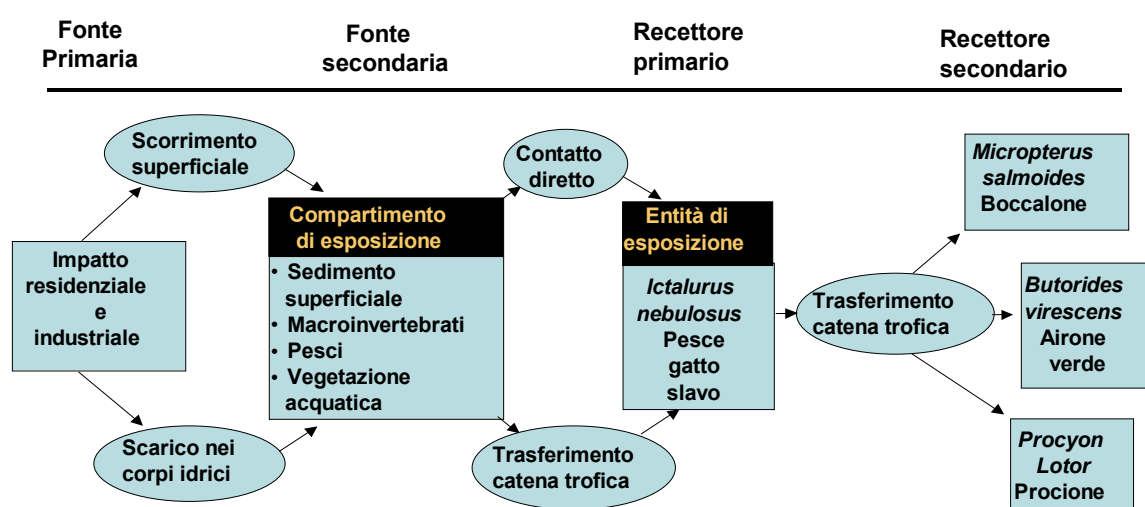


Figura 3. Profilo di esposizione relativo alla contaminazione dell'alveo del fiume Anacostia (bacino del Potomac, Maryland, US)

<sup>14</sup> Pacini & Marella

<sup>15</sup> Suter *et al.*, 2000

<sup>16</sup> Escher *et al.*, 2004

## 2 CONTAMINANTI

### 2.1 Rilascio di contaminanti nelle acque correnti

Il D. Lgs 152/1999 sulla tutela delle acque definisce l'inquinamento idrico come l'effetto dello "scarico effettuato direttamente o indirettamente dall'uomo nell'ambiente idrico di sostanze o di energia le cui conseguenze siano tali da mettere in pericolo la salute umana, nuocere alle risorse viventi e al sistema ecologico idrico, compromettere le attrattive o ostacolare altri usi legittimi delle acque". Le tipologie di inquinanti sono numerose, ma di solito essi vengono classificati in due categorie generali: i macroinquinanti e i microinquinanti.<sup>17</sup>

Queste sostanze chimiche di origine antropica possono entrare nell'ambiente acquatico attraverso fonti puntiformi, quali uno scarico industriale o civile, o da fonti diffuse, quali il dilavamento e l'erosione di terreni agricoli trattati con pesticidi o la deriva aerea durante l'applicazione di pesticidi con erogatori spray. Il rilascio può inoltre essere continuo o intermittente.<sup>18</sup> Qualunque sia la fonte d'immissione, una volta giunte in un corpo idrico, il comportamento, la distribuzione, il destino, la degradazione delle sostanze chimiche nell'ambiente dipenderanno sia dalle loro specifiche caratteristiche fisico-chimiche che da quelle del sistema acqua/sedimento ricevente, che determineranno in ultimo le concentrazioni di sostanza cui i diversi organismi saranno esposti. Il trasporto di contaminanti in forma disciolta darà luogo a diluizione e diffusione della sostanza nella colonna d'acqua, mentre l'adsorbimento su particolato farà sì che esse si leghino ai solidi sospesi ed alla frazione solida dei sedimenti. Questi ultimi, in caso di contaminanti persistenti, andranno a costituire nel tempo serbatoi di accumulo di queste sostanze, ed al tempo stesso fonti durevoli di emissione nel corpo idrico.

### 2.2 Distribuzione dei contaminanti secondo proprietà chimico-fisiche

Il destino di un contaminante può essere, con buona approssimazione, previsto in base alle sue proprietà fisico-chimiche quali: reattività chimica, solubilità e volatilità che determinano la sua ripartizione tra particellato sospeso e fase acquosa e tra questa e l'atmosfera, e ne influenzano la persistenza, la biodisponibilità e la biotrasformazione. Anche le costanti di ripartizione sono fondamentali poiché definiscono la distribuzione del contaminante tra i vari comparti ambientali.

Il coefficiente di ripartizione ottanolo/acqua ( $K_{ow}$ ) è un descrittore della lipofilia, cioè della tendenza delle sostanze organiche neutre a ripartirsi nella fase lipidica. Questa

---

<sup>17</sup> APAT, 2005

<sup>18</sup> TGD, 2003



proprietà è di fondamentale importanza per gli effetti degli inquinanti sui biota, perché da essa dipende la capacità delle sostanze chimiche di attraversare le membrane biologiche, produrre effetti sugli organismi, dando luogo a fenomeni di bioaccumulo e di magnificazione lungo la catena alimentare.<sup>19</sup> In pratica la capacità di una sostanza di dare luogo al fenomeno del bioaccumulo è correlata al suo coefficiente di ripartizione ottanolo/acqua. Valori di lipofilia maggiori determinano un incremento della propensione della sostanza al bioaccumulo. Alcuni valori del  $K_{ow}$  sono riportati nella seguente tabella. Si può osservare che i valori più elevati del coefficiente di ripartizione ottanolo/acqua appartengono agli idrocarburi aromatici, sostanze maggiormente tendenti al bioaccumulo.

Composto	$K_{ow}$
Benzene	130
Naftalene	2300
Anilina	7,9
1-esanolo	34
Benzaldeide	30

**Tabella 3. Coefficiente di ripartizione n-ottanolo/acqua per diverse sostanze**

Il coefficiente di ripartizione aria/acqua ( $K_{aw}$ ) esprime il rapporto, all'equilibrio, tra la concentrazione della sostanza in aria e in acqua descrivendo così la tendenza di una sostanza a volatilizzare, cioè a migrare dal comparto acqua ed entrare nel comparto aria. Esso si calcola direttamente dalla costante di Henry (H).

Il coefficiente di ripartizione carbonio organico/acqua ( $K_{oc}$ ) descrive l'affinità delle sostanze organiche non polari per il carbonio organico misurando la tendenza di una sostanza a muoversi nel suolo.

### **2.3 Modelli di distribuzione dei contaminanti nelle matrici**

A seconda del livello di approfondimento richiesto, l'analisi dell'esposizione si serve di modelli mono- o multi-mediali di distribuzione dei contaminanti. Un primo livello di approssimazione prevede la distribuzione di un contaminante in un compartimento di accumulo sulla base delle sole proprietà fisico-chimiche. I modelli mono-mediali descrivono efficacemente la distribuzione di una sostanza in un dato compartimento o matrice, ma non tengono conto degli scambi con l'esterno. Passando al multi-mediale, in

---

<sup>19</sup> Marchini, 2005

prima approssimazione si possono descrivere gli equilibri tra più matrici o compartimenti in equilibrio stabile tra loro sulla base delle proprietà chimico-fisiche di sostanze e matrici e della geometria dei compartimenti. In una fase di maggior approfondimento viene tenuto conto dei processi di degradazione e trasformazione biogeochimica per produrre una stima del tempo di persistenza del contaminante nelle diverse matrici. Il terzo livello di approfondimento richiede informazioni specifiche sui tassi di scambio tra compartimenti per la sostanza considerata; infine allo stadio di maggior approfondimento il modello calcola il tempo necessario al raggiungimento dello stato di equilibrio ed il tempo di persistenza del contaminante nei vari compartimenti. Un esempio di modello che simula la ripartizione delle sostanze nelle diverse matrici ed in funzione delle caratteristiche ambientali che influenzano tali ripartizioni è il ChemCAN (Box 1).

## 2.4 Bioconcentrazione e bioaccumulo

Il termine bioaccumulo, si riferisce ad un processo di accumulo irreversibile di una sostanza nei tessuti degli organismi viventi a seguito di una esposizione ad esso attraverso qualsiasi via: respirazione, ingestione o semplice contatto (Box 2). Tale fenomeno include la bioconcentrazione degli inquinanti, ossia l'accumulo di sostanze chimiche direttamente dall'acqua negli organismi acquatici (attraverso le branchie ed il tessuto epiteliale). Sia il bioaccumulo che la bioconcentrazione sono fenomeni complessi che dipendono dal tipo di specie, dal suo metabolismo, oltre che dalle specifiche caratteristiche chimiche dell'inquinante stesso.<sup>20</sup> Il grado in cui un agente inquinante si concentra negli organismi è espresso come fattore di bioconcentrazione (BCF), che è definito come la concentrazione di un prodotto chimico nei tessuti dell'organismo diviso la concentrazione di esposizione. Un BCF di 100 significa che quel prodotto chimico si concentra in quell'organismo 100 volte di più rispetto alla concentrazione del mezzo che lo circonda. I fattori di bioconcentrazione sono comunemente applicati agli organismi acquatici quale i pesci o gli invertebrati acquatici. Per esempio, il BCF per *Daphnia magna* per tre prodotti chimici è indicato in tabella 4.

Sostanza	BCF
Benzo(a)pirene	12,762
Bis (2-etilesile)ftalato	5,200
Cloruro di manganese	911

**Tabella 4. Fattore di bioconcentrazione in *Daphnia magna*, misurati in  $\text{mg kg}^{-1} / \text{mg l}^{-1}$ , per tre diverse sostanze**

<sup>20</sup> APAT, 2005

### Box 1. Il modello ChemCAN

ChemCAN è un modello applicabile a scala regionale, flessibile ed ampiamente utilizzato, che tiene conto degli effetti dovuti a: temperatura, idrologia, meteorologia e ad altre caratteristiche ambientali che influenzano gli equilibri di ripartizione. Simulazioni con ChemCAN permettono un raffronto tra concentrazioni misurate e concentrazioni stimate a partire dalla ripartizione dei contaminanti in condizioni stazionarie, determinate da valori che caratterizzano lo scenario ambientale proprio dell' area geografica selezionata.

In Figura 4, il modello illustra la ripartizione della massa di 2,3,7,8 – TCDF tra le varie matrici ed i potenziali flussi che sussistono tra compartimenti ambientali. La simulazione è stata impostata per il calcolo di una sorgente di emissione in aria in grado di produrre una contaminazione tale da generare una concentrazione al suolo pari a  $5,9 \times 10^{-4}$  ng/g (equivalente a 0,59 ng/kg). Tale valore di concentrazione nel suolo è puramente esemplare e non va confrontato con le concentrazioni effettivamente rilevate.

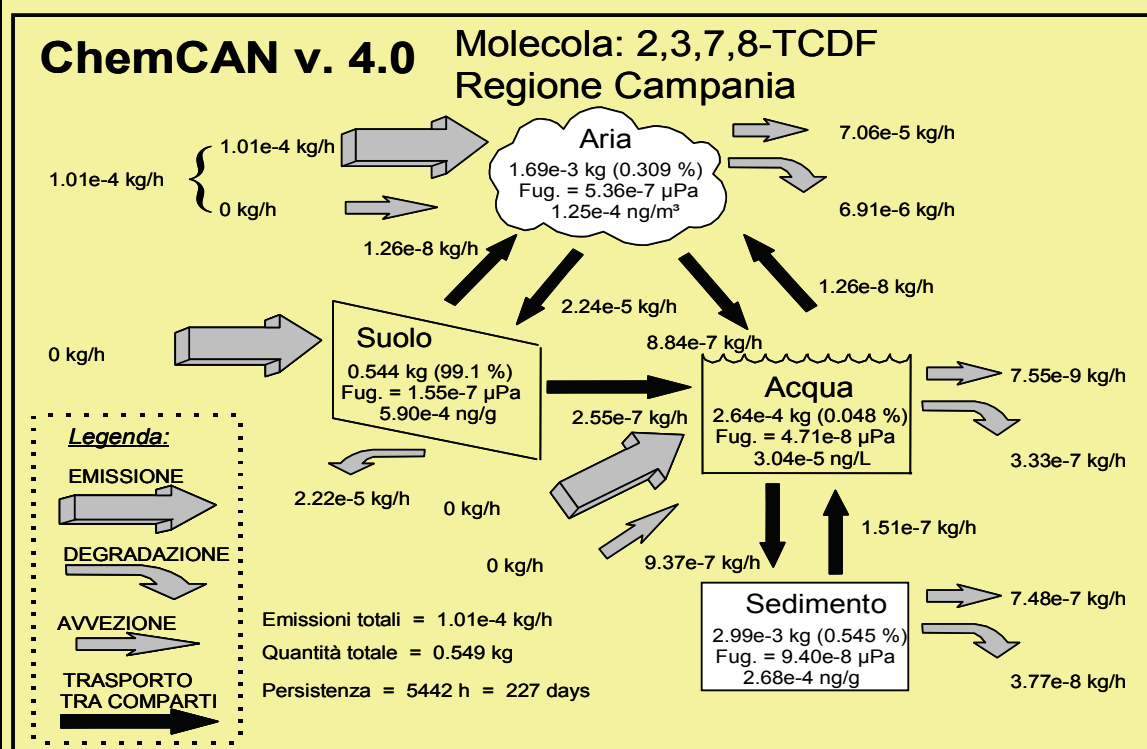


Figura 4. Ripartizione simulata di 2,3,7,8 – TCDF coerente con una concentrazione al suolo di 0.59 ng/kg (esempio)

La simulazione mostra come in virtù delle caratteristiche chimico-fisiche della molecola e delle condizioni al contorno proprie dello scenario regionale adottato, il tetrafurano immesso in aria tenda a depositarsi principalmente al suolo (99,1%), comparto di accumulo e di potenziale ingresso nella catena trofica terrestre. La tendenza alla volatilizzazione è scarsa, come evidenziato dai flussi suolo/aria che sono di circa mille volte inferiori a quelli aria/suolo. Essendo legata al suolo, la molecola ha scarsa tendenza al dilavamento; la sua presenza nei corpi idrici superficiali è spiegabile con fenomeni di erosione o con scarichi diretti. Nei corpi idrici, il tetrafurano, così come gli altri POP, tende a concentrarsi nei sedimenti (il flusso Acqua-Sedimento è dieci volte superiore al flusso inverso Sedimento-Acqua).

## 2.5 Biodisponibilità

La biodisponibilità di una sostanza è una condizione necessaria affinché si possano produrre effetti tossici sui biota. Essa è definita<sup>21</sup> come la quantità di contaminante libera di essere assimilata. Generalmente la frazione di sostanza tossica considerata biodisponibile è per lo più quella disciolta nella fase acquosa (acqua della colonna o acqua interstiziale del sedimento) o quella presente all'interno dell'organismo, mentre quella legata al particolato è generalmente considerata non-disponibile. Il fenomeno della biodisponibilità è trasversale alla valutazione dell'esposizione degli organismi ai contaminanti e a quella dei loro effetti. I processi di biodisponibilità si sovrappongono a molte delle vie di esposizione e perciò sono parte integrante della sua valutazione.

### **Box 2. Bioaccumulo di argento in tre invertebrati bentonici esposti a sedimenti contaminati<sup>22</sup>**

Al fine di valutare l'importanza delle diverse vie di esposizione (sedimento, colonna d'acqua, cibo) per il bioaccumulo dell'argento sono stati esposti in laboratorio a sedimenti argento-contaminati il bivalve *Macoma balthica*, il polichete *Neanthes arenaceodentata* e l'anfipode *Leptocheirus plumulosus*. Dai risultati di questo studio emerge che per il polichete l'accumulo di argento avviene principalmente attraverso la colonna d'acqua piuttosto che mediante la dieta. La causa è da cercare nella loro maggiore superficie epiteliale, e nella presenza di parapodi ben sviluppati attraverso i quali avviene la respirazione, gli scambi dei gas e la regolazione ionica. Per gli anfipodi e per i bivalvi l'accumulo del metallo avviene principalmente attraverso l'esposizione al cibo contaminato, sottolineando l'importanza della via dietetica nel bioaccumulo dei metalli per gli organismi che vivono a contatto con il sedimento. Le modalità dell'assorbimento di Ag attraverso la dieta è ricondotto all'ingestione del metallo associato con il sedimento e di particelle di cibo contaminato. Una volta ingerito il metallo viene assorbito attraverso l'epitelio intestinale e giunge infine nei tessuti causando riduzione della fecondità e delle attività riproduttive. Anche per gli invertebrati bentonici l'ingestione di sedimenti contaminati è risultata la principale via di esposizione durante i test di esposizione cronica, sebbene l'assorbimento varia a seconda della specie considerata. Appare quindi importante sottolineare l'importanza dei sedimenti come compartimento di esposizione anche negli ambienti marini.

Si prenderanno in considerazione la frazione assorbibile dalle specie rappresentative/chave per contatto diretto degli organismi con il sedimento (attraverso ingestione di particelle solide e detriti organici, respirazione nell'acqua interstiziale, assorbimento per contatto esterno della superficie corporea), la frazione di contaminante che viene rilasciata dai sedimenti nella colonna d'acqua a cui sono esposti gli organismi pelagici, quella per il trasferimento lungo la catena alimentare (di sostanze accumulabili

<sup>21</sup> Newman & Jagoe, 1994

<sup>22</sup> Yoo *et al.*, 2004

quali PCB e mercurio), e la potenziale intossicazione secondaria di organismi predatori che si cibano di prede che hanno accumulato il contaminante.

## 2.6 Contaminanti principali

Recenti studi, rivolti ad esaminare le concentrazioni medie di elementi in traccia nei corsi d'acqua, hanno dimostrato che mediamente i fiumi italiani sono soggetti ad inquinamento da metalli (Tevere: Pb e Zn; Po: Cd, Cu, Ni, Zn; Arno: Cd), sebbene anche i composti organici, ed in particolare i microinquinanti quali PCB, DDT e IPA,<sup>23</sup> sembrano contribuire alla condizione di degrado in cui versano i nostri corsi d'acqua. Nella tabella 5 sono riportati alcuni dei principali inquinanti negli ambienti acquatici. Poiché l'obiettivo principale della WFD (*Water Framework Directive*) è il conseguimento entro il 2015 di un buono stato ecologico per tutti i corpi idrici significativi, è stato necessario definire degli standard di qualità ambientale (EQS - *Environmental Quality Standards*) utili alla valutazione della tossicità/ecotossicità dei principali microinquinanti. Si è quindi arrivati, per l'unione europea, alla definizione di inquinanti prioritari (PP - *Priority pollutant*) e di inquinanti pericolosi (PHP - *Priority hazardous pollutant*) in accordo con il COMMPS (*Common monitoring-based modelling-based priority scheme*<sup>24</sup>). L'elenco delle sostanze prioritarie in materia di acque è visionabile all'appendice 3. L'approccio del COMMPS ha permesso di effettuare una prima selezione di 33 inquinanti prioritari includendo 11 sostanze pericolose (Appendice 3), per la quali si dovrà provvedere all'eliminazione entro il 2020.

I contaminanti ambientali che interessano l'ecotossicologia possono essere divisi in due grandi categorie: composti organici ed inorganici, che verranno brevemente esaminate di seguito. Nella seguente tabella sono riportate alcune principali sostanze inquinanti negli ambienti acquatici secondo la Direttiva Quadro sulle Acque (Dir 2000/60/CE).

### Contaminanti inorganici

Accanto ad alcuni importanti inquinanti inorganici come la CO<sub>2</sub>, CO, NO, H<sub>2</sub>S, la classe più rappresentativa di contaminanti inorganici è rappresentata dai composti metallici.

---

<sup>23</sup> Fabiani & Yessayan, 2005

<sup>24</sup> Fabiani & Yessayan, 2005

1. Composti organoalogenati e sostanze che possano dare origine a tali composti nell'ambiente acquatico.
2. Composti organofosforici.
3. Composti organo stannici.
4. Sostanze e preparati, o i relativi prodotti di decomposizione, di cui è dimostrata la cancerogenicità o mutagenicità e che possono avere ripercussioni sulle funzioni steroidea, tiroidea, riproduttiva o su altre funzioni endocrine connesse nell'ambiente acquatico o attraverso di esso.
5. Idrocarburi persistenti e sostanze organiche tossiche, persistenti e bioaccumulabili.
6. Cianuri.
7. Metalli e relativi composti.
8. Arsenico e relativi composti.
9. Biocodi e prodotti fitosanitari.
10. Materia in sospensione
11. Sostanze che contribuiscono all'eutrofizzazione (in particolare nitrati e fosfati).
12. Sostanze che hanno effetti negativi sul bilancio dell'ossigeno (e che possono essere misurate con parametri come BOD, COD, ecc.).

**Tabella 5. Elenco delle principali sostanze inquinanti negli ambienti acquatici  
(Direttiva 2000/60, Allegato VIII)**

### **Metalli e metalloidi**

**Caratteristiche generali:** Sono buoni conduttori di elettricità e generalmente vanno incontro a reazioni chimiche come ioni positivi, noti come cationi, come metalli o metalloidi, sono dei costituenti naturali della crosta terrestre. Essi vengono rilasciati nell'atmosfera ed in ambienti sia terrestri che acquatici attraverso molteplici processi naturali, per questo la loro concentrazione di base varia a seconda della matrice (suolo, sedimenti, acqua) ed in base a condizioni ambientali e geologiche, e la loro presenza nell'ambiente e negli organismi viventi non è perciò da considerarsi dannosa e non implica un rischio. Tra di essi alcuni composti che si possono trovare nelle acque superficiali in forma ionica stabile sono: piombo, mercurio, cromo (per approfondimenti si vada all'appendice 1).

Una volta immessi nell'ambiente, sia i composti inorganici che quelli organici vanno incontro ad una serie di processi chimici e biologici. La loro sorte in acqua dipende dall'interazione di molteplici variabili, tra cui assumono particolare importanza la speciazione e l'assorbimento, a loro volta influenzati dalla geochimica dell'ambiente. A causa delle loro complesse interazioni non è sempre possibile misurare la loro concentrazione totale utile al fine di valutare la biodisponibilità.<sup>25</sup>

**Pericolosità e tossicità:** I metalli artificiali possono essere molto pericolosi e fortemente radioattivi, perché spesso provengono da reazioni nucleari artificiali. Sono spesso coinvolti nelle reazioni di trasferimento elettronico che coinvolgono l'ossigeno. Ciò può portare alla formazione di ossidoradicali tossici. Possono formare i metalloidi e quindi legarsi a residui

---

<sup>25</sup> RETEC, 2002

organici per formare sostanze lipofile che sono spesso altamente tossiche che possono essere immagazzinate nella riserva di grasso degli animali e degli esseri umani, oppure possono legarsi alle macromolecole cellulari nel corpo umano. L'accumulo nei tessuti del corpo è l'unico modo che hanno gli organismi per evitare la loro tossicità, poiché sono immagazzinati dove non possono fare alcun danno. I metalli non possono essere scissi in componenti meno nocivi, poiché non sono biodegradabili, e nella loro forma elementare (non-ionica) sono meno biodisponibili al contrario delle forme disciolte. Tra i metalli quelli pesanti che hanno una densità più alta di  $5 \text{ g/cm}^3$  sono i più pericolosi<sup>26</sup>. Il rischio di tossicità da metalli o metalloidi si presenta solo ad elevati valori della biodisponibilità e dopo un periodo di esposizione sufficientemente lungo. Essi divengono però tossici se le loro concentrazioni nell'ambiente vengono alterate dall'attività umana.

### **Fertilizzanti inorganici**

Alcune sostanze inquinanti inorganiche non sono particolarmente tossiche, ma costituiscono tuttavia un pericolo per l'ambiente perché sono usate molto estesamente. Esse includono i fertilizzanti, come i nitrati ed i fosfati. I nitrati ed i fosfati causano le fioriture di alghe nell'acqua di superficie, che causa una diminuzione nel livello di ossigeno dell'acqua. Ciò causa una mancanza di ossigeno a causa dell'assorbimento di esse da parte dei microrganismi che distruggono le alghe. Tale fenomeno è denominato eutrofizzazione.

### **Contaminanti organici**

**Caratteristiche generali:** Gli inquinanti organici<sup>27</sup> sono molecole, alla base degli organismi viventi, costituite da carbonio e da carbonio e idrogeno, sono non-polari ed hanno ridotta o nessuna solubilità nell'acqua. Hanno carica elettrica ridotta o nulla e contengono dei gruppi funzionali che sono importanti per determinare la loro tossicità. Diverse loro caratteristiche (struttura molecolare, peso, presenza di gruppi funzionali) e proprietà (pressione di vapore, fugacità, costanti di Henry, di acidità e di distribuzione) influenzano il loro destino ambientale. È importante conoscere la loro struttura per predirne il destino negli organismi viventi e nell'ambiente. Ad esempio i composti a basso peso molecolare sono molto volatili e tendono per questo a ripartirsi nella fase gassosa (aria/atmosfera), mentre i composti caratterizzati da elevata solubilità sono facilmente suscettibili a dilavamento atmosferico o a diluizione in acqua, infine le sostanze lipofile ad elevato peso molecolare generalmente si associano al sedimento dando luogo al fenomeno del bioaccumulo.<sup>28</sup> Tra gli inquinanti organici troviamo le sostanze usate intenzionalmente

<sup>26</sup> Fonte: <http://www.lenntech.com/italiano/FAQ-inquinanti-idrici.htm>

<sup>27</sup> Fonte: <http://www.lenntech.com/italiano/FAQ-inquinanti-idrici.htm>

<sup>28</sup> Padma T. Venkatraman, 2004

come veleni (erbicidi o insetticidi) e le sostanze che vengono prodotte, o perse, durante le lavorazioni industriali. Alcune di queste sostanze sono naturali (derivano da emissioni vulcaniche o incendi forestali), mentre altre sono sintetiche. La maggior parte dei composti organici pericolosi per l'ambiente sono tutti artificiali ed esistono a partire dal secolo scorso, di seguito vengono riportati alcuni esempi:

### **Idrocarburi**

Sono costituiti da legami carbonio-idrogeno. Possono essere divisi in due classi: la prima consiste in alcani singolo-legati, alcani a doppio legame e alcani a triplo legame (gas o liquidi) e la seconda in idrocarburi aromatici, che contengono strutture ad anello (liquidi o solidi). Gli idrocarburi aromatici come i IPA (approfondimento all'appendice 1) sono molto più reattivi di tutti gli idrocarburi della prima categoria.

### **I POP**

I POP (*Persistent Organic Pollutant*)<sup>29</sup> sono composti organici per lo più di origine antropica caratterizzati da elevata lipoaffinità, semivolatilità e resistenza al degrado. Queste caratteristiche rendono tali sostanze estremamente persistenti nell'ambiente e in grado di essere trasportate per lunghe distanze. In condizioni ambientali tipiche esse tendono alla bioconcentrazione e presentano un processo di biomagnificazione, raggiungendo pertanto concentrazioni potenzialmente rilevanti sul piano tossicologico. A causa delle loro caratteristiche tossiche, queste sostanze rappresentano una minaccia per la salute umana e per l'ambiente. Sono rappresentati soprattutto da:

- PCB sono liquidi stabili e non reattivi che sono usati come fluidi idraulici, fluidi refrigeranti/isolanti in trasformatori e plastificanti in vernici. Nessun di loro è solubile in acqua. In molti paesi l'impiego di PCB è limitato per legge (per approfondimenti si vada all'appendice 1).
- Diossine e furani Le diossine non vengono prodotte deliberatamente, ma sono sottoprodotti indesiderati di una serie di processi chimici e di combustione. Essendo altamente persistenti, esse permangono nel suolo e nei sedimenti che diventano veri e propri serbatoi inquinanti. È importante evidenziare che le diossine e i PCB mostrano caratteristiche chimiche e di pericolosità analoghe, sebbene le loro fonti di origine siano spesso differenti. (per approfondimenti si vada all'appendice 1).
- Insetticidi come il DDT sono molto pericolosi perché si accumulano nei tessuti grassi degli animali più bassi ed entrano quindi nel ciclo alimentare. Il loro uso è limitato da anni.

---

<sup>29</sup> Fonte: <http://www.legambientepiemonte.it/doc/diossine.pdf>



## Detersivi

Sono composti organici, dotati sia di caratteristiche polari che non polari. Esistono due diverse tipologie che hanno caratteristiche diverse: detersivi a base di fosforo e detersivi ad agenti tensioattivi. I detersivi che contengono fosfati sono altamente caustici, mentre i detersivi ad agenti tensioattivi sono molto tossici. Possono avere effetti tossici in tutti i tipi di vita acquatica se sono presenti in quantità sufficiente, e questo include i detersivi biodegradabili. Tutti i detersivi distruggono gli strati esterni di muco che proteggono i pesci dai batteri e dai parassiti; in più possono danneggiare considerevolmente le branchie. La maggior parte dei pesci muoiono quando le concentrazioni di detersivi si avvicinano 15 ppm, e a concentrazioni intorno di circa 5 ppm uccidono le uova dei pesci.<sup>30</sup>

## 3 COMPARTIMENTI

### 3.1 Compartimenti di esposizione

Una volta immessi nel corpo idrico i contaminanti possono raggiungere diversi compartimenti (acqua, sedimento, biota) in relazione alle proprietà fisico-chimiche della sostanza e delle caratteristiche del corpo ricevente, che determineranno in ultimo le concentrazioni di COPC (*Chemicals of Potential Concern*) cui i diversi organismi saranno esposti.

In relazione al loro comportamento<sup>31</sup> si sono individuate 4 principali tipologie di sostanze inquinanti: sostanze che bioaccumulano, sostanze tossiche che si ripartiscono nei sedimenti, nella colonna d'acqua e nel film superficiale. I contaminanti presenti in soluzione e quelli associati ai colloidali (aggregati molecolari aventi dimensione media di 0,1-0,001  $\mu\text{m}$ ) e al seston (particolato in sospensione costituito da microalghe, larve, rispettive deiezioni, e aggregati batterici) costituiscono la frazione disponibile per gli organismi della colonna d'acqua, mentre i sedimenti sono la principale fonte di esposizione per quelli che vivono e si alimentano sul fondale. L'interfaccia aria/acqua rappresenta un compartimento particolare dove alcuni inquinanti si concentrano anche 100 volte più rispetto alla colonna d'acqua, rappresentando un rischio per plancton e stadi larvali di molte specie.<sup>32</sup>

---

<sup>30</sup> Fonte: <http://www.lenntech.com/italiano/aquatic/detersivi.htm>

<sup>31</sup> MacDonald *et al.*, 2000

<sup>32</sup> APAT, 2005

### 3.2 Sedimenti

La valutazione della potenziale contaminazione degli ambienti acquatici ha subito in tempi recenti una radicale trasformazione; infatti, i primi studi di ecotossicologia acquatica ponevano l'attenzione sulla qualità delle acque, tradizionali recettori di reflui urbani ed industriali, piuttosto che sui sedimenti. Oggi, al contrario, grazie ad un maggior controllo ed a una efficace azione di prevenzione dell'inquinamento delle acque, il caso più comune è quello di un corpo idrico dalle acque quasi incontaminate, ma a contatto con depositi di fondo che, dopo lunghi periodi di inquinamento, hanno accumulato rilevanti quantità di svariate sostanze tossiche. Sono proprio questi sedimenti a rappresentare il compartimento più critico degli ecosistemi acquatici, dove si accumulano sia le sostanze naturali che quelle di derivazione antropica.<sup>33</sup> Molte sostanze inquinanti come il DDT o i PCB si accumulano nei sedimenti (Box 3), persistendo per lunghi periodi, con effetti avversi sia sugli organismi acquatici che sull'uomo.

Gli effetti tossici che si verificano negli ambienti acquatici sono spesso determinati dalle elevate concentrazioni di metalli nel sedimento non appena vengono superate le concentrazioni massime di sicurezza.<sup>34</sup> La contaminazione dei sedimenti e la disponibilità dei contaminanti dipendono, dalle caratteristiche fisico-chimiche del contaminante, dal contenuto di sostanza organica, dal potenziale redox del sedimento, dalla corrente, dalla profondità, dalle condizioni idrologiche, morfologiche e climatiche e dall'eutrofizzazione delle acque.<sup>35</sup> L'impatto sulla vita acquatica rende l'ambiente inabitabile agli organismi bentonici determinando il trasferimento delle sostanze tossiche attraverso pesci, uccelli e mammiferi e contribuendo al bioaccumulo e alla biomagnificazione lungo la catena trofica. Gli effetti ecologici avversi causati dai sedimenti contaminati comprendono<sup>36</sup> difficoltà riproduttive, incrementi nell'insorgere di tumori e perdita di biodiversità negli ecosistemi acquatici. Questo tipo di contaminazione può inoltre recare seri problemi alla salute umana quando le sostanze tossiche si accumulano in organismi acquatici utilizzati come alimenti. Negli Stati Uniti sono molti i casi in cui il consumo di pesci è stato vietato a causa di inquinanti quali i PCB, il mercurio o le diossine;<sup>37</sup> nell'intero paese circa il 10% dei sedimenti risulta inquinato.

---

<sup>33</sup> Burton, 2002

<sup>34</sup> Jana, 2004

<sup>35</sup> Muir *et al.*, 2003; Eggleton *et al.*, 2004

<sup>36</sup> Van Veld *et al.*, 1990; U.S. EPA, 1993

<sup>37</sup> U.S. EPA, 1997c, 1998

### Box 3. Esposizione ai PCB nel fiume Hudson<sup>38</sup>

I dati rilasciati dalla Federal Toxic Release Inventory identificano l'Hudson come il canale più inquinato di New York. La causa è da cercare nelle ingenti quantità di PCB che dal 1940 fino al 1977 la General Electric ha riversato legalmente (fino a 1.3 milioni di libbre) nelle sue acque. Nel corso degli anni si è assistito ad un incremento nel numero di persone affette da cancro e del numero di effetti avversi sui pesci e sulla fauna selvatica, problematiche messe in relazione alle elevate concentrazioni di PCB che nel tempo si sono accumulate nei sedimenti. In questo compartimento l'accumulo che si verifica in seguito all'immissione delle sostanze in acqua, è una funzione delle loro caratteristiche fisico-chimiche che li rendono particolarmente affini alla sostanza organica contenuta nel sedimento. Da questo compartimento essi vengono poi rilasciati lentamente e continuativamente nell'acqua causando l'esposizione di animali e piante, quali invertebrati, pesci, anfibi, uccelli e mammiferi, che vivono vicino, o nel fiume per i quali è emerso che:

- la colonna d'acqua rappresenta la principale via di esposizione per le specie pelagiche o planctoniche;
- il sedimento è il principale compartimento di esposizione per gli invertebrati bentonici che assorbono i PCB attraverso il contatto o l'ingestione di sedimento.

L'analisi dell'esposizione alla contaminazione è stata effettuata in diversi segmenti fluviali ciascuno dei quali presentava diverse concentrazioni di PCB. Per determinare le concentrazioni di inquinanti nella colonna d'acqua i campionamenti hanno interessato 14 siti per una durata complessiva di un anno, mentre per i sedimenti i siti di campionamento sono stati 19. Dai risultati emergono concentrazioni di PCB al di sopra dei valori previsti dalle guide per la protezione dell'ambiente in entrambe le matrici. Tali elevate concentrazioni sono responsabili della riduzione dei tassi di sopravvivenza, di crescita e di riproduzione riscontrate nei pesci piscivori ed onnivori, e negli uccelli e nei mammiferi insettivori, che si nutrono di organismi che trascorrono una parte cospicua della loro vita in acqua. Mentre il rischio per i mammiferi piscivori è addirittura risultato a livello di popolazione.

Vista la serietà del problema tra il 1985 ed il 1987 l'U.S. EPA ha iniziato a documentare l'estensione e la gravità della contaminazione dei sedimenti, sottolineando che sono soprattutto i metalli e i metalloidi (arsenico), i PCB, i pesticidi e gli IPA i principali agenti inquinanti, sino ad arrivare nel 1998 alla realizzazione di una guida per la gestione dei siti contaminati. Questo documento stabilisce anche i principali criteri di qualità dei sedimenti per la protezione degli organismi bentonici.<sup>39</sup> Negli ultimi anni si sono inoltre sviluppate molte altre guide per la definizione della qualità dei sedimenti, al fine di comprendere meglio la relazione esistente tra chimismo e tossicità,<sup>40</sup> si è posta particolare attenzione agli effetti ecologici avversi causati dall'esposizione dei biota ai sedimenti contaminati (Box 2, 3 e 4).

<sup>38</sup> U.S. EPA, 2000

<sup>39</sup> U.S. EPA, 1998

<sup>40</sup> MacDonald *et al.*, 2000; 2002

### 3.3 Esposizione dei contaminanti nei sedimenti

Nella fase di pianificazione del rischio ecologico dei sedimenti contaminati si procede attraverso l'analisi dell'eterogeneità del sedimento, dell'adsorbimento, del trasferimento trofico e della biodisponibilità delle sostanze inquinanti, dell'intensità della contaminazione e della stima della sua estensione anche in relazione alla distribuzione del recettore. In pratica questa fase si basa sulla determinazione delle concentrazioni degli agenti inquinanti nei sedimenti o nelle acque interstiziali, e per questo ci si avvale principalmente di due espressioni: concentrazione delle sostanze chimiche nei sedimenti *in toto* e concentrazione nelle acque interstiziali.

L'EPA<sup>41</sup> propone di misurare la concentrazione libera delle sostanze chimiche normalizzando rispetto alla concentrazione del carbonio organico contenuto nei sedimenti, attraverso l'approccio dell'equilibrio di ripartizione. Questo metodo assume che le interazioni idrofobiche con il carbonio organico controllino la ripartizione delle sostanze organiche non-ioniche tra le particelle e l'acqua interstiziale:

$$C_{pw} = C_s / (K_{oc} \times F_{oc})$$

$C_{pw}$  = concentrazione nell'acqua interstiziale

$C_s$  = concentrazione nella fase solida

$K_{oc}$  = coefficiente di ripartizione della sostanza chimica

$F_{oc}$  = massa della frazione di carbonio organico (Kg di carbonio organico x Kg di sedimento)

I sedimenti rappresentano, inoltre, una fonte di contaminazione anche per le acque superficiali. Il rilascio delle sostanze tossiche dai sedimenti causa l'esposizione degli organismi epibentonici. Proteggere la qualità del sedimento è di fondamentale importanza per la protezione anche della qualità dell'acqua. Il Box 5 illustra un esempio di valutazione di rischio ecologico connesso alla contaminazione dei sedimenti.

---

<sup>41</sup> Suter *et al.*, 2000

#### Box 4. Inquinamento dei sedimenti nel fiume Anacostia<sup>42</sup>

Il fiume Anacostia scorre per circa 8,4 miglia tra il Maryland (85%) ed il distretto di Columbia (15%) fino a sfociare nel fiume Potomac vicino alla città di Washington. Nello spartiacque del fiume risiedono circa 800.000 persone, con alcune delle zone economicamente più afflitte della regione. La perdita delle zone umide, la deforestazione e l'urbanizzazione hanno, nel corso degli anni, degradato in maniera significativa la qualità delle acque di questo fiume. In particolare già durante il 18° ed il 19° secolo una larga porzione del suo bacino è stata utilizzata per la coltivazione del tabacco, del mais e del cotone. Come conseguenza si è verificata una significativa erosione ed un successivo incremento del tasso di sedimentazione nelle sue acque. Oltre a queste problematiche le industrie hanno riversato elevate quantità di PCB, pesticidi e metalli pesanti che nel tempo si sono accumulati soprattutto nei sedimenti, minacciando sia la salute umana che la fauna, tanto che dal 1989 è vietato il consumo di pesce nel distretto di Columbia, ed i suoi sedimenti hanno iniziato ad essere soggetti a studi.<sup>43</sup> In particolare nel 1989 sono stati prelevati ed esaminati dei campioni di sedimento superficiale, identificando la presenza di 60 inquinanti prioritari presenti sulla lista dell'U.S. EPA. Di queste 60 sostanze sono da sottolineare le maggiori concentrazioni di PCB e di metalli. I sedimenti sono infatti una trappola per inquinanti e sostanze tossiche quali: idrocarburi, metalli in tracce, piombo, mercurio, cadmio, zinco, PCB, IPA, pesticidi, erbicidi, nutrienti e batteri. A causa delle elevate concentrazioni di sostanze tossiche l'area è stata riconosciuta come pericolosa per la vita acquatica. In particolare l'esposizione dei pesci *Ameiurus nebulosus* alle elevate concentrazioni di IPAs nei sedimenti si è dimostrata la principale causa dell'insorgenza di tumori in questi pesci. La quantità di contaminanti presente nel fiume Anacostia eccede quella prevista dal PELs (*probable effect levels*), questa contaminazione pone gravi rischi alla vita acquatica, tanto che questa zona è stata riconosciuta come "regione preoccupante" per la quale sono state previste successive azioni di recupero. L'U.S. EPA ha riconosciuto il fiume Anacostia come il più inquinato nello spartiacque della baia di Chesapeake, e come uno dei 10 fiumi più inquinati negli Stati Uniti.

### 3.4 Esposizione ai contaminanti presenti nella colonna d'acqua

In molti casi la pianificazione del rischio ecologico per le acque contaminate si avvale della misurazione delle concentrazioni dei composti chimici in acqua. A tal fine è necessario conoscere le caratteristiche della sostanza, le proprietà fisico-chimiche e le modalità di trasporto. Particolare rilevanza assume in questa fase la determinazione della forma chimica in cui si trova il metallo, per poter valutare la frazione di metallo biodisponibile che si accumula negli organismi acquatici e che viene trasferita attraverso le reti trofiche. Attraverso la speciazione possono formarsi strutture più tossiche che ripartiscono più velocemente dall'acqua al biota determinando effetti ecologici avversi a breve termine.<sup>44</sup> Se la concentrazione chimica non si può misurare deve essere modellizzata. In molti casi è sufficiente l'utilizzo di un semplice modello di diluizione. Se

<sup>42</sup> Syracuse Research Corporation, 2000

<sup>43</sup> NOAA, 2000

<sup>44</sup> Suter *et al.*, 2000

si assume che l'acqua inquinata raggiunto il corpo idrico, ad esempio mediante un tributario del fiume, si mescola completamente con l'acqua ricevente, nella breve distanza è possibile utilizzare la seguente formula<sup>45</sup>:

$$C_d = [(C_c F_c) + (C_u F_u)] / (F_c + F_u)$$

$C_d$  = concentrazione diluita (mg/l)

$C_c$  = concentrazione della fonte contaminata (mg/l)

$F_c$  = corrente della fonte contaminata (l/s)

$C_u$  = concentrazione a monte (mg/l)

$F_u$  = corrente del fiume ricevente (l/s)

### 3.5 Effetto delle attività antropiche sulla morfologia dei corsi d'acqua

La complessità degli habitat acquatici si è, nel corso degli anni, direttamente/indirettamente modificata soprattutto a causa dell'uso intensivo del suolo, dell'interruzione dei processi biologici naturali e della perdita dei corridoi ripari.

Tutto questo ha portato ad una progressiva situazione di degrado e alla conseguente perdita di habitat prioritari per numerose specie acquatiche. La modifica degli alvei per l'intervento umano stravolge i rapporti tra substrato roccioso, barre mobili e depositi fini, incidendo direttamente sulla presenza della fauna. L'interazione acqua-sedimento è importante non solo per il possibile accumulo di sostanze tossiche per le comunità acquatiche, ma per la stessa natura delle condizioni di equilibrio tra le due matrici e dei fattori che le controllano. Erosione e trasporto condizionano sia le modificazioni del substrato e la sua natura che i fattori di torbidità delle acque, la presenza di particelle di sedimento, organiche e inorganiche, in sospensione, il persistere degli inquinanti.

La sistematica rimozione della vegetazione di alvei e rive comporta molteplici effetti incidendo anche sulle quantità di carichi inquinanti che giungono nel corpo d'acqua. Anche le modificazioni idrologiche come le canalizzazioni, la rimozione di sedimenti e la costruzione di dighe alterano gli habitat rendendoli meno abitabili agli organismi acquatici, determinando anche la perdita di pozze e raschi e di conseguenza l'eterogeneità degli habitat. Tra le innumerevoli modificazioni indotte dall'uomo ve ne sono alcune che possono incrementare l'esposizione dei biota agli agenti inquinanti. La maggiore sedimentazione può, ad esempio, determinare un aumento della torbidità delle acque che impedendo alla luce di giungere in profondità, altera il normale svolgersi dell'attività

---

<sup>45</sup> Suter *et al.*, 2000

fotosintetica. Tutto ciò comporta la formazione di zone anossiche, dove si creano le condizioni ottimali per il rilascio di sostanze inquinanti accumulate nei sedimenti.

Una corretta “gestione” del corso d’acqua non può prescindere da un sufficiente livello di conoscenza dei processi che regolano la dinamica fluviale cioè del “comportamento” del sistema in risposta a certi tipi di input naturali e/o artificiali.

#### **4 ESPOSIZIONE A LIVELLO DEL RECETTORE**

In generale gli animali acquatici assumono le sostanze inquinanti attraverso le branchie, il tubo digerente e la cute. Alcune sostanze lipofile come ad esempio i policlorobifenili (PCB) o il DDT, attraversano più facilmente le membrane cellulari, mostrando una ripartizione preferenziale nei lipidi. In questo modo si accumulano nei tessuti fino a  $10^4$ - $10^5$  volte rispetto alla colonna d’acqua. Mediante il bioaccumulo la sostanza viene sottratta alla distribuzione nel corpo, ma al tempo stesso anche ai processi di eliminazione. La sostanza permane ad elevate concentrazioni e per lunghi periodi nell’organismo, sebbene durante i periodi di stress (digiuno, gravidanza), essa possa essere rimossa dal tessuto adiposo entrare nel sistema circolatorio, dove può raggiungere concentrazioni tossiche. Il rischio rappresentato dalle sostanze accumulabili è pertanto che l’organismo continua ad essere esposto dall’interno, anche dopo che l’esposizione esterna è cessata.<sup>46</sup>

Per gli organismi acquatici l’esposizione può avvenire attraverso molteplici vie, gli invertebrati bentonici, ad esempio, sono esposti alla contaminazione attraverso il contatto diretto con il sedimento o con l’acqua, o attraverso la respirazione, mentre per i pesci, gli uccelli ed i mammiferi anche la dieta può rappresentare un importante percorso di esposizione. Il trasferimento degli agenti inquinanti attraverso la dieta rappresenta la principale via di esposizione per quei prodotti chimici che danno luogo ai fenomeni della bioconcentrazione e della biomagnificazione nei tessuti. Infatti tutti i COPC, ad eccezione del piombo e dell’arsenico, per i quali si verifica solo la bioconcentrazione, si trasferiscono lungo la catena alimentare. Di conseguenza, gli organismi dei livelli trofici più bassi, a differenza dei predatori, durante l’alimentazione accumulano nei loro tessuti meno agenti inquinanti.<sup>47</sup>

---

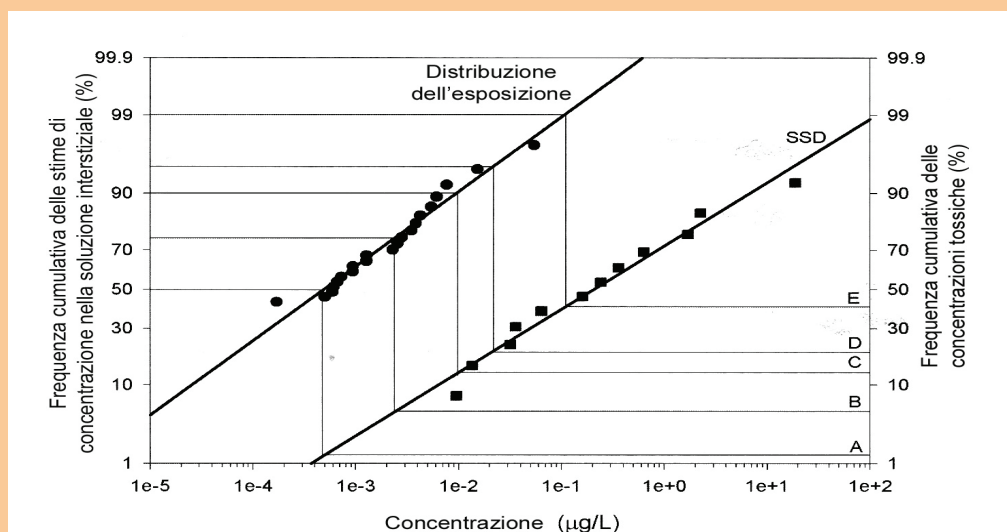
<sup>46</sup> Marchini, 2005

<sup>47</sup> RETEC, 2002

### Box 5. Valutazione del rischio ecologico basata sull'esposizione a pesticidi nell'acqua interstiziale<sup>48</sup>

A causa della perdita delle zone umide, delle alterazioni dei cicli idrologici e del deterioramento della qualità delle acque si è manifestata una significativa alterazione degli ecosistemi delle Everglades (Florida). Si è quindi sentita la necessità di individuare il rischio ecologico connesso alla contaminazione dei sedimenti e di monitorare la concentrazione di queste sostanze nei compartimenti acqua-sedimento.

Nella prima fase di pianificazione probabilistica del rischio, dopo aver individuato i contaminanti principali, si è proceduto alla misurazione della concentrazione degli agenti inquinanti nelle acque interstiziali, convertendo la concentrazione di tali sostanze contenute nei sedimenti (distribuzione delle concentrazioni di esposizione nella soluzione interstiziale dei sedimenti). Nella seconda fase si è proceduto al confronto tra la concentrazione delle sostanze inquinanti nelle acque interstiziali e gli effetti conseguenti tale contaminazione sugli artropodi mediante esperimenti di laboratorio (distribuzione di sensibilità delle specie – SSD). Attraverso l'interpolazione delle due rette si ottiene una stima del rischio. In figura 5, si può osservare che il 50% delle concentrazioni rilevate colpisce poco meno dell'1% delle specie, mentre il 40% delle specie (punto E) corrisponde alla punta di massima concentrazione, ossia a percentuali vicini al 99° percentile della curva cumulativa di concentrazione. Tal metodologia mette in risalto la percentuale delle specie considerate che risulta effettivamente a rischio di effetto tossico, considerata l'analisi dell'esposizione.



**Figura 5. Sintesi della valutazione degli effetti rilevati in laboratorio (SSD) e delle concentrazioni rilevate nelle acque interstiziali**

A differenza dei numerosi esperimenti di laboratorio che verificano la tossicità di determinate sostanze allo stato disciolto, esistono purtroppo pochissimi esperimenti che dimostrano l'effetto diretto prodotto dall'esposizione al sedimento solido vero e proprio ed ai contaminanti in esso contenuti o ad esso assorbiti.

<sup>48</sup> Carriger *et al.*, 2006



Nei sedimenti e nella colonna d'acqua l'esposizione alla contaminazione può avvenire attraverso le seguenti vie<sup>49</sup>:

- ingestione delle acque
- assorbimento di acqua dalle radici
- esposizione attraverso la respirazione
- inalazione di sedimento fine durante le fasi di secca
- trasporto attraverso la catena trofica (consumo di animali o di piante contaminate)
- esposizione diretta ai sedimenti contenenti contaminanti radioattivi
- ingestione accidentale di sedimenti
- contatto dermico con l'acqua o con i sedimenti.

Invece, per gli organismi terrestri, a causa della loro mobilità nell'ambiente, l'esposizione agli inquinanti può avvenire attraverso tre vie principali: orale (avviene attraverso il consumo di alimento, di acqua, o di terreno contaminati), cutanea (quando gli agenti inquinanti sono assorbiti direttamente attraverso la pelle) e attraverso l'inalazione (quando i residui volatili o le particelle fini entrano nei polmoni). L'esposizione totale è, quindi, la somma delle tre principali vie di esposizione<sup>50</sup>:

$$E_{\text{tot}} = E_{\text{orale}} + E_{\text{dermica}} + E_{\text{inalazione}}$$

Anche per l'uomo l'esposizione alle sostanze tossiche avviene attraverso molteplici vie,<sup>51</sup> e a seconda delle proprietà della sostanza tossica gli effetti dannosi possono interessare diverse parti del corpo.

#### 4.1 Effetti dell'esposizione ai contaminanti

La capacità di una sostanza di creare effetti sui biota dipende dalla sua tossicità intrinseca e dalla potenziale capacità di alterare gli equilibri del sistema, attraverso azioni generiche, come la narcosi, o mediante interazioni specifiche con siti bersaglio presenti solo in alcuni organismi. In ogni caso soltanto la frazione di inquinante che viene assorbita internamente ed è in grado di raggiungere il sito bersaglio è tossicologicamente attiva. L'esposizione alle sostanze tossiche include una serie effetti a livello cellulare, del tessuto e degli organi che comprende: necrosi, infiammazioni, danni ai geni e ai cromosomi, cancro. L'esposizione acuta o cronica ad inquinanti può alterare la struttura delle popolazioni e delle comunità di un ecosistema con la possibilità di impoverimento genetico e di estinzione (Tab. 6).

---

<sup>49</sup> SLERA, 1999

<sup>50</sup> Suter *et al.*, 2000

<sup>51</sup> U.S. EPA, 1996b

<b>individui</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• neuro-endocrini: mutazioni del DNA, alterazioni delle attività ormonali</li> <li>• fisiologici: consumo di ossigeno, fotosintesi</li> <li>• integrati: morfologia, crescita, sopravvivenza, potenziali riproduttivi</li> </ul>
<b>popolazione</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• integrati: media di popolazione, misure sanitarie di popolazione</li> <li>• dinamiche: sopravvivenza della classe di età, successo riproduttivo</li> <li>• produzione: dimensione e struttura di popolazione</li> </ul>
<b>comunità</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• produzione: produzione primaria, decomposizione, respirazione</li> <li>• dinamica: colonizzazione, perdita di specie, successione</li> <li>• funzione dell'ecosistema: flusso di nutrienti e di energia</li> </ul>

**Tabella 6. Possibili risposte dei ricevitori ecologici ai contaminanti**  
[http://contamsites.landcareresearch.co.nz/toxicity\\_assessment.htm](http://contamsites.landcareresearch.co.nz/toxicity_assessment.htm)

Negli organismi acquatici la valutazione degli effetti conseguenti l'esposizione alle sostanze tossiche viene ottenuta mediante analisi tossicologiche. Sono procedure analitiche di laboratorio in cui organismi viventi vengono esposti ad un agente chimico o ad una matrice ambientale, in condizioni controllate e standardizzate, in modo da determinare, nell'organismo, gli effetti derivanti dall'esposizione stessa.

Questi test permettono di determinare una relazione causa – effetto, ma non sono in genere sufficientemente realistici, in quanto i risultati ottenuti sono validi solo per le condizioni sperimentali utilizzate e non consentono di estendere le conclusioni ad altre specie o a sistemi naturali complessi (in quanto non possono tener conto delle interazioni complesse tra biota e ambiente).

Un aspetto fondamentale dell'ecotossicologia, e della tossicologia, riguarda la relazione esistente tra la quantità di sostanza tossica alla quale è esposto l'organismo e l'effetto che questo induce. Molti test di tossicità stimano la concentrazione (LD50- *Lethal Dose 50*), e la dose (LC50- *Lethal Concentration 50*) alla quale si determina la morte del 50% della popolazione, o la dose e la concentrazione massima che non causa effetti (NOED- *No Observed Effect Level*; NOEC- *No Observed Effect Concentration*, rispettivamente). I valori dei NOED e NOEC sono significanti solamente in test nei quali si hanno concentrazioni elevate in grado di indurre effetti avversi. Poiché è impossibile condurre test di tossicità su tutte le specie di un ecosistema studiato, per determinare il PNEC-

*Probable No-Effect Concentration* (massima concentrazione di una sostanza che non causa effetti avversi), si usa spesso un approccio statistico.

#### 4.2 QSAR (*Quantitative Structure-Activity Relationships*)

In assenza di dati sperimentali, è possibile utilizzare un approccio predittivo, il QSAR che permette di valutare gli effetti dei composti tossici che non hanno uno specifico modo di agire.<sup>52</sup> Con il termine QSAR vengono definiti i modelli quantitativi che mettono in relazione la variazione della attività biologica con la diversa struttura chimica di una serie di composti a comune meccanismo d'azione. Obiettivo primario di uno studio QSAR è quello di poter predire l'attività biologica di una serie di nuove molecole non ancora valutate sperimentalmente. Essi considerano la relazione tra la struttura e la tossicità. Il QSAR è un modello matematico che descrive quantitativamente la risposta biologica in termini di parametri strutturali. Per i composti ambientali tossici è possibile individuare quattro principali modalità di azione:<sup>53</sup>

- classe 1: narcotici non- polari;
- classe 2: narcotici polari. Sono composti meno inerti, la cui tossicità risulta leggermente maggiore dei composti della classe 1;
- classe 3: reattivi chimici non specifici, molto più tossici dei precedenti;
- classe 4: reattivi chimici specifici.

#### 4.3 Effetti sull'ecosistema

Nel corso degli ultimi dieci anni si è tentato di rappresentare l'effetto cumulativo dei fattori di pressione su più entità bersaglio rappresentative dell'ecosistema. Tale operazione è possibile mediante il metodo di distribuzione della sensibilità delle specie (SSD).<sup>54</sup> Il concetto di *Species Sensitivity Distribution* (SSD) si basa sull'assunzione che la sensibilità delle specie di una comunità nei riguardi di uno stress (ad esempio l'effetto di una sostanza tossica) segue una distribuzione normale. Conoscendo le risposte di un numero adeguato di specie, si può costruire, con opportuni metodi statistici, la curva di distribuzione e valutare la PAF (frazione potenzialmente danneggiata) corrispondente all'intensità dello stress (Fig. 6). I risultati di questa metodologia consentono di ricavare i criteri qualitativi ambientali (EQC) e di quantificare nell'ambito del rischio ambientale (ERA) lo stress che deriva dall'immissione di sostanze tossiche nell'ambiente. Questo metodo permette così di generare

---

<sup>52</sup> Marchini, 2002

<sup>53</sup> Marchini, 2002

<sup>54</sup> Posthuma *et al.*, 2001

una rappresentazione del livello di effetto potenziale sull'intero ecosistema.<sup>55</sup> Tale tecnica è diventata un approccio standard di applicazione di Analisi di Rischio Ecologico.<sup>56</sup>

In Figura 6, è evidenziato il valore di concentrazione corrispondente ad un impatto potenziale sul 50% delle specie rappresentative dell'ecosistema.

#### 4.4 Differenza tra ARE e ARS

La differenza sostanziale tra l'ARE e l'analisi di Rischio sanitario risiede nel maggior numero di specie che sono considerate nell'ARE e quindi nella moltiplicazione delle linee di esposizione da considerare. La maggiore sensibilità degli organismi selvatici rispetto all'uomo risulta da:

- l'esistenza di linee di esposizione non contemplate nel caso dell'uomo, quali la respirazione acquatica, l'ingestione del sedimento, l'ingestione di acqua altamente contaminata;
- la dipendenza da legami trofici altamente selettivi (ad esempio: 100% pesce);
- la maggiore sensibilità quale caratteristica inerente di alcune specie;
- il bioaccumulo.

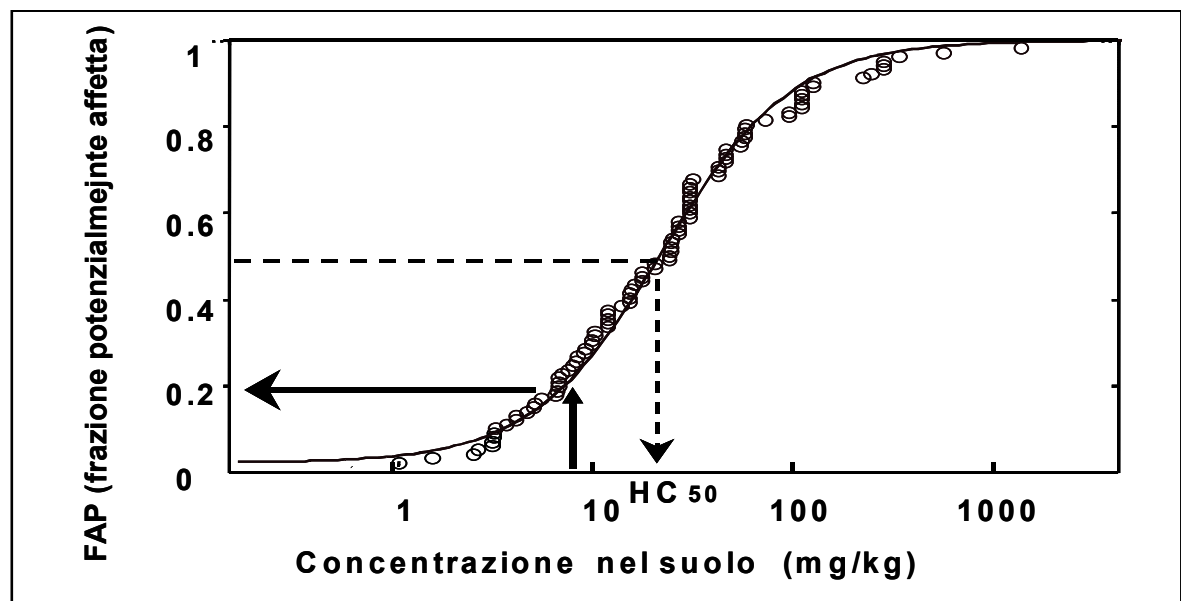


Figura 6. Esempio di curva di distribuzione di sensibilità delle specie che mostra una distribuzione di valori soglia relativi a specie diverse

#### 4.5 Recettori di particolare importanza (ROC- *Receptors of concern*)

La scelta dei principali recettori (ROC) avviene oltre per la loro potenziale presenza nell'area considerata e per la loro sensibilità alla contaminazione, anche per la potenziale

<sup>55</sup> Postuma *et al.*, 2002

<sup>56</sup> Suter *et al.*, 2000

esposizione alla contaminazione stimata sulla base dei percorsi di esposizione precedentemente individuati.

Nelle acque correnti gli organismi maggiormente esposti alle sostanze inquinanti sono:

**Piante acquatiche:** Includono il fitoplancton, il periphyton e le macrofite. Sono produttori primari perché convertono l'energia del sole in materia organica, che rappresenta la fonte primaria di alimento per molti animali. Esse forniscono gli habitat sia a diverse specie di invertebrati, che a pesci che le utilizzano soprattutto per la deposizione delle uova e nelle prime fasi del loro ciclo vitale (Box 6).

#### **Box 6. Importanza della diversità degli habitat negli ecosistemi acquatici lotici**

I pesci ed i macroinvertebrati bentonici che vivono nelle acque correnti hanno bisogno di molteplici habitat per la loro sopravvivenza. Per far sì che i fiumi possano mantenere in salute la molteplicità delle diverse specie, sono necessari habitat differenti caratterizzati da quantità sufficienti d'acqua, di vegetazione e da differenti substrati; tale diversità di microambienti si riflette sulla diversità della comunità. La maggior parte dei macroinvertebrati si sono specializzati per la vita in un tipo ben definito di habitat. Alcuni ad esempio vivono ancorati sulle pietre, altri sulla sabbia del fondo, altri sui frammenti vegetali. Anche i pesci a seconda dell'età e della taglia, cercano aree del fiume di tipo diverso. Mentre le piccole trote preferiscono aree a profondità bassa di scorrimento veloce con un substrato grossolano, quelle più grandi si trattengono per lo più nelle zone più profonde che forniscono loro una migliore possibilità di riparo. Specialmente in inverno i pesci di tutte le età cercano protezione dai pericoli riparandosi nel greto o nelle aree dei fiumi a lento scorrimento.<sup>57</sup> Alcune fasi nella vita dei pesci, come la deposizione delle uova e la prima fase giovanile (che rappresenta un periodo molto complesso a causa degli innumerevoli cambiamenti morfologici e fisiologici a i quali vanno incontro), richiedono habitat altamente specializzati. Generalmente sono zone riparate e ricche di vegetazione, caratterizzate da deboli correnti situate nei margini poco profondi dei fiumi e dei laghi in grado di offrire rifugi ed alimento agli avannotti. Ad esempio, le trote arcobaleno nei mesi successivi la deposizione delle uova, hanno bisogno di habitat protetti, caratterizzati da acqua poco profonda e a debole corrente.<sup>58</sup> Soprattutto le macrofite acquatiche forniscono, per i giovani pesci, un luogo in cui ripararsi e proteggersi dalla predazione, rappresentando anche habitat ideali per la deposizione delle uova.<sup>59</sup> E' importante sottolineare che l'assenza di aree ricche di vegetazione acquatica influisce notevolmente sull'esposizione di invertebrati erbivori e di giovani pesci alle sostanze inquinanti. Tale fenomeno è in relazione all'accumulo delle sostanze chimiche nei tessuti vegetali che avviene direttamente attraverso il contatto con l'acqua o indirettamente attraverso le radici a contatto con i sedimenti contaminati. Mentre la loro crescita eccessiva, causata da un' elevata immissione di nutrienti, innesca i processi di eutrofizzazione con conseguente formazione di zone anossiche che facilitano la formazione ed il rilascio di sostanze tossiche per la vita acquatica. La normativa italiana per il mantenimento dell'integrità ecologica dei corsi d'acqua è visionabile all'appendice 2.

<sup>57</sup> Fonte: [http://www.fischnetz.ch/content\\_d/publ/Publications/Kurz\\_Schlussbericht/fine\\_italienisch.pdf](http://www.fischnetz.ch/content_d/publ/Publications/Kurz_Schlussbericht/fine_italienisch.pdf)

<sup>58</sup> U.S. EPA, 2002

<sup>59</sup> Petr T., 2000

Le piante acquatiche possono essere esposte agli agenti inquinanti attraverso il contatto diretto con acqua superficiale contaminata (tutti e tre i gruppi), attraverso il contatto con i sedimenti contaminati (periphyton e macrofite), e attraverso il contatto con l'acqua interstiziale contaminata.

**Invertebrati:** sono rappresentati soprattutto dallo zooplancton e dai macroinvertebrati bentonici. In particolare, i macroinvertebrati bentonici costituiscono un tassello cruciale nell'ambito della catena alimentare dei corsi d'acqua, in quanto occupano tutti i livelli della piramide trofica (erbivori, carnivori e detritivori) e costituiscono l'alimento preferenziale per alcuni pesci. Tra di essi quelli che vivono a contatto con i fondali, a causa delle loro capacità di spostamento molto limitata, risentono facilmente degli effetti di un eventuale inquinamento poiché sono esposti maggiormente ai COPC che si concentrano nei sedimenti. A causa delle loro abitudini, le comunità di macroinvertebrati vengono ampiamente utilizzate per gli studi sulla qualità di ambienti di acque correnti poiché dallo stato di qualità dell'acqua dipende il tipo di comunità di macro invertebrati che la popolano. Le modificazioni nella loro composizione corrispondono a fattori di inquinamento ed alterazioni fisiche dell'ambiente (Box 7).

**Box 7. Analisi della comunità di macroinvertebrati per il monitoraggio biologico della qualità delle acque**

La biodiversità dei macroinvertebrati dipende direttamente dalla qualità dell'acqua e dalla diversità e qualità del substrato, cioè dallo stato più o meno naturale del corso d'acqua. Una degradazione (o un risanamento) della qualità biologica di un corso d'acqua si ripercuote così rapidamente sulla diversità dei macroinvertebrati. Questi aspetti offrono la possibilità di ottenere un indice biotico che attesti la qualità del corso d'acqua. Il principio su cui si fonda questa metodica è basato sul fatto che un corso d'acqua può definirsi di buona qualità quando riesce a conservare le comunità di organismi che normalmente e naturalmente dovrebbero vivere in quell'ambiente. **L'I.B.E. (indice biotico esteso)** permette quindi di esprimere un giudizio complementare al controllo fisico e chimico: l'analisi chimica non è infatti in grado di mettere in evidenza la presenza di uno scarico saltuario poiché fornisce dei risultati istantanei, invece il macrobenthos vivendo costantemente nel corso d'acqua, ha maggiore "memoria storica", il metodo chimico è più sensibile nell'evidenziare le differenze del carico inquinante, ma il metodo biologico tiene conto degli effetti complessivi di tutti i fattori di stress ambientale cioè in questo modo viene effettuata un'analisi degli effetti reali. L'I. B. E. tuttavia, non consente di risalire in modo univoco al tipo di inquinanti e/o disturbi di altro genere arrecati all'ambiente esaminato, per cui si tratta di una tecnica che può considerarsi non completamente esaustiva e dovrebbe essere associata a controlli chimico – fisici, è un metodo che si adatta bene agli ambienti lotici e lentici, mostra qualche limite se viene applicato in condizioni di scarsità di nutrienti (acque di nevaio) o di transizione (foce salmastra).

Per questi organismi l'esposizione alle sostanze inquinanti avviene principalmente attraverso il contatto diretto tramite respirazione acquatica ed ingestione dell'acqua superficiale e dei sedimenti che ingeriscono direttamente (es: Oligochaeti) o selezionano attivamente (es: Chironomidi) ricavandone il detrito organico ed i batteri annessi di cui si nutrono, che attraverso il contatto con l'acqua interstiziale<sup>60</sup> (Box 9, 10 e 11).

**Pesci:** I pesci hanno molti ruoli nell'ecosistema acquatico, compreso il trasferimento delle sostanze nutrienti e dell'energia. Essi rappresentano una fonte di cibo per mammiferi, uccelli e pesci piscivori. Costituiscono, inoltre, una grande proporzione della biomassa nei sistemi acquatici. In base alle loro abitudini di vita e alle loro modalità di alimentazione i pesci possono essere distinti in: specie pelagiche e bentoniche, quest'ultime vivono a contatto con i sedimenti, che rappresentano la principale via di esposizione.<sup>61</sup> Mentre i pesci pelagici che vivono e si alimentano principalmente nella colonna dell'acqua sono esposti alla contaminazione soprattutto attraverso la respirazione e la dieta (Box 8 e 11). Il consumo di organismi contaminati rappresenta una importante via di esposizione soprattutto per le specie piscivore e per quelle che si alimentano di invertebrati che vivono nel sedimento.<sup>62</sup>

#### **Box 8. Assorbimento del piombo attraverso le branchie in *Carassius auratus*<sup>63</sup>**

*Carassius auratus* è stato esposto a miscele di piombo libero (0,1 mg/L) e di piombo associato al articolato (gibbsite) a varie concentrazioni (0, 0,4, 0,8, 1,2, 2,0, and 3,0 mg/L) rispettivamente per 10 e 5 giorni. Gli esperimenti (condotti in laboratorio) sono iniziati esponendo 4 pesci, ciascuno posto in un contenitore di vetro con capacità di 1000 l, ad acqua contenente piombo e gibbsite. I pesci non sono stati alimentati durante tutta la durata dell'esperimento in modo da evitare un possibile cambiamento nella speciazione del metallo. Dai risultati di questo test è emerso che l'accumulo di piombo aumenta linearmente con l'incremento della concentrazione di piombo. Questo risultato suggerisce che l'accumulo di piombo per i pesci avviene non soltanto attraverso assorbimento intestinale ma anche mediante le branchie. Poiché si è osservato che le particelle di gibbsite aderenti all'epitelio branchiale incrementano linearmente con l'aumentare del contenuto di gibbsite in acqua, si è giunti alla conclusione che l'assorbimento del piombo attraverso le branchie avviene secondo due modalità principali: aderenza della particella alla mucosa branchiale e separazione del piombo dalle particelle attraverso i micromovimenti branchiali.

<sup>60</sup> MacDonald *et al.*, 2001

<sup>61</sup> RETEC, 2002

<sup>62</sup> MacDonald *et al.*, 2001

**Uccelli:** Gli uccelli, in generale, rappresentano uno dei componenti biologici più significativi del sistema di fiume/riva ed occupano diversi livelli trofici. Essi svolgono un ruolo importante nel trasferimento sia di energia che di sostanze nutrienti tra le comunità acquatiche e terrestri e, inoltre, tendono a concentrare le sostanze inquinanti, che accumulano, più degli organismi dei livelli trofici inferiori. A seconda delle loro abitudini alimentari possono essere classificati in quattro gruppi principali: insettivori, uccelli che sondano i sedimenti per catturare macroinvertebrati bentonici, uccelli carnivori che si nutrono di invertebrati, piccoli pesci, rettili e anfibi acquatici, ed i piscivori. Gli uccelli possono essere esposti agli agenti inquinanti attraverso il contatto cutaneo con l'acqua o i sedimenti contaminati (esposizione cutanea) o il consumo di acqua o di sedimento contaminati (ingestione fortuita).<sup>64</sup>

#### **Box 9. Esposizione attraverso la colonna d'acqua di *Gammarus pulex***<sup>65</sup>

La colonna dell'acqua è riconosciuta come la principale via di esposizione per l'assorbimento delle tossine per gli organismi acquatici. Tuttavia, per le sostanze organiche idrofobe, l'esposizione e l'assorbimento avvengono principalmente attraverso la dieta, perché questi prodotti chimici si adsorbono sui sedimenti organici e sugli alimenti. Per valutare l'assorbimento e l'accumulo attraverso la dieta del composto organico 4-nonylphenol è stato utilizzato il detritivoro *Gammarus pulex*. Inizialmente, a causa delle sue abitudini bentoniche, si presumeva che l'esposizione alla contaminazione avvenisse principalmente attraverso i sedimenti ed il cibo. Grazie ai risultati di questo studio è emerso che per questi organismi ad abitudini bentoniche la colonna d'acqua rappresenta la principale via di esposizione.

**Mammiferi:** I mammiferi sono i predatori dei livelli trofici più elevati, che collegano il trasferimento dei nutrienti tra i sistemi acquatici e quelli terrestri. Sulla base delle loro abitudini alimentari i mammiferi acqua-dipendenti possono essere classificati in due gruppi principali: mammiferi onnivori (specie che mangiano un'ampia varietà di piante e di animali, compresi gli organismi acquatici) ed i piscivori (specie che si nutrono di pesce). Anche per i mammiferi l'esposizione può avvenire attraverso il contatto cutaneo con l'acqua o i sedimenti contaminati o per ingestione di acqua o di prede contaminate.<sup>66</sup>

<sup>63</sup> Tao *et al.*, 1999

<sup>64</sup> MacDONALD *et al.*, 2001

<sup>65</sup> Fonte : <http://www.epa.gov/waterscience/pc/csnews/issue39.htm#JournalArticles>

<sup>66</sup> MacDonald *et al.*, 2001



### **Box 10. Effetti dell'esposizione del mollusco *Macoma baltica* a sedimenti contaminati<sup>67</sup>**

I sedimenti del porto di Sydney (Nuova Scozia) contengono un'alta concentrazione di metalli pesanti ed inquinanti organici (soprattutto IPA e i PCB). Per valutare gli effetti che derivano dall'esposizione a sedimenti inquinati si sono utilizzati molluschi appartenenti alla specie *Macoma baltica*. Questi organismi sono stati esposti in laboratorio ad 11 campioni di sedimento prelevati nel porto. Tale esposizione ha indotto molteplici effetti riassumibili in: lesioni istologiche alla ghiandola digestiva (dilatazione o atrofia tubolare, necrosi tubolare delle cellule ed infiammazione dei tessuti) e alle gonadi (aggregazione dei macrofagi, necrosi di diverse cellule tra cui le cellule ovariche). I molluschi esposti a questi sedimenti contaminati hanno anche presentato la più alta attività acida della fosfatasi. La dilatazione e

l'atrofia tubolare, le necrosi delle cellule ovariche e della ghiandola digestiva sono risultate correlate significativamente con il contenuto di IPA e PCB nel sedimento, mentre le attività delle fosfatasi acide sono correlate significativamente con i metalli pesanti contenuti nel sedimento.

## **5 MODELLIZZAZIONE**

Conoscere la tossicità di una sostanza non è sufficiente per indicare che il suo uso è inaccettabile per il rischio ambientale che comporta. In termini più generali, "un modello" è una rappresentazione di una certa funzione della realtà fisica progettata per aumentare o esprimere la nostra comprensione di quella realtà.

Molte ricerche tossicologiche e di pianificazione del rischio chimico si basano, ad esempio, sull'abilità di fare previsioni sempre più accurate sulle reazioni all'esposizione alle sostanze chimiche di organi bersaglio di specie diverse. Il Box 12 illustra un modello per la stima della concentrazione delle sostanze chimiche in un sito bersaglio. Si sono quindi sviluppati, nel corso degli anni, diversi modelli per determinare l'estensione e la natura dell'esposizione alle sostanze inquinanti o ad altri agenti di stress sia per l'uomo che per l'ambiente. Alcuni di questi modelli sono reperibili al sito del centro per la modellizzazione dell'analisi dell'esposizione dell'U.S. EPA.<sup>68</sup> Per le acque superficiali la CEAM si occupa di realizzare modelli e software per la simulazione del movimento delle sostanze nei fiumi, laghi, estuari ed ambienti marini.<sup>69</sup>

I modelli vengono utilizzati con lo scopo di approfondire il livello di conoscenza dei sistemi naturali, ed il modo in cui reagiscono al cambiamento di alcune condizioni, come la diffusione delle sostanze tossiche nei diversi media, gli effetti a breve o lungo termine dell'esposizione alle sostanze tossiche sia sugli esseri umani che sull'ambiente.

<sup>67</sup> Fonte : <http://www.epa.gov/waterscience/pc/csnews/issue39.htm#JournalArticles>

<sup>68</sup> Fonte: <http://www.epa.gov/nerl/topics/models.html>

<sup>69</sup> Fonte: <http://www.epa.gov/ceampubl/swater/index.htm>

**Box 11. I Tubificidi come congiunzione nel trasferimento dell'esaclorobenzene dai sedimenti ai pesci <sup>70</sup>**

I sedimenti rappresentano un importante compartimento di esposizione per gli organismi endobentonici, che possono accumulare i contaminanti attraverso l'ingestione o il contatto del sedimento stesso o dell'acqua interstiziale. Il Tubificide *Tubifex tubifex* è stato scelto tra gli invertebrati come possibile collegamento tra i sedimenti contaminati e i pesci bentivori. A causa delle loro abitudini endobentoniche gli oligocheti sono, infatti, in intimo contatto con la fase solida e l'acqua interstiziale del sedimento. Ingeriscono il substrato alimentandosi dei piccoli microorganismi e del materiale detritico aderente ai sedimenti. Gli oligocheti sono noti, inoltre, per essere predati dai pesci bentonici e pelagici. Questi ultimi, oltre all'esposizione determinata dall'ingestione di invertebrati contaminati, ingeriscono i prodotti chimici contenuti nei sedimenti venendo così maggiormente esposti rispetto a quanto si avrebbe attraverso il semplice contatto con l'acqua. Gli oligocheti sono quindi inclini al trasferimento degli agenti inquinanti sedimento-collegati ai livelli elevati trofici più elevati. Per l'esperimento, condotto in laboratorio, si sono utilizzati sia sedimento che acqua artificiali e si è aggiunto esaclorobenzene come sostanza idrofobica da usare come modello. Come predatori sono stati scelti tre piccoli pesci (*Gasterosteus aculeatus*) che si nutrono di piccoli macroinvertebrati, ed in particolare gli invertebrati bentonici costituiscono la parte più cospicua della loro dieta. I risultati di questi esperimenti indicano che per l'esaclorobenzene, l'esposizione multipla di tubificidi e di sedimenti contaminati per i pesci conduce ad un accumulo significativamente più alto che l'esposizione ad una singola via.

Al fine di valutare l'esposizione in ambienti acquatici l' U.S. EPA ha realizzato il software interattivo **EXAMS**<sup>71</sup> utile alla valutazione delle proprietà, del trasporto e dell'esposizione degli inquinanti organici. Consiste in un insieme dei moduli che collegano le proprietà chimiche fondamentali ai parametri limnologici che controllano le caratteristiche cinetiche e il destino delle sostanze nei sistemi acquatici. L' EXAMS può essere usato per valutare il destino, l'esposizione e la persistenza dei prodotti chimici organici sintetici negli ecosistemi acquatici. Considera i processi di volatilizzazione, di assorbimento, di idrolisi, di biodegradazione e di fotodecomposizione. La strategia utilizzata nell'EXAMS è quella di considerare l'ecosistema acquatico come se fosse formato da subsistemi distinti, interconnessi da processi di trasporto fisici che permettono di trasferire la sostanza chimica dentro, attraverso e fuori il sistema.<sup>72</sup>

Al fine di stimare la concentrazione dei pesticidi in acqua, descrivere l'interazione con le altre sostanze, il tragitto che compiono e l'effetto della successiva esposizione degli

<sup>70</sup> Egeler *et al.*, 2001

<sup>71</sup> U.S. EPA, 2000b

<sup>72</sup> U.S. EPA, 2000b

organismi acquatici agli stessi l'OPP (*Office of pesticide programs*) dell' U.S. EPA utilizza combinazioni di modelli matematici ed un continuo monitoraggio di dati.<sup>73</sup>

Uno di questi modelli utilizzati è il GENEEC2 che fornisce una prima separazione di pesticidi, a basso rischio da quelli che richiedono pianificazioni molto più accurate. Stima i valori elevati di esposizione al pesticida considerando l'assorbimento del pesticida da parte del suolo o del sedimento, la degradazione prima del *runoff* e all'interno del corpo idrico. Per valutare le dinamiche di popolazione ed il bioaccumulo, in comunità strutturate di pesci esposti a miscele di inquinanti organici e metalli, è stato creato il modello di simulazione BASS. Gli algoritmi di questo modello si basano sulla diffusione cinetica e si associano ai modelli di base della crescita individuale dei pesci. Il modello non si basa su dati tossicocinetici o di popolazione che provengono da indagini di campo ma considera sia le proprietà della sostanza (coefficiente di ripartizione e di diffusione ecc.) che gli attributi biologici dei pesci (struttura delle branchie, modalità di alimentazione e tasso di crescita), attributi che determinano gli scambi attraverso le membrane e la mucosa intestinale.<sup>74</sup>

---

<sup>73</sup> Fonte: <http://www.epa.gov/oppefed1/models/water/models4.htm>

<sup>74</sup> U.S. EPA, 2001

### Box 12. Modello PBTK/TD<sup>75</sup>

Il **PBTK/TD** è un modello utilizzato nella pianificazione del rischio e nella predizione del comportamento delle sostanze chimiche in diverse specie acquatiche. Si tratta di un modello matematico che stima la dose interna di una sostanza partendo da quella esterna simulando l'*uptake*, il trasporto interno, la ripartizione nei compartimenti interni, la trasformazione, il metabolismo e la depurazione delle sostanze chimiche<sup>76</sup>. Esso è stato usato per misurare l'effetto del cadmio su *Salmo gairdneri*,<sup>77</sup> dello zinco in *Haliotis diverticolo supertexta*<sup>78</sup> e delle sostanze organiche disciolte in acqua su *Salvelinus fontinalis*<sup>79</sup> e *Salvelinus namaycush*.<sup>80</sup> Si è inoltre utilizzato questo modello per descrivere l'effetto dell'arsenico su di un organo bersaglio di Tilapia, sottolineando l'importanza del suo impiego nella pianificazione del rischio tossicologico grazie alla capacità di formulare ipotesi reali dell'accumulo delle sostanze negli organi bersaglio e dei conseguenti effetti di mortalità.

La struttura del modello PBTK consiste di 4 compartimenti: i muscoli (compartimento 2), le branchie (compartimento 3), il canale alimentare (compartimento 4) ed il fegato (compartimento 5) connessi al sistema circolatorio (compartimento 1). L'essenza di questo modello è espressa dalla seguente equazione:

$$\frac{d\{C(t)\}}{dt} = [K] \{C(t)\} + [X] \{u(t)\}$$

$\{C(t)\}$  è un vettore che descrive la concentrazione in ciascun organo bersaglio

$\{u(t)\}$  rappresenta un vettore d'immissione della sostanza chimica nell'acqua

$[K]$  descrive il tasso di diffusione tra gli organi

$[X]$  descrive il tasso di scambio all'interno degli organi bersaglio

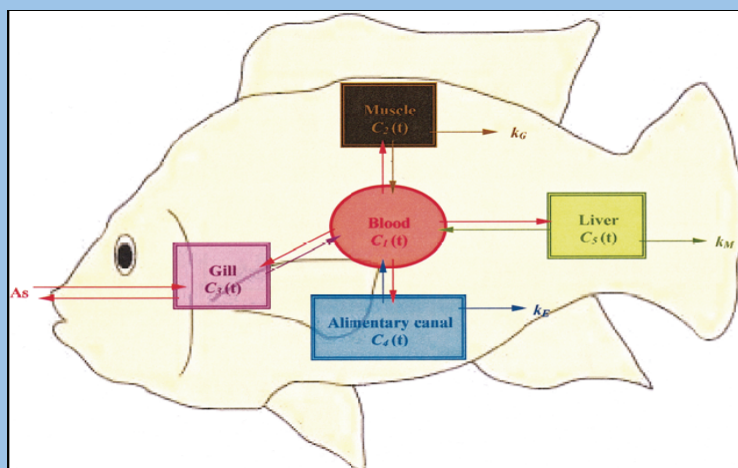


Figura 7. Diagramma del modello PBTK/TD per l'arsenico in Tilapia

<sup>75</sup> Ling *et al.*, 2005

<sup>76</sup> Suter *et al.*, 2000

<sup>77</sup> Thomann *et al.*, 1997

<sup>78</sup> Liao *et al.*, 2000

<sup>79</sup> Nichols *et al.*, 1998

<sup>80</sup> Lien *et al.*, 2001

## 6 CONCLUSIONI

Sebbene l'analisi dell'esposizione sia una procedura applicata dagli inizi del ventesimo secolo, specialmente nei campi dell'epidemiologia, dell'igiene e della sanità, la sua importanza è andata aumentando a partire dal 1970 in relazione all'aumentata consapevolezza accademica, industriale e governativa dei problemi chimici legati all'inquinamento. Ci si è però focalizzati soprattutto sull'esposizione dell'uomo alle diverse sostanze chimiche sviluppando maggiormente l'analisi di rischio sanitario, ignorando l'effetto ecologico. Tuttavia, si è dimostrato che molti contaminanti (rame, ammoniaca, cloro, alcuni pesticidi, ecc.) che hanno un effetto basso verso l'uomo, possono causare seri danni agli organismi acquatici. Questa consapevolezza ormai raggiunta circa l'esistenza di tali rischi e le conseguenze economiche dei danni prodotti ha indotto l'uomo a porre maggior attenzione alle conseguenze economiche delle proprie azioni sull'ambiente e ad applicare sempre più in questo campo i principi dell'analisi del rischio, in cui l'esposizione assume un ruolo fondamentale.

Alla luce di quanto emerso, appare evidente che anche gli impatti generati da diversi agenti contaminanti immessi continuativamente nei nostri fiumi debbano essere soggetti a valutazioni del rischio ecologico, e che tale metodo richieda parallelamente ed indiscutibilmente l'applicazione delle analisi ecotossicologiche e delle diverse fasi che caratterizzano l'analisi dell'esposizione.

L'approfondimento dell'analisi dell'esposizione consentirà di descrivere un contesto appropriato nel quale valori di riferimento generici, stabiliti mediante test di laboratorio, trovano un'applicazione sito-specifica e possono tradursi concretamente in misure gestionali, permettendo di individuare basandosi su conoscenze concrete:

- il comportamento, la distribuzione e le modalità di azione dei contaminati immessi nel corpo ricevente in base alle loro caratteristiche fisico-chimiche;
- le principali vie di esposizione ed i compartimenti ambientali soggetti a tale contaminazione;
- i principali recettori sensibili alla contaminazione sulla base della loro presenza nelle matrici contaminate;
- le modalità di contatto ed i rapporti causa-effetto derivanti dalla contaminazione.

Consci della consistenza delle implicazioni ambientali, del bisogno di integrare l'analisi svolta con tanti altri punti di approfondimento, della necessità di affrontare i problemi legati a questo ecosistema con una visione aperta e pluridisciplinare, riteniamo doveroso riportare l'attenzione sul significato ed il valore che l'ecosistema acquatico rappresenta per

la sostenibilità del Pianeta Terra, ponendo particolare attenzione all'analisi di esposizione per una corretta valutazione del rischio ecologico a cui i nostri fiumi sono soggetti.

L'analisi dell'esposizione è fondamentale per comprendere appieno l'importanza della conservazione dell'integrità ecologica, da realizzarsi attraverso il mantenimento di habitat molteplici, che consentano contemporaneamente di ridurre l'esposizione degli organismi acquatici alle sostanze inquinanti, offrendo soluzioni di riparo alternative nei confronti degli agenti chimici (habitat rifugio) e di garantire il mantenimento di elevati valori di biodiversità.

Valutare meglio l'esposizione, ed il ruolo che essa assume nell'ambito del rischio ecologico, significa descrivere più precisamente i rapporti di esposizione-risposta per la sostanza inquinante che si considera, approfondendo le caratteristiche della stessa, le modalità di azione e gli effetti che induce a livello di specie, popolazione e comunità.

Ci appare oltremodo necessario sviluppare le ricerche sull'esposizione in *toto*, non focalizzandoci esclusivamente su una delle singole fasi che la caratterizzano ma ponendo particolare attenzione agli effetti dell'esposizione interna. Tali studi, basati sulla consapevolezza di processi generali condivisi da numerose specie tra cui l'uomo, consentirebbero di effettuare test su colture cellulari anziché su organismi, riducendo il numero di animali necessari ai fini della sperimentazione. E' auspicabile quindi che le conoscenze di esposizione interna vengano incrementate per il ruolo che potrebbero assumere nell'ambito delle ricerche ecotossicologiche. Esse potrebbero offrire grandi potenzialità per la pianificazione del rischio, provvedendo ad una connessione diretta tra esperimenti sul campo ed in laboratorio, ma soprattutto consentirebbero una la fusione tra il rischio ecologico e quello sanitario.

## APPENDICE 1

### Caratteristiche e proprietà dei principali contaminanti acquatici

#### Cromo

E' il 17° elemento più abbondante sulla terra, ed è inoltre presente in circa 40 minerali. Viene rilasciato nell'ambiente sia attraverso processi naturali che antropici, sebbene le principali fonti d'immissioni sono rappresentate dai processi industriali, dalla combustione del carbone, dagli inceneritori e dalla produzione di cemento. Le maggiori fonti d'immissione negli ambienti acquatici includono le deposizioni atmosferiche, le industrie di galvanizzazione dei metalli, le industrie tessili, le fonderie di acciaio ed il rilascio dalle zone urbane.<sup>81</sup>

**Proprietà fisico-chimiche:** sebbene sia un metallo estremamente stabile, difficilmente si trova allo stato elementare. Ha una densità di  $7.14 \text{ g/cm}^3$ , temperatura di fusione di  $1900^\circ\text{C}$  e di ebollizione di  $2642^\circ\text{C}$ .<sup>82</sup> Nonostante presenti sei possibili stati di ossidazione si trova principalmente sotto forma di Cromo trivalente ed esavalente.<sup>83</sup>

**Vie di esposizione e trasporto:** Le proprietà del cromo nei sistemi acquatici dipendono dalla forma nel quale viene rilasciato nell'ambiente. Generalmente il cromo trivalente disciolto in acqua forma sali insolubili (ossidi, idrossidi e fosfati) che vengono assorbiti dalla sostanza organica e subito rimossi dalla colonna d'acqua dai processi di sedimentazione.<sup>84</sup> Al contrario i sali di cromo esavalente sono abbastanza solubili in acqua e non vengono assorbiti dalla materia organica o dai sedimenti tendono perciò a rimanere disciolti nella colonna d'acqua. In condizioni anaerobiche assiste alla riduzione del Cr (VI) a Cr (III), e questa reazione reversibile è comune soprattutto nelle acque naturali.<sup>85</sup>

**Effetti sugli organismi:** Gli effetti dei sali di cromo sugli organismi acquatici sono modificati a volte di un ordine o più di grandezza, da una varietà di fattori biologici ed abiotici. Questi includono la specie, l'età e la fase inerente allo sviluppo dell'organismo; la temperatura, il pH, la salinità e l'alcalinità del mezzo; effetti di interazione di Cr con altri agenti inquinanti; durata di esposizione; e la forma chimica.<sup>86</sup> Esso è rapidamente assorbito dagli organismi acquatici con un fattore di bioconcentrazione che oscilla tra 100 e 1000.<sup>87</sup> Le alghe, con un BFC superiore a 8500<sup>88</sup> tendono a bioconcentrare più di qualsiasi altro

---

<sup>81</sup> MacDonald *et al.*, 2001b

<sup>82</sup> Eisler, 1986b

<sup>83</sup> MacDonald *et al.*, 2001b

<sup>84</sup> MacDonald *et al.*, 2001b

<sup>85</sup> CCREM, 1987

<sup>86</sup> Eisler, 1986b

<sup>87</sup> CCREM, 1987

<sup>88</sup> CCREM, 1987

organismo in acqua. L'esposizione di *Daphnia magna* per 32 giorni ad una concentrazione di 10 ppb di cromo esavalente, ad esempio, ne riduce la sopravvivenza e la fecondità.<sup>89</sup> I pesci sono gli organismi meno sensibili all'inquinamento da cromo soprattutto rispetto agli invertebrati,<sup>90</sup> sebbene è stato dimostrato che l'esposizione della *Oncorhynchus mykiss* ad elevate concentrazioni di cromo causa deformità nelle branchie, nei reni e nei tessuti stomacali a pH 7.5, mentre influisce solo sulle branchie a pH 6.5.<sup>91</sup>

---

<sup>89</sup> U.S. EPA, 1980b

<sup>90</sup> MacDonald *et al.*, 2001

<sup>91</sup> Van der Putte *et al.*, 1981



## Piombo

Il piombo è un metallo pesante facente parte di circa 200 minerali alcuni dei quali estremamente rari. Solamente tre di questi minerali: galena, anglesite e cerusite sono sufficientemente abbondanti da formare depositi.<sup>92</sup> Si trova principalmente nelle rocce metamorfiche, sedimentarie ed ignee.<sup>93</sup> Viene utilizzato soprattutto per la produzione di batterie e di prodotti chimici (tetrametilpiombo e tetraetilpiombo), metallurgia, produzione di medicinali ad uso veterinario, carburanti ecc.<sup>94</sup> E' di conseguenza immesso nell'ambiente sia per cause naturali che antropiche. Nei sistemi acquatici è immesso principalmente attraverso le acque di scarico delle industrie chimiche, delle cartiere e del trattamento delle piante nei siti urbani.<sup>95</sup>

**Proprietà fisico-chimiche:** Ha una densità di 11.34 g/cm<sup>3</sup> a 25°C, fonde a 327,5°C e la sua temperatura di ebollizione è di 1, 749°C.<sup>96</sup> Nelle acque dure e basiche il piombo metallico è moderatamente solubile, mentre la sua solubilità aumenta nelle acque più leggere ed acide. Il suo chimismo può comunque considerarsi complesso, la sua solubilità e la sua biodisponibilità sono maggiori a basso pH, basso contenuto di sostanza organica e di sedimenti in sospensione e basse concentrazioni di sali di cadmio, zinco, manganese e ferro.<sup>97</sup> E' stato dimostrato che la sua solubilità è pH dipendente ed oscilla tra 10g Pb/1 a pH 5.5 e meno di 1µg Pb/1 a pH 0.<sup>98</sup> Nelle acque tende a concentrarsi nella pellicola superficiale soprattutto in presenza di sostanze organiche.<sup>99</sup>

### Vie di esposizione e trasporto:

Il piombo raggiunge i sistemi acquatici attraverso gli scarichi industriali, le deposizioni atmosferiche, il dilavamento delle strade.<sup>100</sup> La maggior parte di piombo che è immesso in acqua precipita nel sedimento come carbonato o idrossido,<sup>101</sup> ed è mobilizzato in seguito alla diminuzione del pH, o a cambiamenti nella composizione ionica.<sup>102</sup> I fattori che influenzano il grado di assorbimento includono il tipo di sedimento, il pH, il contenuto di carbonio organico, la capacità di scambio cationico ed i costituenti del sedimento. In particolare, l'assorbimento è maggiore nei sedimenti che contengono le frazioni fini

---

<sup>92</sup> Eisler, 1988

<sup>93</sup> CCREM, 1987

<sup>94</sup> MacDonald *et al.*, 2001b

<sup>95</sup> Garrett, 1985

<sup>96</sup> Eisler, 1988

<sup>97</sup> Eisler, 1988

<sup>98</sup> U.S. EPA, 1980

<sup>99</sup> Demayo *et al.*, 1982

<sup>100</sup> U.S. EPA, 1980c

<sup>101</sup> May & McKinney., 1981

<sup>102</sup> Demayo *et al.*, 1982

dell'argilla, e minore nei substrati più grossolani. Nelle acque superficiali il piombo è presente, invece, in tre forme: libera, legato o come particolato.<sup>103</sup>

**Effetti sugli organismi:** E' una sostanza che non dà luogo al fenomeno della biomagnificazione attraverso la catena trofica, sebbene possa accumularsi sia in piante che in animali<sup>104</sup>. Gli effetti dell'esposizione ad ingenti quantità di piombo sono riconducibili a: modificazioni della struttura e del funzionamento dei reni, delle ossa, del sistema nervoso centrale e del sistema ematopoietico, problemi biochimici, istopatologici, neuropsicologici, fetotossici, teratologici e riproduttivi.<sup>105</sup> La sua tossicità varia a seconda della specie, dell'età dell'organismo, del tempo di esposizione e dalle proprietà fisico-chimiche dell'acqua.<sup>106</sup> Le concentrazioni di piombo sono generalmente maggiori nelle alghe e negli invertebrati bentonici e minore nei predatori dei livelli trofici superiori.<sup>107</sup> Dai test di laboratorio è risultato che gli anfipodi sono particolarmente sensibili al piombo, con valori acuti medi che oscillano tra 143 fino a 448 µ/L, mentre tra i pesci sono stati riportati valori acuti medi per la *Oncorhynchus mykiss*: 2,448 µg/L e per la *Salvelinus fontinalis*: 4,820 µg/L.<sup>108</sup> I pesci continuamente esposti a concentrazioni tossiche di piombo mostrano le problematiche tipiche dell'avvelenamento da questo metallo quali: curvatura della spina dorsale, lordosi, anemia, distruzione dei neuroni spinali e dell'epitelio respiratorio, atrofia muscolare, paralisi.<sup>109</sup> La prevalenza dei disturbi e delle malformazioni dipende soprattutto dai tempi di esposizione.<sup>110</sup> A tal proposito MacDonald *et al.* (2001b) hanno dimostrato che l'esposizione di 14 giorni del Chironomide *Chironomus tennans* a sedimenti contenenti piombo induce ad una mortalità del 100%. I valori medi del BFC in organismi esposti a varie concentrazioni di Pb<sup>2+</sup> dai 14 ai 140 giorni varia da circa 42 nei pesci a 2,570 nei mitili, mentre valori intermedi si hanno per i gasteropodi, le alghe e gli insetti.<sup>111</sup>

---

<sup>103</sup> Eisler, 1988

<sup>104</sup> Eisler, 1988

<sup>105</sup> Nriagu 1978; De Michele 1984

<sup>106</sup> MacDonald *et al.*, 2001b

<sup>107</sup> Eisler, 1988

<sup>108</sup> U.S. EPA, 1985

<sup>109</sup> Eisler, 1988

<sup>110</sup> Hodson *et al.*, 1982

<sup>111</sup> U.S. EPA, 1985

## Mercurio

Il mercurio è un elemento naturale e per questo sottoposto ai cicli biologici naturali. Esso è immesso nell'ambiente da una varietà di fonti, sia naturali che antropogeniche. Tra le fonti naturali, troviamo le emissioni vulcaniche, il degassamento dei terreni e la volatilizzazione dall'oceano, che rilasciano il mercurio soprattutto nella sua forma elementare. Contribuiscono alla sua immissione nell'ambiente terrestre anche l'evapo-traspirazione delle foglie e il decadimento della vegetazione. Le emissioni antropogeniche di mercurio provengono soprattutto dai processi industriali e dall'uso dei combustibili fossili (carbone) e dai materiali minerali estratti, trattati, o riciclati. L'U.S. EPA valuta che, soprattutto la combustione, rappresenta l'85% delle emissioni antropogeniche del mercurio, ed in particolare l'incenerimento residuo comunale e medico; caldaie domestiche; e ad uso commerciale/industriale.<sup>112</sup>

**Proprietà fisico-chimiche:** E' un composto che può esistere in tre forme di ossidazione che si trovano indistintamente e in differenti proporzioni nei compartimenti acqua, suolo, aria e nel sedimento. Forma sia composti organici che inorganici che interferiscono con il metabolismo dello zolfo, sebbene la specie ( $\text{Hg}^{2+}$ ) sia la più tossica in assoluto. Le forme non volatili formano composti che vengono immediatamente assorbiti dai sedimenti, soprattutto se ricchi di carbone organico, dove persistono a lungo termine.<sup>113</sup> Questo è processo il più importante nel determinare le proprietà abiotiche del mercurio nei compartimenti acquatici.<sup>114</sup> La forma più tossica e biodisponibile è quella del methylmercurio, composto altamente stabile e lipofilo che bioaccumula nella catena trofica.

**Vie di esposizione e trasporto:** Il mercurio può persistere nell'atmosfera per circa un anno, per poi raggiungere l'ambiente terrestre soprattutto mediante le precipitazioni. Negli ambienti acquatici, oltre che per deposizione diretta, vi giunge mediante il dilavamento del suolo, per poi rimanere nella colonna d'acqua, associarsi al sedimento o accumularsi nei tessuti degli organismi. La sua entrata nella catena alimentare ha inizio mediante l'attività batterica, attraverso la quale il mercurio è metabolizzato dalla sua forma inorganica a metilmercurio. I batteri contenenti metilmercurio possono o essere consumati dagli organismi dei livelli trofici successivi, o possono espellerlo in acqua, dove viene poi rapidamente assorbito dai pesci. Il fattore di bioconcentrazione (BFC) per gli organismi acquatici è generalmente alto (104) a causa del rapido dell'assorbimento e della sua lenta eliminazione. Nei pesci la sua vita biologica è di circa 2 anni.<sup>115</sup> La principale via di esposizione include l'assorbimento diretto dall'acqua mediante le respirazione branchiale,

<sup>112</sup> Fonte: <http://www.epa.gov/grtlakes/bnsdocs/mercsrce/>

<sup>113</sup> RETEC, 2002

<sup>114</sup> U.S. EPA, 1979

<sup>115</sup> Lockhart *et al.*, 1972

il contatto con la pelle, l'assorbimento tramite tessuti intestinali ed il consumo di prede contaminate.<sup>116</sup>

**Effetti sugli organismi:** Il mercurio non ha effetti noti sulla fisiologia dei vertebrati. Esso è una potente tossina che agisce principalmente sul sistema nervoso centrale e sul sistema riproduttivo degli animali<sup>117</sup> e, anche se non ha attività teratogena o cancerogena, può interrompere l'attività del sistema endocrino.<sup>118</sup> La sua tossicità è causata dalla sua affinità per i composti organici contenenti zolfo (es. proteine), con i quali forma legami covalenti che gli consentono di migrare facilmente attraverso le membrane.<sup>119</sup> Negli organismi acquatici il metilmercurio si diffonde rapidamente attraverso le branchie entrando così nel sistema sanguigno, viene anche rapidamente accumulato nell'intestino, e successivamente trasportato ai reni, al cervello per poi depositarsi nei muscoli. L'effetto dell'avvelenamento da mercurio nei pesci può essere ricondotto a: morte, inefficienza riproduttiva, difficoltà di crescita e di sviluppo, anomalie, chimismo alterato del sangue, problemi di respirazione e di osmoregolazione, inappetenza e riduzione della predazione.<sup>120</sup> E' stato dimostrato<sup>121</sup> che negli organismi bentonici l'esposizione al mercurio provoca problemi di diversa natura quali: ridotta fertilità, sviluppo anomalo e letalità.

---

<sup>116</sup> MacDonald *et al.*, 2001

<sup>117</sup> U.S. EPA 1997b

<sup>118</sup> Fynn-Aikins *et al.*, 1998

<sup>119</sup> U.S. EPA, 1997

<sup>120</sup> U.S. EPA, 1997b

<sup>121</sup> MacDonald *et al.*, 2001b

### **Contaminanti organici persistenti POP**

I microcontaminanti organici persistenti (POP) sono un gruppo eterogeneo di sostanze chimiche ampiamente distribuite nell'ambiente acquatico. Alcune classi di queste sostanze producono effetti tossici a dosi molto basse, persistono nell'ambiente per lungo tempo, e bioaccumulano nei tessuti animali.<sup>122</sup> Nel 1995 sotto richiesta dell'UNEP (*United Nation Environment Programme*.) sono stati individuati i 12 composti POP di maggior rilievo. Si tratta di composti caratterizzati da elevata resistenza alla degradazione, elevato potenziale di bioaccumulo, ecotossicità, capacità di essere trasportati per lunghi percorsi e rischio per la salute umana e per l'ambiente. A causa della loro bassa solubilità e della loro natura idrofoba, i POP tendono ad associarsi soprattutto con il particolato organico e ad accumularsi nei sedimenti, che rappresentano di conseguenza un serbatoio cospicuo di queste sostanze.<sup>123</sup> Le loro proprietà fisico-chimiche e la loro capacità di persistere nell'ambiente permettono ai POP di migrare attraverso le membrane biologiche, di bioaccumulare nei tessuti lipidici dando luogo al fenomeno della biomagnificazione. I livelli di bioaccumulo rilevati in laboratorio per gli organismi acquatici sono piuttosto elevati, in particolare il fattore di bioconcentrazione riportato in letteratura per il PCB (Aroclor 1260) è  $3 \times 10^5$ .<sup>124</sup>

---

<sup>122</sup> Miniero *et al.*, 2002

<sup>123</sup> Oren *et al.*, 2006

<sup>124</sup> Miniero *et al.*, 2002

### **Policlorobifenili –PCB–**

Sono una serie di composti aromatici biciclici costituiti da molecole di bifenile clorate. In base alla posizione degli atomi di cloro nella molecola di bifenile si possono ottenere 209 congeneri, le cui caratteristiche fisico-chimiche variano notevolmente con conseguenze sulla persistenza e sul bioaccumulo dei singoli congeneri.<sup>125</sup> Sono ricavati a partire dal petrolio e dal catrame, dai quali si estrae il benzene, che viene poi trasformato in bifenile. Questo viene poi successivamente clorurato a policlorobifenile.

**Caratteristiche fisico-chimiche:** I PCB sono composti caratterizzati da bassa solubilità, bassa tensione di vapore, elevata costante dielettrica, bassa infiammabilità ed elevata resistenza alla degradazione chimica. La densità di tutti i PCB è maggiore di quella dell'acqua<sup>126</sup> ed aumenta all'aumentare degli atomi di cloro. I PCB sono moderatamente solubili in acqua, sebbene la loro solubilità vari a seconda delle diverse miscele e dei diversi congeneri. Al contrario sono fortemente solubili negli olii e nei solventi organici<sup>127</sup>. Sono composti stabili caratterizzati da un elevato valore del  $K_{ow}$  che li rende affini non solamente alla sostanza organica contenuta nel sedimento ma anche alla frazione lipidica degli organismi. Infatti più una sostanza è lipofila ed idrofobica più tende a concentrarsi nel sedimento e nella catena trofica di un sistema acquatico.<sup>128</sup> Tendono inoltre a volatilizzare o disperdersi come aerosol, per questo i PCB risultano particolarmente diffusi nell'ambiente. Essi inoltre presentano molteplici vie di esposizione sia nei confronti dell'uomo che degli altri organismi viventi. Diversi casi studio evidenziano gli effetti prodotti sull'uomo e le principali modalità di azione di queste sostanze.<sup>129</sup>

**Vie di esposizione e trasporto:** Una volta immessi nei sistemi acquatici i PCB a causa della loro densità tendono ad raggiungere i fondali e a causa della loro idrofobicità si accumulano nei sedimenti. Infatti, le principali vie di esposizione degli organismi acquatici ai PCB sono il contatto con la colonna d'acqua, l'ingestione dei sedimenti ed il consumo di prede. Generalmente il tasso di bioaccumulo varia a seconda dell'età, del peso, del sesso e della specie. Si è inoltre dimostrato che a parità di esposizione i pesci accumulano, una quantità di PCB, due o tre volte maggiore di quella accumulata dagli invertebrati.<sup>130</sup> La maggior parte di questo accumulo è da collegare all'ingestione di prede sebbene anche l'assorbimento tramite le branchie contribuisca ad un rapido accumulo. Nei pesci, questo composto risulta inoltre particolarmente nocivo nelle prime fasi di sviluppo larvale. A causa della loro stabilità chimica sono fortemente persistenti nell'ambiente, e il loro riciclo,

---

<sup>125</sup> Eisler, 1986

<sup>126</sup> WHO, 1983

<sup>127</sup> WHO, 1983

<sup>128</sup> RETEC, 2002

<sup>129</sup> U.S. EPA, 1996

<sup>130</sup> RETEC, 2002

piuttosto che la degradazione, rappresenta il principale meccanismo che li intacca una volta immessi nell'ambiente.

**Effetti sugli organismi:** L'esposizione ai PCB crea degli effetti sugli organismi acquatici che possono essere ricondotti a: mortalità, riduzione del tasso metabolico e del tasso di crescita, difficoltà riproduttive.<sup>131</sup> Negli invertebrati acquatici la soglia di tossicità oscilla tra 10 µg/L per gli anfipodi (*Gammarus fasciatus*) e 40 µg/L per gli odonati (*Ischnura verticalis*). I pesci sembrano essere più sensibili degli invertebrati. Nei test di tossicità a lungo termine i valori soglia per pesci ed invertebrati oscillano tra 0,2 e 15 µg/L.<sup>132</sup> Nei mammiferi e negli uccelli dipendenti dall'acqua, i pesci e gli invertebrati rappresentano la principale via d'esposizione ai PCB.<sup>133</sup> Diversi studi dimostrano le difficoltà riproduttive in uccelli piscivori esposti ai PCB. Questi animali presentano una serie di sintomi quali: deformità fisiche, tossicità del feto e teratogenesi, e in aggiunta alla mortalità embrionale, i PCB causano edema e deformità del becco. I mammiferi sono particolarmente sensibili ad alcuni congeneri poiché il loro meccanismo di azione è simile al 2,3,7,8-TCDD.<sup>134</sup>

---

<sup>131</sup> CCME, 1999, Moore & Walker, 1991

<sup>132</sup> U.S. EPA, 1980

<sup>133</sup> Moore *et al.*, 1999

<sup>134</sup> Leonards *et al.*, 1995

### Diossine e furani

Le diossine sono un gruppo di 210 composti chimici aromatici policlorurati divisi in 2 famiglie: dibenzo-p-diossine (PCDD, le diossine propriamente dette) e dibenzo-p-furani (PCDF o furani). Sono composti particolarmente stabili e persistenti nell'ambiente. Tossici per l'uomo, gli animali e l'ambiente stesso; le diossine e i furani costituiscono infatti due delle dodici classici inquinanti organici persistenti riconosciute a livello internazionale dall'UNEP.<sup>135</sup> La loro tossicità dipende dal numero e dalla posizione degli atomi di cloro sull'anello aromatico. Non sono sostanze prodotte intenzionalmente dall'uomo e non se ne conoscono usi specifici.<sup>136</sup>

**Proprietà fisico-chimiche:** Gli atomi di cloro che si sostituiscono sull'anello benzenico sembrerebbero essere alla base delle caratteristiche fisico-chimiche di questi composti. In particolare sia la solubilità in acqua che la pressione di vapore diminuiscono all'aumentare delle sostituzioni in cloro.<sup>137</sup> Sono sostanze semivolatili, termostabili, scarsamente polari, insolubili in acqua, estremamente liposolubili, resistenti alla degradazione chimica e biologica. Il coefficiente di ripartizione acqua-ottanolo fornisce una buona valutazione dell'idrofobicità di una sostanza, e sono quindi dei buoni indicatori del loro potenziale di assorbimento. Sono altamente lipofili, ed il log del  $K_{ow}$  oscilla tra 5,50 e 8,93 per la 2,3,7,8 tetracloro-dibenzo-p-diossina e 7,53 e 13,26 per la ottaclorodibenzo-p-diossina.<sup>138</sup>

**Vie di esposizione e trasporto:** Mentre l'assorbimento diretto dall'acqua di queste sostanze è importante soprattutto per alcuni componenti dell'ecosistema (piante e zooplankton), i sedimenti rappresentano a lungo termine il principale compartimento di esposizione della rete trofica. Per questa ragione il BSAF (*biota-sediment accumulation factors*) fornisce informazioni valide per la valutazione degli effetti che derivano dall'esposizione degli organismi acquatici ai sedimenti. Sebbene i dati riguardanti il bioaccumulo in pesci e negli invertebrati siano piuttosto scarsi, uno studio condotto sul lago Ontario fornisce informazioni rilevanti,<sup>139</sup> sottolineando che gran parte della variabilità del BSAF dipende dalla frazione lipidica dei tessuti e dalla concentrazione di carbonio organico nei sedimenti.

I PCDD e i PCDF sono rilasciati nell'ambiente da diverse fonti che possono essere classificate come fonti naturali, chimiche, industriali e di combustione. Se rilasciate in ambienti acquatici tendono a persistere per periodi maggiori rispetto a quelle rilasciate in atmosfera. Esse infatti, pur essendo scarsamente idrosolubili, trovano nell'acqua un'ottima

<sup>135</sup> APAT, 2006

<sup>136</sup> WHO 1989; Fiedler *et al.*, 1990

<sup>137</sup> MacDonald *et al.*, 2001b

<sup>138</sup> MacDonald *et al.*, 2001b

<sup>139</sup> MacDonald *et al.*, 2001b



via di diffusione una volta adsorbite sulle particelle minerali ed organiche presenti in sospensione. I sedimenti rappresentano però la maggiore fonte di immissione di queste sostanze nella colonna d'acqua dove risultano anche più stabili.<sup>140</sup>

**Effetti sugli organismi:** Le informazioni riguardo alle proprietà biologiche dei PCDD sono scarse ad eccezione del 2,3,7,8-TCDD.<sup>141</sup> A causa della loro persistenza e liposolubilità tendono, nel tempo, ad accumularsi negli organismi viventi dando luogo anche alla biomagnificazione. L'assunzione di diossine da parte di organismi acquatici avviene attraverso la bioconcentrazione dall'acqua ed il trasferimento nelle reti trofiche. La quantità di diossine accumulate dipende, oltre che dalla quantità di diossine presenti nell'ambiente acquatico, dalla percentuale di contenuto in grasso dell'organismo. Generalmente l'esposizione alle tossine in laboratorio causa la riduzione della fertilità, disturbi della crescita, immunotossicità e cancerogeneità, inoltre esse agiscono sui diversi sistemi determinanti per la crescita e lo sviluppo, tra cui il metabolismo della vitamina A e degli ormoni sessuali.<sup>142</sup> I pesci esposti a basse concentrazioni di queste sostanze presentano letalità edema, necrosi, inibizione della crescita e del successo riproduttivo. Gli invertebrati sembrano essere meno sensibili dei pesci, mentre uccelli e mammiferi esposti per lungo termine al TCDD presentano induzione enzimatica, difficoltà di crescita, danni ai tessuti, immunotossicità, cancro.<sup>143</sup> La principale fonte di immissione di diossine e furani è legata ai processi di combustione durante l'incenerimento di rifiuti civili ed industriali, o sanitari.<sup>144</sup>

---

<sup>140</sup> MacDonald *et al.*, 2001b

<sup>141</sup> Eisler, 1986c

<sup>142</sup> APAT, 2006.

<sup>143</sup> MacDonald *et al.*, 2001b

<sup>144</sup> U.S. EPA, 1994

### Idrocarburi policiclici aromatici -IPA-

Gli IPA sono una classe di composti organici non polari caratterizzati da un'elevata aromaticità, e da una struttura di due o più anelli benzenici o aromatici.<sup>145</sup> E' possibile distinguere gli IPA a basso peso molecolare (con meno di 4 anelli benzenici) quali: antracene, naftalene ecc, dagli IPA ad elevato peso molecolare (con 4 o più anelli benzenici): pirene, benzoantracene, benzopirene ecc. Le fonti ambientali principali includono il petrolio e i residui della combustione del legno e dei combustibili fossili.

**Proprietà fisico-chimiche:** Gli IPA presentano un elevato punto di fusione e di ebollizione, ed una bassa solubilità in acqua e del valore della tensione di vapore. Possiedono un valore elevato sia del coefficiente di ripartizione ottanolo/acqua che del carbonio organico, per questo gli IPA sono lipofili, vengono cioè assorbiti sia dalla sostanza organica che da quella inorganica.<sup>146</sup> Inoltre, la loro solubilità aumenta all'aumentare della temperatura dell'acqua, mentre diminuisce all'aumentare della salinità.<sup>147</sup> Alcune proprietà fisico-chimiche dei IPA sono riportati nella seguente tabella:

Composto	Numeri di anelli	Peso molecolare approssimato	Punto di ebollizione	Solubilità	Log K <sub>ow</sub>
Naftalene	2	128	80	30.0	3.37
Antracene	2	178	216	0.07	4.45
Benz(a)antracene	4	228	158	0.014	5.61
Benzo(a)pirene	5	252	179	0.0038	6.04
Benzo(g,h,i)perilene	6	276	222	0.00026	7.23

Tabella 7. Proprietà fisico-chimiche di alcuni IPA

**Vie di esposizione e trasporto:** Nell'acqua gli IPA possono evaporare, disperdersi nella colonna d'acqua, legarsi ai sedimenti, concentrarsi nei biota, essere biodegradati o ossidati.<sup>148</sup> Il comportamento degli IPA nelle acque dipende dalle specifiche caratteristiche fisico-chimiche. I composti caratterizzati da una elevata solubilità, come il naftalene, rimangono disciolti in acqua, mentre quelli poco solubili formano delle associazioni o con i composti colloidali o con il materiale in sospensione. Mentre i composti associati al particolato in sospensione nella colonna d'acqua vengono degradati fotochimicamente, biodegradati, trasportati in altre aree ed incorporati nei biota acquatici, la deposizione e il consolidamento con i sedimenti di fondo costituiscono, probabilmente, il processo

<sup>145</sup> MacDonald *et al.*, 2001b

<sup>146</sup> MacDonald *et al.*, 2001b

<sup>147</sup> NRC, 1983

<sup>148</sup> Eisler, 1987

ambientale più importante. I sedimenti sono infatti il compartimento principale di queste sostanze.<sup>149</sup>

**Effetti sugli organismi:** La tossicità degli IPA è collegata principalmente alla loro azione di narcotici non-polari.<sup>150</sup> Essi tendono ad entrare nell'organismo legandosi irreversibilmente ai siti lipofili all'interno della cellula. Questo comporta difficoltà nei normali processi che avvengono sulla superficie della membrana, negli scambi dei gas, aumentando i processi osmotici attraverso le stesse. Nei pesci e in altri organismi si depositano sulle branchie creando difficoltà nella respirazione, ipossia e sbilanciamento osmotico, mentre nei tessuti, causano dei cambiamenti nella permeabilità della membrana, comportando mal funzionamenti fisiologici e muscolari.<sup>151</sup> I composti ad elevato peso molecolare sono generalmente associati ad effetti mutagenici, carcinogenici e teratogenici<sup>152</sup>. E' stato dimostrato che l'esposizione degli organismi acquatici agli IPA causa molteplici effetti avversi che includono: effetti sulla sopravvivenza, sulla crescita, sulla riproduzione, sul metabolismo e sulla salute.<sup>153</sup> La risposta dei biota oltre ad essere dipendente dai tempi di esposizione e dalle condizioni ambientali, dipende molto dalla loro capacità di metabolizzarli e di eliminarli.

---

<sup>149</sup> MacDonald *et al.*, 2001b

<sup>150</sup> Eisler, 1987

<sup>151</sup> MacDonald *et al.*, 2001b

<sup>152</sup> Eisler, 1987

<sup>153</sup> Eisler, 1987

## APPENDICE 2

### **L'integrità ecologica dei corsi d'acqua nella normativa Italiana**

L'estrema importanza dell'integrità ecologica dei corsi d'acqua e delle relative zone riparie è riconosciuta dalla normativa italiana, che ha fatto propria l'esigenza di tutelarla. Tale tutela era intesa prima in senso esclusivamente paesaggistico (legge 431/85) ma, in tempi più recenti, si è riconosciuto anche il ruolo ecologico e territoriale dei corsi d'acqua come dimostrano i seguenti stralci delle principali norme vigenti.

La Legge 18 maggio 1989 n.183 individua tra gli obiettivi della pianificazione “la conservazione ed il recupero del suolo attraverso interventi di riassetto idrogeologico, idraulico, idraulico-forestale, idraulico-agrario, silvo-pastorali, di forestazione e bonifica, tesi a realizzare anche un recupero naturalistico, botanico e faunistico del territorio”.

La Legge 19 luglio 1993 n.236 ed il relativo DPR 14/4/1993, dettano criteri per la manutenzione idraulica nel “massimo rispetto dei valori ambientali”.

La Legge 5 gennaio 1994 n.37 recante “Norme per la tutela ambientale delle aree demaniali dei fiumi, dei torrenti, dei laghi e delle altre acque pubbliche” che sancisce che “i provvedimenti che autorizzano il regolamento del corso dei fiumi e dei torrenti, gli interventi di bonifica ed altri simili destinati ad incidere sul regime delle acque, compresi quelli di estrazione dei materiali litoidi dal demanio fluviale e lacuale, devono essere adottati sulla base di valutazioni preventive e studi d'impatto, redatti sotto la responsabilità dell'amministrazione competente al rilascio del provvedimento autorizzativo, che subordinino il rilascio delle autorizzazioni e delle concessioni al rispetto preminente del buon regime delle acque, alla tutela dell'equilibrio geostatico e geomorfologico dei terreni interessati, alla tutela degli aspetti naturalistici e ambientali coinvolti dagli interventi progettati”.

Anche il recente D.Lgs 152/99 afferma che (art.41) “al fine di assicurare il mantenimento o il ripristino della vegetazione spontanea nella fascia immediatamente adiacente i corpi idrici, con funzione di filtro per i solidi sospesi e gli inquinanti di origine diffusa, di stabilizzazione delle sponde e di conservazione della biodiversità da contemperarsi con le esigenze di funzionalità dell'alveo, entro un anno dall'entrata in vigore del presente decreto, le regioni disciplinano gli interventi di trasformazione e di gestione del suolo e del soprassuolo previsti nella fascia di almeno 10 metri dalla sponda di fiumi, laghi, stagni e lagune comunque vietando la copertura dei corsi d'acqua, che non sia imposta da ragioni di tutela della pubblica incolumità e la realizzazione di impianti di smaltimento dei rifiuti.

### APPENDICE 3

#### Elenco di sostanze prioritarie in materia di acque

1. Alaclor	0.03
2. Benzene	0.2
3. Clorfenvinfos	0.0002
4. 1,2-Dicloroetano	0.3
5. Diclorometano	1
6. Fluoroantene	0.01
7. Nichel e composti	1.3
8. Triclorometano	1
9. Difenileteri bromati	--
10. Cadmio e composti	0.1
11. C-cloroalcani	0.5
12. Esaclorobenzene	--
13. Esaclorobutadiene	--
14. Esaclorocicloesano (gamma-isomero, lindano)	0.001
15. Mercurio e composti	0.02
16. Nonilfenoli	
[4-(para)-nonilfenoli	0.03
17. Pentaclorobenzene	0.003
18. Idrocarburi policiclici aromatici (PAH) (benzo(a)pirene, benzo(b)fluorantene, benzo(g,h,i)perilene, benzo(k)fluorantene, indeno(1,2,3-cd)pirene)	0.005 (totael ) 0.001 (singola specie)
19. composti del tributilstagno (tributilstagno-catione)	0.0001
20. Antracene	0.01
21. Atrazina	0.01
22. Clorpyrifos	0.0001
23. Ftalato di bis(2-etilesile) (DEHP)	0.3
24. Diuron	0.02
25. Endosulfan (Alpha-Endosulfan)	0.00001
26. Isoproturon	0.02
27. piombo e composti	0.4
28. Naftalene	0.01
29. Octilfenoli (para-terz. octifenolo)	0.01
31. Simazina	0.02
30. Pentaclorofenolo	0.01
32. Triclorobenzene (1,2,4-triclorobenzene)	0.1
33. Trifluralin	0.003

**Elenco di sostanze riportate nella decisione del parlamento europeo e del Consiglio n. 2455/2001 del 20/11/2001 relativa all'istituzione di un elenco di sostanze prioritarie in materia di acque e rispettivi valori di EQS ( $\mu\text{g/l}$ ) nella legislazione delle acque italiane (Fabiani & Yessayan, 2005)**

## GLOSSARIO DEI TERMINI E DEGLI ACRONIMI

**ASSESSMENT ENDPOINT** – Espressione esplicita del valore ambientale da proteggere, definito operativamente da un'entità ecologica e dai suoi attributi.

**BAF** - Fattore di bioaccumulo. Esprime il rapporto tra la concentrazione della sostanza nel tessuto degli organismi acquatici, e la concentrazione nell'ambiente acquatico, nella condizione in cui sia gli organismi, sia il cibo siano esposti all'inquinante (analisi *in situ*) e il rapporto non cambi significativamente nel tempo.

**BCF** - Fattore di bioconcentrazione. Esprime il rapporto tra la concentrazione della sostanza nel tessuto degli organismi acquatici e la concentrazione nell'ambiente acquatico, nella condizione in cui solo l'organismo sia esposto all'acqua (analisi in laboratorio) ed il rapporto non vari sostanzialmente nel tempo.

**BIOACCUMULO** – Capacità di una sostanza di accumularsi all'interno di un organismo (a seguito di un'esposizione ad essa attraverso l'ambiente circostante e/o attraverso la catena alimentare). Le sostanze ad elevato potere di bioaccumulo sono quelle con elevata solubilità nei grassi.

**BIOCONCENTRAZIONE** – Processo che porta ad una maggiore concentrazione di una sostanza in un organismo rispetto a quella presente nell'ambiente.

**BIODISPONIBILITÀ** - Per le sostanze chimiche rappresenta lo stato in cui risultano maggiormente assimilabili da parte degli organismi acquatici. Nell'acqua le sostanze chimiche possono trovarsi in tre forme biodisponibili: disciolta adsorbita ai componenti biotici o abiotici e sospesa nella colonna d'acqua, o depositata sul fondo (Incorporata accumulata) negli organismi.

**BSFA** - (*Biota-sediment accumulation factors*). Fattore di concentrazione sedimenti-biota.

**BIOMAGNIFICAZIONE** - Il risultato dei processi di bioconcentrazione e di bioaccumulo attraverso i quali la concentrazione della sostanza chimica aumenta lungo due o più livelli trofici. Il termine implica un trasferimento di sostanze chimiche dal cibo ai consumatori, in

modo tale che le concentrazioni aumentino sistematicamente attraverso la catena alimentare.

**COMMPS** – (*Combined monitoring-based and modelling-based priority setting*). E' una procedura per l'attribuzione delle priorità alle sostanze pericolose in base al duplice principio del monitoraggio e della modellazione.

**COPC** - (*Chemicals of Potential Concern*). Sostanze chimiche di particolare rilevanza.

**EQS** - (*Environmental Quality Standards*) standard di qualità ambientale. Esprimono la concentrazione di un particolare inquinante o gruppo di inquinanti nelle acque, nei sedimenti e nei biota che non deve essere superata, per tutelare la salute umana e l'ambiente.

**LC50** – (*Lethal concentration 50*) concentrazione letale. Concentrazione di una sostanza chimica, stimata statisticamente, sufficiente ad uccidere il 50% della popolazione esaminata..

**LD50** – (*Lethal dose 50*) dose letale mediana. Singola dose, statisticamente calcolata, che si prevede determini la morte del 50% degli organismi esposti in definite condizioni sperimentali.

**LOEC** – (*Lowest Observed Effect Concentration*). Minima concentrazione di una sostanza alla quale si osservano effetti. Rappresenta la concentrazione più bassa di un materiale utilizzato in una prova di tossicità che ha un effetto negativo statisticamente significativo sulla popolazione di organismi test esposta.

**LOEL** – (*Lowest Observed Effect Level*). Minima concentrazione di una sostanza, che causa alterazioni nella morfologia, nella funzionalità, nello sviluppo, o nella durata di vita degli organismi test confrontati con quelli di controllo.

**MICROINQUINANTI** - I microinquinanti sono sostanze di origine antropica la cui concentrazione nelle acque si situa nell'ordine di microgrammi e nanogrammi per litro. Ne fanno parte ad esempio gli idrocarburi aromatici policiclici, gli idrocarburi clorurati nonché gli ormoni e i residui di prodotti ignifughi o per la cura del corpo. La rilevanza ambientale di molte di queste sostanze è ancora sconosciuta, ma la loro presenza indica la continua

immissione nelle acque di nuove sostanze, le quali potrebbero avere ripercussioni anche sugli organismi.

**NOEC** - (*No Observed Effect Concentration*) concentrazione massima che non produce effetti statisticamente significativi negli organismi test confrontati con quelli di controllo.

**NOEL** – (*No Observed Effect Level*) dose massima, che in sistema test non causa effetti biologici osservabili sugli organismi bersaglio.

**OPP** – (*Office of pesticide programs*). Ufficio per il controllo e per il monitoraggio di pesticidi nell'ambiente. I ricercatori dell'OPP offrono servizi tecnici ed assistenza all'U.S. EPA fornendo i campioni di riferimento, sviluppo analitico di metodi, addestramento ed assistenza per le verifiche di laboratorio. Mettono a punto metodi analitici per progetti di valutazione e di applicazione del rischio; effettuano analisi di efficacia del prodotto chimico; e collaborano in indagini relative al verificarsi di danni del raccolto o a residui illegali di pesticidi.

**PHP** – (*Priority hazardous pollutants*) sostanze pericolose prioritarie. Sostanze o gruppi di sostanze tossiche, persistenti e bioaccumulabili e altre sostanze o gruppi di sostanze che danno adito a preoccupazioni analoghe.

**PNEC** - (*Probable No-Effect Concentration*). Stima di concentrazioni che non causano effetti su organismi o ecosistemi acquatici sulla base di dati ottenuti da esperimenti di esposizione/risposta.

**PP** – (*Priority pollutants*) sostanze prioritarie. Sono tutte le sostanze che presentano un rischio significativo sia per l'ambiente acquatico che attraverso l'ambiente acquatico e tra queste sono individuate quelle pericolose per le quali devono essere messi in atto interventi per eliminare le loro emissioni e perdite nell'ambiente acquatico.

**QSAR** – (*Quantitative Structure-Activity Relationships*). Relazioni quantitative struttura-attività. Rappresentano modelli quantitativi che mettono in relazione la variazione della attività biologica con la diversa struttura chimica di una serie di composti a comune meccanismo d'azione, permettendo di fornire informazioni sulle proprietà fisiche e chimiche, sul destino e sugli effetti di molecole non ancora valutate sperimentalmente sull'ambiente.



**ROC** - (*Receptors of concern*). Specie o gruppi di specie che a causa delle loro abitudini di vita o delle loro modalità di alimentazioni sono potenzialmente esposti alla contaminazione nel sito esaminato.

**UNEP** - (*United Nation Environment Programme*). Organismo promotore della tutela ambientale e dell' utilizzo sostenibile delle risorse naturali, all'interno del sistema delle Nazioni Unite.

**WFD** - (*Water framework directive*). Direttiva Quadro 2000/60 CE sulle acque il cui obiettivo è quello di fissare un quadro comunitario per la protezione delle acque superficiali interne, delle acque di transizione, delle acque costiere e sotterranee, che assicuri la prevenzione e la riduzione dell'inquinamento, agevoli l'utilizzo idrico sostenibile, protegga l'ambiente, migliori le condizioni degli ecosistemi acquatici e mitighi gli effetti delle inondazioni e della siccità.

## BIBLIOGRAFIA

APAT, 2005. Valutazione della genotossicità di inquinanti in ambienti acquatici: messa a punto di metodi per l'esecuzione del test del micronucleo in eritrociti di specie ittiche. APAT, Manuali e Linee Guida 32/2005.

APAT, 2006. Diossine, Furani e PCB. I.G.E..R. srl, Roma.

Baudo R., 2001. Biological monitoring of aquatic ecosystems in Italy. *J. Limnol.*, 60: 4.

Burger J. & Gochfeld M., 2004. *Use of monitoring data in human/ecological exposure assessment, in Environmental Monitoring*. Hilary I. Inyang, and John L. Daniels(ED.). In: Encyclopedia of Life Support Systems (EOLSS), Developed under the Auspices of the UNESCO, Eolss Publishers, Oxford ,UK.

Burton A. Jr., 2002. *Flux of sediment-associated contamination*. Fact sheet on: Environmental Risk Assessment.

Carriger J. F., Rand G. M., Gardinali P. R., Perry W. B., Tompkins M. S. & Fernandez A. M., 2006. Pesticides of potential concern in sediment from south Florida canals: an ecological risk prioritisation for aquatic arthropods. *Soil & Sediment. Contamination* 15: 21-45.

CCME (Canadian Council of Ministers of the Environment), 1999. *Canadian water guidelines for the protection of aquatic life*. CCME task group on water quality guidelines. Ottawa, Ontario.

CCREM, 1987. *Canadian water quality guideline*. Task force on water quality guidelines. Ottawa, Ontario.

Demayo, A., Taylor M.C., Taylor K.W, & Hodson P.V., 1982. Toxic effects of lead and lead compounds on human health, aquatic life, wildlife plants, and livestock. *CRC Crit. Rev. Environ. Control* 12: 257-305.

De Michele S.J., 1984. Nutrition of lead. *Comp. Biochem. Physiol.* 78A: 401-408.

Egeler P., Meller M., Roembke J., Spoerlein P., Streit B. & Nagel R., 2001. *Tubifex tubifex* as a link in food chain transfer of hexachlorobenzene from contaminated sediment to fish. *Hydrobiologia* 463: 171-184.

Eggleton J. & Thomas K. V., 2004. A review of factors affecting the release and bioavailability of contaminants during sediment disturbance events. *Environ. Internat.* 30: 973-980.

Eisler R., 1986. *Polychlorinated biphenyl hazards to fish, wildlife, and invertebrates: A synoptic review*. Biological Report 85. Fish and Wildlife Service. United States Department of the Interior. Laurel, Maryland.

Eisler R., 1986b. *Chromium hazards to fish, wildlife, and invertebrates: A synoptic review*. Biological Report 85 (1.6). Contaminant Hazard Reviews Report Number 6. Fish and Wildlife Service. United States Department of the Interior. Laurel, Maryland.

Eisler R., 1986c. *Dioxin hazards to fish, wildlife, and invertebrates: A synoptic review*. Biological Report 85 (1.8). Fish and Wildlife Service. United States Department of the Interior. Laurel, Maryland.

Eisler R., 1987. *Polycyclic aromatic hydrocarbon hazards to fish, wildlife, and invertebrates: A synoptic review*. Biological Report. Publication No. 85 (1.11). Contaminant Hazard Reviews Report No. 11. U.S. Department of the Interior. Fish and Wildlife Service. Patuxent Wildlife Research Center. Laurel, Maryland.

Eisler R., 1988. *Lead hazards to fish, wildlife, and invertebrates: A synoptic review*. Biological Report 85 (1.14). Contaminant Hazard Reviews Report 14. United States Fish and Wildlife Service. Laurel, Maryland. 94 pp.

Escher B. I. & Hermens J. L. M., 2004. Internal exposure: linking bioavailability to effects. *Environ. Sci. & Technol.* 1: 455-462.

Fabiani C. & Yessayan R., 2005. The role of sediments in the assessment of ecological quality of European river bodies. *Ann Ist Super Sanità* 41: 317-325.

Fiedler H., Hutzinger O. & Timms C.W., 1990. Dioxins: sources of environmental load and human exposure. *Toxicol. Environm. Chem.* 29: 157-234.

Fynn-Aikins K., Gallagher E., Ruessler S., Wiebe J. & Gross T.S., 1998. *An evaluation of methyl mercury as an endocrine disruptor in largemouth bass*. SETAC 19th Annual Meeting. Charlotte, North Carolina.

Garrett C. L., 1985. *Chemicals in the environment: Pacific and Yucon region IV. Lead*. Environmental protection service. Department of the environment. Vancouver, British Columbia.

Hodson P.V., Dixon D.G., Spry D.J., Whittle D.M. & Sprague J.B., 1982. Effect of growth rate and size of fish on rate of intoxication by waterborne lead. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 39: 1243-1251.

Jana B.B., 2004. *Deposition of pollutant and their impact on fisheries*, in Environmental Monitoring. Hilary I. Inyang, and J. L. Daniels (Ed.). In: Encyclopedia of Life Support Systems (EOLSS), Developed under the Auspices of the UNESCO, Eolss Publishers, Oxford, UK.

Leonards P. E. G., De Vries T. H., Munnard W., Stuifzand F., De Vooght W. P., Cofino W. P., Straalen N. M. & Hattum B., 1995. Assessment of experimental data on PCB-induced reproduction inhibition in mink, based on an isomer and congener-specific approach using 2, 3, 7, 8-tetrachlorodibenzo-*p*-dioxin toxic equivalency. *Environ. Toxicol. Chem.* 14: 639-652.

Liao C. M., Chen B.C., Lin M.C. & Chen J.W., 2000. An optimal trace zinc biomonitor (*Haliotis diversicolor supertexta*) control system design in aquacultural ecosystems. *Appl. Math. Modelling* 24: 27-43.

- Lien G. J., McKim J. M., Hoffman A. D. & Jenson C. T., 2001. A physiologically based toxicokinetic model for lake trout (*Salvelinus namaycush*). *Aquat. Toxicol.* 51: 335-350.
- Ling M. C., Liao C. M., Tsai J. W., Ching Chen B., 2005. A PBTK/TD modelling- based approach can assess arsenic bioaccumulation in farmed Tilapia (*Oreochromis mossambicus*) and human health risks. *Integr. Environ. Assess. Manag.* 1: 40-54.
- Lockhart, W. L., Uthe J. F, Kennedy A. R., & Mehrle P. H., 1972. Methylmercury in northern pike (*Esox lucius*): Distribution, elimination, and some biochemical characteristics of contaminated fish. *Journal of Fisheries Research Board of Canada* 29:1519-1523.
- MacDonald D. D., Ingersoll C. G. & Berger T. A., 2000. Development and evaluation of consensus-based sediment quality guidelines for freshwater ecosystems. *Arch. Environ. Contam. toxicol.* 39: 20-31.
- MacDonald D. D., Moore D. R. J., Pawlisz A., Smorong D. E., Breton R. L., MacDonald D. B., Thompson R., Lindscoog R. A., Hanacek M. A., & Goldberg M. S., 2001. *Calcasieu Estuary Remedial Investigation/Feasibility Study (RI/FS): Baseline Ecological Risk Assessment (BERA)*, Baseline Problem Formulation Volume I, 219 pp.
- MacDonald D. D., Moore D. R. J., Pawlisz A., Smorong D. E., Breton R. L., MacDonald D. B., Thompson R., Lindscoog R. A., Hanacek M. A., & Goldberg M. S., 2001b. *Calcasieu Estuary Remedial Investigation/Feasibility Study (RI/FS): Baseline Ecological Risk Assessment (BERA)*. Baseline Problem Formulation Volume II Appendices, 284 pp.
- MacDonald D. D. & Ingersoll C. G., 2002. *Guidance manual to support the assessment of contaminated sediments in freshwater ecosystems*. Washington: USEPA 905-B02-001-A.
- Marchini S., 2002. Aquatic effect assessment: need and tools. *Ann. Ist. Sup. Sanità* 38: 119-129.
- Marchini S., 2005. Ecotossicologia e qualità delle acque. *Ann. Ist. Sup. Sanità* 41:371-379.
- Miniero R., Del Latte E. & Di Domenico A., 2002. Toxicology and ecotoxicology of persistent organic microcontaminants in aquatic systems. *Ann. Ist. Super Sanità* 38: 131-135.
- May T. W. & McKinney G. L., 1981. Cadmium, lead, mercury, arsenic, and selenium concentrations in freshwater fish, 1976-77 - National Pesticide Monitoring Program. *Pestic. Monitor. J.* 15: 14-38.
- Moore D. R. & Walker S. L., 1991. *Canadian water quality guideline for polychlorinated biphenyls in coastal and estuarine waters*. Inlands waters directorate, water quality branch. Ottawa, Ontario, 61, pp.
- Moore D. R. J., Sample B. E., Suter G. W., Parkhurst B. R. & Scott Teed R., 1999. A probabilistic risk assessment of the effect of methylmercury and PCB on mink and kingfishers along east fork poplar creek, Oak ridge, Tennessee USA. *Environ. Toxicol. and Chem.* 18: 2941-2953.

Moriarty F., 1983. *Ecotoxicology. The Study of Pollutants in Ecosystems*. Academic Press: 289 pp.

Muir D., Savinova T., Alexeeva L., Potelov V. & Svetoch V., 2003. Bioaccumulation of PCBs and chlorinated pesticides in seals, fishes and invertebrates from the White Sea. Russia. *Science of total environment* 306: 111-131.

Newman M. C. & Jagoe C. H., 1994. Ligands and bioavailability of metals in aquatic environments. In: *Bioavailability: Physical, Chemical and Biological interactions*, Hamelink, J. L. et al., Ed., CRC Press, Boca Raton, FL.

National Research Council (NRC), 1983. *Risk assessment in the federal government: Managing the process*. Committee on the Institutional Means for Assessment of Risks to Public Health, Commission on Life Sciences, Washington DC: National Academy Press.

Nichols J. W., Hensen K. M., Tietge J. E. & Johnson R. D., 1998. Physiologically based toxicokinetic model for maternal transfer of 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-pdioxin in brook trout (*Salvelinus fontinalis*). *Environ Toxicol Chem* 17: 2422–2434.

NOAA, 2000. *Interpretive Summary of Existing Data Relevant to Potential Contaminants of Concern within the Anacostia River Watershed*. 309 pp.

Nriagu, J. O. (Ed.), 1978. *The biogeochemistry of lead in the environment. Part B. Biological effects*. Elsevier/North Holland Biomedical Press, Amsterdam. 397 pp.

Oren A., Aizenshtat Z. & Chefetz B., 2006. Persistent organic pollutants and sedimentary organic matter properties: A case study in the Kishon River, Israel. *Environmental pollution* 141: 265-274.

Pacini & Marella. Analisi di Rischio Ecologico: criteri metodologici e applicativi.

Padma T. Venkatraman, 2004. *Pathways of organic chemical contamination in ecosystem*, in Environmental and Ecological Chemistry. Aleksandar Sabljic (ED.). In: *Encyclopedia of Life Support Systems (EOLSS)*, Developed under the Auspices of the UNESCO, Eolss Publishers, Oxford ,UK.

Petr T., 2000. Interactions between fish and aquatic macrophytes in inland waters. A review. *FAO Fisheries Technical Paper*. N°. 396. Rome, FAO. 2000.

Posthuma L., Suter II G. W., & Traas T. P., 2001. *Species sensitivity distributions in ecotoxicology*. CRR Press, Boca Raton Florida, USA.

Posthuma L., Suter IIG.W.& Traas T. P., 2002. *Species Sensitivity Distributions in Ecotoxicology*. CRC Press, Boca Raton, FL.

RETEC, 2002. *Final baseline human health and ecological risk assessment: Lower Fox River and Green Bay, Wisconsin; Remedial Investigation and Feasibility Study*. Prepared by The RETEC Group, Inc. Prepared for the Wisconsin Department of Natural Resources. December 2002.

Slera, 1999. *Screening Level Ecological Risk Assessment Methods*. LA-UR-99-1405 Rev. 1 December 1999, 127 pp.

Suter G. W., II, Gillett J. W, Norton, S. B., 1994. *Issue paper on characterization of exposure*. In: *Ecological risk assessment issue papers*. Washington, DC: Risk Assessment Forum, U.S. Environmental Protection Agency, pp. 4-1 to 4-64. EPA/630/R-94/009.

Suter II G. W., Efroymson R. A., Sample B. E. & Jones D. S., 2000. *Ecological risk assessment for contaminated sites*. Lewis publishers 438 pp.

Syracuse Research Corporation 2000. *Interpretative Summary of Existing Data Relevant to Potential Contaminants of Concern within the Anacostia River Watershed*. Report to Geo-Centers, Inc., Washington D.C.

Tao S., Liu C., Dawson R., Cao J. & Li B., 1999. Uptake of Particulate Lead via the Gills of Fish (*Carassius auratus*). *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 37, 352–357 .

TGD, 2003. *Technical Guidance Document on Risk Assessment*. European chemicals bureau, part II. European Commission Joint Research Centre, EUR 20418 EN/2.

Thomann R. V., Shkreli F. & Harrison S., 1997. A pharmacokinetic model of cadmium in rainbow trout. *Environ. Toxicol. Chem.* 16: 2268-2274.

U.S. EPA, 1979. *Mercury*. In: *Water-related Environmental Fate of 129 Priority Pollutants*. Vol. 1: Introduction, technical background, metals and inorganics, pesticides, polychlorinated biphenyls. EPA-440/4-79-029a. Office of Water Planning and Standards. Washington, DC.

U.S. EPA, 1980. *Ambient water quality criteria for polychlorinated biphenyls*. EPA 440/5-80-068. Office of water regulations and standards criteria and standards division. Washington, DC.

U.S. EPA, 1980b. *Ambient water quality criteria for chromium*. EPA 440/5-80-035. Office of water regulations and standards criteria and standards division. Washington, DC.

U.S. EPA, 1980c. *Ambient water quality criteria for lead*. U.S. EPA 440/5-80-057. Office of water regulations and standards criteria and standards division. Washington, DC.

U.S. EPA, 1985. *Ambient water quality criteria for lead*. EPA-440/5-84-027 (Revised late 1984). National Technical Information Service, Springfield, Virginia.

U.S. EPA, 1992. *Guidelines for exposure assessment*. EPA 600/Z-92/001, Risk assessment forum Washington, DC.

U.S. EPA, 1993. *A review of ecological assessment cases study from a risk assessment perspective*. In: commencement bay tidelands assessment: commencement bay case study. EPA-630-R-92-005.

U.S. EPA, 1994. *Estimating exposure to dioxin-like compounds*. Volume I, II and III. EPA 600/6-88/005CA. External review draft, office of research and development, Washington DC.

U.S. EPA, 1996. *PCBs: cancer dose-response assessment and application to environmental mixtures*. EPA 600/P-96/001F, Office of Research and Development, National Center for Environmental Assessment, Washington, DC.

U.S. EPA, 1996b. *Exposure Factors Handbook: Volume I - General Factors*. Update to Exposure Factors Handbook USEPA/600/8-89/043 - PRELIMINARY DRAFT. Office of Research and Development National Center for Environmental Assessment. Washington, DC.

U.S. EPA, 1997. *Mercury study report to congress*. Volume VI: An ecological assessment for anthropogenic mercury emissions in the United States. EPA-452/R-97-008. Office of Air Quality Planning and Standards and Office of Research and Development, Washington, DC.

U.S. EPA, 1997b. *Mercury study report to congress*. Volume VII: Characterization of human health and wildlife risks from mercury exposure in the United States. EPA-452/R-97-009. Office of Air Quality Planning and Standards and Office of Research and Development, Washington, DC.

U.S. EPA, 1997c. *Update: listing of fish and wildlife advisories, fact sheets*. Office of water. EPA-823-F-97-F-007.

U.S. EPA, 1998. *EPA's contaminated sediment management strategy*. Office of water. EPA- 823-R-98-001. Washington, DC.

U.S. EPA, 2000. Phase 2 Report. Further Site Characterization and Analysis. Volume 2E - *Revised Baseline Ecological Risk Assessment. Hudson River PCBs Reassessment*. Prepared for U.S. Environmental Protection Agency and U.S. Army Corps of Engineers by TAMS Consultants and Menzie-Cura & Associates. November 2000.

U.S. EPA, 2000b. *Exposure Analysis Modeling System (EXAMS): User Manual and System Documentation* EPA/600/R/ 00/081, National Exposure Research Laboratory Office of Research and Development. Revision G (May 2004).

U.S. EPA, 2001. *Bioaccumulation and aquatic system simulator (Bass) user's manual beta test version 2.1*. EPA Report No. 600/R-01/035, National Exposure Research Laboratory Office of Research and Development.

U.S. EPA, 2002. *Ecological risk assessment for the middle Snake river, Idaho*. EPA/600/R-01/017.

Van der Putte I., Brinkhorst M. A. & Koeman J. K., 1981. Effect of pH on the acute toxicity of hexavalent chromium to rainbow trout (*Salmo gairdneri*). *Aquat. Toxicol.* 1: 129-142.

Van Veld P. A., Westbrook D. G., Woodin R. C., Hale R. C., Smith C. L., Huggett R. J. & Stegmann J. J., 1990. Induced cytochrome P-450 in intestine and liver of spot (*Leiostomus xanthurus*) from a polycyclic aromatic contaminated environment. *Aquat. Toxicol.* 17: 119-132.

WHO, 1983. *Environmental health criteria 140: Polychlorinated Biphenyls and Terphenyls*. World health Organization, Geneva, Switzerland, 628 pp.

WHO, 1989. *Polychlorinated dibenzo-para-dioxins and dibenzofurans*. United Nations Environment Programme. Geneva, Switzerland.

Yoo H., Lee J. S., Lee B. G., Lee I. T., Schlekot C. E., Koh C.H. & Luoma S. N., 2004. Uptake pathway for Ag bioaccumulation in three benthic invertebrates exposed to contaminated Sediments. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* Vol. 270: 141–152.

**Siti internet consultati:**

[http://contamsites.landcareresearch.co.nz/toxicity\\_assessment.htm](http://contamsites.landcareresearch.co.nz/toxicity_assessment.htm)

<http://www.epa.gov/CEAM>

<http://www.epa.gov/ceampubl/swater/index.htm>

<http://www.epa.gov/grtlakes/bnsdocs/mercsrce/>

<http://www.epa.gov/ncea/exposfac.htm>

<http://www.epa.gov/nerl/topics/models.html>

<http://www.epa.gov/oppefed1/models/water/models4.htm>

<http://www.epa.gov/waterscience/pc/csnews/issue39.htm#JournalArticles>

[Environment Canada's ERA Framework \(1994\)](#)

<http://www.eolss.net>

[http://www.fischnetz.ch/content\\_d/publ/Publications/Kurz\\_Schlussbericht/fine\\_italienisch.pdf](http://www.fischnetz.ch/content_d/publ/Publications/Kurz_Schlussbericht/fine_italienisch.pdf)

<http://www.legambientepiemonte.it/doc/diossine.pdf>

<http://www.lenntech.com/italiano/FAQ-inquinanti-idrici.htm>