

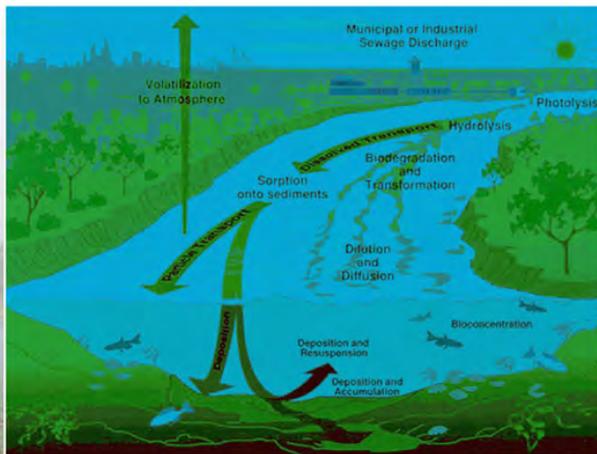


ISPRA

Istituto Superiore per la Protezione
e la Ricerca Ambientale

Standard di qualità di sedimenti fluviali e lacuali. Criteri e Proposta

RAPPORTI





ISPRA
Istituto Superiore per la Protezione
e la Ricerca Ambientale

Standard di qualità di sedimenti fluviali e lacuali. Criteri e Proposta

L'Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale (ISPRA), le Agenzie Regionali per la Protezione dell'Ambiente (ARPA), le Agenzie Provinciali per la Protezione dell'Ambiente (APPA) e le persone che agiscono per loro conto sono responsabili per l'uso che può essere fatto delle informazioni contenute in questo rapporto.

ISPRA - L'Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale
Via Vitaliano Brancati, 48 – 00144 Roma
www.isprambiente.it

ISPRA, Rapporti 154/2011
ISBN 978-88-448-0528-9

Riproduzione autorizzata citando la fonte

Elaborazione grafica
ISPRA

Grafica di copertina: Franco Iozzoli

Foto di copertina: Paolo Orlandi

Processi controllanti il destino di contaminanti in un fiume (Barber, II, et al. 1995)

Coordinamento editoriale:
Daria Mazzella
ISPRA – Settore Editoria

Dicembre 2011

PREMESSA

La direttiva quadro sulle acque dell'Unione Europea 2000/60/CE del 23 ottobre 2000, nell'ambito di una strategia finalizzata al controllo dei fenomeni di inquinamento dei corpi idrici, stabilisce all'articolo 16 che la Commissione Europea debba sottomettere proposte di standard di qualità ambientale (EQS, Environmental Quality Standards) applicabili alle acque superficiali, ai sedimenti ed al biota. Nell'allegato V alla stessa direttiva si stabilisce che nel definire questi standard, dovrebbero essere ottenuti dati relativi agli effetti acuti e cronici per diversi taxa, tra i quali pesci, alghe e/o macrofite, che sono importanti per il tipo di corpo idrico in questione, nonché per gli altri taxa acquatici per i quali siano disponibili dati. La direttiva 2008//CE, in applicazione del citato articolo 16, ha definito gli standard di qualità per le 33 sostanze prioritarie differenziandoli per le acque superficiali interne, come fiumi e laghi, e per le altre acque superficiali, ovvero acque di transizione, acque costiere e territoriali. Per quanto attiene ai sedimenti di acque interne, la stessa direttiva ne rimanda l'eventuale definizione agli stati membri.

Negli Stati Uniti, diverse agenzie federali, statali e provinciali, hanno sviluppato linee guida, in merito alla qualità dei sedimenti (SQG, Sediment Quality Guidelines), da utilizzarsi per diverse esigenze operative ed in rapporto all'uso specifico della risorsa idrica.

Gli approcci proposti in letteratura per la stima degli SQG numerici sono di natura molto differenziata e dipendono da diversi aspetti, quali il tipo di recettore da considerare (organismi residenti nei sedimenti, animali, vegetali, esseri umani), il livello di protezione da garantire, l'area geografica alla quale applicare i valori (sito-specifica, regionale o nazionale) ed il campo di applicazione (valori di screening, obiettivi di bonifica, valutazione della tossicità o meno dei campioni, valutazione del potenziale di bioaccumulo).

A livello nazionale, in mancanza di valori soglia di contaminazione per i sedimenti e di una qualsivoglia procedura specifica di valutazione del rischio per la salute umana e per gli ecosistemi esposti, la prassi vuole che si usino come riferimento le CSC (concentrazioni soglia di contaminazione) per i suoli, definite nel D. Lgs. 152/06, ovvero che si stabiliscano limiti sito-specifici nell'ambito di protocolli di intesa tra le parti coinvolte. Considerato che queste CSC sono state determinate per garantire la protezione dell'uomo a fronte di una potenziale esposizione a suoli contaminati, è evidente che tale scelta non è sempre ed automaticamente adeguata a garantire analogo protezione dell'uomo in presenza di sedimenti contaminati poiché, sono diversi i livelli di esposizione e le interazioni uomo – sedimenti.

Al fine di sviluppare un quadro di riferimento nazionale è stata avviata un'attività di ricerca, affidata all'Università degli studi di Roma "Tor Vergata". L'obiettivo specifico è stato quello di sviluppare adeguati criteri per la stima degli standard di qualità dei sedimenti da utilizzarsi come livelli di screening nell'ambito delle indagini preliminari e di caratterizzazione, per definire una gerarchia dei programmi di intervento ed individuare l'eventuale necessità di misure per la protezione della salute umana.

L'attività è stata condotta da ISPRA in stretta collaborazione con l'Università degli studi di Roma "Tor Vergata", Dipartimento di Ingegneria Civile. In particolare hanno partecipato alla ricerca:

| | |
|-------------------------|---|
| Ing. Angelo Felli | ISPRA Dipartimento acque interne e marine Capo settore sedimenti |
| Prof. Renato Baciocchi | Università Tor Vergata Dip. Ingegneria Civile |
| Ing. Giulia Costa | Università Tor Vergata Dip. Ingegneria Civile |
| Ing. Daniela Zingaretti | Università Tor Vergata Dip. Ingegneria Civile |

Indice

| | | |
|----------|---|-----------|
| 1 | QUADRO NORMATIVO DI RIFERIMENTO PER I SEDIMENTI DI ACQUE INTERNE..... | 11 |
| 1.1 | Introduzione | 11 |
| 1.2 | Quadro normativo italiano | 15 |
| 1.2.1 | Il D.M. 367/03 | 15 |
| 1.2.2 | Il D.Lgs 152/06 | 17 |
| 1.2.3 | Il D.M. 56/09 | 17 |
| 1.3 | Quadro normativo europeo | 23 |
| 1.3.1 | Direttiva 2000/60/CE | 23 |
| 1.3.2 | Decisione n. 2455/01 | 26 |
| 1.3.3 | Direttiva 2008/105/CE | 26 |
| 1.4 | Quadro normativo e linee guida internazionali | 33 |
| 1.4.1 | Stati Uniti d'America | 33 |
| 1.4.2 | Canada..... | 38 |
| 1.4.3 | Ontario..... | 40 |
| 1.4.4 | Australia e Nuova Zelanda..... | 42 |
| 1.4.5 | Confronto | 44 |
| 2 | STUDIO DELLE METODOLOGIE PER LA VALUTAZIONE DEGLI STANDARD DI QUALITÀ | 56 |
| 2.1 | Principali metodi utilizzati per la definizione degli standard di qualità dei sedimenti | 56 |
| 2.2 | Approcci teorici | 59 |
| 2.2.1 | Approccio dei livelli di fondo naturali (SBA)..... | 59 |
| 2.2.2 | Test di tossicità su sedimenti drogati (SSTT o SSBA)..... | 61 |
| 2.2.3 | Test di tossicità dell'acqua interstiziale..... | 63 |
| 2.2.4 | Approccio dell'equilibrio di ripartizione (EqP) | 65 |
| 2.2.5 | Approccio del contenuto di solfuri volatili (AVS)..... | 68 |
| 2.2.6 | Approcci basati sull'equilibrio di ripartizione biota-sedimento..... | 70 |
| 2.3 | Approcci empirici | 74 |
| 2.3.1 | Approccio delle concentrazioni del livello di screening (SLC) | 75 |
| 2.3.2 | Approccio della soglia degli effetti apparenti (AET)..... | 79 |
| 2.3.3 | Approccio del modello di regressione logistica (LRM)..... | 82 |
| 2.4 | Approcci combinati..... | 84 |
| 2.4.1 | Approccio dell'intervallo di effetto (ER)..... | 85 |
| 2.4.2 | Approccio del livello di effetto (EL)..... | 87 |
| 2.4.3 | Approccio basato sul consenso (CB) | 89 |

| | | |
|----------|---|------------|
| 3 | BENCHMARKING DI MODELLI PER IL CALCOLO DEI FATTORI DI RIPARTIZIONE | 93 |
| 3.1 | Introduzione | 93 |
| 3.2 | Stima degli SQG in base alla ripartizione acqua-sedimento | 93 |
| 3.2.1 | Selezione dei valori di Kow | 94 |
| 3.2.2 | Selezione dei valori di Koc ed impatto sul calcolo degli SQG | 98 |
| 3.2.3 | Standard di qualità per le acque superficiali ed impatto sul calcolo degli SQG .. | 107 |
| 3.3 | Stima degli SQG in base alla ripartizione biota-sedimento | 117 |
| 3.3.1 | Selezione dei valori del coefficiente di ripartizione (BSAF) | 118 |
| 3.3.2 | Calcolo degli SQG | 124 |
| 4 | BENCHMARKING DI METODI PER IL CALCOLO DEGLI STANDARD DI QUALITÀ | 134 |
| 4.1 | Introduzione | 134 |
| 4.2 | Confronto tra i diversi valori di SQG | 134 |
| 4.2.1 | Confronto tra gli SQG per gli inquinanti organici | 135 |
| 4.2.2 | Confronto tra gli SQG per i metalli..... | 137 |
| 4.3 | Proposta di valori di SQG..... | 139 |
| | BIBLIOGRAFIA..... | 142 |
| | ALLEGATO 1 | 149 |
| | ALLEGATO 2 | 161 |
| | ALLEGATO 3 | 167 |
| | ALLEGATO 4..... | 186 |

Indice delle Figure

| | |
|--|-----|
| Figura 1.1: Processi controllanti il destino di contaminanti in un fiume (Barber, II, et al. 1995)..... | 12 |
| Figura 1.2: Suddivisione in regioni degli USA attuata dall'EPA | 33 |
| Figura 1.3: Schema dell'approccio multilivello utilizzato in Ontario..... | 40 |
| Figura 1.4: Albero decisionale utilizzato nella definizione degli SQG in Australia e Nuova Zelanda. | 43 |
| Figura 1.5: Confronto tra i valori inferiori degli SQG relativi ai metalli definiti nelle diverse giurisdizioni | 52 |
| Figura 1.6: Confronto tra i valori inferiori degli SQG relativi agli IPA definiti nelle diverse giurisdizioni | 52 |
| Figura 1.7: Confronto tra i valori inferiori degli SQG relativi ai PCB definiti nelle diverse giurisdizioni | 53 |
| Figura 1.8: Confronto tra i valori inferiori degli SQG relativi ad alcuni contaminanti definiti nelle diverse giurisdizioni..... | 53 |
| Figura 1.9: Confronto tra i valori superiori degli SQG relativi ai metalli definiti nelle diverse giurisdizioni | 54 |
| Figura 1.10: Confronto tra i valori superiori degli SQG relativi agli IPA definiti nelle diverse giurisdizioni | 54 |
| Figura 1.11: Confronto tra i valori superiori degli SQG relativi agli IPA definiti nelle diverse giurisdizioni | 55 |
| Figura 2.1: Esempio di calcolo delle concentrazioni del livello di screening per una sostanza generica (A)..... | 77 |
| Figura 2.2: Esempio di derivazione grafica del valore di PAET per le concentrazioni di rame nei sedimenti da dati relativi alla sopravvivenza dell'anfipode <i>Hyalella Azteca</i> | 81 |
| Figura 2.3: Esempio di derivazione di valori di ERL (intervallo di effetto inferiore) e di ERM (intervallo di effetto medio) per il fenantrene, in cui i punti verdi rappresentano le concentrazioni di fenantrene associate a sedimenti risultati non tossici, mentre i punti in magenta indicano concentrazioni della sostanza per cui si sono registrati effetti tossici. | 86 |
| Figura 3.1: Kow per la classe dei composti policiclici aromatici..... | 95 |
| Figura 3.2: Valori di Kow per la classe dei prodotti fitosanitari | 95 |
| Figura 3.3: Valori di Kow per la classe dei composti clorurati..... | 96 |
| Figura 3.4: Confronto dei valori di Kow proposti da ISS-ISPEL, EPA e Texas per benzene e IPA .. | 97 |
| Figura 3.5: Confronto dei valori di Kow proposti da ISS-ISPEL, EPA e Texas per fitosanitari..... | 97 |
| Figura 3.6: Confronto dei valori di Kow proposti da ISS-ISPEL, EPA e Texas per alifatici clorurati e organici semivolatili | 98 |
| Figura 3.7: Confronto tra i valori di Koc proposti da ISS- ISPEL, EPA e Texas per benzene ed IPA99 | |
| Figura 3.8: Confronto tra i valori di Koc proposti da ISS-ISPEL, EPA e Texas per i fitosanitari.... | 100 |

| | |
|---|-----|
| Figura 3.9: Confronto tra i valori di Koc proposti da ISS-ISPEL, EPA e Texas per i alifatici clorurati e organici semivolatili..... | 100 |
| Figura 3.10: Valore di Koc scelto e range di variabilità del Koc tra database ISS-ISPEL, EPA e Texas per benzene ed IPA | 101 |
| Figura 3.11: Valore di Koc scelto e range di variabilità del Koc tra database ISS-ISPEL, EPA e Texas per i fitosanitari | 101 |
| Figura 3.12: Valore di Koc scelto e range di variabilità del Koc tra database ISS-ISPEL, EPA e Texas per alifatici clorurati e organici semivolatili | 102 |
| Figura 3.13: confronto tra i valori di Koc proposti da Sabljic et al.(1995), Karichoff (1981) e Karichoff e Long (1995) e quelli calcolati con le equazioni riportate in Tabella 3.1 per benzene ed IPA..... | 103 |
| Figura 3.14: confronto tra i valori di Koc proposti da Sabljic et al.(1995), Karichoff (1981) e Karichoff e Long (1995) e quelli calcolati con le equazioni riportate in Tabella 3.1 per i fitosanitari | 103 |
| Figura 3.15: confronto tra i valori di Koc proposti da Sabljic et al. (1995) e quelli calcolati con le equazioni riportate in Tabella 3.1 per alifatici clorurati e organici semivolatili..... | 104 |
| Figura 3.16: Valore di Koc scelto e range di variabilità del Koc tra tutti i riferimenti ed equazioni considerati per benzene ed IPA | 105 |
| Figura 3.17: Valore di Koc scelto e range di variabilità del Koc tra tutti i riferimenti ed equazioni considerati per i fitosanitari | 105 |
| Figura 3.18: Valore di Koc scelto e range di variabilità del Koc tra tutti i riferimenti ed equazioni considerati per alifatici clorurati e organici semivolatili | 106 |
| Figura 3.19: Confronto tra i valori di SQG calcolati utilizzando i valori di Koc proposti da ISS-ISPEL, EPA e Texas per i fitosanitari. Standard di qualità delle acque utilizzato: D. Lgs. 152/06 | 107 |
| Figura 3.20: Standard di qualità delle acque nazionali ed internazionali per benzene ed IPA..... | 109 |
| Figura 3.21: Standard di qualità delle acque nazionali ed internazionali per i fitosanitari | 109 |
| Figura 3.22: Standard di qualità delle acque nazionali ed internazionali per alifatici clorurati e organici semivolatili | 110 |
| Figura 3.23: Confronto tra i valori di SQG calcolati a partire da diversi standard di qualità delle acque superficiali italiani e dagli standard di qualità fissati dalla direttiva 105/2008 (EU_AA) per benzene ed IPA..... | 111 |
| Figura 3.24: Confronto tra i valori di SQG calcolati a partire da diversi standard di qualità delle acque superficiali italiani e dagli standard di qualità fissati dalla direttiva 105/2008 (EU_AA) per i fitosanitari..... | 111 |
| Figura 3.25: Confronto tra i valori di SQG calcolati a partire da diversi standard di qualità delle acque superficiali italiani e dagli standard di qualità fissati dalla direttiva 105/2008 (EU_AA) per alifatici clorurati e organici semivolatili..... | 112 |

| | |
|--|-----|
| Figura 3.26: Confronto tra i valori di SQG calcolati a partire dagli standard di qualità fissati dalla direttiva 105/2008 (EU_AA), quelli calcolati dagli standard di qualità delle acque statunitensi (EPA SCV/FCV, EPA Region 3/5) | 113 |
| Figura 3.27: Confronto tra i valori di SQG calcolati a partire dagli standard di qualità fissati dalla direttiva 105/2008 (EU_AA), quelli calcolati dagli standard di qualità delle acque statunitensi (EPA SCV/FCV), e valori standard sui sedimenti statunitensi (EPA Region 3/5) per i fitosanitari | 113 |
| Figura 3.28: Confronto tra i valori di SQG calcolati a partire dagli standard di qualità fissati dalla direttiva 105/2008 (EU_AA), quelli calcolati dagli standard di qualità delle acque statunitensi (EPA SCV/FCV), e valori standard sui sedimenti statunitensi (EPA Region 3/5) per alifatici clorurati e organici semivolatili..... | 114 |
| Figura 3.29: Confronto tra i valori di SQG calcolati a partire dagli standard di qualità delle acque statunitensi (EqP Region 3/5) e valori standard sui sedimenti statunitensi (EPA Region 3/5) per benzene ed IPA..... | 115 |
| Figura 3.30: Confronto tra i valori di SQG calcolati a partire dagli standard di qualità delle acque statunitensi (EqP Region 3/5) e valori standard sui sedimenti statunitensi (EPA Region 3/5) per i fitosanitari | 115 |
| Figura 3.31: Confronto tra i valori di SQG calcolati a partire dagli standard di qualità delle acque statunitensi (EqP Region 3/5) e valori standard sui sedimenti statunitensi (EPA Region 3/5) per alifatici clorurati e organici semivolatili..... | 116 |
| Figura 3.32: Classificazione tassonomica delle specie di bottom feeders considerate..... | 119 |
| Figura 3.33: Valori di BSAF per i furani relativi a 3 specie di pesci | 121 |
| Figura 3.34: Valori di BSAF per i furani relativi a 3 specie di pesci | 121 |
| Figura 3.35: Valori di BSAF per i PCB relativi a 3 specie di pesci | 122 |
| Figura 3.36: Valori di BSAF per gli IPA relativi a 3 specie di pesci | 122 |
| Figura 3.37: Valori di BSAF per i pesticidi relativi a 3 specie di pesci | 123 |
| Figura 3.38: Confronto tra i valori di BSAF per le diverse specie..... | 123 |
| Figura 3.39: Valori di SQG per i furani relativi a 3 specie di pesci | 129 |
| Figura 3.40: Valori di SQG per le diossine relativi a 3 specie di pesci..... | 129 |
| Figura 3.41: Valori di SQG per i PCB relativi a 3 specie di pesci | 130 |
| Figura 3.42: Valori di SQG per gli IPA relativi a 3 specie di pesci | 130 |
| Figura 3.43: Valori di SQG per i pesticidi relativi a 3 specie di pesci | 131 |
| Figura 3.44: Variazione dei valori degli SQG per i furani per le diverse specie..... | 131 |
| Figura 3.45: Variazione dei valori degli SQG per le diossine per le diverse specie | 132 |
| Figura 3.46: Variazione dei valori degli SQG per i PCB per le diverse specie..... | 132 |
| Figura 3.47: Variazione dei valori degli SQG per gli IPA per le diverse specie..... | 133 |
| Figura 3.48: Variazione dei valori degli SQG per i pesticidi per le diverse specie..... | 133 |

| | |
|--|-----|
| Figura 4.1: Confronto tra i valori degli SQG ricavati con i metodi che tengono conto della ripartizione acqua-sedimento e sedimento-biota, gli standard di qualità per sedimenti marini stabiliti dal D.M. 56/09 e gli SQG Consensus Based utilizzati per derivare le concentrazioni di effetto soglia (TEC) (MacDonald et al., 2000), riportati, ove fossero presenti più dati, come intervalli tra i valori minimi e massimi | 136 |
| Figura 4.2: Confronto tra i valori degli SQG ricavati con i metodi che tengono conto della ripartizione acqua-sedimento e sedimento-biota, gli standard di qualità per sedimenti marini stabiliti dal D.M. 56/09 e le concentrazioni di effetto soglia (TEC) Consensus Based (MacDonald et al., 2000), riportati come medie geometriche di tutti i valori | 137 |
| Figura 4.3: Confronto tra gli standard di qualità per sedimenti marini stabiliti dal D.M. 56/09 e gli SQG Consensus Based utilizzati per derivare le concentrazioni di effetto soglia (TEC) (MacDonald et al., 2000), riportati, ove fossero presenti più dati, come intervalli tra i valori minimi e massimi | 138 |
| Figura 4.4: Confronto tra gli standard di qualità per sedimenti marini stabiliti dal D.M. 56/09 e le concentrazioni di effetto soglia (TEC) (MacDonald et al., 2000), riportate come media geometrica di tutti i valori..... | 139 |

Indice delle Tabelle

| | |
|---|-----|
| Tabella 1.1: Es. di contaminazione di sedimenti in bacini lacustri e fluviali italiani (Bonomo et al, 2007)..... | 13 |
| Tabella 1.2: Standard di qualità dei sedimenti di acque marino-costiere, lagune e stagni costieri riportati nel DM 367/03 | 16 |
| Tabella 1.3 : Standard di qualità ambientale nella colonna d'acqua per sostanze non appartenenti all'elenco di priorità riportati nel DM 56/09..... | 20 |
| Tabella 1.4: Standard di qualità dei sedimenti di acque marino-costiere, lagune e stagni costieri riportati nel DM 56/09 | 21 |
| Tabella 1.5: Standard di qualità dei sedimenti di acque marino-costiere, lagune e stagni costieri per altre sostanze non appartenenti all'elenco di priorità riportati nel DM 56/09 | 22 |
| Tabella 1.6: Confronto tra gli standard di qualità italiani ed europei per le acque superficiali..... | 27 |
| Tabella 1.7: Concentrazioni soglia olandesi per i metalli | 30 |
| Tabella 1.8: Valori di concentrazione soglia fissati per i sedimenti in Olanda..... | 31 |
| Tabella 1.9: Metodi per la definizione degli SQG utilizzati in diversi stati o agenzie..... | 34 |
| Tabella 1.10: Metodi utilizzati per ricavare i TEL nella Regione 3 EPA | 35 |
| Tabella 1.11: Linee guida per i sedimenti definite in Wisconsin | 36 |
| Tabella 1.12: Valori delle linee-guida per i sedimenti definite in Ontario..... | 41 |
| Tabella 1.13: Valori inferiori delle SQG per alcuni contaminanti | 46 |
| Tabella 1.14 Valori superiori delle SQG per alcuni contaminanti | 49 |
| Tabella 2.1: Sintesi dei principali metodi adottati nella definizione degli standard di qualità dei sedimenti (SQG) | 57 |
| Tabella 2.2: Definizione dei principali standard di qualità dei sedimenti sviluppati con diversi approcci utilizzati per determinare valori di SQG denominati TEC e PEC. | 90 |
| Tabella 3.1: Correlazioni per la stima del coefficiente di ripartizione carbonio organico-acqua..... | 99 |
| Tabella 3.2: Valore corrispondente alle diverse tipologie di tessuto dell'organismo | 119 |
| Tabella 3.3: Specie di organismi presi in considerazione per il calcolo degli SQG..... | 124 |
| Tabella 3.4: Percentuale di lipidi per ciascun tipo di tessuto delle diverse specie considerate..... | 126 |
| Tabella 3.5: Valori di SF e RfD utilizzati nelle elaborazioni | 127 |
| Tabella 3.6: Valori dei diversi parametri utilizzati nelle elaborazioni | 128 |
| Tabella 4.1: Valori proposti per gli standard di qualità dei sedimenti relativamente ad alcuni contaminanti | 140 |

1 QUADRO NORMATIVO DI RIFERIMENTO PER I SEDIMENTI DI ACQUE INTERNE

1.1 Introduzione

I sedimenti sono costituiti dalle particelle di materiale di natura organica o inorganica che si depositano sul fondo di un corpo idrico. I sedimenti costituiscono una parte fondamentale per gli ecosistemi dei corpi idrici superficiali in quanto offrono una varietà di habitat diversi per molte specie acquatiche. I processi microbici che avvengono al loro interno, inoltre, provocano la rigenerazione dei nutrienti dando vita a delle condizioni favorevoli per garantire la biodiversità nei corpi idrici superficiali.

In base alla loro genesi e alla composizione, i sedimenti possono essere divisi in due categorie: sedimenti clastici e sedimenti chimici.

I sedimenti clastici sono tipici delle acque lotiche e sono generati da processi di frantumazione e di erosione delle rocce ad opera di agenti atmosferici. Tali materiali entrano a far parte dei corpi idrici e rimangono in sospensione fino a quando le forze gravitazionali prevalgono su quelle dinamiche provocandone la deposizione sul fondo del corpo idrico.

I sedimenti chimici, invece, sono tipici delle acque lentiche dove, in seguito ai processi biologici riguardanti gli organismi animali o vegetali e a causa dei processi di precipitazione dei sali contenuti nelle acque, si formano sul fondo del corpo idrico dei depositi di materiale.

Dal punto di vista chimico-fisico, il sedimento comprende quattro componenti principali:

- l'acqua interstiziale, che costituisce quasi il 50% in volume dei sedimenti superficiali
- la fase inorganica
- il materiale organico di origine naturale
- le sostanze inquinanti:
 - a) sostanza organica di origine antropica (per esempio liquami)
 - b) nutrienti (responsabili dei fenomeni di eutrofizzazione)
 - c) microinquinanti inorganici (metalli e composti)
 - d) microinquinanti organici

I sedimenti costituiscono il sito preferenziale di accumulo per molte sostanze inquinanti a causa della forte affinità che esse presentano con la fase particolata rispetto a quella acquosa. Quando queste sostanze vengono introdotte all'interno dei corpi idrici, infatti, finiscono per adsorbirsi sul particolato in sospensione e accumularsi nei sedimenti di fondo, attraverso il deposito dei solidi sospesi. Sempre più spesso, perciò, ci si trova di fronte al problema dei sedimenti contaminati ovvero *“Suolo, sabbia, minerali e sostanza organica accumulata sul fondo di un corpo idrico e contenente sostanze tossiche o*

pericolose a livelli che possono generare effetti negativi sulla salute umana o sull'ambiente" (U.S. EPA 1998).

Le sostanze che maggiormente si accumulano nei sedimenti sono: composti organoalogenati, idrocarburi policiclici aromatici (IPA), policlorodibenzodiossine (PCDD) e policlorodibenzofurani (PCDF), metalli e sostanze eutrofizzanti.

Le principali cause che provocano la contaminazione dei sedimenti presenti nei corpi idrici superficiali sono:

- Immissione di reflui civili ed industriali
- Dilavamento o erosione di suoli contaminati da attività industriali ed agricole,
- Sversamenti accidentali di prodotti chimici e petroliferi
- Apporti di inquinanti da falde contaminate;
- Apporti da attività portuali o connesse alla navigazione

Bisogna considerare, tuttavia, che i sedimenti fluviali costituiscono generalmente un sito di accumulo temporaneo per le sostanze poiché sono soggetti a fenomeni di risospensione e sedimentazione ciclici, finché non raggiungono un corpo lacustre o le acque costiere dove sedimentano in maniera più persistente.

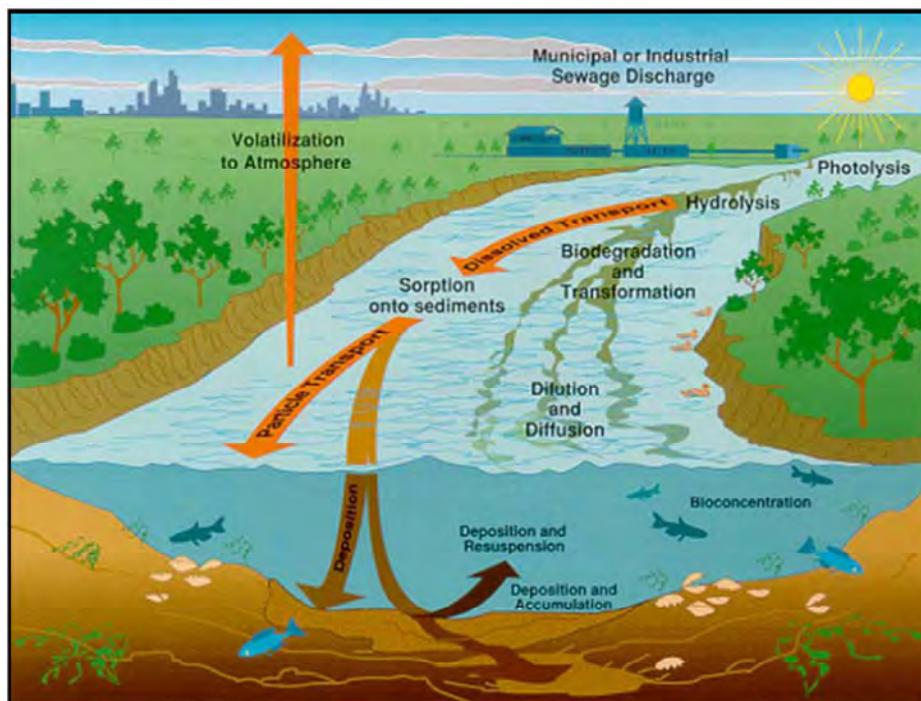


Figura 1.1: Processi controllanti il destino di contaminanti in un fiume (Barber, II, et al. 1995)

La contaminazione dei sedimenti presenti in un corpo idrico, tuttavia, non provoca soltanto un peggioramento della qualità delle acque ma comporta anche un rischio continuo e a lungo termine per gli ecosistemi e la salute umana a causa della diffusione e risospensione nella colonna d'acqua dei contaminanti e al trasferimento degli inquinanti ai vari livelli trofici attraverso la catena alimentare.

Studi condotti sui paesi dell'Europa occidentale indicano che i sedimenti delle zone costiere e dei corpi idrici presenterebbero nel 5% dei casi dei rischi per la salute umana e nel 10% per l'ambiente. Per quanto riguarda la situazione dei corsi d'acqua negli Stati Uniti, i dati raccolti dall'EPA indicano che il 24% dei corsi d'acqua e al 35% dei laghi sono la causa di situazioni di rischio per la salute umana, derivanti da consumo di prodotti ittici.

Nella tabella seguente vengono riportati alcuni casi di contaminazione di sedimenti per cause antropiche riscontrati in alcuni bacini lacustri o fluviali italiani.

In base alle considerazioni riportate finora si comprende come i sedimenti costituiscano una matrice ambientale molto importante da tenere in considerazione durante la valutazione dello stato e dell'evoluzione della qualità di un ecosistema acquatico. Una buona qualità dei sedimenti risulta essenziale, infatti, per la salute di tutti quegli organismi che, pur non vivendo perennemente a contatto col sedimento, nutrendosi del benthos, possono accumulare nei loro tessuti sostanze chimiche tossiche attraverso fenomeni di bioaccumulo e biomagnificazione. La contaminazione provocata dal sedimento può quindi raggiungere i vertici della catena trofica compreso naturalmente l'uomo.

Tabella 1.1: Es. di contaminazione di sedimenti in bacini lacustri e fluviali italiani (Bonomo et al, 2007)

| ZONA | TIPO DI CONTAMINANTE | CAUSA |
|--------------------------------|-------------------------------------|---|
| Lago Maggiore | DDT e Hg | Sito di Pieve di Vergante |
| Bormida | IPA | Sito di Cengio |
| Rogge di Trento | Piombo tetra-etile IPA | Sito ex-Sloi Sito ex-Carbochimica |
| Mantova | Metalli pesanti e composto organici | Polo Chimico |
| Rogge di Brescia | PCB | Caffaro |
| Fiumi Saline e Alento | Vari contaminanti | Discariche incontrollate e attività industriali |
| Rio Negraro e torrente Scrivia | Vari contaminanti | Attività di rigenerazione oli lubrificanti |

Un altro aspetto che incrementa la pericolosità dei sedimenti contaminati è il rilascio di inquinanti in essi presenti, che può perdurare al cessare della sorgente di contaminazione, in seguito a meccanismi di diffusione nell'acqua interstiziale e nella colonna idrica sovrastante e di risospensione dei sedimenti per cause naturali (correnti, moto ondoso, eventi alluvionali) ed antropiche (dragaggi, costruzioni, navigazione, pesca).

Per valutare la tossicità dei sedimenti è di fondamentale importanza l'analisi dell'acqua interstiziale in quanto gli organismi bentonici sono direttamente esposti ad essa e vari studi hanno dimostrato l'esistenza di una correlazione tra le concentrazioni di sostanze chimiche rilevate nell'acqua interstiziale e le concentrazioni tossiche nei sedimenti.

Per sviluppare un'analisi completa della qualità di un corpo idrico, perciò, oltre allo studio dello stato qualitativo delle acque, occorrerebbe considerare diversi aspetti ovvero:

- la tossicità dei sedimenti
- l'analisi chimica dei sedimenti
- l'analisi chimica di tessuti animali
- gli studi patologici
- gli studi sulla struttura delle comunità biologiche

La definizione della qualità dei corpi idrici deve essere basata principalmente su criteri di tipo ecologico, che integrano l'accertamento delle condizioni di qualità degli elementi biologici (per esempio la struttura della comunità ittica o bentonica) con la determinazione delle caratteristiche chimico-fisiche di inquinanti specifici. Una revisione e valutazione preliminare delle metodologie esistenti è utile, quindi, al fine di scegliere i metodi più appropriati da utilizzare per la classificazione dei corpi idrici.

E' evidente, perciò, che lo studio chimico, fisico, ecologico e, per alcuni scopi, ecotossicologico dei sedimenti ha un ruolo importante nell'immediata evoluzione della politica di gestione della risorsa idrica.

1.2 Quadro normativo italiano

1.2.1 *Il D.M. 367/03*

Lo Stato Italiano è stato condannato dalla Corte di giustizia, con sentenza del 1° ottobre 1998, per non aver adottato i programmi di riduzione dell'inquinamento provocato da alcune sostanze pericolose. Il nostro Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio, anche in seguito a tale condanna, ha ritenuto opportuno intervenire con il D.M. 367/2003, "Regolamento concernente la fissazione di standard di qualità nell'ambiente acquatico per le sostanze pericolose, ai sensi dell'articolo 3, comma 4, del D.Lgs 11 maggio 1999, n. 152" nel quale venivano fissati nuovi e più dettagliati standard di qualità riferiti alle acque interne superficiali e marino-costiere. In tale testo normativo, infatti, sono contenute integrazioni e modifiche alle tabelle che, nell'allegato 1 al D.Lgs 152/99, fissavano le norme di classificazione e indicavano i principali inquinanti da controllare.

I nuovi standard di qualità per le acque superficiali devono essere raggiunti in due tappe: entro il 31 dicembre 2008 la composizione delle acque interne superficiali e marino-costiere doveva rispettare gli standard di qualità indicati nella tabella 1, colonna B dell'allegato A al decreto, mentre entro dicembre 2015 doveva rispettare gli standard di qualità indicati nella tabella 1, colonna A dell'allegato A. Le sostanze contenute nell'allegato appartengono principalmente alle categorie dei metalli, organometalli, idrocarburi policiclici aromatici, composti organici volatili, nitroaromatici, alofenoli, aniline e derivati, pesticidi, composti organici semivolatili e altri composti. L'elenco di sostanze per cui vengono riportati gli standard di qualità comprende circa 150 composti chimici, un numero di inquinanti ben al di là delle 33 sostanze prioritarie elencate nell'allegato alla decisione comunitaria n.2455/2001/CE del 20 novembre 2001 (si veda il paragrafo 1.3.2). Gli standard di qualità sono differenziati a seconda che si tratti di acque dolci o marine e lagunari. Analoghi obiettivi vengono fissati per le acque a specifica destinazione d'uso: produzione di acqua potabile, molluschicoltura, ecc.

Nella tabella 2 di tale decreto (riportata in Tabella 1.2), inoltre, vengono individuati gli standard di qualità dei sedimenti di acque marino-costiere, lagune e stagni costieri per alcune categorie di contaminanti come metalli, organometalli, idrocarburi policiclici aromatici (IPA), pesticidi, diossine, furani e PCB.

Come è stato messo in evidenza, perciò, il DM 367/03 non prende in considerazione la qualità dei sedimenti delle acque dolci superficiali ma solo quelli delle acque marino-costiere.

Tabella 1.2: Standard di qualità dei sedimenti di acque marino-costiere, lagune e stagni costieri riportati nel DM 367/03

| Numero CAS | (1) | PARAMETRI | CONCENTRAZIONI |
|------------------------------|-----|---|------------------------------------|
| METALLI | | | mg/kg SS |
| 7440-38-2 | | Arsenico | 12 |
| 7440-43-9 | PP | Cadmio | 0.3 |
| 7440-47-3 | | Cromo totale (2) | 50 |
| 7439-97-6 | PP | Mercurio | 0.3 |
| 7440-02-0 | P | Nichel | 30 |
| 7439-92-1 | P | Piombo | 30 |
| ORGANO METALLI | | | µg/kg SS |
| | PP | Tributilstagno | 5 |
| POLICICLICI AROMATICI | | | µg/kg SS |
| | PP | IPA totali | 200 |
| 50-32-8 | PP | Benzo(a)pirene * | 30 |
| 205-99-2 | PP | Benzo(b)fluorantene * | 40 |
| 207-08-9 | PP | Benzo(k)fluorantene * | 20 |
| 191-24-2 | PP | Benzo(g,h,i)perilene * | 55 |
| 193-39-5 | PP | Indenopirene * | 70 |
| 120-12-7 | P | Antracene | 45 |
| 206-44-0 | P | Fluorantene | 110 |
| 91-20-3 | P | Naftalene | 35 |
| PESTICIDI | | | µg/kg SS |
| 309-00-2 | | Aldrin | 0.2 |
| 319-84-6 | PP | Alfa esaclorocicloesano | 0.2 |
| 319-85-7 | PP | Beta esaclorocicloesano | 0.2 |
| | PP | Gamma esaclorocicloesano | |
| 58-89-9 | | Lindano | 0.2 |
| | | DDT (4) | 0.5 |
| | | DDD (4) | 0.5 |
| | | DDE (4) | 0.5 |
| 60-57-1 | | Dieldrin | 0.2 |
| 118-74-1 | PP | Esaclorobenzene | 0.1 |
| DIOSINE E FURANI | | | µg/kg |
| | | Sommat. PCDD, PCDF e PCB diossina simili (T.E.) | 1,5 x 10 ⁻³ provvisorio |
| PCB | | | µg/kg |
| | | PCB totali | 4 provvisorio |

(1) Le sostanze contraddistinte dalla lettera P e PP sono, rispettivamente, le sostanze prioritarie e quelle pericolose prioritarie individuate ai sensi della decisione n.2455/2001/CE del Parlamento europeo e del Consiglio del 20 novembre 2001

(2) Per il cromo VI il valore di riferimento provvisorio è di 5 mg/kg

(3) La somma è riferita agli IPA contrassegnati da *

(4) DDE, DDD, DDT: lo standard è riferito alla somma degli isomeri 2,4 e 4,4 di ciascuna sostanza

(5) Lo standard è riferito alla sommatoria di tutti i cogeneri. L'autorità preposta al controllo deve specificare i singoli cogeneri ricercati. Si segnalano i cogeneri ritenuti più significativi sotto il profilo sanitario ed ambientale: PCB28, PCB 52, PCB 77, PCB 81, PCB 101, PCB 118, PCB 126, PCB 128, PCB 138, PCB 153, PCB 156, PCB 169, PCB 180

1.2.2 II D.Lgs 152/06

Attualmente il testo normativo italiano di riferimento per quanto riguarda la protezione dell'ambiente e delle sue diverse componenti è il D.Lgs 152/06 che, come specificato all'art 1, tra le altre materie disciplina :

“b) nella parte terza, la difesa del suolo e la lotta alla desertificazione, la tutela delle acque dall'inquinamento e la gestione delle risorse idriche;

c) nella parte quarta, la gestione dei rifiuti e la bonifica dei siti contaminati;”

In tale testo normativo, all'art. 54 e 74, vengono riportate le definizioni di acque superficiali, acque interne, fiumi, laghi e standard di qualità ambientale, in recepimento della direttiva europea 2000/60/CE, di cui si parlerà più ampiamente nel paragrafo 1.3.1.

All'art. 78, riguardante gli standard di qualità per l'ambiente acquatico, si legge che:

“Ai fini della tutela delle acque superficiali dall'inquinamento provocato dalle sostanze pericolose, i corpi idrici significativi di cui all'articolo 76 devono essere conformi entro il 31 dicembre 2008 agli standard di qualità riportati alla Tabella 1/A dell'Allegato 1 alla parte terza del presente decreto, la cui disciplina sostituisce ad ogni effetto quella di cui al decreto ministeriale 6 novembre 2003, n. 367.

2. I Piani di tutela delle acque di cui all'articolo 121 contengono gli strumenti per il conseguimento degli standard di cui al comma 1, anche ai fini della gestione dei fanghi derivanti dagli impianti di depurazione e dalla disciplina degli scarichi.

3. Con decreto del Ministro dell'ambiente e della tutela del territorio viene data attuazione al disposto dell'articolo 16 della direttiva 2000/60/CE entro il 31 dicembre 2015. Entro gli stessi termini le acque a specifica destinazione di cui all'articolo 79 devono essere conformi agli standard dettati dal medesimo decreto”

In questo testo, nonostante il crescente interesse verso i sedimenti e la consapevolezza del ruolo fondamentale che essi svolgono nella definizione dello stato qualitativo di un sistema acquatico, non sono riportati standard di qualità specifici per i sedimenti.

In mancanza di indicazioni normative, vengono spesso utilizzati quali standard di qualità dei sedimenti i valori di concentrazione limite fissati per i suoli nel D.Lgs 152/06.

1.2.3 II D.M. 56/09

Il Decreto Ministeriale 14 aprile 2009, n.56 (pubblicato sulla Gazzetta Ufficiale della Repubblica Italiana il 30 maggio 2009) consiste in un regolamento recante “Criteri tecnici per il monitoraggio dei corpi idrici e l'identificazione delle condizioni di riferimento per la modifica delle norme tecniche del decreto legislativo 3 aprile 2006 n.152, recante Norme in materia ambientale, predisposto ai sensi dell'articolo 75, comma 3, del decreto legislativo medesimo.”

Questo decreto di fatto opera l'adeguamento degli allegati 1 e 3 della parte terza del D.Lgs. 152/06 alle linee guida emanate dalla Commissione Europea riguardo ai criteri tecnici da adottare per lo svolgimento dei programmi di monitoraggio e per le condizioni di riferimento dei corpi idrici superficiali e consta di due allegati. Il primo (Allegato 1), che sostituisce l'Allegato 1 della parte terza del D.Lgs 152/06, stabilisce i criteri per il monitoraggio e la classificazione dei corpi idrici superficiali e sotterranei e fornisce, in particolare, le definizioni normative per la classificazione dello stato ecologico per ciascuna categoria di acque superficiali (Tabelle da A.2.1 a A.2.4) e gli standard di qualità ambientali per il raggiungimento o mantenimento del buono stato chimico relativo alle matrici: colonna d'acqua, sia di acque superficiali interne che di altre acque di superficie, sedimenti dei corpi idrici marino-costieri e di transizione, e biota (Tabelle 1A, 2A e 3A, rispettivamente) per le sostanze dell'elenco di priorità, individuate ai sensi della decisione n. 2455/2001/CE del Parlamento Europeo. Nelle Tabelle 1B e 3B sono poi riportati standard di qualità ambientale relativi rispettivamente alla colonna d'acqua, sia per acque superficiali interne che per altre acque di superficie, e ai sedimenti per i corpi idrici marino-costieri e di transizione per altre sostanze non appartenenti all'elenco di priorità. L'allegato 2 è costituito dal paragrafo 1.1.1 che fissa le condizioni di riferimento tipo-specifiche per i corpi idrici superficiali e i metodi per stabilirle e sostituisce il punto 1.1.1 dell'Allegato 3 del D.Lgs 152/06.

Gli standard di qualità chimica relativi alla colonna d'acqua per le sostanze dell'elenco di priorità riportate nella Tabella 1A del Decreto, risultano essenzialmente gli stessi di quelli riportati nella Direttiva 2008/105/CE, che verranno descritti successivamente nel paragrafo 1.3.3 del presente documento e riportati in Tabella 1.6 a confronto con i valori limiti riportati nel D.Lgs 152/06. Gli standard di qualità nella colonna d'acqua riportati nella Tabella 1A del D.M. 56/09 sono espressi, analogamente a quelli riportati nella Direttiva 2008/105/CE, sia come valori medi annui di concentrazione di una determinata sostanza (SQA-MA), che come concentrazioni massime ammissibili (SQA-CMA); entrambi questi standard di qualità sono poi ulteriormente classificati, in funzione della tipologia del corpo idrico, in SQA per acque superficiali interne (laghi, fiumi e corpi idrici artificiali o fortemente modificati) oppure SQA per altre acque di superficie (acque marino-costiere, acque territoriali e acque di transizione).

Gli standard SQA-MA, da confrontarsi con valori calcolati sulla base della media aritmetica delle concentrazioni misurate nei diversi mesi dell'anno, vengono indicati dal Decreto quali i valori da rispettare ai fini della classificazione del buono stato chimico ed ecologico del corpo idrico; mentre gli SQA-CMA rappresentano i valori di concentrazione da non superare mai in ciascun sito di monitoraggio.

Le uniche differenze tra i valori degli standard riportati nella Tabella 1A del D.M. 56/09, rispetto ai valori di SQA stabiliti nella Direttiva 2008/105/CE, riguardano i valori limite per l'Esaclorobenzene, Esaclorobutadiene e Mercurio e composti le cui concentrazioni limiti, espresse come SQA-MA,

passano da 0,01 µg/l a 0,005 µg/l per acque interne e 0,002 µg/l per altre acque (Esaclorobenzene), da 0,1 µg/l a 0,05 µg/l per acque interne e 0,02 µg/l per altre acque (Esaclorobutadiene) e da 0,05 µg/l a 0,03 µg/l per acque interne e 0,01 µg/l per altre acque (Mercurio e composti). SQA per le acque più rigorosi per le tre specifiche sostanze sopramenzionate erano richieste dalla stessa Direttiva 2008/105/CE ai singoli Stati qualora questi non avessero fissato SQA specifici per il biota, al fine di ottenere lo stesso livello di protezione rispetto agli SQA per il biota di cui all'articolo 3, paragrafo 2, della Direttiva. Per le 3 sostanze sono stati comunque fissati standard di qualità per il biota SQA-MA, riferiti alla concentrazione nei tessuti in peso umido, indicando quale organismo bioaccumulatore di riferimento per le acque costiere il Mitile (*Mytilus galloprovincialis*). I valori SQA-MA per il biota riportati nella Tabella 3A del D.M. 56/09 sono i seguenti: 10 µg/kg (Esaclorobenzene), 55 µg/kg (Esaclorobutadiene) e 20 µg/kg (Mercurio e composti).

Il D.M. 56/09 ha definito, inoltre, a differenza della Direttiva 2008/105/CE, nella Tabella 1B, standard di qualità ambientale da monitorare nella colonna d'acqua per altre sostanze non appartenenti all'elenco di priorità, espressi in termini di SQA-MA, distinguendoli tra SQA per acque superficiali interne e SQA per altre acque di superficie, riportati qui di seguito nella Tabella 1.3. Per tutti i singoli pesticidi (inclusi i metaboliti) non presenti nella tabella, il Decreto prescrive un valore cautelativo di 0,1 µg/l, precisando comunque che tale valore può essere modificato sulla base di studi di letteratura scientifica; per quanto riguarda i pesticidi totali (intesi come somma di tutti i singoli pesticidi individuati e quantificati nella procedura di monitoraggio, compresi i metaboliti ed i prodotti di degradazione) viene fissato un valore pari a 1 µg/l, ad eccezione delle risorse idriche destinate ad uso potabile, per le quali si applica il valore di 0,5 µg/l.

Gli standard di qualità dei sedimenti per i corpi idrici marino-costieri e di transizione fissati dal D.M. 56/09 corrispondono sostanzialmente a quelli presenti nella Tabella 2 del D.M. 367/03 (mostrati nella Tabella 1.2 del presente documento), la quale cessa di avere efficacia per l'entrata in vigore del D.M. 56/09 stesso (Art. 1).

Gli standard di qualità dei sedimenti per corpi idrici marino-costieri e di transizione sono stati suddivisi con l'ultimo Decreto in 2 tabelle: la Tabella 1B (riportata nel seguente documento come Tabella 1.4) per sostanze prioritarie e la Tabella 3B (riportata nel seguente documento come Tabella 1.5). Le concentrazioni limiti, espresse in termini di valori medi annuali (SQA-MA) sono state modificate rispetto al D.M. 367/03 soltanto per alcune sostanze; in particolare, sono stati aumentati i valori degli standard relativi a DDT, DDD, DDE, esaclorobenzene, PCB totali, IPA totali e sommatoria di diossine, furani e di PCB diossina simili, mentre lo standard per il Cromo VI è stato ridotto (da 5 a 2 mg/kg). Per quanto concerne il valore limite degli IPA totali (aumentato da 200 a 800 µg/kg) è da notare che la somma è riferita ad un elenco più esteso di sostanze rispetto a quelle elencate nel Decreto precedente (sono stati aggiunti, infatti: Naftalene, Acenaftene, Acenaftilene, Fenantrene, Fluorantene, Benz(a)antracene, Crisene, Dibenz(a,h)antracene, Antracene, Pirene e Fluorene).

Per alcune sostanze non appartenenti all'elenco di priorità (PCB, Diossine, IPA totali e Cromo VI) è prescritta l'obbligatorietà del controllo nella matrice dei sedimenti, data la mancanza di standard specifici per la colonna d'acqua.

Tabella 1.3 : Standard di qualità ambientale nella colonna d'acqua per sostanze non appartenenti all'elenco di priorità riportati nel DM 56/09

| Numero CAS | Sostanza | SQA-MA (µg/l) | |
|------------|------------------------|----------------------------|---------------------------|
| | | Acque superficiali interne | Altre acque di superficie |
| 7440-38-2 | Arsenico | 10 | 5 |
| 2642-71-9 | Azinfos etile | 0,01 | 0,01 |
| 86-50-0 | Azinfos metile | 0,01 | 0,01 |
| 25057-89-0 | Bentazone | 0,5 | 0,2 |
| 95-51-2 | 2-Cloroanilina | 1 | 0,3 |
| 108-42-9 | 3-Cloroanilina | 2 | 0,6 |
| 106-47-8 | 4-Cloroanilina | 1 | 0,3 |
| 108-90-7 | Clorobenzene | 3 | 0,3 |
| 95-57-8 | 2-Clorofenolo | 4 | 1 |
| 108-43-0 | 3-Clorofenolo | 2 | 0,5 |
| 106-48-9 | 4-Clorofenolo | 2 | 0,50 |
| 89-21-4 | 1-Cloro-2-nitrobenzene | 1 | 0,2 |
| 88-73-3 | 1-Cloro-3-nitrobenzene | 1 | 0,2 |
| 121-73-3 | 1-Cloro-4-nitrobenzene | 1 | 0,2 |
| - | Cloronitrotolueni | 1 | 0,2 |
| 95-49-8 | 2-Clorotoluene | 1 | 0,2 |
| 108-41-8 | 3-Clorotoluene | 1 | 0,2 |
| 106-43-4 | 4-Clorotoluene | 1 | 0,2 |
| 74440-47-3 | Cromo totale | 7 | 4 |
| 94-75-7 | 2,4 D | 0,5 | 0,2 |
| 298-03-3 | Demeton | 0,1 | 0,1 |
| 95-76-1 | 3,4-Dicloroanilina | 0,5 | 0,2 |
| 95-50-1 | 1,2 Diclorobenzene | 2 | 0,5 |
| 541-73-1 | 1,3 Diclorobenzene | 2 | 0,5 |
| 106-46-7 | 1,4 Diclorobenzene | 2 | 0,5 |
| 120-83-2 | 2,4-Diclorofenolo | 1 | 0,2 |
| 62-73-7 | Diclorvos | 0,01 | 0,01 |
| 60-51-5 | Dimetoato | 0,5 | 0,2 |
| 76-44-8 | Eptaclor | 0,005 | 0,005 |
| 122-14-5 | Fenitroton | 0,01 | 0,01 |
| 55-38-9 | Fention | 0,01 | 0,01 |
| 330-55-2 | Linuron | 0,5 | 0,2 |
| 121-75-5 | Malation | 0,01 | 0,2 |
| 94-74-6 | MCPA | 0,5 | 0,2 |
| 93-65-2 | Mecoprop | 0,5 | 0,2 |
| 10265-92-6 | Metamidofos | 0,5 | 0,2 |
| 7786-34-7 | Mevinfos | 0,01 | 0,01 |
| 1113-02-6 | Ometoato | 0,5 | 0,2 |
| 301-12-2 | Ossidemeton-metile | 0,5 | 0,2 |
| 56-38-2 | Paration etile | 0,01 | 0,01 |
| 298-00-0 | Paration metile | 0,01 | 0,01 |

| Numero CAS | Sostanza | SQA-MA ($\mu\text{g/l}$) | |
|------------|------------------------------------|----------------------------|---------------------------|
| | | Acque superficiali interne | Altre acque di superficie |
| 93-76-5 | 2,4,5 T | 0,5 | 0,2 |
| 108-88-3 | Toluene | 5 | 1 |
| 71-55-6 | 1,1,1 Tricloroetano | 10 | 2 |
| 95-95-4 | 2,4,5-Triclorofenolo | 1 | 0,2 |
| 120-83-2 | 2,4,6-Triclorofenolo | 1 | 0,2 |
| 5915-41-3 | Terbutilazina (incluso metabolita) | 0,5 | 0,2 |
| - | Composti del Trifenilstagno | 0,0002 | 0,0002 |
| 1330-20-7 | Xileni | 5 | 1 |
| | Pesticidi singoli | 0,1 | 0,1 |
| | Pesticidi totali | 1 | 1 |

Tabella 1.4: Standard di qualità dei sedimenti di acque marino-costiere, lagune e stagni costieri riportati nel DM 56/09

| Numero CAS | Parametri | SQA-MA |
|------------|------------------------------|---------------------------------------|
| | METALLI | mg/kg SS |
| 7440-43-9 | Cadmio | 0,3 |
| 7439-97-6 | Mercurio | 0,3 |
| 7440-02-0 | Nichel | 30 |
| 7439-92-1 | Piombo | 30 |
| | ORGANO METALLI | $\mu\text{g/kg SS}$ |
| | Tributilstagno | 5 |
| | POLICICLICI AROMATICI | $\mu\text{g/kg SS}$ |
| 50-32-8 | Benzo(a)pirene | 30 |
| 205-99-2 | Benzo(b)fluorantene | 40 |
| 207-08-9 | Benzo(k)fluorantene | 20 |
| 191-24-2 | Benzo(g,h,i)perilene | 55 |
| 193-39-5 | Indenopirene | 70 |
| 120-12-7 | Antracene | 45 |
| 206-44-0 | Fluorantene | 110 |
| 91-20-3 | Naftalene | 35 |
| | PESTICIDI | $\mu\text{g/kg SS}$ |
| 309-00-2 | Aldrin | 0,2 |
| 319-84-6 | Alfa esaclorocicloesano | 0,2 |
| 319-85-7 | Beta esaclorocicloesano | 0,2 |
| | Gamma esaclorocicloesano | |
| 58-89-9 | Lindano | 0,2 |
| | DDT | 1 |
| | DDD | 0,8 |
| | DDE | 1,8 |
| 60-57-1 | Dieldrin | 0,2 |
| 118-74-1 | Esaclorobenzene | 0,4 |

Tabella 1.5: Standard di qualità dei sedimenti di acque marino-costiere, lagune e stagni costieri per altre sostanze non appartenenti all'elenco di priorità riportati nel DM 56/09

| Numero CAS | Parametri | SQA-MA |
|------------------------------|--|-----------------|
| METALLI | | mg/kg SS |
| 7440-38-2 | Arsenico | 12 |
| 7440-47-3 | Cromo totale | 50 |
| | Cromo VI | 2 |
| POLICICLICI AROMATICI | | µg/kg SS |
| | IPA totali | 800 |
| PCB e DIOSSINE | | µg/kg |
| | Somma T.E.PCDD, PCDF e PCB diossina simili | 0,002 |
| | PCB totali | 8 |

Nel caso delle acque superficiali interne, il D.M. 56/09 indica che le Autorità competenti possano tener conto di fattori che incidano sulla biodisponibilità dei metalli (quali ad es.: pH, durezza, ecc.) per valutare i risultati del monitoraggio. Inoltre, viene anche specificato che, sia per le acque che per i sedimenti per cui sia dimostrata la presenza di metalli in concentrazione di fondo naturale superiore a quelli tabellari, questi ultimi siano sostituiti dalle concentrazioni del fondo naturale.

Per quanto concerne le modalità e le frequenze del monitoraggio, il Decreto prescrive, nel caso in cui si evidenzino un superamento per una o più sostanze nella colonna d'acqua, un monitoraggio con cadenza mensile di questa matrice; qualora invece il superamento avvenga nel sedimento e la classificazione sia eseguita sulla base dei dati di monitoraggio effettuato nella colonna d'acqua, le Regioni hanno l'obbligo di effettuare un monitoraggio almeno annuale dei sedimenti che includa, per almeno i primi 2 anni, batterie di test biologici. Questi test devono investigare gli effetti ecotossicologici a breve e lungo termine su organismi appartenenti ad almeno tre differenti livelli trofici (da scegliere tra decompositori/saprofiti, detritivori/filtratori, produttori primari e consumatori) e possono essere applicati su diverse matrici, con la seguente priorità: sedimento tal quale, acqua interstiziale ed elutriato. L'obiettivo di queste indagini è quello di valutare gli eventuali rischi per la salute umana associati al superamento riscontrato. Sulla base dei risultati del monitoraggio biologico, le Regioni hanno il compito di valutare la necessità di continuare questo tipo di indagini integrative, di riclassificare il corpo idrico e di adottare misure per garantirne la tutela.

1.3 Quadro normativo europeo

1.3.1 Direttiva 2000/60/CE

A livello europeo un testo di notevole importanza per quanto riguarda il settore della tutela delle acque è la direttiva 2000/60/CE del 23 ottobre 2000, ovvero la Water Framework Directive.

Questo testo normativo, raccogliendo ed integrando le precedenti disposizioni comunitarie in materia di tutela delle acque, si prefigge di *“istituire un quadro per la protezione delle acque superficiali interne, delle acque di transizione, delle acque costiere e sotterranee”* allo scopo di:

- proteggere lo stato degli ecosistemi acquatici evitando un peggioramento delle condizioni in cui versano i corpi idrici
- promuovere e agevolare un utilizzo sostenibile delle risorse idriche disponibili, basato sul concetto di protezione a lungo termine
- promuovere la protezione dell'ambiente acquatico anche mediante la riduzione o l'eliminazione delle emissioni inquinanti di sostanze pericolose prioritarie
- ridurre l'inquinamento delle acque sotterranee;
- mitigare gli effetti delle inondazioni e della siccità.

All'art. 2 della presente direttiva vengono riportate alcune definizioni riguardanti i sistemi acquatici, tra cui possiamo trovare le seguenti:

“1) «acque superficiali»: le acque interne, ad eccezione delle acque sotterranee; le acque di transizione e le acque costiere, tranne per quanto riguarda lo stato chimico, in relazione al quale sono incluse anche le acque territoriali;

2) «acque sotterranee»: tutte le acque che si trovano sotto la superficie del suolo nella zona di saturazione e a contatto diretto con il suolo o il sottosuolo;

3) «acque interne»: tutte le acque superficiali correnti o stagnanti, e tutte le acque sotterranee all'interno della linea di base che serve da riferimento per definire il limite delle acque territoriali;

4) «fiume»: un corpo idrico interno che scorre prevalentemente in superficie ma che può essere parzialmente sotterraneo;

5) «lago»: un corpo idrico superficiale interno fermo;

[...]

35) «standard di qualità ambientale»: la concentrazione di un particolare inquinante o gruppo di inquinanti nelle acque, nei sedimenti e nel biota che non deve essere superata, per tutelare la salute umana e l'ambiente;“

Tale testo normativo ha come obiettivo la definizione di un quadro di riferimento utile per il raggiungimento, entro il 2015, di uno stato “buono” della qualità delle acque superficiali interne, di transizione e sotterranee. La Direttiva 2000/60/CE, perciò, richiede di effettuare una classificazione in tipi dei corpi idrici sulla base di descrittori morfometrici e della composizione prevalente del substrato geologico. Per ogni tipo, inoltre, devono essere individuati gli ambienti di riferimento dello stato ecologico attraverso l’analisi di diversi elementi, tra cui i fattori di pressione antropica, le caratteristiche chimico-fisiche delle acque e la struttura delle comunità biologiche.

Nell’allegato V della direttiva vengono riportati gli elementi qualitativi per la classificazione dello stato ecologico di fiumi, laghi, acque di transizione, acque costiere e corpi idrici superficiali artificiali e fortemente modificati. Per ciascuno di essi, vengono indicate le definizioni normative per la classificazione dello stato ecologico sufficiente, buono ed elevato.

La Direttiva 2000/60/CE, relativamente alle acque superficiali, stabilisce che gli stati membri dovranno:

attuare le misure necessarie per impedire il deterioramento dello stato di tutti i corpi idrici proteggere, migliorare e ripristinare tutti i corpi idrici superficiali, quelli artificiali e fortemente modificati, allo scopo di raggiungere entro 15 anni dall'entrata in vigore della direttiva uno stato delle acque “buono” in base a quanto riportato all'allegato V

attuare le misure necessarie al fine di ridurre progressivamente l'inquinamento causato dalla sostanze pericolose prioritarie e arrestare o eliminare gradualmente le emissioni, gli scarichi e le perdite di sostanze pericolose prioritarie,

Per quanto riguarda la qualità chimica, i sedimenti vengono citati al comma 7 dell’art 16, contenente le strategie per combattere l’inquinamento idrico, nel quale si afferma che *“La Commissione presenta proposte riguardanti gli standard di qualità relativi alla concentrazione delle sostanze prioritarie nelle acque superficiali, nei sedimenti e nel biota.”*

La procedura pubblicata nella Direttiva 2000/60/CE per la derivazione degli standard di qualità ambientale a lungo termine si basa sull’utilizzo di saggi ecotossicologici acuti e cronici effettuati sui diversi livelli della catena trofica; ai valori vengono applicati determinati fattori di sicurezza in relazione alla qualità dei dati disponibili, così come previsto dal TGD (*Technical Guidance Document*), un documento tecnico che stabilisce i principi per la valutazione dei rischi delle sostanze notificate, e dal Regolamento 1488/94/CE, che stabilisce i principi per la valutazione dei rischi delle sostanze esistenti.

Le norme per la definizione degli standard di qualità ambientale da parte degli Stati membri sono riportate all’allegato V, sezione 1.2.6. dove si afferma che: *“Nel derivare gli standard di qualità ambientale per gli inquinanti di cui ai punti da 1 a 9 dell'allegato VIII per la protezione del biota acquatico, gli Stati membri procedono conformemente alle disposizioni in appresso. Gli standard possono essere fissati per l'acqua, i sedimenti o il biota.”*

Ove possibile, dovrebbero essere ottenuti dati relativi agli effetti acuti e cronici per i taxa indicati in appresso, che sono importanti per il tipo di corpo idrico in questione, nonché per gli altri taxa acquatici per i quali sono disponibili dati. L'«insieme di base» dei taxa è il seguente:

- alghe e/o macrofite
- dafnia od organismi rappresentativi delle acque saline
- pesci.

Fissazione degli standard di qualità ambientale

Per fissare la concentrazione massima media annuale si applica la procedura seguente:

i) gli Stati membri fissano fattori di sicurezza appropriati per ciascun caso, secondo la natura e la qualità dei dati disponibili, agli orientamenti contenuti nella sezione 3.3.1 della parte II del documento tecnico di orientamento a integrazione della direttiva 93/67/CEE della Commissione, che stabilisce i principi per la valutazione dei rischi delle sostanze notificate e del regolamento (CE) n. 1488/94 della Commissione, che stabilisce i principi per la valutazione dei rischi delle sostanze esistenti, e ai fattori di sicurezza indicati nella seguente tabella:

| | Fattore di sicurezza |
|--|-----------------------------|
| <i>Almeno una L(E)C50 acuta per ognuno dei tre livelli trofici dell'insieme di base</i> | 1000 |
| <i>Una NOEC cronica (per pesci o dafnia o un organismo rappresentativo delle acque saline)</i> | 100 |
| <i>Due NOEC croniche per specie appartenenti a due livelli trofici (pesci e/o dafnia o un organismo rappresentativo delle acque saline e/o alghe)</i> | 50 |
| <i>NOEC croniche per almeno tre specie (di norma pesci, dafnia o un organismo rappresentativo delle acque saline e alghe) appartenenti a tre livelli trofici</i> | 10 |
| <i>Altri casi, compresi dati sul campo o ecosistemi modello che permettono di calcolare e applicare fattori di sicurezza più precisi</i> | Valutazione caso per caso |

ii) se sono disponibili dati sulla persistenza e sul bioaccumulo, questi sono presi in considerazione nel derivare il valore finale dello standard di qualità ambientale;

iii) lo standard così derivato dovrebbe essere confrontato con ogni riscontro emerso dagli studi in campo; se si rilevano anomalie, la derivazione è riveduta per permettere di calcolare un fattore di sicurezza più preciso;

iv) lo standard derivato è sottoposto a un'intercalibrazione e ad una consultazione pubblica, per permettere di calcolare un fattore di sicurezza più preciso”.

Al fine di compiere una valutazione esauriente del corpo idrico la direttiva 2000/60/CE raccomanda di integrare le misurazioni chimico-fisiche ed ecotossicologiche con l'analisi dei parametri ecologici, in quanto la qualità di un corpo idrico può essere definita come buona solo se la qualità chimica e quella biologica sono entrambe classificabili come buone.

1.3.2 Decisione n. 2455/01

In base all'articolo 16 della direttiva quadro sulle acque (2000/60/CE), la Commissione Europea doveva presentare una proposta riguardante misure specifiche per combattere l'inquinamento idrico prodotto da singoli inquinanti o gruppi di inquinanti che presentino un rischio significativo per l'ambiente acquatico.

Il primo intervento nell'ambito di tale strategia è stata l'emanazione della decisione 2455/01 del Parlamento e del Consiglio Europeo, che ha individuato 33 sostanze definite "prioritarie" per l'ambiente acquatico a livello comunitario, in sostituzione di quelle presenti nell'elenco stilato dalla Commissione nel 1982.

Le sostanze prioritarie costituiscono una lista di sostanze chimiche che, a causa delle loro proprietà chimico-fisiche e di tossicità, e a causa della loro diffusione negli ambienti acquatici europei, rappresentano un rischio per gli ecosistemi acquatici e per l'uomo che risulta esposto a tale sostanze attraverso il consumo di pesci o molluschi contaminati, il consumo di acqua potabile o anche attraverso le attività di tipo ricreativo come la balneazione. Queste sostanze sono state selezionate utilizzando una metodologia di prioritizzazione denominata COMMPS(5) (*COmbined Monitoring-based and Modelling-based Priority Setting*), basata su una procedura semplificata di valutazione del rischio che ha tenuto conto della pericolosità, dei dati di monitoraggio, del volume di produzione e delle modalità d'uso. La commissione, successivamente, è stata invitata a presentare per tali sostanze prioritarie degli standard di qualità ambientale (a norma dell'articolo 16, paragrafo 7) e delle proposte per il controllo delle emissioni (articolo 16, paragrafi 6 e 8).

1.3.3 Direttiva 2008/105/CE

Nel dicembre del 2008 è stata approvata la direttiva 2008/105/CE che, sulla base degli obblighi previsti dall'articolo 16 della Direttiva Quadro sulle Acque 2000/60/CE, definisce gli standard di qualità ambientale per le sostanze prioritarie negli ambienti acquatici superficiali europei.

L'obiettivo del testo normativo è quello di garantire un livello elevato di protezione contro i rischi provocati dalle sostanze prioritarie e dagli altri inquinanti, per questo definisce degli standard di qualità ambientale (SQA). I necessari controlli sulle emissioni, invece, sono stati già adottati nel corso degli anni da vari atti comunitari.

Nella proposta di direttiva viene riportata una lista di 41 sostanze, costituita dalle 33 sostanze che erano state già individuate dalla decisione 2455/2001 più altre 8 sostanze soggette a riesame per l'eventuale classificazione come sostanze prioritarie o sostanze pericolose prioritarie.

Gli standard di qualità proposti per le 33 sostanze prioritarie sono differenziati per le acque superficiali interne, come fiumi e laghi, e per le altre acque superficiali, ovvero acque di transizione, acque costiere e territoriali. Per ogni tipologia di corpo idrico, inoltre, vengono considerati due tipi di standard:

- una concentrazione media calcolata su un periodo di un anno (SQA AA), in modo da garantire la qualità a lungo termine dei sistemi acquatici;
- una concentrazione massima permessa misurata per la specifica sostanza (SQA CMA), al fine di limitare le punte di inquinamento.

Nella tabella seguente vengono messe a confronto le concentrazioni medie annue (SQA AA), individuate dalla direttiva 2008/105/CE come standard di qualità per le acque superficiali interne e per le altre acque superficiali, con gli standard di qualità per le acque superficiali riportati nella tabella 1/A dell'All. 1 alla Parte Terza del D.Lgs 152/06.

Tabella 1.6: Confronto tra gli standard di qualità italiani ed europei per le acque superficiali

| N. | Denominazione della sostanza | Numero CAS (1) | Direttiva 2008/105/CE | | DLgs 152/06 |
|----|--|----------------|--|---|--------------------------------|
| | | | SQA-CMA (4) Acque superficiali interne (3) $\mu\text{g/l}$ | SQA-CMA (4) Altre acque di superficie $\mu\text{g/l}$ | Concentrazione $\mu\text{g/l}$ |
| 1 | Alacloro | 15972-60-8 | 0,7 | 0,7 | 0.1 |
| 2 | Alfa endosulfan | 959-98-8 | assente | assente | 0.1 |
| 3 | Antracene | 120-12-7 | 0,4 | 0,4 | assente |
| 4 | Arsenico | 7440-38-2 | assente | assente | 10 |
| 5 | Atrazina | 1912-24-9 | 2,0 | 2,0 | 0.1 |
| 6 | Benzene | 71-43-2 | 50 | 50 | 1 |
| 7 | Difeniletero bromato | 32534-81-9 | non applicabile | non applicabile | assente |
| 8 | Cadmio e composti (in funzione delle classi di durezza dell'acqua) | 7440-43-9 | $\leq 0,45$ (classe 1) | $\leq 0,45$ (classe 1) | 1 |
| | | | 0,45 (classe 2) | 0,45 (classe 2) | |
| | | | 0,6 (classe 3) | 0,6 (classe 3) | |
| | | | 0,9 (classe 4) | 0,9 (classe 4) | |
| | | | 1,5 (classe 5) | 1,5 (classe 5) | |
| 9 | Tetracloruro di carbonio | 56-23-5 | non applicabile | non applicabile | 12 |
| 10 | Cloro alcani, C10-13 | 85535-84-8 | 1,4 | 1,4 | assente |
| 11 | Clorfenvinfos | 470-90-6 | 0,3 | 0,3 | 0.1 |
| 12 | Clorpirifos (Clorpirifos etile) | 2921-88-2 | 0,1 | 0,1 | 0.1 |
| 13 | Cloroetene (cloruro di vinile) | 75-01-4 | assente | assente | 0.5 |
| 14 | Cromo totale | | | | 50 |
| 15 | Antiparassitari del ciclodiene: | | | | |
| | Aldrin | 309-00-2 | | | |
| | Dieldrin | 60-57-1 | non applicabile | non applicabile | 0.1 |
| | Endrin | 72-20-8 | | | |
| | Isodrin | 465-73-6 | | | |

Tabella 1.6: Confronto tra gli standard di qualità italiani ed europei per le acque superficiali (segue)

| N. | Denominazione della sostanza | Numero CAS (1) | Direttiva 2008/105/CE | | DLgs 152/06 |
|----|--|-----------------|--|---|--------------------------------|
| | | | SQA-CMA (4) Acque superficiali interne (3) $\mu\text{g/l}$ | SQA-CMA (4) Altre acque di superficie $\mu\text{g/l}$ | Concentrazione $\mu\text{g/l}$ |
| 16 | DDT totale | non applicabile | non applicabile | non applicabile | 0.1 |
| | p,p'-DDT | 50-29-3 | non applicabile | non applicabile | assente |
| 17 | 1,2-Dicloroetano | 107-06-2 | non applicabile | non applicabile | 10 |
| 18 | Diclorometano | 75-09-2 | non applicabile | non applicabile | 20 |
| 19 | Di(2-etilesil) ftalato (DEHP) | 117-81-7 | non applicabile | non applicabile | assente |
| 20 | Diuron | 330-54-1 | 1,8 | 1,8 | 0.1 |
| 21 | Endosulfan | 115-29-7 | 0,01 | 0,004 | 0.1 |
| 22 | Fluorantene | 206-44-0 | 1 | 1 | assente |
| 23 | Esaclorobenzene | 118-74-1 | 0,05 | 0,05 | 0.1 |
| 24 | Esaclorobutadiene | 87-68-3 | 0,6 | 0,6 | 0.1 |
| 25 | Esaclorocicloesano | 608-73-1 | 0,04 | 0,02 | 0.1 |
| | Idrocarburi policiclici aromatici (IPA) | non applicabile | non applicabile | non applicabile | |
| | Benzo(a)pirene | 50-32-8 | 0,1 | 0,1 | |
| 26 | Benzo(b)fluorantene | 205-99-2 | non applicabile | non applicabile | 0.2 |
| | Benzo(k)fluorantene | 207-08-9 | | | |
| | Benzo(g,h,i)perilene | 191-24-2 | | | |
| | Indeno(1,2,3-cd)pirene | 193-39-5 | non applicabile | non applicabile | |
| 27 | Isoproturon | 34123-59-6 | 1,0 | 1,0 | 0.1 |
| 28 | Lindano | 58-89-9 | assente | assente | 0.1 |
| 29 | Mercurio e composti | 7439-97-6 | 0,07 | 0,07 | 1 |
| 30 | Naftalene | 91-20-3 | non applicabile | non applicabile | assente |
| 31 | Nichel e composti | 7440-02-0 | non applicabile | non applicabile | 20 |
| 32 | Nonilfenolo (4-Nonilfenolo) | 104-40-5 | 2,0 | 2,0 | assente |
| 33 | Ottilfenolo (1,1,3,3-tetrametil-4-butilfenolo) | 140-66-9 | non applicabile | non applicabile | assente |
| 34 | Pentaclorobenzene | 608-93-5 | non applicabile | non applicabile | assente |
| 35 | Pentaclorofenolo | 87-86-5 | 1 | 1 | 0.4 |
| 36 | Piombo e composti | 7439-92-1 | non applicabile | non applicabile | 10 |
| 37 | Simazina | 122-34-9 | 4 | 4 | 0.1 |
| 38 | Tetracloroetilene | 127-18-4 | non applicabile | non applicabile | 10 |
| 39 | Tricloroetilene | 79-01-6 | non applicabile | non applicabile | 10 |
| 40 | Tributilstagno (composti) (Tributilstagno catione) | 36643-28-4 | 0,0015 | 0,0015 | assente |
| 41 | Triclorobenzeni | 12002-48-1 | non applicabile | non applicabile | 0.4 |
| 42 | Triclorometano | 67-66-3 | non applicabile | non applicabile | 12 |
| 43 | Trifluralin | 1582-09-8 | non applicabile | non applicabile | 0.1 |

(1) Numero CAS: Chemical Abstracts Service.

(2) Rappresenta l' SQA espresso come valore medio annuo. Se non specificato altrimenti, si applica alla concentrazione totale di tutti gli isomeri.

(3) Per le acque superficiali interne si intendono i fiumi, i laghi e i corpi idrici artificiali o fortemente modificati. *

(5) Per il gruppo di sostanze prioritarie «difenileteri bromati» (voce n. 5) elencate nella decisione n. 455/2001/CE, viene fissato un SQA solo per i congeneri numeri 28, 47, 99, 100, 153 e 154.

(6) Per il cadmio e composti, i valori degli SQA variano in funzione della durezza dell'acqua classificata secondo le seguenti cinque categorie: classe 1: < 40 mg, CaCO_3/l , classe 2: da 40 a < 50 mg CaCO_3/l , classe 3: da 50 a < 100 mg CaCO_3/l , classe 4: da 100 a < 200 mg CaCO_3/l e classe 5: ≥ 200 mg CaCO_3/l .

(8) Il DDT totale comprende la somma degli isomeri 1,1,1-tricloro-2,2 bis(p-clorofenil)etano (numero CAS 50-29-3; numero UE 200-024-3), 1,1,1-tricloro-2(o-clorofenil)-2-(p-clorofenil)etano (numero CAS 789-02-6; numero UE 212-332-5), 1,1-dicloro-2,2 bis(p-clorofenil)etilene (numero CAS 72-55-9; numero UE 200-784-6) e 1,1-dicloro-2,2 bis(p-clorofenil)etano (numero CAS 72-54-8; numero UE 200-783-0).

(10) Per il gruppo di sostanze prioritarie «idrocarburi policiclici aromatici» (IPA) è applicabile ogni singolo SQA, devono cioè essere rispettati lo SQA per il benzo(a)pirene, lo SQA relativo alla somma di benzo(b)fluorantene e benzo(k)fluorantene e lo SQA relativo alla somma di benzo(g,h,i)perilene e indeno(1,2,3-cd)pirene.

Gli Stati membri europei devono garantire l'osservanza di tali standard e devono verificare che le concentrazioni delle sostanze considerate non aumentino nei sedimenti e negli organismi viventi.

Gli standard di qualità ambientali (SQA), tuttavia, sono stati definiti solo per la colonna d'acqua e per tre sostanze per il biota. Considerata la mancanza di informazioni sufficienti e adeguate sulle concentrazioni delle sostanze prioritarie nel biota e nei sedimenti all'interno della Comunità, infatti, si afferma che *“in questa fase è opportuno limitare la definizione di SQA a livello comunitario alle sole acque di superficie”* specificando, però, che gli Stati membri possono fissare degli standard di qualità dei sedimenti e/o del biota da applicare al posto di quelli relativi alle acque individuati nella direttiva.

È inoltre compito degli Stati membri definire gli SQA per i sedimenti o il biota, se ciò si rivela necessario e opportuno per integrare gli SQA istituiti in ambito comunitario per le acque. Infine, poiché i sedimenti e il biota rimangono matrici importanti, che consentono di monitorare la presenza di alcune sostanze per valutare l'impatto sul lungo periodo delle attività antropiche e le relative tendenze, gli Stati membri devono far sì che gli attuali livelli di contaminazione nel biota e nei sedimenti non aumentino.

All'art.3 comma 2 relativamente agli standard di qualità dei sedimenti si afferma che *“ In alcune categorie di acque superficiali gli Stati membri possono decidere di applicare gli SQA per i sedimenti e/o il biota anziché quelli previsti nell'allegato I, parte A. Gli Stati membri che optano per questa procedura:*

a) applicano, per il mercurio e i relativi composti, uno SQA di 20 µg/kg, e/o per l'esaclorobenzene, uno SQA di 10 µg/kg e/o per l'esaclorobutadiene, uno SQA di 55 µg/kg; questi SQA si applicano ai tessuti (peso a umido) per i quali si sceglie l'indicatore più appropriato tra pesci, molluschi, crostacei e altro biota;

b) fissano e applicano, per determinate sostanze, SQA diversi da quelli di cui alla lettera a) per i sedimenti e/o il biota. Questi SQA offrono almeno lo stesso livello di protezione offerto dallo SQA per le acque di cui all'allegato I, parte A;

c) determinano, per le sostanze di cui alle lettere a) e b), la frequenza del monitoraggio nel biota e/o nei sedimenti. Tuttavia, il monitoraggio deve essere effettuato almeno una volta l'anno, a meno che le conoscenze tecniche e la valutazione degli esperti giustifichino un altro intervallo;

d) notificano alla Commissione e agli altri Stati membri, tramite il comitato di cui all'articolo 21 della direttiva 2000/60/CE, le sostanze per le quali gli SQA sono stati fissati conformemente alla lettera b), le motivazioni e le basi per tale approccio, lo SQA alternativo stabilito, compresi i dati e il metodo utilizzati per definire gli SQA alternativi, le categorie di acque superficiali cui si applicherebbero, nonché la frequenza prevista del monitoraggio e il giustificativo di tale frequenza”.

L'emanazione della Direttiva 2008/105/CE risulta fondamentale in quanto vi è la necessità che a livello Europeo siano individuati standard di qualità ambientali comuni per gli ambienti acquatici

superficiali, al fine di raggiungere il buono stato chimico ed in generale gli obiettivi ambientali previsti dalla Direttiva Quadro 2000/60/CE in maniera omogenea su tutto il territorio comunitario.

Attualmente, però, a livello comunitario non sono stati ancora stabiliti degli standard di qualità dei sedimenti. In presenza di questa lacuna normativa i diversi Stati membri possono singolarmente decidere quale approccio utilizzare relativamente alla qualità dei sedimenti ed alcuni hanno deciso di utilizzare come valori limite quelli fissati per i suoli.

In Olanda, ad esempio, per i suoli ed i sedimenti viene utilizzato un approccio multi-livello, secondo il quale per ciascuna sostanza vengono identificati due valori di concentrazione caratteristici delle sostanze. Il valore di intervento (intervention value) è la concentrazione di un contaminante superata la quale si ha un serio evento di contaminazione della matrice ambientale. Il valore soglia (target value), invece, indica il livello in corrispondenza del quale si ha un livello accettabile di qualità del suolo e quindi indica la concentrazione che deve essere ottenuta per un completo recupero delle proprietà funzionali del suolo. Nelle tabelle seguenti (1.7 e 1.8) vengono mostrati per i diversi inquinanti i valori dei due parametri contenuti in una circolare olandese del 2000.

Tabella 1.7: Concentrazioni soglia olandesi per i metalli

| | EARTH/SEDIMENT (mg/kg dry matter) | | |
|-----------------|---|--------------------------------|---------------------------|
| | national background concentration (BC) | target value (incl. BC) | intervention value |
| I Metals | | | |
| antimony | 3 | 3 | 15 |
| arsenic | 29 | 29 | 55 |
| barium | 160 | 160 | 625 |
| cadmium | 0.8 | 0.8 | 12 |
| chromium | 100 | 100 | 380 |
| cobalt | 9 | 9 | 240 |
| copper | 36 | 36 | 190 |
| mercury | 0.3 | 0.3 | 10 |
| lead | 85 | 85 | 530 |
| molybdenum | 0.5 | 3 | 200 |
| nickel | 35 | 35 | 210 |
| zinc | 140 | 140 | 720 |

Tabella 1.8: Valori di concentrazione soglia fissati per i sedimenti in Olanda

| EARTH/SEDIMENT | | |
|--|--------------------|--------------------|
| | (mg/kg dry matter) | |
| | Target value | Intervention Value |
| II Inorganic compounds | | |
| cyanides-free | 1 | 20 |
| cyanides-complex (pH<5) | 5 | 650 |
| cyanides-complex (pH >5) | 5 | 50 |
| thiocyanates (sum) | 1 | 20 |
| bromide (mg Br/l) | 20 | - |
| fluoride (mg F/l) | 5003 | - |
| III Aromatic compounds | | |
| benzene | 0.01 | 1 |
| ethyl benzene | 0.03 | 50 |
| toluene | 0.01 | 130 |
| xylenes | 0.1 | 25 |
| styrene (vinyl benzene) | 0.3 | 100 |
| phenol | 0.05 | 40 |
| cresols (sum) | 0.05 | 5 |
| catechol(o-dihydroxybenzene) | 0.05 | 20 |
| resorcinol(m-dihydroxybenzene) | 0.05 | 10 |
| hydroquinone(p-dihydroxybenzene) | 0.05 | 10 |
| IV Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) | | |
| PAH (sum 10) | 1 | 40 |
| V Chlorinated hydrocarbons | | |
| vinyl chloride | 0.01 | 0.1 |
| dichloromethane | 0.4 | 10 |
| 1,1-dichloroethane | 0.02 | 15 |
| 1,2-dichloroethane | 0.02 | 4 |
| 1,1-dichloroethene | 0.1 | 0.3 |
| 1,2-dichloroethene (cis and trans) | 0.2 | 1 |
| dichloropropane | 0.002 | 2 |
| trichloromethane (chloroform) | 0.02 | 10 |
| 1,1,1-trichloroethane | 0.07 | 15 |
| 1,1,2-trichloroethane | 0.4 | 10 |
| trichloroethene (Tri) | 0.1 | 60 |
| tetrachloromethane (Tetra) | 0.4 | 1 |
| tetrachloroethene (Per) | 0.002 | 4 |
| chlorobenzenes (sum) | 0.03 | 30 |
| chlorophenols (sum) | 0.01 | 10 |
| chloronaphthalene | - | 10 |
| monochloroaniline | 0.005 | 50 |
| polychlorobiphenyls (sum 7) | 0.02 | 1 |
| EOX | 0.3 | - |
| VI Pesticides | | |
| DDT/DDE/DDD | 0.01 | 4 |
| drins | 0.005 | 4 |
| aldrin | 0.00006 | - |
| dieldrin | 0.0005 | - |

| EARTH/SEDIMENT | | |
|-------------------------------|--------------------|--------------------|
| | (mg/kg dry matter) | |
| | Target value | Intervention Value |
| endrin | 0.00004 | - |
| HCH-compounds | 0.01 | 2 |
| a-HCH | 0.003 | - |
| b-HCH | 0.009 | - |
| g-HCH | 0.00005 | - |
| atrazine | 0.0002 | 6 |
| carbaryl | 0.00003 | 5 |
| carbofuran | 0.00002 | 2 |
| chlorodane | 0.00003 | 4 |
| endosulfan | 0.00001 | 4 |
| heptachloro | 0.0007 | 4 |
| heptachloro-epoxide | 0.0000002 | 4 |
| maneb | 0.002 | 35 |
| MCPA | 0.00005 | 4 |
| organotin compounds | 0.001 | 2.5 |
| VII Other contaminants | | |
| cyclohexanone | 0.1 | 45 |
| phthalates (sum) | 0.1 | 60 |
| mineral oil | 50 | 5000 |
| pyridine | 0.1 | 0.5 |
| tetrahydrofuran | 0.1 | 2 |
| tetrahydrothiophene | 0.1 | 90 |
| tribromomethane | - | 75 |

1.4 Quadro normativo e linee guida internazionali

Nel panorama internazionale esistono diversi approcci con cui sono stati definiti dei valori di riferimento o delle linee guida per quanto riguarda la qualità dei sedimenti, che sono discussi specificatamente nel Capitolo 2 del presente documento.

Nei paragrafi seguenti vengono presi in esame gli approcci utilizzati rispettivamente in Stati Uniti d'America, Canada, Ontario, Australia e Nuova Zelanda, i cui valori numerici sono riportati nelle Tabelle 1 e 2 dell'allegato 1 al presente documento.

1.4.1 Stati Uniti d'America

Negli Stati Uniti d'America non sono stati definiti degli standard di qualità dei sedimenti univoci per tutti gli Stati. Ogni Stato, infatti, può definire singolarmente i valori di riferimento e il metodo da utilizzare per identificare gli standard di qualità per i sedimenti.

In alcuni Stati, come il Massachusetts, viene definito un singolo valore soglia; in altri, invece, si utilizza un approccio multi-livello. Nel Minnesota, ad esempio, vengono individuati due livelli di concentrazione di riferimento mentre nel Wisconsin vengono fissate tre concentrazioni soglia per ciascun contaminante. A volte, invece i limiti per la qualità dei sedimenti di acque interne sono stati definiti dagli uffici regionali dell'EPA (Figura 1.2), come nel caso della Regione 3 e della Regione 5.

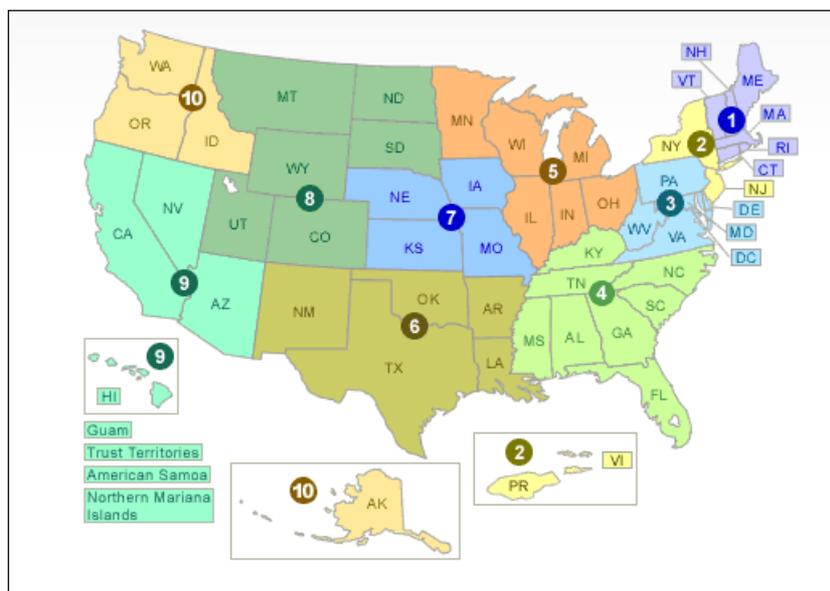


Figura 1.2: Suddivisione in regioni degli USA attuata dall'EPA

Nella Tabella 1.9 vengono riportati i diversi approcci utilizzati da alcuni Stati o da alcune agenzie ambientali Americane e Canadesi per la definizione dei valori di riferimento per la qualità dei sedimenti di acque interne, descritti dettagliatamente nel Capitolo 2.

Tabella 1.9: Metodi per la definizione degli SQG utilizzati in diversi stati o agenzie

| Jurisdiction/Agency | Freshwater SQGs |
|--------------------------------------|------------------------|
| Washington | AET, PEC, PAET |
| California | ERL/ERM |
| Massachusetts | CB TEC |
| Minnesota | Level I/Level II |
| Wisconsin | CB TEC/CB MEC/CB PEC |
| New York | ERL/ERM, LEL/SEL |
| New Jersey | LEL |
| Florida | TEC/PEC |
| EPA | EqP, AVS |
| NOAA | ERL/ERM |
| DOE | ERL/ERM |
| Environment Canada | TEL/PEL, SSTT |
| British Columbia | TEL/PEL |
| Ontario | NEL/LEL/SEL |
| Australia | ISQG Low/ISQG High |
| Organization of Economic Cooperation | EqP, Porewater, SSTT |

MASSACHUSETTS

Il Massachusetts in base alla suddivisione in regioni attuata dall'EPA fa parte della Regione 1 insieme a Connecticut, Maine, New Hampshire, Rhode Island e Vermont.

In Massachusetts sono state definite delle concentrazioni soglia d'effetto utilizzando il metodo consensus-based (CB-TEC) per 28 composti chimici (descritto nel paragrafo 2.4.3). I valori individuati devono essere considerati come delle concentrazioni soglia al di sotto delle quali non ci si aspetta che si verifichino degli effetti dannosi per gli organismi che si trovano nei sedimenti. Analizzando i valori di CB-TEC definiti dal Massachusetts è facile notare come questi siano praticamente coincidenti con quelli fissati per le stesse sostanze dall'EPA per la Regione 3 e la Regione 5.

REGIONE 3

La Regione 3 degli USA, in base alla suddivisione EPA, comprende Delaware, District of Columbia, Maryland, Pennsylvania, Virginia e West Virginia. In tale regione sono stati definiti gli standard di qualità per i sedimenti di acque interne specificando i criteri gerarchici e la metodologia utilizzati per ricavare tali valori. Nella selezione degli standard di qualità sono stati privilegiati i valori ottenuti da studi di esposizione cronica, dando priorità a quelli basati su valutazioni statistiche o sul consenso di diversi lavori (consensus-based). In assenza di questi dati, e limitatamente ai composti chimici che

presentano un valore di log K_{ow} compreso tra 2 e 6, gli standard di qualità sono stati posti pari ai valori ricavati con il metodo dell'equilibrio di ripartizione. Se per un determinato composto non erano disponibili i valori ricavati con il metodo consensus-based (descritto nel paragrafo 2.4.3) o con l'approccio dell'equilibrio di ripartizione (descritto nel paragrafo 2.2.4), sono state invece assunte come concentrazioni di riferimento quelle ricavate da studi specifici. In assenza di valori specifici per i sedimenti di acque interne, infine, sono state considerate valide le concentrazioni di riferimento fissate per i sedimenti marini.

In Tabella 1.10 vengono elencate le diverse metodologie e il numero di riferimento con cui sono state indicate nell'elenco EPA per la Regione 3, riportato in allegato 1.

Tabella 1.10: Metodi utilizzati per ricavare i TEL nella Regione 3 EPA

| Numero | Metodo |
|--------|--|
| 1 | Equilibrio di ripartizione (EqP) |
| 2 | Studi specifici sui ricettori per le diossine |
| 3 | Soglia apparente d'effetto (AET-Apparent Effects Threshold) per i sedimenti marini ricavato dalla giurisdizione di Washington |
| 4 | Soglia minore d'effetto (LEL –Lowest Effect Level) |
| 5 | Intervallo minore d'effetto (ERL- Effects Range Low) equivalente al più basso decimo percentile tra i dati analizzati da Long e Morgan(1990) |
| 6 | TEL calcolato in base a dei test condotti sulla Hyallela Azteca dall'EPA (1996) |

REGIONE 5

La Regione 5 degli USA, in base alla suddivisione EPA, comprende Illinois, Indiana, Michigan, Minnesota, Ohio e Wisconsin. L'ufficio regionale dell'EPA di tale area ha definito dei livelli ecologici di analisi (ESL-Ecological Screening Level) per aria, acqua, sedimenti e suolo. Per quanto riguarda i valori degli ESL dei composti organici nei sedimenti, essi sono stati prevalentemente derivati da quelli relativi alle acque utilizzando l'approccio dell'equilibrio di ripartizione in base alla seguente equazione:

$$ESL_{SEDIMENTI} = 0,01 \cdot K_{oc} \cdot ESL_{ACQUA} \quad 1.1$$

Per quanto attiene ai metalli, i corrispondenti ESL dei sedimenti sono stati tipicamente ricavati mediante l'approccio consensus-based.

MINNESOTA

Lo stato del Minnesota ha definito gli obiettivi di qualità per il fiume St. Louis, specificando che tali valori possono essere estesi anche agli altri corpi idrici presenti nel territorio statale. In particolare vengono definiti due parametri di riferimento o SQT (Sediment Quality Targets):

- SQT-Livello I che identifica la concentrazione di contaminante al di sotto della quale è improbabile che si verificano effetti dannosi per gli organismi che vivono nei sedimenti
- SQT-Livello II che determina la concentrazione di una sostanza al di sopra della quale è probabile che si verificano effetti nocivi per gli organismi bentonici.

WISCONSIN

Gli standard di qualità fissati dallo stato del Wisconsin sono stati ricavati utilizzando il metodo consensus-based (descritto nel paragrafo 2.4.3). In particolare per ciascuna sostanza sono stati individuati due valori soglia di effetto: un valore inferiore (CB TEC), al di sotto del quale si ritiene improbabile il verificarsi di effetti dannosi per gli organismi bentonici; un valore superiore (CB PEC), al di sopra del quale tali effetti sono ritenuti probabili. All'interno dell'intervallo tra i due valori soglia, il Wisconsin definisce un terzo valore di riferimento (CB MEC- Midpoint Effect Concentration), che può essere utilizzato per valutare il grado di rischio associato alla contaminazione a supporto di strategie di gerarchizzazione degli interventi. I valori dei CB-TEC e CB-PEC stabiliti dal Wisconsin, unitamente ai valori del CB MEC, calcolato come media aritmetica delle concentrazioni dei due valori soglia, sono riportati in Tabella 1.11.

Tabella 1.11: Linee guida per i sedimenti definite in Wisconsin

| | | TEC | MEC | PEC |
|---------------------------------|--|---|-------|-------|
| Metal (mg/kg dry wt.) | Antimony | 2 | 13.5 | 25 |
| | Arsenic | 9.8 | 21.4 | 33 |
| | Cadmium | 0.99 | 3 | 5 |
| | Chromium | 43 | 76.5 | 110 |
| | Copper | 32 | 91 | 150 |
| | Iron | 20000 | 30000 | 40000 |
| | Lead | 36 | 83 | 130 |
| | Manganese | 460 | 780 | 1100 |
| | Mercury | 0.18 | 0.64 | 1.1 |
| | Silver | 1.6 | 1.9 | 2.2 |
| | Zinc | 120 | 290 | 460 |
| | PAH (mg/kg dry wt. at 1% TOC) | Low Molecular Weight PAHs (3 or less benzene rings) | | |
| Acenaphthene | | 0.0067 | 0.048 | 0.089 |
| Acenaphthylene | | 0.0059 | 0.067 | 0.128 |
| Anthracene | | 0.0572 | 0.451 | 0.845 |
| Fluorene | | 0.0774 | 0.307 | 0.536 |

| | | TEC | MEC | PEC |
|--|--|------------|------------|------------|
| | Naphthalene | 0.176 | 0.369 | 0.561 |
| | 2-methylnaphthalene | 0.0202 | 0.111 | 0.201 |
| | Phenanthrene | 0.204 | 0.687 | 1.17 |
| PAH (mg/kg dry wt. at 1% TOC) | High Molecular Weight PAHs (4 or more benzene rings) | | | |
| | Benz(a)anthracene | 0.108 | 0.579 | 1.05 |
| | Benzo(a)pyrene | 0.15 | 0.8 | 1.45 |
| | Benzo(e)pyrene | 0.15 | 0.8 | 1.45 |
| | Benzo(b)fluoranthene | 0.24 | 6.82 | 13.4 |
| | Benzo(k)fluoranthene | 0.24 | 6.82 | 13.4 |
| | Benzo(g,h,l)perylene | 0.17 | 1.685 | 3.2 |
| | Chrysene | 0.166 | 0.728 | 1.29 |
| | Dibenz(a,h)anthracene | 0.033 | 0.084 | 0.135 |
| | Fluoranthene | 0.423 | 1.327 | 2.23 |
| | Indeno(1,2,3-cd)pyrene | 0.2 | 1.7 | 3.2 |
| | Pyrene | 0.195 | 0.858 | 1.52 |
| | Total PAHs | 1.61 | 12.205 | 22.8 |
| PCB (mg/kg dry wt. at 1% TOC) | Total PCBs | 0.06 | 0.368 | 0.676 |
| | Aldrin | 0.002 | 0.041 | 0.08 |
| | BHC | 0.003 | 0.062 | 0.12 |
| | BHC-alfa | 0.006 | 0.053 | 0.1 |
| | BHC-beta | 0.005 | 0.108 | 0.21 |
| | BHC-gamma (lindane) | 0.003 | 0.004 | 0.005 |
| | Chlordane | 0.0032 | 0.0106 | 0.018 |
| | Dieldrin | 0.0019 | 0.032 | 0.062 |
| | Sum DDD | 0.0049 | 0.0165 | 0.028 |
| | Sum DDE | 0.0032 | 0.017 | 0.031 |
| | Sum o,p' + p,p' DDT | 0.0042 | 0.0336 | 0.063 |
| | Sum of DDT +DDD + DDE | 0.0053 | 0.289 | 0.572 |
| | Endrin | 0.0022 | 0.1046 | 0.207 |
| | Heptachlor Epoxide | 0.0025 | 0.0093 | 0.016 |
| | Mirex | 0.007 | 0.0105 | 0.014 |
| Toxaphene | 0.001 | 0.0015 | 0.002 | |
| Contaminant (mg/kg dry wt. at 1% TOC) | Benzene | 0.057 | 0.0835 | 0.11 |
| | Toluene | 0.89 | 1.345 | 1.8 |
| | Xylene | 0.025 | 0.0375 | 0.05 |
| | 2,3,7,8-TCDD (pgTEQ/g) | 0.85 | 0.0112 | 0.0215 |
| | Pentachlorophenol | 0.15 | 0.175 | 0.2 |
| | Tributyltin | 0.00052 | 0.00173 | 0.00294 |
| | 1,2-Dichlorobenzene | 0.023 | ----- | 0.023 |
| | 1,4-Dichlorebenzene | 0.031 | 0.0605 | 0.09 |
| | 1,2,4-Trichlorobenzene | 0.008 | 0.013 | 0.018 |
| | Dimethyl Phthalate | 0.53 | ----- | 0.53 |
| | Diethyl Phthalate | 0.61 | 0.855 | 1.1 |
| | Di-N-Butyl Phthalate | 2.2 | 9.6 | 17 |
| | Di-N-Octyl Phthalate | 0.58 | 22.79 | 45 |
| | Dibenzofuran | 0.15 | 0.365 | 0.58 |
| | Phenol | 4.2 | 8.1 | 12 |
| | 2-Methylphenol | 6.7 | ----- | 6.7 |
| | 2,4-Dimethyl Phenol | 0.29 | ----- | 0.29 |
| | Benzyl Alcohol | 0.57 | 0.65 | 0.73 |
| Benzoic Acid | 6.5 | ----- | 6.5 | |

FLORIDA

La Florida fa parte della Regione 4 dell'EPA insieme ad Alabama, Georgia, Kentucky, Mississippi, North Carolina, South Carolina e Tennessee. In base al metodo consensus-based, in Florida gli standard di qualità dei sedimenti di acque interne sono stati definiti mettendo a confronto 8 diversi approcci, empirici e teorici, e ricavando due valori di riferimento per ciascuna sostanza, ovvero TEC e PEC (si veda il paragrafo 2.4.3). Nei casi in cui con tale approccio non è stato possibile definire dei valori di riferimento, sono state utilizzate altre metodologie fondate sugli effetti osservati in relazione ad una determinata concentrazione di contaminante in modo da definire dei valori soglia provvisori.

1.4.2 Canada

In Canada le linee guida sulla qualità dei sedimenti sono state ricavate utilizzando le informazioni tossicologiche disponibili in base al protocollo ufficiale definito dal Canadian Council of Ministers of the Environment (CCME, 1995). Questo protocollo si basa sia su una versione modificata dell'approccio NSTP (National Status and Trends Program) che su un approccio fondato sui test di tossicità sui sedimenti contaminati (SSTT).

L'approccio NSTP-modificato, descritto nel paragrafo 2.4.2, utilizza i dati ricavati da campioni di sedimenti presi in Nord America contenenti dei composti chimici. Diversi studi hanno cercato di unire i dati biologici con quelli ottenuti dalle analisi chimiche per stabilire una relazione tra la concentrazione di ogni composto misurata nel sedimento e gli effetti biologici nocivi osservati. Dall'unione dei dati chimici e biologici è stato creato un database, chiamato Database degli Effetti Biologici dei Sedimenti (Biological Effects Database for Sediments - BEDS) con lo scopo di calcolare due concentrazioni di riferimento, ovvero il TEL e il PEL. Il TEL o livello soglia di effetto (Threshold Effect Level) rappresenta il valore di concentrazione al di sotto del quale ci si aspetta che raramente si verificano degli effetti biologici dannosi. Il valore più alto, invece, chiamato livello probabile di effetto o PEL (Probable Effects Level) rappresenta il livello al di sopra del quale ci si aspetta che si verificano frequentemente degli effetti dannosi. In base a questi due parametri, perciò, si possono individuare tre intervalli di concentrazione (C):

Se la concentrazione è inferiore al TEL ci si trova nell'intervallo minimo di effetto, all'interno del quale si verificano raramente effetti dannosi

Se la concentrazione è compresa fra TEL e PEL si ricade nell'intervallo possibile di effetto, nel quale c'è la possibilità che si verificano degli effetti nocivi

Se la concentrazione è superiore al PEL ci si trova nell'intervallo probabile di effetto, all'interno del quale si verificano frequentemente effetti biologici dannosi.

La definizione di questi tre intervalli di concentrazione si basa sull'assunzione che l'intensità degli effetti tossici osservati in conseguenza di una esposizione ad una sostanza chimica aumentano all'aumentare della concentrazione di quella sostanza nel sedimento. I valori di TEL individuati possono essere considerati come le linee guida canadesi per la qualità dei sedimenti, mentre i valori di PEL possono essere considerati un parametro aggiuntivo di valutazione per identificare i sedimenti nei quali è più probabile che si verifichino effetti dannosi.

L'approccio **SSTT**, descritto dettagliatamente nel paragrafo 2.2.2, si basa sull'impiego di sedimenti contaminati con concentrazioni note di alcune sostanze sui quali vengono svolti dei test di tossicità in laboratorio al fine di individuare una relazione tra concentrazione di contaminante presente e gli effetti biologici provocati. A tale scopo alcuni organismi vengono esposti ai sedimenti che sono stati contaminati in laboratorio con concentrazioni note di reagenti, da soli o in miscele. Al termine delle prove la risposta biologica degli organismi viene studiata analizzando alcuni parametri importanti dal punto di vista biologico, come la mortalità, la riproduttività e la crescita degli organismi. I dati sugli effetti acuti o cronici ottenuti dalle prove di tossicità sui sedimenti, perciò, vengono usati per identificare le concentrazioni delle sostanze nei sedimenti al di sotto delle quali l'ecosistema acquatico non subisce effetti dannosi.

I valori di concentrazione da utilizzare come linea guida per ciascuna sostanza vengono assunti pari al valore più basso tra quelli ricavati utilizzando i due approcci raccomandati nel protocollo ufficiale dal CCME. Nel caso in cui siano disponibili soltanto i risultati ricavati dall'applicazione di un solo approccio si definiscono dei valori di qualità dei sedimenti "provvisori" denominati ISQG (Interim Sediment Quality Guideline). Nel caso in cui si hanno informazioni insufficienti sugli standard di qualità per un composto sia con l'approccio NSTP che con lo SSTT, invece, si possono prendere in considerazione i valori di concentrazione individuati da altre giurisdizioni, che possono essere eventualmente adottati come valori di riferimento.

Attualmente, però, i dati ottenuti dall'applicazione dell'approccio SSTT sono disponibili soltanto per alcune sostanze come il cadmio, il rame, il fluorantene e il pirene. Il valore di ISQG riportato nelle linee guida canadesi corrisponde, perciò, al TEL ricavato dall'applicazione dell'approccio NSTP, mentre il valore di PEL, calcolato con lo stesso approccio, fornisce informazioni aggiuntive sulla potenzialità di osservare effetti biologici avversi in corrispondenza di valori di concentrazione superiori.

1.4.3 Ontario

In Ontario viene utilizzato un approccio multi-livello nel quale vengono definiti tre valori soglia:

- Il No effect Level (NEL) è la concentrazione di un contaminante che non provoca danni per i pesci o altri organismi che vivono nei sedimenti. Per tale concentrazione non c'è un trasferimento del contaminante attraverso la catena alimentare e non ci si aspetta che si verifichino degli effetti sulla qualità dell'acqua;
- Il Lowest Effect Level (LEL) indica il livello di contaminazione in corrispondenza del quale non si verificano effetti per la maggioranza degli organismi che vivono nei sedimenti;
- Il Severe Effect Level (SEL) è il livello di contaminazione in corrispondenza del quale è probabile che ci siano degli effetti dannosi per gli organismi che vivono nel sedimento, che può essere considerato come fortemente contaminato. Se il livello di contaminazione è superiore al SEL è necessario svolgere dei test per determinare se il sedimento è tossico in modo acuto.

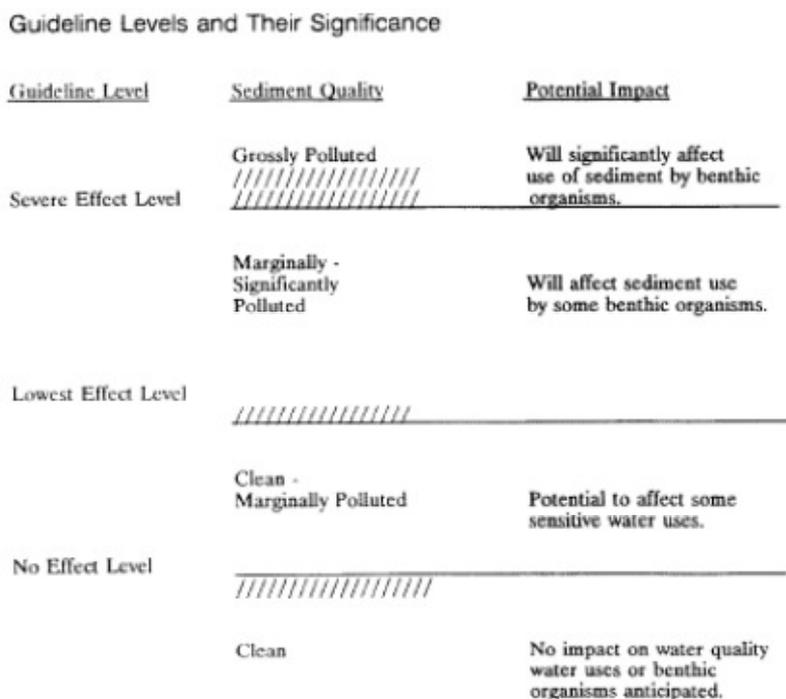


Figura 1.3: Schema dell'approccio multilivello utilizzato in Ontario

I valori corrispondenti ai tre livelli di concentrazione per diversi contaminanti sono riportati in Tabella 1.12.

Tabella 1.12: Valori delle linee-guida per i sedimenti definite in Ontario

| CAS | ANALYTE | NEL | LEL | SEL | |
|-----------|-------------------------|--------|-------|-------|------------|
| 309-00-2 | Aldrin | --- | 0,002 | 8 | µg/g C org |
| 120-12-7 | Anthracene | --- | 0,22 | 370 | µg/g C org |
| 7440-38-2 | Arsenic | --- | 6 | 33 | µg/g |
| 56-55-3 | Benzo(a)anthracene | --- | 0,32 | 1480 | µg/g C org |
| 50-32-8 | Benzo(a)pyrene | --- | 0,37 | 1440 | µg/g C org |
| 191-24-2 | Benzo(g,h,i)perylene | --- | 0,17 | 320 | µg/g C org |
| 207-08-9 | Benzo(k)fluoranthene | --- | 0,24 | 1340 | µg/g C org |
| 319-84-6 | BHC, alpha | --- | 0,006 | 10 | µg/g C org |
| 319-85-7 | BHC, beta | --- | 0,005 | 21 | µg/g C org |
| 58-89-9 | BHC, gamma (Lindane) | 0,0002 | 0,003 | 1 | µg/g C org |
| 7440-43-9 | Cadmium | --- | 0,6 | 10 | µg/g |
| 57-74-9 | Chlordane | 0,005 | 0,007 | 6 | µg/g C org |
| 7440-47-3 | Chromium | --- | 26 | 110 | µg/g |
| 218-01-9 | Chrysene | --- | 0,34 | 460 | µg/g C org |
| 7440-50-8 | Copper | --- | 16 | 110 | µg/g |
| 72-54-8 | DDD (p,p') | --- | 0,008 | 6 | µg/g C org |
| 72-55-9 | DDE | --- | 0,005 | 19 | µg/g C org |
| | DDT, total | --- | 0,007 | 12 | µg/g C org |
| 53-70-3 | Dibenzo(a,h)anthracene | --- | 0,06 | 130 | µg/g C org |
| 60-57-1 | Dieldrin | 0,0006 | 0,002 | 91 | µg/g C org |
| 72-20-8 | Endrin | 0,0005 | 0,003 | 130 | µg/g C org |
| 206-44-0 | Fluoranthene | --- | 0,75 | 1020 | µg/g C org |
| 86-73-7 | Fluorene | --- | 0,19 | 160 | µg/g C org |
| 76-44-8 | Heptachlor | 0,0003 | --- | --- | µg/g C org |
| 193-39-5 | Indeno(1,2,3-c,d)pyrene | --- | 0,2 | 320 | µg/g C org |
| 7439-89-6 | Iron | --- | 2 | 4 | % |
| 7439-92-1 | Lead | --- | 31 | 250 | µg/g |
| 7439-96-5 | Manganese | --- | 460 | 1100 | µg/g |
| 7439-97-6 | Mercury | --- | 0,2 | 2 | µg/g |
| 2385-85-5 | Mirex | --- | 0,007 | 130 | µg/g C org |
| 7440-02-0 | Nickel | --- | 16 | 75 | µg/g |
| | PAHs, total | --- | 4 | 10000 | µg/g C org |
| 1336-36-3 | PCBs, total | 0,01 | 0,07 | 530 | µg/g C org |
| 85-01-8 | Phenanthrene | --- | 0,56 | 950 | µg/g C org |
| 129-00-0 | Pyrene | --- | 0,49 | 850 | µg/g C org |
| 7440-66-6 | Zinc | --- | 120 | 820 | µg/g |

1.4.4 Australia e Nuova Zelanda

In Australia e Nuova Zelanda sono state definite delle linee guida (Australian and New Zealand Guidelines for Fresh and Marine Water Quality) che per ciascun contaminante considerato individuano due valori di concentrazione caratteristici, ISQG-Low e ISQG-High, al superamento dei quali si innescano delle azioni in accordo con l'albero delle decisioni riportato in Figura 1.4. Tali linee guida sono state definite per perseguire tre scopi:

identificare i sedimenti nei quali sono presenti delle concentrazioni di contaminanti che possono provocare degli effetti avversi per la salute ecologica,

facilitare le decisioni sul potenziale rilascio di contaminanti nella colonna d'acqua e nella catena alimentare

identificare e proteggere i sedimenti non contaminati.

Il primo livello di indagine consiste nel confrontare le concentrazioni di contaminanti presenti nel sedimento con i rispettivi valori individuati nelle linee guida. Se si verifica un superamento dei valori soglia si innescano delle azioni di gestione o di risanamento o delle analisi per determinare la parte di contaminante che è biodisponibile o che può essere mobilizzata.

Se la concentrazione di contaminanti nel sedimento è inferiore al valore-soglia più basso, ovvero l'ISQG-Low, è improbabile che ci siano degli effetti di disturbo biologico per gli organismi che si trovano sul sedimento. Se, invece, la concentrazione misurata è superiore all'ISQG-Low, bisogna intraprendere delle azioni di gestione o trattamento dei sedimenti o si devono svolgere delle analisi supplementari sito-specifiche per capire in che modo questo superamento possa causare un rischio per l'ecosistema.

Il superamento dell'ISQG-Low è accettabile se la concentrazione rilevata del contaminante è pari o inferiore al valore di fondo di tale concentrazione sito-specifica, calcolata utilizzando un campione di sedimento con la grandezza delle particelle comparabile con quelle in esame.

Se la concentrazione di contaminante nei sedimenti è più elevata del valore di riferimento maggiore, ovvero dell'ISQG-High, o se si verifica il superamento sia dell'ISQG-Low che del valore di fondo, lo step successivo nell'albero delle decisioni suggerisce di considerare se ci sono dei fattori che possono diminuire la biodisponibilità dei contaminanti.

Se nonostante queste considerazioni si rileva ancora il superamento del valore soglia e, prima di intraprendere delle azioni di gestione o di riduzione delle concentrazioni di contaminanti nei sedimenti, si vogliono svolgere delle indagini aggiuntive, si possono eseguire dei test di tossicità. Questi test possono aiutare a caratterizzare maggiormente il sedimento e indicare se è altamente o moderatamente contaminato e possono essere utilizzati in sostituzione di un gran numero di analisi chimiche. In questo iter decisionale i test di tossicità vengono riportati come ultimo livello nella definizione della qualità dei sedimenti a causa degli elevati costi che essi presentano se paragonati alle analisi chimiche, però possono essere utilizzati a qualsiasi livello nel processo. Se per il sedimento si

rileva una certa tossicità la sua origine non è necessariamente da attribuire ai contaminanti in esame, poiché ci possono essere altri contaminanti che contribuiscono alla tossicità osservata o possono esserne la causa primaria.

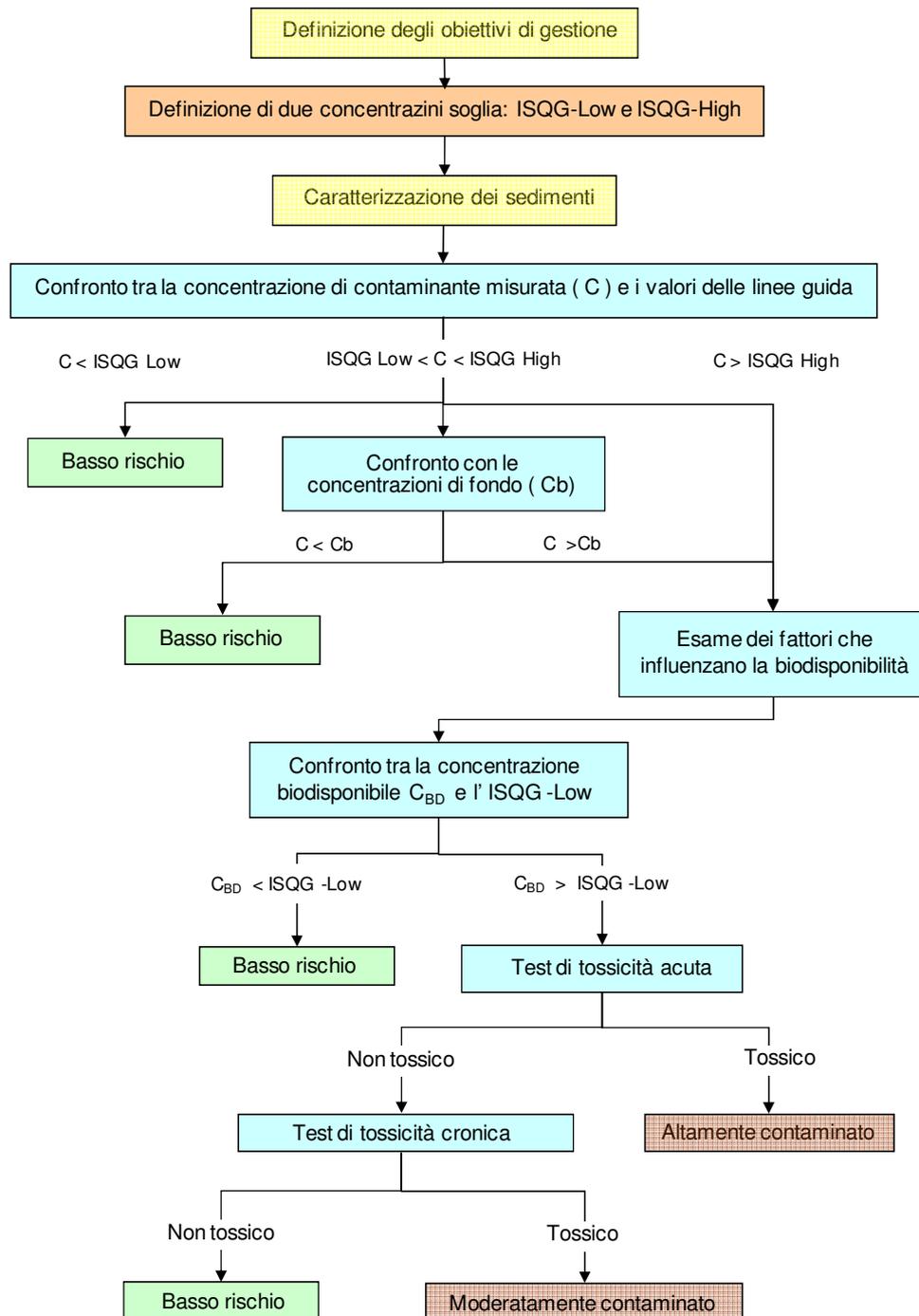


Figura 1.4: Albero decisionale utilizzato nella definizione degli SQG in Australia e Nuova Zelanda

1.4.5 Confronto

I diversi standard di qualità fissati da ciascuna giurisdizione americana, canadese e australiana sono messi a confronto in allegato 1. In particolare nella tabella 1 dell'allegato 1 sono messi a confronto i diversi valori soglia inferiori, ovvero ISQG (Canada), ISQG-Low (Australia), TEL EPA (Regione 3 e Regione 5), LEL (Ontario), Livello I (Minnesota), CB TEC (Wisconsin, Massachusetts e Florida). Nella tabella 2 dell'allegato 1 sono stati confrontati i valori soglia di concentrazione superiori, ovvero PEL (Canada), ISQG High (Australia), SEL (Ontario), Livello II (Minnesota) e CB PEC (Wisconsin e Florida). Per facilitare il confronto, le tabelle 1.13 e 1.14 riportano un estratto dei dati riportati in allegato, relativi ai contaminanti più diffusi nei sedimenti. In queste tabelle gli inquinanti riportati sono stati suddivisi in funzione della natura chimica in tre macrocategorie:

- Metalli;
- Idrocarburi policiclici aromatici (IPA);
- Composti organo-clorurati
- Altri contaminanti organici

Gli stessi dati sono posti a confronto in forma grafica nelle Figure 1.5-1.11. Dall'esame di queste tabelle e figure, emergono le seguenti considerazioni.

Per quanto riguarda i metalli, l'esame della Tabella 1.13 e della Figura 1.5 evidenzia che i valori soglia inferiori proposti dai diversi stati americani e da alcune sedi EPA regionali, sono quasi coincidenti tra loro ed in buona misura in accordo con i valori guida canadesi (ISQG ed Ontario LEL). I valori soglia proposti in Australia risultano invece frequentemente meno conservativi rispetto ai valori nord-americani.

Per quanto attiene agli IPA, ai composti organo-clorurati ed altri contaminanti organici, va rilevato innanzitutto che nella definizione dei valori soglia entra in gioco, esplicitamente o implicitamente, il contenuto di carbonio organico del suolo. Ad esempio, lo stato dell'Ontario definisce i valori soglia proprio in termini di concentrazione degli inquinanti nel carbonio organico, specificando che il valore limite di concentrazione nei sedimenti vada calcolato moltiplicando il valore tabellare per la concentrazione di carbonio organico sito-specifica. L'EPA regione 5 definisce gran parte dei valori soglia utilizzando l'approccio dell'equilibrio di ripartizione, assumendo come default un contenuto di carbonio organico pari all'1%. Anche lo stato del Wisconsin, che basa la scelta dei valori soglia sul metodo consensus-based, fa riferimento esplicito ad un contenuto di carbonio organico pari all'1%. Pertanto, l'applicazione dei valori soglia di contaminazione per definire la qualità dei sedimenti non può trascendere dal tenere in considerazione questo aspetto, eventualmente adattando i valori soglia alle effettive condizioni sito-specifiche. Il confronto tra i valori soglia proposti per gli IPA (Tabella 1.13 e della Figura 1.6), che esclude necessariamente per quanto detto sopra, i valori forniti dallo stato dell'Ontario, evidenzia anche in questo caso una sostanziale coincidenza tra quelli proposti nell'ambito degli Stati Uniti (unica eccezione l'indeno-1,2,3-cd-pirene), che sono solo parzialmente in

accordo con i valori soglia canadesi, mentre quelli australiani risultano decisamente i meno conservativi. Per quanto riguarda i composti organo-clorurati, l'esame dei dati riportati in Tabella 1.13 e Figura 1.11 evidenzia che i valori soglia più conservativi sono in questo caso proposti dall'Australia; le maggiori differenze rispetto agli altri standard, che sono tra loro sostanzialmente allineati, si evidenziano in particolare per i pesticidi Endrin e Dieldrin. Infine, l'analisi dei dati relativi agli altri contaminanti organici, riportati in Tabella 1.13 e Figura 1.8, evidenzia che anche i pochi valori standard disponibili (EPA regioni 3 e 5 e Wisconsin), non risultano in buon accordo tra loro.

I valori soglia superiori, riportati in Tabella 1.14, sono proposti da un numero più limitato di linee guida, ed in particolare non sono presenti nei documenti EPA Regione 3, EPA Regione 5 e Massachusetts. Per quanto attiene ai metalli, i cui dati sono confrontati in Figura 1.9, si nota un sostanziale accordo tra i valori proposti dai diversi standard, con una perfetta coincidenza dei valori fissati dai tre stati americani (Minnesota, Wisconsin e Florida). Per quanto riguarda gli IPA (Figura 1.10), escludendo dal confronto i valori proposti dall'Ontario per quanto detto in precedenza, si nota anche in questo caso una perfetta similitudine tra gli approcci degli stati americani, mentre i valori australiani si discostano in un'ottica meno conservativa. L'analisi dei dati relativi ai composti organo-clorurati (Figura 1.11) evidenzia anche in questo caso una sostanziale coincidenza dei valori proposti negli Stati Uniti, con l'unica eccezione del toxaphene. Rispetto a questi valori, l'Australia ed il Canada propongono valori maggiormente conservativi per alcuni pesticidi. Infine, per quanto attiene agli altri composti organici, non è possibile proporre alcun confronto, in quanto sono disponibili solo i valori soglia proposti dal Wisconsin.

Tabella 1.13: Valori inferiori delle SQG per alcuni contaminanti

| | | MAS CB TEC | EPA 3 TEL | EPA 5 TEL | MIN Level I | WIS CB TEC | FLO TEC | CAN ISQG | ONT LEL | AUS ISQG Low |
|----------------|-----------|---------------|--------------|--------------|----------------|---------------|------------|-------------|------------|-----------------|
| | | mg/kg | | | | | | | | |
| | | DW | | | DW | DW | DW | DW | DW | DW |
| METALLI | Antimony | --- | 2 | --- | --- | 2 | --- | --- | --- | 2 |
| | Arsenic | 9,79 | 9,8 | 9,79 | 9,8 | 9,80 | 9,8 | 5,9 | 6 | 20 |
| | Cadmium | 0,99 | 0,99 | 0,990 | 0,99 | 0,99 | 1 | 0,6 | 0,6 | 1,5 |
| | Chromium | 43,4 | 43,4 | 43,4 | 43 | 43 | 43 | 37,3 | 26 | 80 |
| | Cobalt | --- | 50 | 50 | --- | --- | 50 | --- | --- | --- |
| | Copper | 31,6 | 31,6 | 31,6 | 32 | 32 | 32 | 35,7 | 16 | 65 |
| | Iron | --- | 20000 | --- | --- | 20000 | --- | --- | 20000 | --- |
| | Lead | 35,8 | 35,8 | 35,8 | 36 | 36 | 36 | 35 | 31 | 50 |
| | Manganese | --- | 460 | --- | --- | 460 | --- | --- | 460 | --- |
| | Mercury | 0,18 | 0,18 | 0,174 | 0,18 | 0,18 | 0,18 | 0,17 | 0,2 | 0,15 |
| | Nickel | 22,7 | 22,7 | 22,7 | 23 | 23 | 23 | --- | 16 | 21 |
| | Silver | --- | 1 | 0,5 | --- | 1,6 | 1 | --- | --- | 1 |
| | Zinc | 121 | 121 | 121 | 120 | 120 | 120 | 123 | 120 | 200 |

| | | mg/kg | | | | | | | | |
|------------|--|--------|--------|--------|---------|--------------|--------|---------|------|-------|
| | | DW | | | DW | DW 1% TOC | DW | DW | O.C. | DW |
| IPA | Low Molecular Weight PAHs (3 or less benzene rings) | | | | | | | | | |
| | Acenaphthene | --- | 0,0067 | 0,0067 | 0,0067 | 0,0067 | 0,0067 | 0,00671 | --- | 0,016 |
| | Acenaphthylene | --- | 0,0059 | 0,0059 | 0,00590 | 0,0059 | 0,0059 | 0,00587 | --- | --- |
| | Anthracene | 0,0572 | 0,0572 | 0,0572 | 0,057 | 0,0572 | 0,057 | 0,0469 | 0,22 | 0,085 |
| | Fluorene | 0,0774 | 0,0774 | 0,077 | 0,077 | 0,0774 | 0,077 | 0,0212 | 0,19 | 0,019 |
| | Naphthalene | 0,176 | 0,176 | 0,176 | 0,18 | 0,176 | 0,18 | 0,0346 | --- | 0,16 |
| | 2-methylnaphthalene | --- | 0,0202 | 0,02 | 0,02 | 0,0202 | --- | 0,0202 | --- | --- |
| | Phenanthrene | 0,204 | 0,204 | 0,204 | 0,2 | 0,204 | 0,2 | 0,0419 | 0,56 | 0,24 |

| | | MAS CB TEC | EPA 3 TEL | EPA 5 TEL | MIN Level I | WIS CB TEC | FLO TEC | CAN ISQG | ONT LEL | AUS ISQG Low |
|-------------------------|----------------------------|--|--------------|--------------|----------------|---------------|------------|-------------|------------|-----------------|
| | | mg/kg | | | | | | | | |
| | | DW | | | DW | DW 1% TOC | DW | DW | O.C. | DW |
| | | High Molecular Weight PAHs (4 or more benzene rings) | | | | | | | | |
| IPA | Benz(a)anthracene | 0,108 | 0,108 | 0,108 | 0,11 | 0,108 | 0,11 | 0,0317 | 0,32 | 0,261 |
| | Benzo(a)pyrene | 0,150 | 0,15 | 0,150 | 0,15 | 0,15 | 0,15 | 0,0319 | 0,37 | 0,43 |
| | Benzo(k)fluoranthene | --- | 0,24 | 0,240 | --- | 0,24 | --- | --- | 0,24 | --- |
| | Benzo(g,h,i)perylene | --- | 0,17 | 0,170 | --- | 0,17 | --- | --- | 0,17 | --- |
| | Chrysene | 0,166 | 0,166 | 0,166 | 0,17 | 0,166 | 0,17 | 0,0571 | 0,34 | 0,384 |
| | Dibenz(a,h)anthracene | 0,033 | 0,033 | 0,033 | 0,033 | 0,033 | 0,033 | 0,00622 | 0,06 | 0,063 |
| | Fluoranthene | 0,423 | 0,423 | 0,423 | 0,42 | 0,423 | 0,42 | 0,111 | 0,75 | 0,6 |
| | Indeno(1,2,3-cd) pyrene | --- | 0,017 | 0,20 | --- | 0,2 | --- | --- | 0,2 | --- |
| | Pyrene | 0,195 | 0,195 | 0,195 | 0,2 | 0,195 | 0,2 | 0,053 | 0,49 | 0,665 |
| | Total PAHs | 1,61 | 1,61 | --- | 1,6 | 1,61 | 1,6 | --- | 4 | 4 |
| ORGANO CLORURATI | Total PCBs | 0,0598 | 0,0598 | 0,0598 | 0,06 | 0,06 | 0,06 | 0,0341 | 0,07 | 0,023 |
| | Aldrin | --- | 0,002 | 0,002 | --- | 0,002 | --- | --- | 0,002 | --- |
| | BHC-alfa | --- | 0,006 | 0,006 | --- | --- | --- | --- | 0,006 | --- |
| | BHC-beta | --- | 0,005 | 0,005 | --- | --- | --- | --- | 0,005 | --- |
| | Lindane (BHC-gamma) | 0,00237 | 0,00237 | 0,00237 | --- | 0,003 | 0,0024 | 0,00094 | 0,003 | 0,00032 |
| | Chlordane | 0,00324 | 0,00324 | 0,00324 | 0,0032 | 0,0032 | 0,0032 | 0,0045 | 0,007 | 0,0005 |
| | Dieldrin | 0,0019 | 0,0019 | 0,0019 | 0,0019 | 0,0019 | 0,0019 | 0,00285 | 0,002 | 0,00002 |
| | DDD | 0,00488 | 0,00488 | 0,00488 | --- | 0,0049 | 0,0049 | 0,00354 | 0,008 | 0,002 |
| | DDE | 0,00316 | 0,00316 | 0,00316 | --- | 0,0032 | 0,0032 | 0,00142 | 0,005 | 0,0022 |
| | DDT total | 0,00416 | 0,00416 | 0,00416 | 0,0053 | --- | 0,0053 | --- | 0,007 | 0,0016 |
| | Endrin | 0,00222 | 0,00222 | 0,00222 | 0,0022 | 0,0022 | 0,0022 | 0,00267 | 0,003 | 0,00002 |
| | Heptachlor Epoxide | 0,00247 | 0,00247 | 0,00247 | 0,0025 | 0,0025 | 0,0025 | 0,0006 | --- | --- |
| | Mirex | --- | 0,007 | --- | 0 | 0,007 | --- | --- | 0,007 | --- |
| | Toxaphene | --- | 0,0001 | 0,0001 | 0,0001 | 0,001 | 0,0001 | 0,0001 | --- | --- |

| | | MAS CB | EPA 3 | EPA 5 | MIN | WIS | FLO | CAN | ONT | AUS | |
|--------------------|---------------------|------------------------|-------|------------|------------|--------|------------|------|---------|----------|---------|
| | | TEC | TEL | TEL | Level I | CB | TEC | ISQG | LEL | ISQG Low | |
| | | mg/kg | | | | | | | | | |
| ALTRI CONTAMINANTI | | DW | | | DW | DW | DW | DW | O.C. | DW | |
| | | | | | | 1% TOC | | | | | |
| | | 2,3,7,8-TCDD | --- | 0,00000085 | 0,00000012 | --- | 0,00000085 | --- | --- | --- | --- |
| | | 1,2-Dichlorobenzene | --- | 0,0165 | 0,294 | --- | 0,023 | --- | --- | --- | --- |
| | | 1,4-Dichlorebenzene | --- | 0,599 | 0,318 | --- | 0,031 | --- | --- | --- | --- |
| | | 1,2,4-Trichlorobenzene | --- | 2,1 | 5,062 | --- | 0,008 | --- | --- | --- | --- |
| | | 1,1,1-Trichloroethane | --- | 0,0302 | 0,213 | --- | --- | --- | 0,00119 | --- | 0,00477 |
| | | Diethyl Phthalate | --- | 0,603 | 0,295 | --- | 0,61 | 0,63 | --- | --- | --- |
| | | Di-N-Butyl Phthalate | --- | 6,47 | 1,114 | --- | 2,2 | --- | --- | --- | --- |
| | | Dibenzofuran | --- | 0,415 | 0,449 | --- | 0,15 | --- | --- | --- | --- |
| | | Phenol | --- | 0,42 | 0,049 | --- | 4,2 | --- | --- | --- | --- |
| | | Ethylbenzene | --- | 1,1 | 0,175 | --- | --- | --- | --- | --- | --- |
| | 2,4-Dimethyl Phenol | --- | 0,029 | 0,304 | --- | 0,29 | --- | --- | --- | --- | |

NOTE

CAN ISQG: Valore soglia inferiore definito in Canada

AUS ISQG Low: Valore soglia inferiore definito in Australia e Nuova Zelanda

EPA 3 TEL: Valore soglia inferiore definito nella Regione 3 degli USA (EPA)

EPA 5 TEL: Valore soglia inferiore definito nella Regione 5 degli USA (EPA)

ONT LEL: Valore soglia inferiore definito in Ontario

MIN Level I: Valore soglia inferiore definito in Minnesota

WIS CB TEC: Valore soglia inferiore definito in Wisconsin

MAS CB TEC: Valore soglia inferiore definito in Massachusetts

FLO TEC: Valore soglia inferiore definito in Florida

Tabella 1.14 Valori superiori delle SQG per alcuni contaminanti

| | | MIN Level II | WIS CB PEC | FLO PEC | CAN PEL | ONT SEL | AUS ISQG High |
|----------------|-----------|-----------------|---------------|------------|------------|------------|---------------------|
| | | mg/kg | | | | | |
| | | DW | DW | DW | DW | DW | DW |
| METALLI | Antimony | --- | 25 | --- | --- | --- | 25 |
| | Arsenic | 33 | 33 | 33 | 17 | 33 | 70 |
| | Cadmium | 5 | 5,0 | 5 | 3,5 | 10 | 10 |
| | Chromium | 110 | 110 | 110 | 90 | 110 | 370 |
| | Cobalt | --- | --- | --- | --- | --- | --- |
| | Copper | 150 | 150 | 150 | 197 | 110 | 270 |
| | Iron | --- | 40000 | --- | --- | 40000 | --- |
| | Lead | 130 | 130 | 130 | 91,3 | 250 | 220 |
| | Manganese | --- | 1100 | --- | --- | 1100 | --- |
| | Mercury | 1,1 | 1,1 | 1,1 | 0,486 | 2 | 1 |
| | Nickel | 49 | 49 | 49 | --- | 75 | 52 |
| | Silver | --- | 2,2 | 2,2 | --- | --- | 3,7 |
| | Zinc | 460 | 460 | 460 | 315 | 820 | 410 |

| | | mg/kg | | | | | |
|------------|--|-------|-----------------|-------|--------|------|------|
| | | DW | DW At 1% TOC | DW | DW | O.C. | DW |
| IPA | Low Molecular Weight PAHs (3 or less benzene rings) | | | | | | |
| | Acenaphthene | 0,089 | 0,089 | 0,089 | 0,0889 | --- | 0,5 |
| | Acenaphthylene | 0,13 | 0,128 | 0,13 | 0,128 | --- | --- |
| | Anthracene | 0,85 | 0,845 | 0,85 | 0,245 | 370 | 1,1 |
| | Fluorene | 0,54 | 0,536 | 0,54 | 0,144 | 160 | 0,54 |
| | Naphthalene | 0,56 | 0,561 | 0,56 | 0,391 | --- | 2,1 |
| | 2-methylnapthalene | 0,2 | 0,201 | --- | 0,201 | --- | --- |
| | Phenanthrene | 1,2 | 1,17 | 1,2 | 0,515 | 950 | 1,5 |

| | | MIN Level II | WIS CB PEC | FLO PEC | CAN PEL | ONT SEL | AUS ISQG High |
|-------------------------|---|-----------------|-----------------|------------|------------|------------|------------------|
| | | mg/kg | | | | | |
| | | DW | DW At 1% TOC | DW | DW | O.C. | DW |
| IPA | High Molecular Weight PAHs (4 or more benzene rings) | | | | | | |
| | Benz(a)anthracene | 1,1 | 1,05 | 1,1 | 0,385 | 1480 | 1,6 |
| | Benzo(a)pyrene | 1,5 | 1,45 | 1,5 | 0,782 | 1440 | 1,6 |
| | Benzo(k)fluoranthene | --- | 13,4 | --- | --- | 1340 | --- |
| | Benzo(g,h,i)perylene | --- | 3,2 | --- | --- | 320 | --- |
| | Chrysene | 1,3 | 1,29 | 1,3 | 0,862 | 460 | 2,8 |
| | Dibenz(a,h)anthracene | 0,14 | 0,135 | 0,14 | 0,135 | 130 | 0,26 |
| | Fluoranthene | 2,2 | 2,23 | 2,2 | 2,355 | 1020 | 5,1 |
| | Indeno(1,2,3-cd)pyrene | --- | 3,2 | --- | --- | 320 | --- |
| | Pyrene | 1,5 | 1,52 | 1,5 | 0,875 | 850 | 2,6 |
| | Total PAHs | 23 | 22,8 | 23 | --- | 10000 | 45 |
| ORGANO CLORURATI | Total PCBs | 0,68 | 0,676 | 0,68 | 0,277 | 530 | ---- |
| | Aldrin | --- | 0,08 | --- | --- | 8 | --- |
| | BHC-alfa | --- | --- | --- | --- | 10 | --- |
| | BHC-beta | --- | --- | --- | --- | 21 | --- |
| | Lindane (BHC-gamma) | 0,005 | 0,005 | 0,005 | 0,00138 | 1 | 0,001 |
| | Chlordane | 0,018 | 0,018 | 0,018 | 0,00887 | 6 | 0,006 |
| | Dieldrin | 0,062 | 0,062 | 0,062 | 0,00667 | 91 | 0,008 |
| | DDD | 0 | 0,028 | 0,028 | 0,00851 | 6 | 0,02 |
| | DDE | 0 | 0,031 | 0,031 | 0,00675 | 19 | 0,027 |
| | DDT total | 0,57 | --- | 0,57 | --- | 12 | 0,046 |
| | Endrin | 0,21 | 0,207 | 0,21 | 0,0624 | 130 | 0,008 |
| | Heptachlor Epoxide | 0,016 | 0,016 | 0,016 | 0,00274 | --- | --- |
| | Mirex | --- | 0,014 | --- | --- | 130 | --- |
| | Toxaphene | 0,032 | 0,002 | 0,032 | --- | --- | --- |

| | | MIN Level II | WIS CB PEC | FLO PEC | CAN PEL | ONT SEL | AUS ISQG High |
|--------------------|------------------------|-----------------|-----------------|------------|------------|------------|------------------|
| | | mg/kg | | | | | |
| | | DW | DW At 1% TOC | DW | DW | O.C. | DW |
| ALTRI CONTAMINANTI | 2,3,7,8-TCDD (pgTEQ/g) | --- | 0,0215 | --- | --- | --- | --- |
| | 1,2-Dichlorobenzene | --- | 0,023 | --- | --- | --- | --- |
| | 1,4-Dichlorebenzene | --- | 0,09 | --- | --- | --- | --- |
| | 1,2,4-Trichlorobenzene | --- | 0,018 | --- | --- | --- | --- |
| | 1,1,1-Trichloroethane | --- | --- | --- | --- | --- | --- |
| | Diethyl Phthalate | --- | 1,1 | --- | --- | --- | --- |
| | Di-N-Butyl Phthalate | --- | 17 | 0,043 | --- | --- | --- |
| | Dibenzofuran | --- | 0,58 | --- | --- | --- | --- |
| | Phenol | --- | 12 | --- | --- | --- | --- |
| | Ethylbenzene | --- | --- | --- | --- | --- | --- |
| | 2,4-Dimethyl Phenol | --- | 0,29 | --- | --- | --- | --- |

NOTE

CAN PEL: Valore soglia superiore definito in Canada

AUS ISQG High: Valore soglia superiore definito in Australia e Nuova Zelanda

ONT SEL: Valore soglia superiore definito in Ontario

MIN Level II: Valore soglia superiore definito in Minnesota

WIS CB PEC: Valore soglia superiore definito in Wisconsin

FLO PEC: Valore soglia inferiore definito in Florida

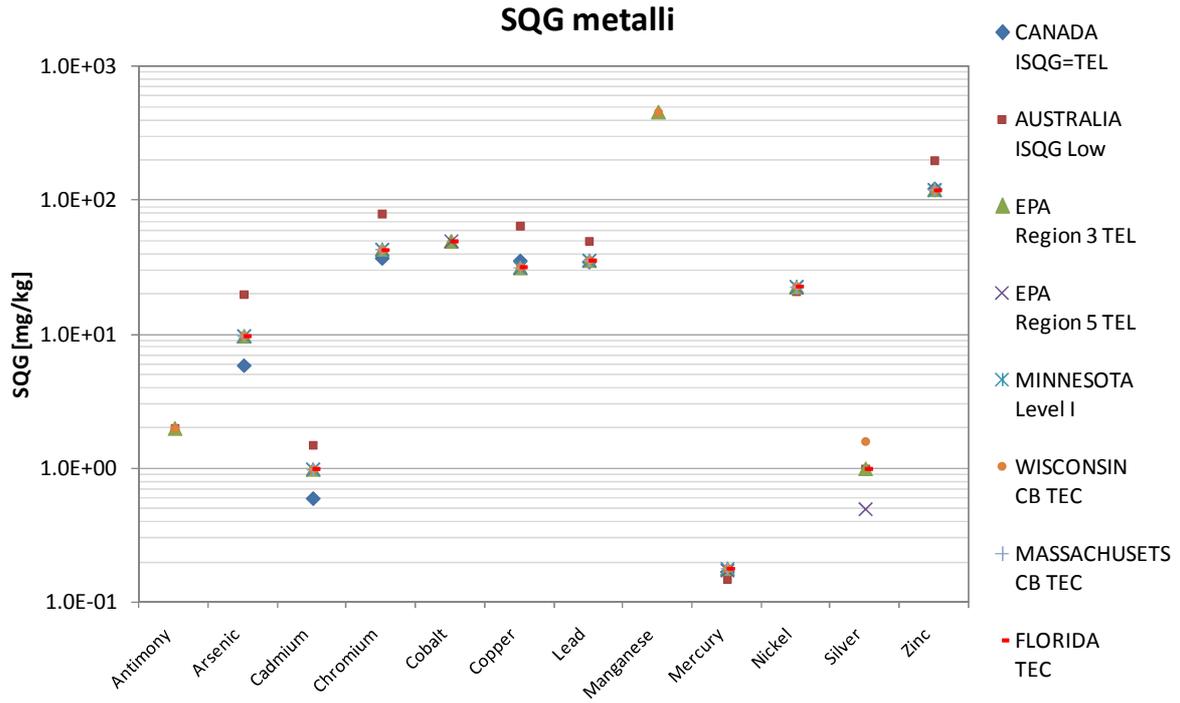


Figura 1.5: Confronto tra i valori inferiori degli SQG relativi ai metalli definiti nelle diverse giurisdizioni

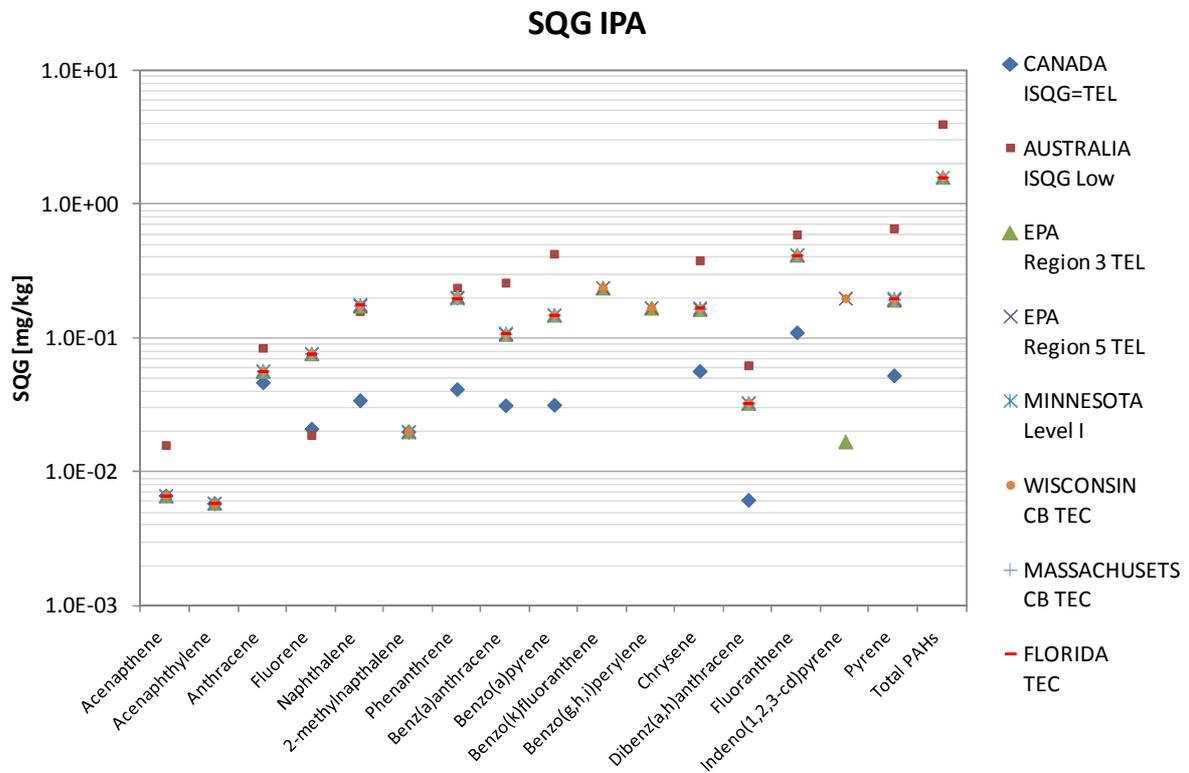


Figura 1.6: Confronto tra i valori inferiori degli SQG relativi agli IPA definiti nelle diverse giurisdizioni

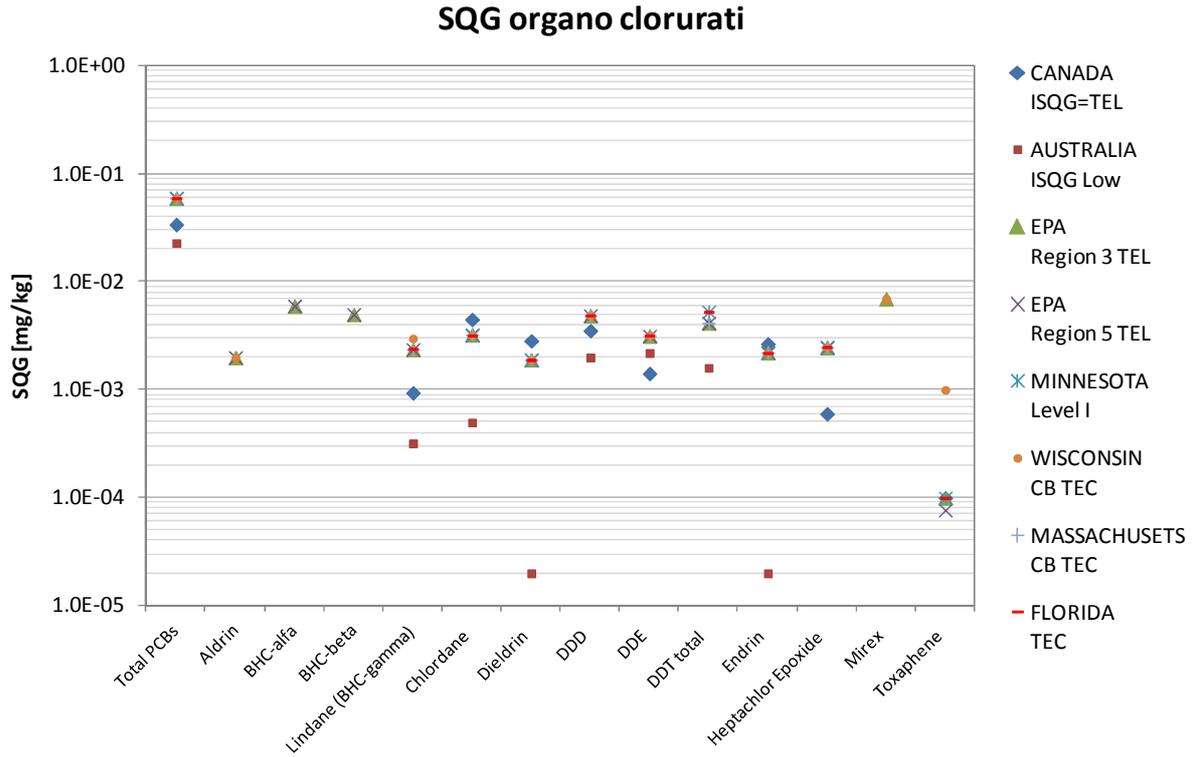


Figura 1.7: Confronto tra i valori inferiori degli SQG relativi ai PCB definiti nelle diverse giurisdizioni

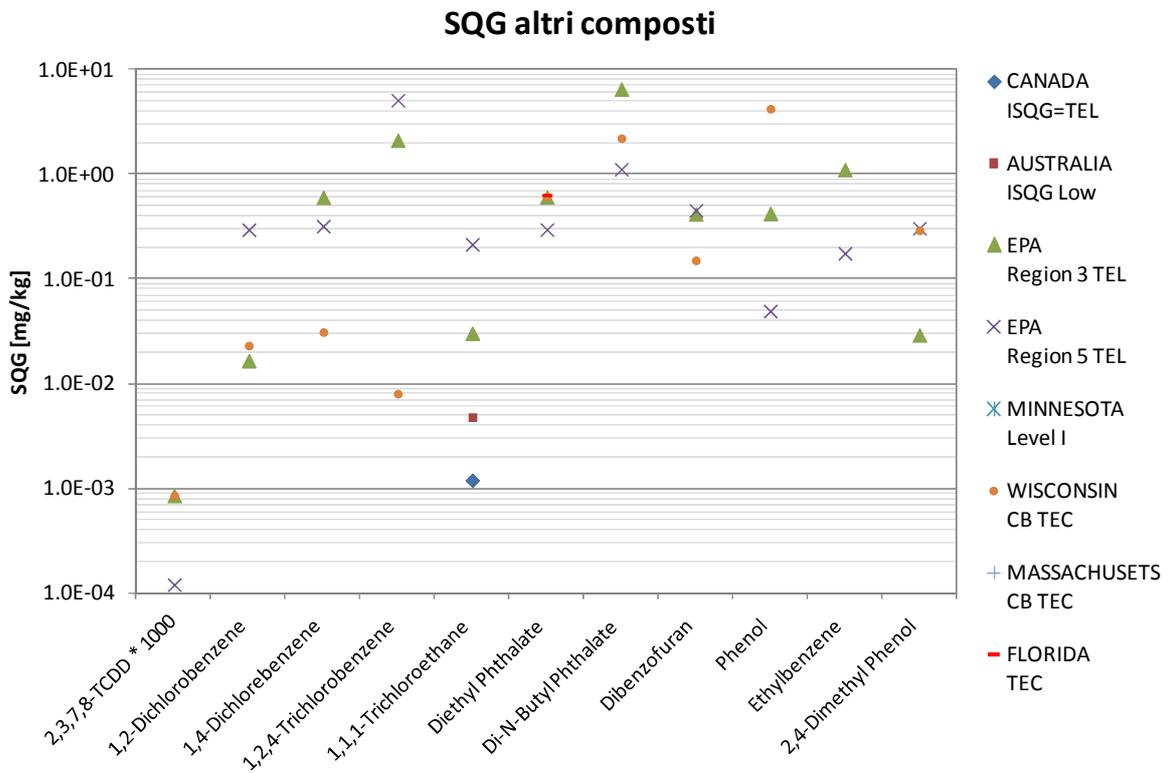


Figura 1.8: Confronto tra i valori inferiori degli SQG relativi ad alcuni contaminanti definiti nelle diverse giurisdizioni

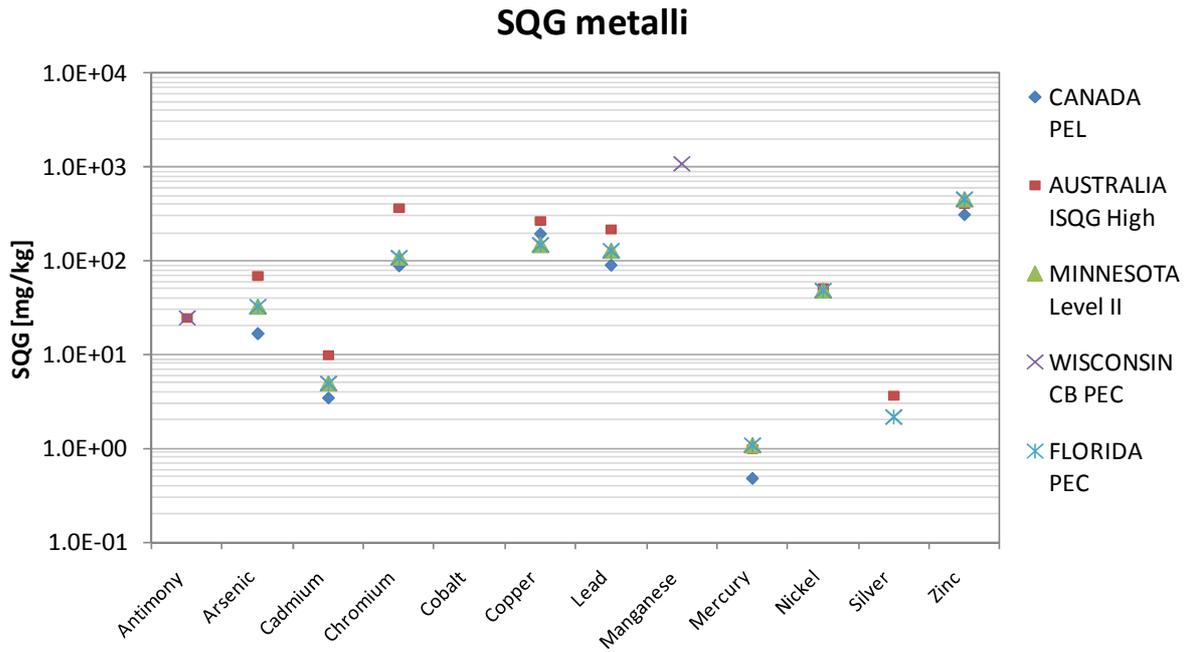


Figura 1.9: Confronto tra i valori superiori degli SQG relativi ai metalli definiti nelle diverse giurisdizioni

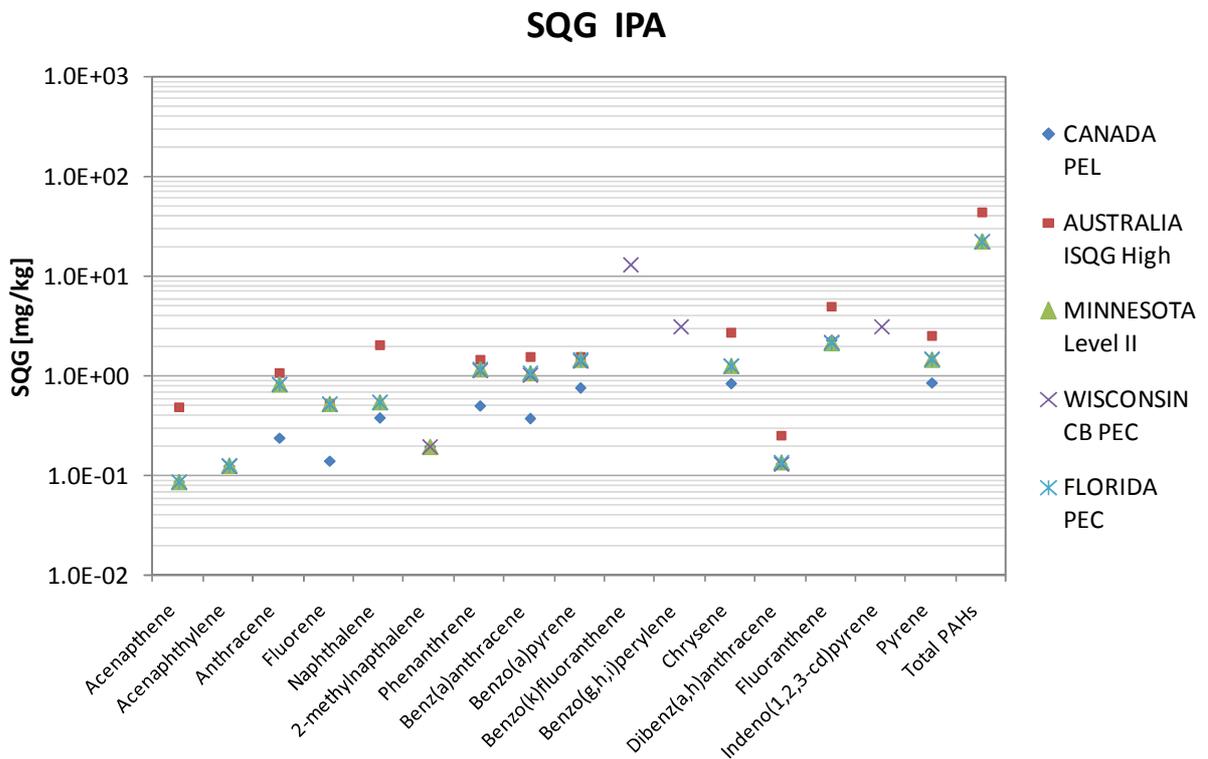


Figura 1.10: Confronto tra i valori superiori degli SQG relativi agli IPA definiti nelle diverse giurisdizioni

SQG organo clorurati

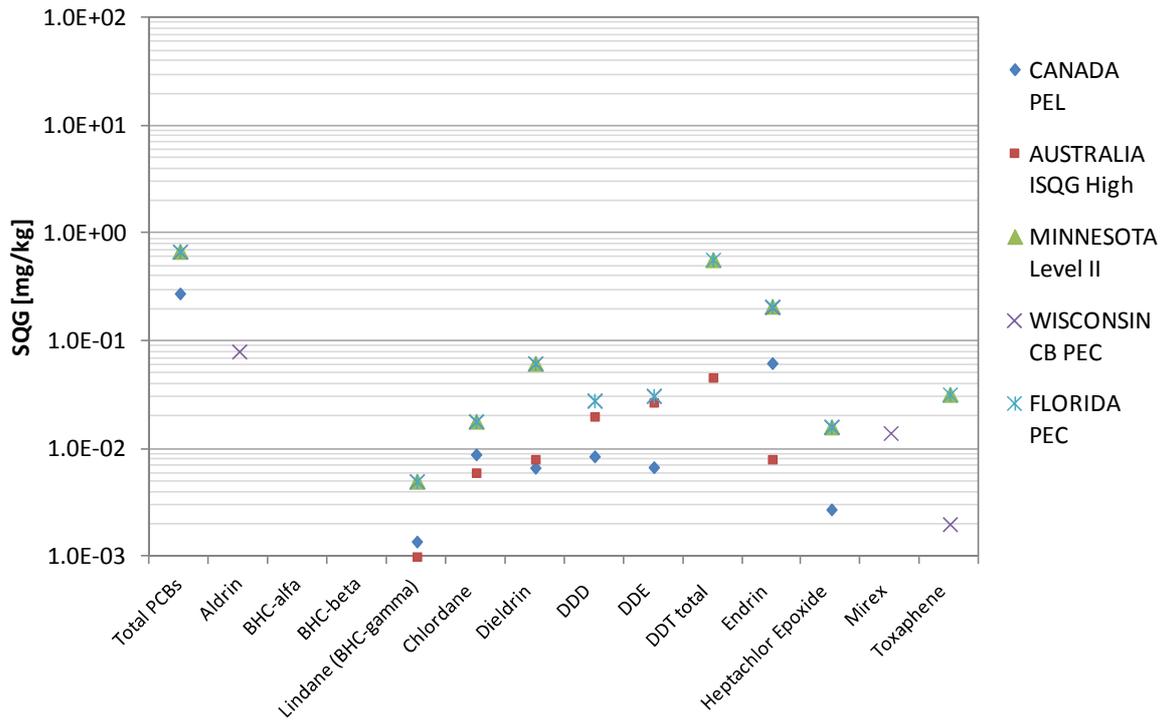


Figura 1.11: Confronto tra i valori superiori degli SQG relativi agli IPA definiti nelle diverse giurisdizioni

2 STUDIO DELLE METODOLOGIE PER LA VALUTAZIONE DEGLI STANDARD DI QUALITÀ

2.1 Principali metodi utilizzati per la definizione degli standard di qualità dei sedimenti

Come illustrato nel Capitolo 1, dagli anni '80 in poi, particolarmente nel Nord America, sono stati sviluppati numerosi standard numerici per la definizione della qualità dei sedimenti, riguardanti sia gli ecosistemi marini che le acque interne. Questi standard, denominati complessivamente *Sediment Quality Guidelines* (SQGs), (racchiudendo in questa definizione tutte le varie definizioni attribuite ai criteri di qualità dei sedimenti, in particolare: *sediment quality criteria, objectives, targets, standards e benchmarks*) sono stati impiegati per molteplici applicazioni, tra cui, per citarne alcune, la progettazione di programmi di monitoraggio, l'interpretazione di dati storici, la definizione di obiettivi di qualità da raggiungere mediante lo sviluppo di specifici iter gestionali, comprendenti ad esempio attività di dragaggio e/o bonifica (Long e MacDonald, 1998; MacDonald et al., 2000). Standard di qualità dei sedimenti sono stati anche utilizzati da ricercatori e dalle autorità competenti per identificare alcuni contaminanti prioritari per gli ecosistemi acquatici e per stilare un ordine di priorità di intervento nei siti di interesse regionale e/o nazionale (ad esempio: U.S. EPA, 1997; 1998). La specifica denominazione adottata, tra quelle precedentemente elencate, per definire gli standard di qualità dei sedimenti dipende dalla applicazione per la quale sono stati sviluppati. Alcuni autori, ad esempio Chapman et al. (1999), ritengono che i valori numerici degli standard di qualità, denominati in questo caso *sediment quality values*, non dovrebbero essere gli unici parametri da impiegare per individuare le strategie gestionali più idonee e gli obiettivi di bonifica da conseguire, ma solamente uno degli strumenti di cui avvalersi congiuntamente ad altre indagini specifiche. In altri casi, invece, gli SQG sono stati presi a riferimento quali valori numerici da conseguire mediante interventi di bonifica oppure quali livelli di screening per stabilire il livello di investigazione da adottare per la caratterizzazione di un determinato sito (Cormack, 2001).

I valori numerici degli standard di qualità dei sedimenti che vengono attualmente impiegati nel Nord America, come descritto nel Capitolo 1, variano da regione a regione, dato che sono stati sviluppati seguendo diversi approcci metodologici. Gli approcci che vengono selezionati dalle singole giurisdizioni dipendono dai recettori finali (ad es.: organismi bentonici che vivono nei sedimenti, fauna locale, oppure l'uomo) scelti nella costruzione del modello concettuale, il grado di rischio che si decide di assumere, l'area geografica per la quale si vogliono applicare (ad es.: analisi sito-specifica, regionale o nazionale), e il loro impiego specifico (ad es.: quali strumenti di screening, obiettivi di bonifica o per stabilire la tossicità di un campione) (MacDonald, 2000).

Linee guida per valutare la qualità di un sedimento in relazione ai potenziali effetti avversi che eserciterebbe sugli organismi bentonici degli ecosistemi di acque interne sono stati ricavati applicando una combinazione di approcci teorici ed empirici, includendo in particolare, l'approccio dell'equilibrio di ripartizione (ad es.: Di Toro et al., 1991), l'approccio delle concentrazioni del livello di soglia (Persaud et al., 1993), l'approccio dei range di effetto (NOAA, 1999), l'approccio dei livelli di effetto (MacDonald et al., 1994), l'approccio della soglia apparente di effetto (Cubbage et al., 1997) e l'approccio di modellazione mediante regressione logistica (Field et al., 1999). L'applicazione di queste metodiche ha portato alla derivazione di valori numerici degli standard di qualità dei sedimenti per molte delle sostanze chimiche considerate quali contaminanti potenziali di sedimenti di acque interne.

Nei prossimi paragrafi gli approcci menzionati saranno brevemente descritti, seguendo la classificazione adottata da Crane et al. (2000), suddividendo le diverse metodologie di valutazione della qualità dei sedimenti in approcci teorici, empirici e combinati. Nella Tabella 2.1, sono brevemente riassunti i diversi approcci, riportati con la denominazione originaria adottata nelle pubblicazioni di riferimento, con a fianco la traduzione in italiano, oltre alla abbreviazione utilizzata in letteratura per definire gli standard di qualità dei sedimenti (SQG) derivati dall'applicazione del relativo metodo.

Tabella 2.1: Sintesi dei principali metodi adottati nella definizione degli standard di qualità dei sedimenti (SQG)

| Denominazione | Approccio | SQG | Descrizione |
|--------------------------------------|--|-------------|--|
| Sediment Background Approach (SBA) | Livelli di fondo naturale | | Le caratteristiche chimiche dei sedimenti sono confrontate con quelle dei campioni di riferimento. Se i campioni di sedimento non presentano concentrazioni superiori a quelle di riferimento non sono classificati come pericolosi (MacDonald, 1994). |
| Spiked Sediment Toxicity Test (SSTT) | Test di tossicità su sedimenti drogati | | Si stabiliscono relazioni dose-risposta effettuando test ecotossicologici su sedimenti contaminati con quantità note di specifiche sostanze chimiche o di loro miscele (Lamberson e Shwartz, 1992) |
| Porewater Toxicity Test Method | Test di tossicità dell'acqua interstiziale | PEC | La concentrazione di contaminanti nell'acqua interstiziale viene confrontata con le tabelle delle concentrazioni di effetto dell'acqua interstiziale ricavate dagli standard di qualità per le acque (Ankley e Thomas, 1992; Carr, 1997) |
| Equilibrium Partitioning | Equilibrio di ripartizione | SQAL ESB | Si definisce un valore di qualità per ogni contaminante calcolando la concentrazione di quella sostanza nel sedimento che corrisponde ad una |

| Denominazione | Approccio | SQG | Descrizione |
|--|---|--------------------|--|
| (EqP) | | | concentrazione nell'acqua interstiziale equivalente a quelle fissate per quel determinato contaminante in base ai criteri di qualità dell'acqua (Di Toro et al., 1991) |
| Acid Volatile Sulfides (AVS) Concentration | Contenuto di solfuri volatili | | Vengono confrontati i solfuri volatili in acido cloridrico (AVS) e i metalli estratti simultaneamente (SEM). Se la concentrazione molare dei SEM è inferiore a quella degli AVS il sedimento viene considerato non tossico per gli organismi bentonici (Hansen et al., 1996) |
| Tissue Residue Approach (TRA) | Livello residuo nei tessuti | | Si definiscono le concentrazioni di singole sostanze e/o miscele che si ritiene non diano luogo a concentrazioni inaccettabili nei tessuti degli organismi acquatici, basandosi su concentrazioni residue nei tessuti di riferimento e fattori di bioaccumulo sedimento-biota (Cook et al., 1992) |
| Screening Level Concentration (SLC) | Concentrazioni del livello di screening | LEL/SEL MET/TET | Il SLC è una stima della più alta concentrazione di un contaminante che può essere tollerata da una determinata percentuale di una specie bentonica. Viene valutata solamente la presenza o assenza di una specie. (Neff et al., 1986; Persaud et al., 1993) |
| Apparent Effects Threshold (AET) | Soglia degli effetti apparenti | AET PAET | L'AET è la concentrazione di contaminanti in un sedimento al di sopra della quale ci si aspetta sempre che si verificano degli effetti biologici significativi dal punto di vista statistico in base a dei confronti con le caratteristiche chimiche e con vari indicatori di effetti biologici. (Cubbage et al., 1997) |
| Logistics Regression Method (LRM) | Modello di regressione logistica | | L'unione dei dati chimici e dei relativi effetti biologici per una determinata sostanza vengono analizzati statisticamente creando delle curve di regressione che possono definire la probabilità di avere una risposta tossica da un determinato campione (Field et al., 1999) |
| Effects Range Approach (ER) | Range di effetto | ERL/ERM | I valori dell' intervallo di effetto inferiore (ERL) e dell'intervallo d'effetto medio (ERM) vengono calcolati aritmeticamente da un database creato dall'unione dei dati sugli effetti chimici e biologici, includendo i dati di prove in campo e in laboratorio e i modelli dell'EqP (Long e Morgan, 1990; NOAA, 1999) |
| Effects Level Approach (EL) | Livelli di effetto | TEL/PEL | Modello simile a quello NOAA tranne che per inserimento dei dati di "no effetto" e l'uso di una media geometrica e non della media aritmetica per definire i livelli d'effetto (MacDonald, 1994) |

| Denominazione | Approccio | SQG | Descrizione |
|-----------------------------|---------------------|---------|--|
| Consensus Based Method (CB) | Basato sul consenso | TEC/PEC | I valori disponibili delle SQG che incontrano gli intenti descrittivi e altri criteri vengono mediati in modo geometrico, creando dei valori compositi di SQG (MacDonald et al., 2000) |

(adattato da Cormack, 2001)

2.2 Approcci teorici

2.2.1 Approccio dei livelli di fondo naturali (SBA)

Secondo questo approccio, le concentrazioni di specifiche sostanze nei sedimenti di una zona non contaminata (assunti quali valori di fondo naturali o di background) sono utilizzati quali standard di confronto per i sedimenti di zone obiettivo di indagine. In quest'ottica i sedimenti di tali siti vengono classificati come non pericolosi per gli organismi acquaticise i valori delle concentrazioni di alcune sostanze non risultano maggiori dei livelli di background, (Cormack, 2001).

Per fissare i livelli di fondo naturali di specifiche sostanze nei sedimenti vengono utilizzati siti giudicati rappresentativi delle condizioni non contaminate o alternativamente dati storici relativi ad un sito specifico o profili di concentrazione misurati mediante appositi carotaggi attraverso vari strati di sedimenti (MacDonald, 1994). Un sito di riferimento idoneo per stabilire le concentrazioni di fondo dovrebbe essere una area in cui i sedimenti siano considerati relativamente non interessati da input antropici.

Applicando questo approccio, un sito verrebbe considerato contaminato se le concentrazioni di uno o più contaminanti risultassero significativamente maggiori delle concentrazioni di background (per esempio superiori al 125% dei livelli di fondo, oppure al valore medio della concentrazione di fondo sommato al doppio della deviazione standard) (MacDonald 1994; Cormack, 2001). Va evidenziato che questo approccio non prevede la determinazione o la stima degli effetti delle concentrazioni sugli organismi bentonici, e per questo motivo è classificabile come un metodo teorico.

Il raffronto delle concentrazioni di contaminanti in un sito specifico con i valori dei livelli di fondo corrispondenti è un metodo di screening relativamente semplice, il cui aspetto critico consiste nella scelta di valori rappresentativi dei livelli di background. L'American Society for Testing and Materials (ASTM) ha sviluppato delle linee guida per la selezione delle aree in cui eseguire il prelievo di campioni di sedimenti e di suoli per fissare i valori delle concentrazioni di fondo naturali (Jones et al., 1997).

Questo approccio è stato sviluppato ed applicato in particolare in numerose aree del Nord America, come ad esempio nella regione dei grandi laghi (EPA Regione 5) per formulare una classificazione dei porti (SAIC, 1991), ma anche dal Geological Survey degli Stati Uniti, dall'EPA Regione 6, dal Texas

Water Quality Board, e da altre agenzie federali o regionali per stabilire linee guida informali per determinare se le concentrazioni di specifici contaminanti in un sedimento superassero i livelli di fondo naturali (MacDonald, 1994). Lo stato dell'Ontario in particolare, ha indicato l'SBA quale approccio da adottare quando non esistano sufficienti dati per applicare altre metodologie o nei casi in cui i metodi implementati risultino inappropriati per la tipologia di contaminante in esame. I livelli di fondo naturali sono stati anche impiegati per stabilire obiettivi di qualità da raggiungere applicando specifiche strategie gestionali (Persaud et al., 1993).

I livelli di fondo di sostanze naturalmente presenti nei sedimenti variano significativamente in funzione dell'area di campionamento e di conseguenza, gli SQG derivati mediante l'approccio SBA sono da applicarsi solamente nelle aree per le quali sono stati sviluppati (MacDonald, 1994). Tuttavia alcuni studi (ad es.: Loring, 1991) hanno sviluppato metodiche per migliorare l'affidabilità di questo approccio, basate sulla normalizzazione delle concentrazioni dei metalli con le concentrazioni di elementi di riferimento, come ad esempio alluminio o litio. L'analisi statistica di dati relativi a numerosi siti non contaminati ha permesso di stabilire i livelli di fondo di metalli nei sedimenti in diverse condizioni ed una base per identificare i siti con apporti antropici significativi di metalli (MacDonald, 1994). L'approccio SBA se non integrato da altre metodologie risulta comunque inadeguato per la derivazione di SQG con rilevanza ecotossicologica, ma i dati sulle concentrazioni di background di specifici contaminanti forniscono comunque importanti informazioni per valutare l'applicabilità di valori dei standard di qualità dei sedimenti sviluppati utilizzando altri approcci e per la formulazione di obiettivi sito-specifici di qualità dei sedimenti.

Vantaggi dell'approccio SBA:

- Minima richiesta di dati, visto che il metodo richiede solo la misura delle concentrazioni chimiche dei contaminanti nei sedimenti da confrontare con i valori di fondo naturali (MacDonald et al., 1994).
- Il metodo non richiede dati tossicologici e non analizza gli effetti biologici dei contaminanti sulle specie acquatiche (MacDonald et al., 1994).
- I valori delle concentrazioni di background possono essere utilizzati come riferimenti anche per altri criteri di qualità dei sedimenti, così da non considerare quali potenziali fonti di rischio ecologico sostanze chimiche che presentino valori delle linee guida simili o inferiori alle concentrazioni dei livelli di fondo. Questo confronto risulta particolarmente importante nel caso dei metalli, dato che i valori di SQG calcolati per queste sostanze sono spesso piuttosto conservativi e che invece le concentrazioni assunte quali valori di riferimento possono includere anche forme non biodisponibili di queste sostanze, (Jones et al., 1997; Chapman et al. 1999).

Limiti dell'approccio SBA:

- Il metodo non può essere impiegato per valutare le concentrazioni di composti organici sintetici, i quali non dovrebbero essere presenti nei sedimenti assunti quali riferimenti di background.
- Il metodo non ha basi biologiche e assume che le sostanze chimiche siano presenti totalmente in forma biologicamente disponibile, ipotesi frequentemente non verificata.
- Mediante questo approccio non possono essere determinate le correlazioni causa-effetto tra i livelli di contaminazione nei sedimenti e gli organismi bentonici che vivono nei sedimenti stessi.
- Questo approccio non prende in considerazione alcuni parametri caratteristici dei sedimenti che esercitano un impatto rilevante sulla comunità bentonica, come ad esempio la distribuzione granulometrica, il contenuto di sostanza organica e i livelli di ossigeno disciolto (Persaud et al., 1993).
- I livelli di fondo determinati con questa metodica tendono ad essere altamente sito-specifici.

2.2.2 Test di tossicità su sedimenti drogati (SSTT o SSBA)

L'approccio dei test di tossicità su sedimenti drogati consiste nello stabilire le relazioni causa-effetto tra le dosi di specifici contaminanti e le risposte biologiche provocate negli organismi bentonici (mortalità, riduzione nella crescita o nella riproduttività, variazioni fisiologiche, ecc.), tramite l'esposizione in condizioni controllate in laboratorio di organismi bentonici a sedimenti drogati con quantità note di contaminanti. Dai risultati dei saggi biologici vengono poi definiti i criteri di qualità dei sedimenti, in maniera analoga a come vengono determinati i criteri di qualità delle acque a partire dai risultati di analisi tossicologiche sugli organismi acquatici (Cormack, 2001).

L'approccio SSTT è stato impiegato con successo su varie tipologie di sedimenti, per analizzare l'effetto di singoli contaminanti oppure di miscele relativamente semplici di inquinanti, tra cui in particolare: alcuni metalli, IPA, PCB, diossine, e pesticidi clorurati (Lamberson e Shwartz, 1992; MacDonald, 1994).

Si utilizzano preferenzialmente dati di tossicità cronica, ma quando questi non fossero disponibili è possibile effettuare un'approssimazione impiegando i risultati di test di tossicità acuta divisi per un fattore di scala pari a 10 per ottenere dati relativi ad effetti cronici e applicando poi un opportuno fattore di sicurezza (Persaud et al., 1993). Al termine della durata del saggio biologico, la risposta dell'organismo testato viene analizzata in funzione dello specifico effetto biologico preso in esame. I risultati sono poi statisticamente confrontati con i risultati di test condotti su campioni di sedimenti non contaminati, assunti quali standard di riferimento, per identificare le concentrazioni tossiche dello specifico contaminante preso in esame (Lamberson e Swartz, 1992). Generalmente i valori di SQG

sono derivati applicando un fattore di sicurezza al valore minore di soglia di effetto osservata mediante studi condotti sulle specie più sensibili, ma possono essere adottati anche altri approcci (MacDonald, 1994).

Sebbene il metodo SSTT non sia ritenuto efficiente, da un punto di vista economico, quale unico approccio per sviluppare valori di SQG (Lamberson e Swartz, 1992), esso costituisce un importante strumento di valutazione dell'applicabilità delle linee guida derivate utilizzando altre metodologie. Per esempio il Ministero dell'Ambiente del Canada (Environment Canada) ha sviluppato un protocollo formale per derivare valori di SQG impiegando anche dati di saggi biologici su sedimenti drogati (CCME, 1999). Inoltre i dati derivati con questo approccio sono stati anche inclusi nei database utilizzati per derivare alcuni dei metodi di valutazione della qualità dei sedimenti basati sulla determinazione degli effetti biologici (Cormack, 2001). Questi metodi, che saranno discussi in seguito, combinano i risultati dei test tossicologici su sedimenti drogati con dati di campo e con i risultati di test tossicologici condotti in laboratorio su campioni prelevati da aree di indagine.

Vantaggi dell'approccio SSTT:

- Il principale vantaggio consiste nella possibilità di determinare direttamente i rapporti di causa-effetto tra le concentrazioni di specifici contaminanti nei sedimenti e gli effetti indotti negli organismi bentonici.
- Il metodo è applicabile per tutte le classi di composti chimici e sulla maggior parte delle tipologie di sedimenti.
- Questo approccio può tenere in conto anche fattori che sono ritenuti controllanti la biodisponibilità dei contaminanti, come ad esempio il contenuto totale di carbonio organico (TOC) e di solfuri acidi volatili.
- Il metodo permette di raggiungere un elevato grado di accuratezza nei risultati grazie alla ripetibilità delle prove di laboratorio utilizzate (Lamberson e Swartz, 1992).

Limiti dell'approccio SSTT:

- La maggiore limitazione di questo approccio consiste nella sostanziale impossibilità di riprodurre in laboratorio tutte le variabili presenti in un contesto reale.
- Questa metodologia è stata utilizzata per derivare valori di SQG soltanto per un numero limitato di sostanze e su alcune tipologie di organismi acquatici. Per costruire un database esaustivo con questo approccio sarebbero necessarie molte risorse (Lamberson e Swartz, 1992).
- Alcune incertezze legate alle procedure di drogaggio dei sedimenti, ai tempi di equilibratura oltre che ai fattori controllanti la biodisponibilità delle sostanze potrebbero limitare l'interpretazione dei risultati dei saggi biologici condotti su sedimenti drogati (MacDonald, 1994).

2.2.3 Test di tossicità dell'acqua interstiziale

L'approccio denominato *porewater toxicity test* fissa standard di qualità per i sedimenti avvalendosi dei risultati di test di tossicità condotti su diverse specie presenti nell'acqua interstiziale estratta da campioni di sedimenti (Ankley e Thomas, 1992; Carr, 1997). La scelta di utilizzare l'acqua interstiziale per la valutazione della tossicità dei sedimenti si basa su evidenze sperimentali che hanno mostrato una significativa correlazione sia tra le concentrazioni dei contaminanti nell'acqua interstiziale e gli effetti tossici misurati per macroinvertebrati bentonici che vivono a contatto con i sedimenti stessi (ad es: Di Toro et al., 1991), che tra la tossicità dell'acqua interstiziale estratta dai sedimenti e la concentrazione dei contaminanti nei sedimenti stessi (Carr, 1997).

L'obiettivo di questo metodo è di derivare risultati di test di tossicità condotti in laboratorio, relativi alle concentrazioni di specifici contaminanti nell'acqua interstiziale, che possano essere utilizzati per valutare la tossicità dei sedimenti in condizioni di campo. Mediante questo approccio infatti, viene stabilita la tossicità di un determinato campione ed identificate le sostanze chimiche responsabili della tossicità misurata. La principale assunzione alla base di questa metodica è che i composti tossici nei confronti degli organismi oggetto dei test nell'acqua interstiziale estratta in laboratorio corrispondano a quelli che causano effetti tossici nei sedimenti in situ (Ankley e Thomas, 1992).

L'acqua interstiziale costituisce tipicamente tra il 20 ed il 50% in volume di un sedimento (Cormack, 2001); analisi condotte su questa matrice possono essere adottate quali tecnica di screening nei casi in cui non siano stati stabiliti valori di benchmark per i sedimenti e allo stesso tempo siano disponibili dati di tossicità relativi all'acqua interstiziale.

Mediante questo approccio i risultati di test di valutazione della tossicità dell'acqua interstiziale vengono elaborati con procedure di identificazione e quantificazione dei composti chimici responsabili degli effetti negativi sul benthos (Ankley e Thomas, 1992). Il metodo si basa su una procedura sequenziale che prevede l'estrazione dell'acqua interstiziale dai campioni mediante metodiche standardizzate, l'esecuzione di varie tipologie di test di tossicità sull'acqua estratta e l'applicazione di procedure per individuare le sostanze tossiche, tramite manipolazione dei campioni e tecniche di frazionamento (Ankley e Thomas, 1992).

Le tecniche individuate per l'estrazione dell'acqua interstiziale dai sedimenti sono molteplici e includono tecniche di compressione pneumatica (*squeezing*), estrazione con gas inerti, dialisi, campionamento con micro-siringhe e centrifugazione (Ankley e Thomas, 1992). La centrifugazione è stata indicata quale tecnica affidabile per minimizzare le perdite di composti altamente idrofobici (Carr e Chapman, 1995).

Uno dei principali vantaggi di questo approccio, rispetto alle altre metodologie che si basano su analisi condotte sulla fase solida dei sedimenti, è la possibilità di condurre test tossicologici su specie di significativa sensibilità, anche in stadi di sviluppo particolarmente sensibili (Carr, 1997). Molte specie sono state utilizzate per eseguire test di tossicità sull'acqua interstiziale, incluse larve o embrioni di

molluschi, policheti, crostacei, echinodermi o pesci. Test di tossicità dell'acqua interstiziale su gameti ed embrioni di ricci di mare risultano circa di un ordine di grandezza più sensibili rispetto a test standard di sopravvivenza di anfipodi della durata di dieci giorni condotti sulla fase solida dei sedimenti (Carr, 1997).

Il database prodotto dagli studi di tossicità sull'acqua interstiziale di sedimenti prevalentemente marini o d'estuario è stato utilizzato per sviluppare una serie di SQG numerici indipendenti, che sono stati definiti *porewater effect concentrations* (PEC) (concentrazioni di effetto dell'acqua interstiziale) (Carr et al., 1996). Dal confronto dei valori di PEC con altri standard di qualità numerici derivati dall'applicazione di approcci differenti (in particolare approcci combinati) e basati su diversi set di dati (MacDonald et al., 1996) è emersa una significativa correlazione tra le due tipologie di SQG, indicando la potenziale validità dell'approccio dei test di tossicità dell'acqua interstiziale ad essere impiegato per condurre studi di valutazione della qualità dei sedimenti e sviluppare valori di linee guida numeriche (Carr, 1997).

Vantaggi dell'approccio dei test di tossicità dell'acqua interstiziale:

- Gli effetti di tossicità risultano generalmente più pronunciati nei test di esposizione nell'acqua interstiziale che nella fase solida dei sedimenti (Winger e Lasier, 1997).
- L'analisi dell'acqua interstiziale fornisce una misura diretta dell'equilibrio di ripartizione tra i sedimenti e la fase liquida a contatto diretto con la matrice solida stessa (Carr, 1997).
- I test di tossicità dell'acqua interstiziale permettono di condurre test su specie molto sensibili, permettendo quindi di stimare effetti cronici sub letali.
- Questo approccio può essere adottato come tecnica di screening in assenza di dati ecotossicologici relativi alla fase solida dei sedimenti.

Limiti dell'approccio dei test di tossicità dell'acqua interstiziale:

- L'acqua interstiziale può risultare difficile da estrarre dai sedimenti senza l'alterazione, almeno parziale, della tossicità (Jones et al., 1997).
- Un significativo quantitativo di sedimenti deve essere utilizzato per ottenere la minima quantità di acqua interstiziale necessaria per eseguire le analisi, ed in particolare per condurre le procedure di manipolazione e frazionamento dei campioni (Ankley e Thomas, 1992).
- Questo approccio non è generalmente il più appropriato se l'obiettivo è solamente quello di classificare il campione come tossico o non tossico (Cormack, 2001).
- Questo approccio, trascurando la fase solida dei sedimenti, per la derivazione della tossicità di un sedimento ignora le vie di esposizione degli organismi bentonici alla contaminazione tramite contatto dermico e/o ingestione (Cormack et al., 2001).

2.2.4 Approccio dell'equilibrio di ripartizione (EqP)

La metodologia basata sull'equilibrio di ripartizione acqua-sedimento è uno degli approcci più studiati ed approfonditi dall'US. EPA per definire criteri di qualità dei sedimenti per sostanze organiche non polari e per miscele di metalli (ad es.: Di Toro et al., 1991; Hansen et al., 1996). Questo approccio si basa sull'assunzione che la concentrazione di una sostanza in un determinato comparto (sedimento o acqua interstiziale) possa essere derivata in base alle proprietà chimico-fisiche della sostanza stessa nell'ipotesi che lo scambio tra i due comparti avvenga in condizioni di equilibrio. Questa teoria è supportata dai risultati di test di tossicità su sedimenti drogati che hanno mostrato forti correlazioni tra le concentrazioni di alcuni contaminanti nell'acqua interstiziale e gli effetti biologici osservati negli organismi bentonici, come esposto nel precedente paragrafo (2.2.3).

L'approccio EqP, per ogni sostanza di cui sia noto il meccanismo di ripartizione, permette di ricavare dei criteri di qualità dei sedimenti in funzione dei criteri di qualità stabiliti per le acque, questi ultimi sviluppati in base a test ecotossicologici così da risultare protettivi per le specie acquatiche, come ad esempio i *final chronic values* (FCV) stabiliti dall'EPA (Burgess et al., 2008). I criteri di qualità delle acque formulati per la protezione delle specie presenti nella colonna d'acqua, marine o di acque interne, sono assunti quali criteri protettivi anche per gli organismi bentonici (Di Toro et al., 1991).

I valori di SQG ($\mu\text{g}/\text{kg}$) relativi ad una specifica sostanza, quindi, sono ricavati moltiplicando i corrispondenti criteri di qualità delle acque ($\mu\text{g}/\text{l}$), per il coefficiente di ripartizione acqua/sedimento K_p (l/kg) caratteristico della sostanza:

$$SQG = K_p \cdot FCV \quad 2.1$$

Si assume dunque che la concentrazione del contaminante nella colonna d'acqua, espressa in termini di FCV, corrisponda alla concentrazione del contaminante nell'acqua interstiziale in equilibrio con la matrice solida dei sedimenti. Tale ipotesi in generale non è mai verificata, ma porta comunque a scegliere un valore conservativo (considerando che la concentrazione nell'acqua interstiziale sarà in generale significativamente maggiore di quella nella colonna d'acqua, in funzione dell'idrodinamica del corpo d'acqua) come indicatore di qualità per i sedimenti.

Il coefficiente di ripartizione K_p per i composti organici può essere ricavato in funzione del coefficiente di ripartizione del carbonio organico (K_{oc}) della sostanza stessa e dalla frazione di carbonio organico (f_{oc}) caratteristica del sedimento, equivalente alla percentuale di carbonio organico del sedimento espressa in termini decimali:

$$K_p = K_{oc} \cdot f_{oc} \quad 2.2$$

Il coefficiente K_{oc} se non direttamente disponibile, può essere a sua volta calcolato in base al coefficiente di ripartizione ottanolo-acqua della sostanza (K_{ow}) mediante espressioni log-lineari in funzione della natura stessa della sostanza. Ad esempio, per sostanze non ioniche non polari, l'EPA indica quale equazione appropriata da utilizzare per calcolare il K_{oc} , l'espressione riportata da Di Toro et al. (1991):

$$\log_{10}K_{oc} = 0.00028 + 0.983 \log_{10} \cdot K_{ow} \quad 2.3$$

Questo approccio si basa sull'assunzione che il meccanismo predominante per il controllo della biodisponibilità dei contaminanti presenti nei sedimenti sia l'adsorbimento idrofobico dei contaminanti stessi alla frazione di carbonio organico della matrice solida e che il processo di adsorbimento sia una funzione lineare del K_{ow} della sostanza (Karickhoff, 1985). La presente assunzione è considerata valida per composti idrofobi (non ionici) (valori di $\log_{10}K_{ow}$ compresi tra 2 e 6) e per sedimenti con contenuti di $f_{oc} > 0.2\%$. Per valori inferiori di f_{oc} , infatti, i fattori controllanti di effetti definiti di secondo ordine rispetto al contenuto di sostanza organica per la ripartizione di contaminanti non ionici, (ad es.: granulometria o adsorbimento su frazioni inorganiche) sono da considerarsi non trascurabili (Di Toro et al., 1991). Inoltre, come anticipato, l'approccio EqP individuato dall'EPA non si applica per sostanze ioniche o polari (come ad esempio triazine, carbammati, ecc.) per le quali i meccanismi di ripartizione sono più complessi e possono essere dovuti non soltanto ad interazioni con la frazione di carbonio organico nei sedimenti ma anche ad altri meccanismi, come l'adsorbimento sulla frazione inorganica, i legami ionici o altre tipologie di interazioni che possono essere anche significativamente influenzate dal pH (ad es.: Karickhoff, 1985; Di Toro et al., 1991; Jones et al., 1997).

Per i composti organici polari, dato che oltre all'interazione con il carbonio organico ci sono altri meccanismi di adsorbimento che possono aumentare la frazione di sostanza sequestrata dalla matrice solida dei sedimenti, il modello EqP sopra descritto tende in genere a sovrastimare la quantità di sostanza biodisponibile e quindi gli SQG così determinati possono essere utilizzati come valori di benchmark conservativi (Jones et al., 1997).

Diverse altre equazioni sono state proposte in alternativa all'equazione 2.3 per ricavare valori di K_{oc} per specifiche sostanze in base al valore di K_{ow} , misurato per via sperimentale. In particolare il *Technical Guidance Document on Risk Assessment* dell'Unione Europea (UE, 1996) indica il metodo proposto da Sabljic et al. (1995) quale metodologia da adottare per ricavare valori di K_{oc} da impiegare nello sviluppo di approcci EqP per determinare criteri di qualità dei sedimenti, denominati *Environmental Quality Standards* (EQS). Nel sopra citato studio vengono fornite equazioni di correlazione lineare tra valori di K_{oc} e K_{ow} per diverse classi di composti (composti idrofobi, composti non idrofobi, fenoli, composti utilizzati in agricoltura, triazine, carbammati, ecc.) ricavate sperimentalmente correlando i dati ottenuti applicando modelli basati sui *Quantitative Structure-*

Activity Relationships (QSAR), ossia relazioni quantitative derivate dalla struttura chimica della sostanza, per ogni classe di contaminanti analizzati.

L'EPA considera l'approccio EqP il metodo da preferire per fissare standard di qualità dei sedimenti relativi a contaminanti idrofobi, poiché permette di stimare con sufficiente precisione la quantità di contaminante che risulta biodisponibile nell'acqua interstiziale in equilibrio con la matrice solida, ossia la frazione di contaminante potenzialmente in grado di esercitare effetti tossici sul biota. Misure dirette di concentrazione del contaminante nell'acqua interstiziale potrebbero, invece, portare a stime non corrette della frazione effettivamente biodisponibile, se venisse trascurata la frazione ed il coefficiente di ripartizione relativo al carbonio organico disciolto (DOC), che tende a legarsi con le sostanze non ioniche (Jones et al., 1997).

Applicando l'approccio EqP, stabilendo opportuni valori di K_{ow} , K_{oc} e criteri di qualità delle acque, l'EPA ha definito specifici *Sediment Quality Advisory Levels* (SQAL) (livelli suggeriti di qualità dei sedimenti), protettivi per le specie bentoniche, per alcuni composti non ionici, fissando il valore di f_{oc} dei sedimenti pari all'1% (Zarba, 1992; US EPA, 1997). Successivamente, questo approccio, supportato da studi sperimentali, è stato impiegato dall'EPA per ricavare valori di standard di qualità dei sedimenti normalizzati rispetto al contenuto di carbonio organico, definiti *Equilibrium Partitioning Sediment Benchmarks* (ESB) per sostanze organiche non polari. In particolare, per due pesticidi, diedrin (Berry et al., 2003a) ed eldrin (Berry et al., 2003b), per gli IPA (sia per miscele che per singole sostanze) (Hansen et al., 2003) e per miscele di sei metalli (Cd, Cu, Pb, Ni, Ag e Zn) (Hansen et al., 2005), (con una metodica diversa, discussa nel paragrafo 2.2.5), sono stati definiti valori di ESB detti di Tier 1 (primo livello), mentre per 32 sostanze non ioniche non polari sono stati definiti ESB detti di Tier 2, caratterizzati da una maggiore incertezza dovuta ad una minore disponibilità di dati sperimentali per la loro formulazione (Burgess et al., 2008).

Vantaggi dell'approccio EqP:

- Non richiede l'analisi di dati ecotossicologici associati alle caratteristiche chimiche dei sedimenti, dato che questa metodica si basa esclusivamente su dati di concentrazione chimica dei contaminanti nei sedimenti per fissare valori di SQG.
- L'approccio tiene comunque conto degli effetti tossicologici derivati per stabilire i criteri di qualità delle acque.
- Questa metodologia tiene conto dell'effettiva biodisponibilità dei contaminanti.

Limiti dell'approccio EqP:

- Questo approccio è applicabile soltanto per composti per i quali siano definiti dei valori degli standard di qualità delle acque e coefficienti di ripartizione K_{ow} e K_{oc} .
- L'US EPA considera tale metodo valido solo per i composti non ionici non polari. L'approccio EqP può, comunque, non essere applicabile per tutte le sostanze organiche non

polari. Alcuni pesticidi infatti si trovano in forma completamente legata nei sedimenti e di fatto non partecipano alle reazioni di equilibrio con l'acqua interstiziale (Jones et al., 1997).

- I valori dei coefficienti di ripartizione pubblicati da diversi autori possono differire anche di un ordine di grandezza (Persaud et al., 1993).
- L'approccio potrebbe risentire di incertezze legate all'estrapolazione di dati di campo da dati di laboratorio, oppure anche di incertezze legate agli effetti di alcuni fattori, tra cui ad esempio: granulometria e densità delle particelle solide costituenti i sedimenti, il contenuto di carbonio organico dei sedimenti stessi e il rapporto K_{oc}/K_{ow} (NYSDEC, 1999).
- La metodologia EqP potrebbe non descrivere adeguatamente i comportamenti alimentari di alcune specie bentoniche, trascurando in particolare alcune vie di esposizione alla contaminazione, tra cui l'ingestione e meccanismi di bioaccumulo nella catena alimentare (NYSDEC, 1999).
- Alcune sostanze presenti nei sedimenti potrebbero non risultare in equilibrio con l'acqua interstiziale (Cormack, 2001).
- Particolarmente per alcuni composti esistono ancora incertezze sui valori da attribuire al coefficiente K_{ow} , dato che questi valori vengono derivati mediante studi sperimentali (Jones et al., 1997).
- La capacità della frazione organica di intrappolare contaminanti dipende non soltanto dalla natura del contaminante stesso, ma anche dalla tipologia di sostanza organica. Ad esempio sostanze organiche associate a sedimenti contaminati da idrocarburi petroliferi tendono ad essere meno tossici rispetto agli stessi contaminanti associati a carbonio organico di origine naturale (Jones et al., 1997).

2.2.5 *Approccio del contenuto di solfuri volatili (AVS)*

L'applicazione dell'approccio dell'equilibrio di ripartizione a sostanze inorganiche, ed in particolare a metalli, risulta notevolmente più complessa rispetto a quanto descritto per le sostanze organiche nel paragrafo precedente (2.2.4). La biodisponibilità di sostanze ioniche come i metalli nei sedimenti è fortemente influenzata, infatti, da una serie di fattori fisici, chimici e biologici. In particolare, i metalli possono adsorbirsi sulla superficie delle particelle costituenti la matrice solida dei sedimenti, legarsi con carbonati e/o solfuri oltre che con il carbonio organico, o solubilizzarsi nell'acqua interstiziale. La complessità legata all'identificazione di approcci teorici per stimare la frazione biodisponibile di composti metallici che permetta di prevedere possibili effetti tossici che queste sostanze potrebbero esercitare sugli organismi bentonici, fa sì che per i metalli siano stati individuati soltanto metodi teorici sito specifici per stabilire criteri di qualità dei sedimenti (Jones et al., 1997).

Studi dell'EPA (ad es: Hansen et al., 1996) hanno mostrato come in particolare, il contenuto di solfuri estraibili a freddo con HCl dalla matrice solida dei sedimenti, detti *Acid Volatile Sulphides* (AVS), fornisca una stima abbastanza precisa della capacità dei sedimenti di legarsi con i metalli, rendendoli di fatto non biodisponibili. L'EPA ha dunque sviluppato delle linee guida per scegliere criteri di qualità dei sedimenti sito-specifici per alcuni metalli (Cd, Pb, Ni, Cu, Ag e Zn) definendo un approccio basato sull'equilibrio di ripartizione, ottenuto correlando la biodisponibilità di queste sostanze ai contenuti di AVS e di metalli estratti simultaneamente dai sedimenti (SEM) misurati sperimentalmente (Hansen et al., 2005). Per rapporti molari SEM/AVS < 1 si ipotizza che i metalli non producano effetti tossicologici avversi per gli organismi acquatici, dato che si assume che i composti metallici siano totalmente legati alla frazione di AVS dei sedimenti sottoforma di solfuri insolubili. Per valori SEM/AVS > 1, invece, si assume che la concentrazione di metalli in forma biodisponibile nell'acqua interstiziale non sia trascurabile. In generale, però, si ritiene (ad es.: Di Toro, 1992) che questo metodo sia da utilizzarsi come strumento per valutare situazioni di nessun effetto (ossia per identificare i casi in cui SEM/AVS < 1), invece che per determinare effetti tossici.

Studi di tossicità condotti in laboratorio su anfipodi, oligocheti e lumache su sedimenti marini o di acque interne, drogati o prelevati da siti contaminati, hanno evidenziato l'assenza di effetti tossici acuti (ossia mortalità < 50%) per tutti gli organismi e i campioni di sedimenti per i quali i rapporti molari SEM/AVS risultassero inferiori all'unità (Di Toro et al., 1992). Per valori molari SEM/AVS maggiori, invece, per le specie più sensibili (ad es.: gli anfipodi), si è registrato un incremento dei valori di mortalità (Di Toro et al., 1992).

Vantaggi dell'approccio AVS:

- Analogamente all'approccio EqP, questa metodologia permette di derivare valori numerici di SQG direttamente da dati di composizione chimica dei sedimenti.
- Il metodo mostra in genere la stessa affidabilità di altri approcci basati su dati di composizione chimica per la classificazione di un sedimento contaminato da metalli come tossico o non tossico (Long e MacDonald, 1998).

Limiti dell'approccio AVS:

- Il metodo è da utilizzarsi prevalentemente come strumento per individuare effetti non tossici acuti, non per stimare il grado di tossicità dei sedimenti dovuto a contaminazione da metalli (Jones et al., 1997).
- Questo approccio richiede la misura simultanea di tutti i metalli presenti nel sedimento; diversamente potrebbero trarsi conclusioni errate (Di Toro et al., 1992).
- Se il contenuto di AVS dei sedimenti fosse molto basso, come ad esempio per sedimenti totalmente ossidati, l'utilizzo di questo approccio potrebbe, anche in questo caso, portare a conclusioni inesatte (Jones et al., 1997).
- Il metodo è stato finora sviluppato soltanto per alcuni metalli e non tiene conto di effetti di tossicità cronica (Jones et al., 1997).

2.2.6 *Approcci basati sull'equilibrio di ripartizione biota-sedimento*

Questa tipologia di approcci è stata sviluppata per tenere conto dei fenomeni di bioaccumulo e trasferimento di contaminanti nella catena alimentare, con l'obiettivo di fissare, come valori di SQG per specifiche sostanze (ad es.: pesticidi, PCB e diossine), le massime concentrazioni nei sedimenti che risultino protettive per l'uomo e gli organismi acquatici (Cook et al., 1992).

I sedimenti, infatti, rappresentano un'importante fonte di potenziali contaminanti con caratteristiche bioaccumulanti, che tendono quindi ad accumularsi nella catena alimentare acquatica ed in particolare nei tessuti adiposi degli organismi appartenenti ai livelli trofici superiori, dai pesci fino all'uomo. Risulta, dunque, necessario garantire che le concentrazioni di questi contaminanti nei sedimenti rimangano al di sotto dei livelli che possano dar luogo a fenomeni di bioaccumulo e, quindi, a concentrazioni dannose per la catena alimentare.

I livelli di concentrazione di determinate sostanze che diano luogo a fenomeni di bioaccumulo possono essere derivati da test di tossicità eseguiti per la generazione di criteri di qualità delle acque che tengano conto di fenomeni di tossicità cronica (FCV), da fattori di bioconcentrazione determinati per via sperimentale o da valori riportati in letteratura, oppure dal confronto con linee guida relative al rischio alla salute umana associato al consumo di organismi acquatici contaminati. In questo paragrafo vengono discusse alcune delle metodiche che sono state impiegate per ricavare valori di SQG che tengano in conto fenomeni di bioaccumulo nella catena alimentare.

Approccio della concentrazione residua nei tessuti (TRA)

L'approccio della concentrazione residua nei tessuti stabilisce criteri numerici applicabili in particolare per sostanze organiche non polari (elevato valore del K_{ow}) e per composti organometallici (Cook et al., 1992).

Questa metodica consente, quindi, di fissare dei valori numerici di SQG in funzione della natura delle sostanze esaminate e della concentrazione massima considerata accettabile nei tessuti delle specie acquatiche. La procedura si sviluppa in varie fasi sequenziali: per prima cosa vengono selezionate le sostanze caratterizzate dalla tendenza ad accumularsi potenzialmente nella catena alimentare, esaminando ad esempio il valore del K_{ow} della sostanza; successivamente, per queste sostanze vengono stabiliti valori numerici relativi ai livelli residui nei tessuti protettivi per la salute umana o per la fauna, *tissue residue guidelines* (TRG).

Per ogni composto analizzato, inoltre, vengono valutati specifici fattori di bioaccumulo biota-sedimento, *sediment to biota bioaccumulation factors* (BSAF), che descrivono la ripartizione di un contaminante tra le due matrici (sedimento ed organismi) come riportato dall'Equazione 2.4. I valori dei BSAF possono essere derivati da studi empirici inerenti a fenomeni di bioaccumulo, ossia da dati di campo relativi alle concentrazioni dei contaminanti nei sedimenti e dalle corrispondenti concentrazioni misurate nei tessuti degli organismi acquatici, oppure da modelli teorici dei

meccanismi di bioaccumulo (Crane et al., 2000). Diversi studi hanno mostrato come i BSAF siano parametri più affidabili per descrivere il processo di ripartizione di un contaminante tra sedimenti e biota rispetto ad altri fattori di bioaccumulo, dato che nel calcolo dei valori di BSAF la concentrazione del contaminante nel sedimento (C_{org}) è normalizzata rispetto al contenuto di carbonio organico, mentre la concentrazione nei tessuti degli organismi acquatici (C_{org}) è normalizzata rispetto al contenuto di lipidi del tessuto stesso (Moore et al., 2005). Si sottolinea, dunque, come la derivazione di valori di BSAF è applicabile solamente per contaminanti organici non polari.

$$C_{org} = BSAF \cdot C_{sed} \quad 2.4$$

L'approccio della concentrazione residua nei tessuti, quindi, a partire dai valori di TRG e BSAF deriva per ogni sostanza dei valori di SQG mediante la seguente relazione:

$$SQG = \frac{TRG}{BSAF} \quad 2.5$$

Con questa metodica, sulla base delle concentrazioni residue nei tessuti di alcune specie di pesci, sono stati stabiliti dei valori di concentrazione limite nei sedimenti del lago Ontario per il composto 2,3,7,8 tetraclorodibenzo-p-diossina (TCDD) (Cook et al., 1992). L'utilità dell'applicazione di approcci basati sulla concentrazione residua di contaminanti nei tessuti degli organismi acquatici è anche supportata da studi che hanno mostrato significative correlazioni tra i valori decrescenti delle concentrazioni di DDT nei tessuti di pesci ed uccelli, in seguito alla messa al bando dell'utilizzo del pesticida, e le concentrazioni di questa sostanza nei sedimenti superficiali campionati dalla zona dei Grandi Laghi e dalla zona costiera della California meridionale (Crane et al., 2000).

Approccio dello Stato di New York

Valori numerici di SQG per la protezione delle specie acquatiche e della salute umana sono stati anche sviluppati dal New York State Department of Environmental Conservation seguendo un approccio simile a quello precedentemente esposto, stabilendo specifici criteri di qualità delle acque (WQC) da impiegare successivamente, mediante l'approccio EqP, per determinare i corrispondenti standard di qualità relativi ai sedimenti (NYDSEC, 1999). In particolare, per quanto riguarda la protezione della salute umana, i valori di WQC vengono ricavati mediante la seguente espressione:

$$WQC = \frac{ADI}{0.033 \cdot BF} \quad 2.6$$

in cui:

ADI = apporto giornaliero accettabile di una determinata sostanza per l'uomo ricavato da standard di qualità dell'acqua potabile ($\mu\text{g/d}$)

0.033 = apporto medio giornaliero di pesce consumato dall'uomo (kg/d)

BF = fattore di bioaccumulo specifico della sostanza in esame.

Per stabilire criteri di qualità delle acque protettivi per gli organismi acquatici, invece, viene adottata la seguente equazione:

$$WQC = \frac{A}{BF} \quad 2.7$$

in cui:

A = concentrazione della specifica sostanza nei tessuti dei pesci che risulti protettiva per le specie ittiche (mg/kg)

BF = fattore di bioaccumulo specifico della sostanza in esame.

I fattori di bioaccumulo vengono rapportati al contenuto di lipidi nei tessuti, rispettivamente pari al 3% per la protezione della salute umana e al 10% per la salvaguardia della fauna ittica (NYDSEC, 1999). In particolare, criteri di qualità delle acque determinati applicando l'equazione 2.6 sono stati ricavati, ad esempio, per DDT, DDD, DDE, dicloroetilene, cloruro di vinile e 1,1,2,2-tetracloroetano; mentre valori di WQC mediante l'equazione 2.7 sono stati determinati, ad esempio, per aldrin, dieldrin, clordano ed endrin (NYDSEC, 1999).

Approccio dello Stato di Washington

Questo approccio è stato sviluppato per definire dei valori di standard di qualità per i sedimenti che tenessero in considerazione il rischio per la salute umana derivante dal consumo di organismi acquatici che possano entrare in contatto con i sedimenti contaminati (WDEH, 1995).

Questo metodo, applicando un approccio basato sull'analisi del rischio derivante dall'ingestione da parte dell'uomo di inquinanti tramite la catena alimentare (WDOH, 1995), permette di definire valori di SQG protettivi per la salute umana (definiti di 1° livello ossia sito-generici) relativi a specifici contaminanti, considerando il bioaccumulo di ciascun contaminante nei tessuti di specifici organismi acquatici tramite i parametri BSAF discussi in precedenza per l'approccio TRA.

In particolare, in funzione della cancerogenicità di ciascuna sostanza, sono state sviluppate le seguenti equazioni (WDOH, 1995):

Sostanze cancerogene

$$SQG = \frac{R \cdot BW \cdot AT}{SF \cdot BSAF \cdot IF \cdot ED} \quad 2.8$$

Sostanze non cancerogene

$$SQG = \frac{RfD \cdot BW \cdot AT}{BSAF \cdot IF \cdot ED} \quad 2.9$$

Dove:

- SQG* = criteri di qualità dei sedimenti al di sotto dei quali non sono attesi effetti avversi per la salute umana (mg sostanza/kg di carbonio organico)
- R* = livello soglia di rischio, in genere fissato pari a 10⁻⁶
- BW* = peso medio corporeo di un adulto (kg) (in genere assunto pari a 70 kg)
- AT* = durata media del periodo in cui avviene l'esposizione ad una determinata sostanza (y) assunto pari a 70 anni per le sostanze cancerogene e 30 anni per le sostanze non cancerogene
- SF* = Slope Factor, ovvero il parametro tossicologico di riferimento per le sostanze cancerogene (kg· d/mg sostanza)
- RfD* = Reference Dose, parametro tossicologico di riferimento per le sostanze non cancerogene (mg sostanza/ kg· d)
- BSAF* = fattore di accumulo biota-sedimento di una determinata sostanza (kg carbonio organico/kg lipidi)
- IF* = tasso di ingestione di un determinato organismo, normalizzato in base alla concentrazione di lipidi (g lipidi/d)
- ED* = durata dell'esposizione ad una determinata sostanza (y) assunta pari a 30 anni

Questo approccio è stato utilizzato sia negli Stati Uniti (WDOH, 1995) che in Canada per determinare valori di SQG protettivi per la salute umana per sostanze quali i DDT, PCB e Hg (CCME, 1999).

Vantaggi degli approcci basati sull'equilibrio di ripartizione biota-sedimento:

- La maggior parte delle linee guida per definire la qualità dei sedimenti si basano su test di tossicità nei confronti di organismi bentonici. I metodi basati sull'equilibrio di ripartizione biota-sedimento, invece, permettono di analizzare nello specifico gli effetti sulla catena alimentare in termini di bioaccumulo, i quali risultano necessari per effettuare studi di analisi di rischio ecologica o per definire valori protettivi della salute umana (Cormack, 2001).

-
- Per una data specie di organismi acquatici e tipologia di tessuti, una volta determinati i fattori di bioaccumulo, possono essere derivati valori di SQG direttamente dalle linee guida delle concentrazioni massime di specifiche sostanze tollerate nei tessuti (TRG) oppure mediante l'analisi di rischio derivante dall'ingestione di organismi acquatici (MacDonald, 1994).

-

Limiti degli approcci basati sull'equilibrio di ripartizione biota-sedimento:

- Questi metodi possono essere applicati prevalentemente per derivare valori di qualità dei sedimenti che risultino protettivi per organismi appartenenti a livelli trofici superiori e per la salute umana, più che per organismi bentonici, per i quali invece sono stati sviluppati la maggior parte delle metodiche di screening (Crane et al., 2000).
- Le specie sensibili ai contaminanti oggetto d'indagine potrebbero non essere presenti, nel caso in cui i sedimenti siano caratterizzati da una significativa tossicità (Cormack, 2001).
- Questa tipologia di metodiche si applica soltanto per sostanze che tendono a bioaccumularsi nella catena alimentare, come ad esempio alcuni composti organici persistenti, come i PCB o le diossine (Cormack, 2001) e non risulta idonea per derivare valori di SQG che descrivano il bioaccumulo di metalli e composti polari, data la definizione di BSAF.
- Attualmente linee guida di concentrazione residua nei tessuti, fissate in base a criteri di protezione nei confronti di organismi acquatici, sono stati sviluppati soltanto per poche sostanze.

2.3 Approcci empirici

Gli approcci impiegati per definire standard di qualità per i sedimenti basati sulla correlazione tra i dati relativi alle concentrazioni chimiche di specifiche sostanze nei sedimenti campionati da aree oggetto di studio e gli effetti biologici provocati negli organismi bentonici sono definiti generalmente metodi empirici (McCauley et al., 2000), essendo basati su dati di campo. Data l'abbondanza nella letteratura scientifica di dati combinati, ad es.: investigazioni ecologiche, analisi chimiche condotte su siti contaminati e valutazioni di rischio ecologico per molti siti, sono stati sviluppati numerosi database che contengono informazioni sia sulle proprietà chimiche dei sedimenti che sulle caratteristiche delle specie bentoniche.

Alcuni di questi database sono stati analizzati per ricavare le massime concentrazioni di determinate sostanze a contatto con le specie bentoniche che non sembrano provocare effetti avversi su queste ultime. Tali valori sono stati utilizzati per definire le concentrazioni del livello di screening per una determinata specie (SSLC), sulla base dell'approccio omonimo illustrato nel paragrafo 2.3.1. Dati storici relativi alle concentrazioni chimiche di contaminanti nei sedimenti e agli effetti biologici

misurati in campo sono stati utilizzati per sviluppare una serie di altri approcci basati su correlazioni, tra cui l'approccio delle soglie di effetto apparente (AET) (paragrafo 2.3.2), l'approccio basato sul modello di regressione logistico dei dati (LRM) (paragrafo 2.3.3) e gli approcci dei range di effetto (ERL/ERM) e dei livelli di effetto (TEL/PEL) (paragrafi 2.4.1 e 2.4.2). Questi ultimi due metodi sono stati classificati quali approcci combinati, essendo basati su dati ottenuti dalla combinazione di vari database, inclusi i dati ricavati applicando le metodiche AET ed EqP.

Il vantaggio principale dell'utilizzo degli approcci empirici per ricavare valori di SQG è che i database su cui si basano sono composti da un gran numero di dati relativi a correlazioni tra concentrazioni chimiche ed effetti biologici. Sono considerati, quindi, metodi predittivi che possono essere anche applicati quali indicatori generali della qualità dei sedimenti e utilizzati per stabilire criteri normativi (McCauley et al., 2000), anche se non tutti gli esperti sono concordi su quest'ultima applicazione (vedi ad es.: Burton 2002). Va sottolineato, infatti, che queste procedure non forniscono relazioni di causa effetto associabili ad una singola sostanza, come invece il metodo SSTT, discusso nel paragrafo 2.2.2, ma piuttosto possono essere utilizzati per identificare sedimenti potenzialmente contaminati. Un altro limite evidenziato dagli approcci empirici è che non tengono conto della biodisponibilità dei contaminanti, essendo basati sui dati di concentrazione in peso secco dei sedimenti e non sulle concentrazioni effettivamente biodisponibili per gli organismi bentonici. Questi approcci tendono ad essere, comunque, sito specifici e possono portare alla definizione di molteplici dati di effetti biologici per simili concentrazioni di contaminanti in funzione della tipologia di sedimenti esaminati. Le sensibilità tossicologiche di singoli organismi o comunità bentoniche e le caratteristiche chimico-fisiche dei sedimenti stessi esercitano una considerevole influenza sugli effetti tossicologici misurati (Luoma e Carter, 1993), per cui spesso queste metodiche possono portare a sovrastimare o sottostimare gli effetti biologici prodotti dai sedimenti sulle specie bentoniche, e, quindi, a definire valori di SQG rispettivamente sovra-protettivi o sotto-protettivi per gli organismi acquatici (McCauley et al., 2000).

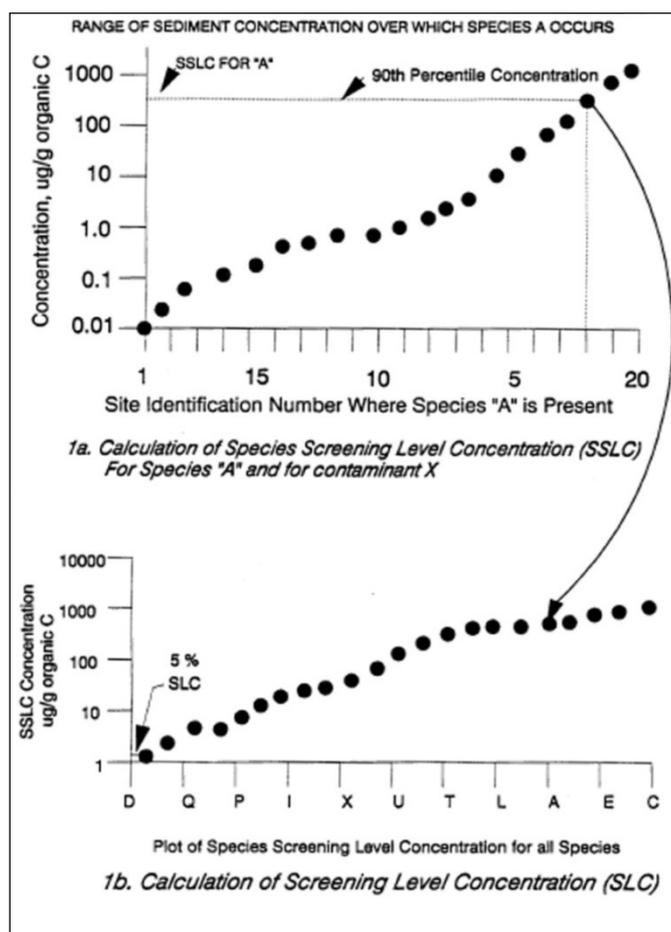
2.3.1 Approccio delle concentrazioni del livello di screening (SLC)

L'approccio delle concentrazioni del livello di screening (*Screening Level Concentration*) è una metodologia che tiene conto degli effetti biologici provocati dall'esposizione di alcune specie bentoniche a campioni di sedimenti contaminati, ed è stata applicata per definire linee guida numeriche di qualità dei sedimenti per la protezione degli organismi bentonici (Neff et al., 1986).

Questa metodologia si basa sull'analisi di dati sinottici di campo relativi alle concentrazioni di determinate sostanze chimiche nei sedimenti e alle distribuzioni delle specie bentoniche invertebrate campionate in presenza dei sedimenti stessi sottoposte a diversi livelli di contaminazione, con l'obiettivo di stabilire per ogni composto analizzato un valore definito concentrazione del livello di

screening (SLC). Questo parametro corrisponde alla massima concentrazione di un determinato contaminante che può essere tollerato da una predefinita parte delle specie bentoniche che vivono a contatto con i sedimenti, in genere fissata pari al 95^{mo} percentile della distribuzione (Persaud et al., 1993). Per ogni specie bentonica vengono registrati la presenza o assenza della specie in corrispondenza di sedimenti per i quali sono state misurate determinate concentrazioni di contaminanti; se per la specie analizzata sono disponibili sufficienti dati (per almeno 10 siti), si stabilisce il livello di concentrazione di screening relativo a quella specie (SSLC), fissandolo pari al 90^{mo} percentile della distribuzione dei valori di concentrazione di un determinato contaminante misurati in tutti i siti dove è stata rilevata la presenza della specie. Tra tutti i valori degli SSLC relativi ad uno specifico contaminante ricavati per ogni specie, viene poi scelta la concentrazione del livello di screening pari, ad esempio, al 5^{to} percentile della distribuzione, corrispondente quindi alla concentrazione del contaminante che risulta protettiva (associata alla presenza della specie) nei confronti del 95% delle specie analizzate (Neff et al., 1986). In Figura 2.1 è riportato un esempio grafico della procedura di derivazione delle concentrazioni SSLC ed SLC per una generica sostanza A. L'affidabilità dell'approccio SLC è direttamente legata alla dimensione del database utilizzato e al range di variabilità dei parametri contenuti nel database stesso, dato che una delle assunzioni alla base di questa metodologia è che per ogni specie venga analizzato l'intero intervallo di sensibilità (dalla minima alla massima concentrazione tollerata). In particolare risulta fondamentale, quindi, che per ogni specie considerata vengano campionati diversi livelli di concentrazione di ciascun contaminante nei sedimenti (preferibilmente variabili in un intervallo di almeno due ordini di grandezza) (Persaud et al., 1993).

Per contaminanti organici non polari, i valori di concentrazione ottenuti applicando questo metodo vengono normalizzati rispetto al contenuto di carbonio organico totale (TOC) dei sedimenti, per ottenere una misura più rappresentativa della quantità della sostanza effettivamente biodisponibile per gli organismi bentonici, dato che queste sostanze tendono ad adsorbirsi fortemente sulla sostanza organica presente nei sedimenti. Per metalli e composti organici polari vengono solitamente impiegate le concentrazioni misurate nei sedimenti, data l'incertezza legata al criterio di normalizzazione da adottare per queste sostanze (Persaud et al., 1993).



(Persaud et al., 1993)

Figura 2.1: Esempio di calcolo delle concentrazioni del livello di screening per una sostanza generica (A)

Questa procedura è stata sviluppata da Neff et al. (1986) per derivare valori numerici degli SQG per sedimenti di acque interne e sedimenti marini contaminati in particolare da sostanze organiche non polari. I valori ottenuti per sedimenti marini sono stati poi ricalcolati da Neff et al. (1987) con un database depurato da dati di dubbia validità. Questo approccio, inoltre, è stato impiegato per definire concentrazioni di screening per i PCB utilizzando dati su sedimenti provenienti dalla regione dei grandi laghi degli U.S.A. (Neff et al., 1986).

Successivamente questo approccio è stato impiegato quasi esclusivamente in Canada (Crane et al. 2000). Sono state ricavate due tipologie di SQG per classificare i sedimenti provenienti dal fiume San Lorenzo, analizzando le concentrazioni di cinque tipologie di PCB mediante il metodo SLC: il *minimal effect threshold* (MEC) (soglia minima di effetto) e il *toxic effect threshold* (TET) (soglia di effetto tossico) (EC e MENVIQ, 1992). Il MET, calcolato come il 15^{mo} percentile dei valori di SSLC, rappresenta la concentrazioni di un contaminante nei sedimenti tollerata dall'85% degli organismi, mentre il TET, fissato pari al 90^{mo} percentile della distribuzione dei valori di SSLC, indica la concentrazione tollerata dal 10% degli organismi bentonici esaminati. In maniera analoga, il Ministero dell'Ambiente e dell'Energia dello stato dell'Ontario, applicando l'approccio SLC, ha definito tre livelli di effetti ecotossicologici basati sugli effetti cronici di lungo termine di alcuni contaminanti, (ad

es.: metalli, IPA, PCB, DDT, HCH, ecc.) (Persaud et al., 1993), riportati nella Tabella 1.12 del Capitolo 1. Dei tre livelli dei valori di SQG individuati dallo stato dell'Ontario, descritti nel paragrafo 1.4.3, il secondo ed il terzo, rispettivamente il *lowest effect level* (LEL) (livello di minimo effetto) ed il *severe effect level* (SEL) (livello di effetto grave), sono stati ricavati applicando il metodo delle concentrazioni del livello di soglia, mentre il primo, il *no effects level* (NEL) (livello di effetto assente) è stato ricavato applicando il metodo dell'equilibrio di ripartizione (Persaud et al., 1993). In particolare i valori del LEL sono stati fissati considerando il 5^{to} percentile della distribuzione dei valori di SSLC, così come descritto nella procedura riportata da Neff et al. (1986) ed illustrato in Figura 2.1; mentre i valori relativi al SEL sono stati stabiliti riferendosi al 95^{mo} percentile della distribuzione dei SLC, corrispondente ad una concentrazione tollerata da solo il 5% delle specie bentoniche.

Vantaggi dell'approccio SLC:

- Il principale vantaggio consiste nella possibilità di sviluppare linee guida per qualsiasi contaminante per cui siano disponibili metodologie di campionamento; inoltre i valori di screening ricavati con questa metodica possono essere adattati a condizioni locali includendo informazioni relative a specie bentoniche residenti nell'area di indagine (MacDonald et al., 1994).
- L'impiego di parametri statistici quali i percentili per definire i valori degli SLC permette di limitare l'effetto di dati anomali (outliers) nella scelta della concentrazione del livello di screening per ogni composto (Crane et al., 2000).
- Il metodo non richiede assunzioni aprioristiche riguardanti i meccanismi di interazione tra gli organismi bentonici e i contaminanti tossici e può essere sviluppato utilizzando database e metodologie esistenti (Hull e Suter, 1993).

Limiti dell'approccio SLC:

- L'approccio non permette di identificare rapporti diretti di causa-effetto tra uno specifico contaminante ed il biota, dato che raramente in condizioni di campo i sedimenti risultano contaminati da un'unica sostanza. Quindi i valori delle SLC sono basati su associazioni tra livelli di contaminanti nei sedimenti ed effetti biologici (MacDonald, 1994). Di frequente i valori ricavati con questa metodologia risultano conservativi per una singola sostanza (Crane et al., 2000).
- Gli unici effetti biologici esaminati seguendo questo approccio sono la presenza o l'assenza di una determinata specie bentonica e non sono, dunque, prese in esame le informazioni relative a relazioni dose/risposta, che possono essere ricavate analizzando gli effetti biologici sub-letali. Inoltre gli effetti di altri fattori oltre al livello di concentrazione dei contaminanti, come ad esempio la distribuzione granulometrica dei sedimenti, il gradiente di salinità (nel caso di sedimenti marini) oppure la velocità della corrente, non sono esplicitamente analizzati

dall'approccio SLC, conducendo a valutazioni spesso applicabili soltanto ad alcuni siti (MacDonald, 1994).

- L'utilizzo di un gran numero di dati di campo, che presentino un ampio intervallo di concentrazione delle sostanze contaminanti, risulta fondamentale per evitare che i livelli di SQG ricavati dall'approccio SLC siano troppo influenzati dai valori di concentrazione presi in esame per costruire il database, risultando, quindi, eccessivamente conservativi o sottoprotettivi per gli organismi bentonici. Da un confronto qualitativo con i valori di SQG derivati applicando altre metodiche come ad esempio il weight of evidence, i valori dei LEL risultano generalmente meno conservativi per la maggioranza dei composti organici (Jones et al., 1997).

2.3.2 Approccio della soglia degli effetti apparenti (AET)

L'approccio denominato *apparent effects threshold* (AET) (soglia degli effetti apparenti) è una metodologia che utilizza parametri statistici per stabilire correlazioni quantitative tra specifici contaminanti nei sedimenti ed effetti biologici osservati negli organismi bentonici. Tali effetti possono essere sia misurati sul campo, come le variazioni delle strutture delle comunità bentoniche, che in laboratorio utilizzando saggi biologici. L'obiettivo di questa tecnica è di individuare il livello di concentrazione di un contaminante nei sedimenti al di sopra del quale siano sempre osservati significativi effetti sugli organismi bentonici; il valore così derivato viene definito soglia di effetto apparente o AET. Gli effetti biologici presi in esame da questo approccio includono tra gli altri, tossicità cronica o acuta nei confronti di organismi bentonici o acquatici, variazioni nell'abbondanza di diverse specie bentoniche, variazioni strutturali di specifiche comunità e bioaccumulo di specifiche sostanze (Cormack et al., 2001). Come per la metodica SLC, ad ogni effetto biologico misurato corrispondono misure di concentrazione dei contaminanti nei sedimenti. Il valore di AET risulta, quindi, pari al valore di concentrazione di uno specifico contaminante nei sedimenti al di sopra del quale sono stati registrati significativi effetti biologici per tutti i campioni inclusi nel database utilizzato per derivare tali valori. L'assunzione alla base di questo approccio è che gli effetti biologici osservati per valori di concentrazione superiori all'AET sono da correlarsi alla concentrazione del contaminante esaminato, mentre per valori minori gli effetti osservati potrebbero essere dovuti ad altri contaminanti (Persaud et al., 1993).

I valori di AET per i metalli vengono ricavati normalizzando il valore di concentrazione statistico risultante per il peso secco del campione di sedimento analizzato, mentre, per i valori relativi alle concentrazioni di sostanze organiche, i dati di concentrazione vengono normalizzati per il contenuto di carbonio organico totale (TOC) oppure per il peso secco del campione di sedimenti analizzato (Crane et al., 2000). Diverse specie sono state esaminate per studiare gli effetti biologici di specifici contaminanti; ad esempio nel progetto di Puget Sound, qui di seguito descritto, valori di AET sono

stati generati per quattro specie marine: microtox, larve di ostriche, comunità bentoniche e anfipodi (Crane et al., 2000).

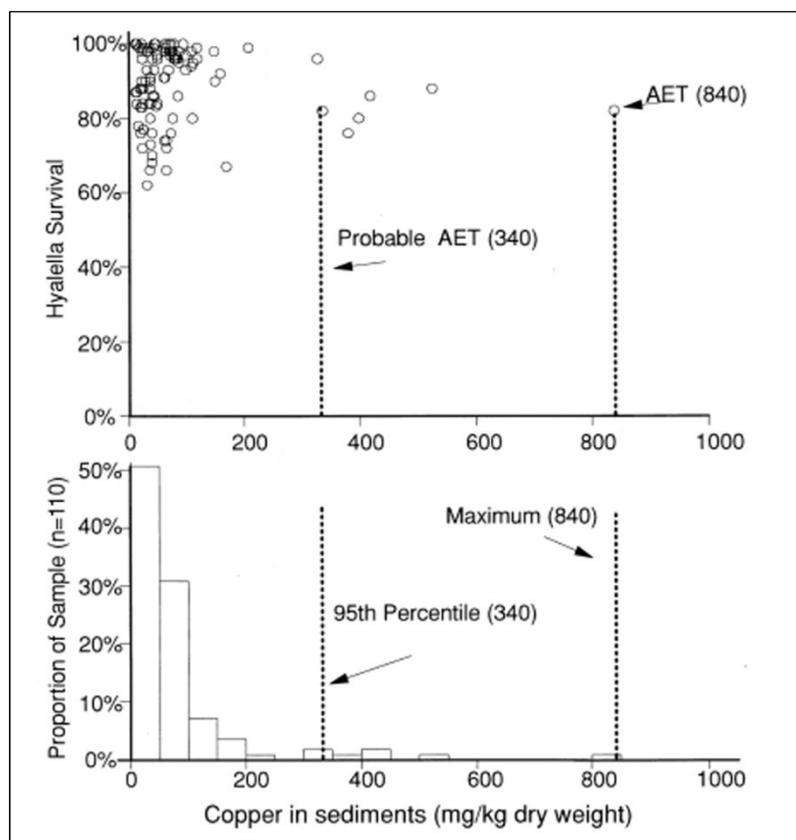
L'approccio AET è stato sviluppato e principalmente utilizzato nello stato di Washington (U.S.A.) nel contesto del *Puget Sound Dredged Disposal Analysis Program* per stabilire criteri di gestione (dragaggio o smaltimento finale in mare) per i sedimenti marini della zona di Puget Sound. L'approccio AET è stato scelto dal Dipartimento di Ecologia dello stato di Washington come metodo per ricavare obiettivi di qualità di lungo termine per sedimenti marini, oltre che per fissare criteri di gestione e bonifica per siti costieri contaminati. Tuttavia il Consiglio di consulenza scientifica dell'EPA ritiene che questa metodologia non dovrebbe essere applicata per fissare criteri normativi di qualità dei sedimenti su scala nazionale, date le sue caratteristiche tipicamente sito-specifiche (MacDonald, 1994).

Ingersoll et al (1996) hanno utilizzato un simile approccio per sviluppare valori di qualità, definiti *no effect concentrations* (NEC) (massime concentrazioni di effetto assente) per sedimenti della regione dei Grandi Laghi basandosi sugli effetti biologici presentati da selezionate specie di anfipodi (*Hyallela Azteca*) e di insetti (*Chironomus Riparius*).

La metodologia AET è stata ulteriormente sviluppata da Cabbage et al. (1997) per definire valori di *probable apparent effects threshold* (PAET) (soglia di probabile effetto apparente) per sedimenti di acque interne dello stato di Washington. Questo metodo fissa quale valore di riferimento non il massimo valore di concentrazione corrispondente alla sopravvivenza della specie (l'AET) ma il 95^{mo} percentile della distribuzione dei dati di effetti biologici in funzione della concentrazione della sostanza analizzata (Cabbage et al., 1997). A titolo d'esempio la Figura 2.2 riporta graficamente la determinazione del PAET per il rame a partire da dati di sopravvivenza di *Hyallela Azteca* sottoposta a specifici valori di concentrazione. Questa modifica del metodo permette di ridurre la probabilità di scegliere come AET un valore anomalo che porterebbe a sovrastimare la massima concentrazione di contaminante tollerato dalla specie.

Vantaggi dell'approccio AET:

- Il principale vantaggio nell'utilizzo di questo metodo per stabilire valori numerici di qualità dei sedimenti è dato dalla sua applicabilità a qualsiasi tipologia di sostanza, analogamente al metodo SLC, oltre alla possibilità di poter fare riferimento ad un gran numero e tipologia di osservazioni relative agli effetti biologici osservati sia in campo che in laboratorio. Valori di AET possono essere quindi derivati per ogni area, specie ed effetto biologico scelto quale oggetto di investigazione (MacDonald, 1994).
- Questa metodologia tiene conto direttamente degli effetti biologici provocati dalla esposizione di specie biotiche ad un determinato livello di contaminazione, a differenza di altri approcci come ad esempio l'equilibrio di ripartizione (Cormack et al., 2001).
- Non necessita di assunzioni riguardo alla biodisponibilità dei contaminanti.



(Cubbage et al., 1997)

Figura 2.2: Esempio di derivazione grafica del valore di PAET per le concentrazioni di rame nei sedimenti da dati relativi alla sopravvivenza dell'anfipode *Hyalella Azteca*.

Limiti dell'approccio AET:

- Il principale limite di questa metodica è la necessita di una gran mole di dati sito-specifici dettagliati che correlino valori di concentrazione di determinati contaminanti nei sedimenti ad effetti biologici prodotti in selezionate specie bentoniche. Database così dettagliati sono disponibili solo per poche aree (come ad es.: il Puget Sound oppure la regione dei Grandi Laghi). L'implementazione di questo approccio in altre aree richiederebbe una vasta e dettagliata fase di caratterizzazione (MacDonald, 1994; Jones et al., 1997).
- Analogamente a quanto evidenziato per il metodo SLC, anche l'approccio AET non consente di stabilire relazioni dirette di causa-effetto tra la concentrazione di uno specifico contaminante e l'effetto biologico indotto.
- Qualora il valore di SQG scelto corrispondesse all'AET, in altre parole alla massima concentrazione di un contaminante che non facesse registrare effetti biologici negativi per una particolare specie, questo valore potrebbe risultare troppo elevato e, quindi, sotto-protettivo per almeno qualcuna delle specie bentoniche; inoltre l'estensione del database potrebbe portare a scegliere valori maggiori o al limite uguali all'AET precedentemente fissato, ma

comunque non minori, quindi non permetterebbe di fissare valori più conservativi (MacDonald, 2004).

- In alcune circostanze potrebbe verificarsi la condizione opposta a quella sopramenzionata, ovvero i dati di AET potrebbero risultare troppo conservativi; questa situazione potrebbe essere generata dal fatto che effetti biologici avversi siano registrati in concomitanza con specifici livelli di concentrazione di una sostanza ma siano dovuti ad altri fattori. situazione Tale evento potrebbe verificarsi nel caso in cui lo studio fosse ristretto ad una determinata area geografica, per la quale tutti i campioni analizzati presentassero simili caratteristiche che, quindi, non permetterebbero di identificare le anomalie (MacDonald et al., 1994).
- Nel caso in cui nel database siano considerati gli effetti biologici su più specie bentoniche, la meno sensibile di tutte le specie sarà sempre quella che determinerà il valore massimo di concentrazione tollerabile, quindi anche il valore di AET, che potrebbe, dunque, risultare non protettivo per le specie bentoniche più sensibili (Cormack et al., 2001).

2.3.3 Approccio del modello di regressione logistica (LRM)

L'approccio denominato *logistic regression modelling* (LRM) (approccio del modello di regressione logistica) deriva valori numerici di SQG dall'analisi statistica dei risultati di analisi chimiche e biologiche condotte su sedimenti prelevati da una varietà di siti del Nord America, mediante l'impiego di modelli di regressione logistica (Field et al., 1999).

I dati inclusi nel database vengono catalogati in base alla sostanza analizzata e, per ogni campione di sedimento preso in esame, viene costruita una tabella con i dati di concentrazione della specifica sostanza disposti in ordine crescente (normalizzati per il contenuto di carbonio organico oppure per il peso secco del campione) e con a fianco i corrispondenti risultati dei test di tossicità (tossico oppure non tossico) per ogni test effettuato. Questi modelli sono stati originariamente sviluppati utilizzando i risultati di test di sopravvivenza a 10 giorni di varie specie di anfipodi su campioni di sedimenti marini e di estuario. I campioni vengono classificati come tossici se presentano caratteristiche significativamente diverse dai campioni scelti quali controlli (o riferimenti di fondo dell'analisi) e se danno luogo ad una percentuale di sopravvivenza della fauna bentonica inferiore al 90% (Field et al., 1999).

Nella seconda fase di questo processo i dati contenuti nelle tabelle così strutturate sono vagliati per escludere dal database dati relativi a campioni per i quali i livelli di concentrazioni misurati non hanno fatto osservare tossicità sulle specie bentoniche analizzate. In quest'analisi la concentrazione chimica associata ad un campione catalogato come tossico viene confrontata con la concentrazione media della stessa sostanza in campioni di sedimenti non tossici ricavati nello stesso studio e provenienti dalla

stessa area geografica. I campioni tossici, con concentrazioni di contaminanti selezionati minori o pari alla concentrazione media della sostanza nei campioni non tossici, sono esclusi dalle successive fasi del processo, assumendo che sia altamente improbabile che le concentrazioni della data sostanza possano essere la causa della tossicità misurata per questi campioni (Field et al., 1999).

Nella fase finale dell'analisi dei dati utilizzati per costruire l'approccio LRM, i dati selezionati sono utilizzati per sviluppare modelli di regressione logistica, per esprimere in forma analitica il rapporto tra la concentrazione dello specifico contaminante e la probabilità di registrare effetti tossici. I modelli logistici sono stati originariamente sviluppati per l'elaborazione dei risultati relativi alla sopravvivenza di una specie, in cui la variabile dipendente di interesse può assumere solo due valori. Per selezionati intervalli di concentrazione, scelti in base ai range di concentrazione dei contaminanti misurati nei campioni di sedimenti analizzati, viene ottenuta la proporzione di campioni tossici corrispondenti, ovvero la probabilità di osservare un effetto tossico. L'insieme di dati probabilità-concentrazione viene, poi, interpolata tramite il seguente modello (Field et al., 1999):

$$p = \frac{e^{(B+B(x))}}{1 + e^{(B+B(x))}} \quad 2.10$$

in cui

p = probabilità di osservare un effetto tossico;

B_0 e B_1 = parametri di fitting del modello

x = concentrazione del contaminante espressa in unità logaritmiche (\log_{10}).

I parametri B_0 e B_1 che garantiscono il miglior fitting del modello sono definiti utilizzando l'approccio della massima probabilità di accadimento, in cui il parametro χ^2 assume un significato analogo al coefficiente di correlazione r per i modelli di regressione lineare. Per database con un numero paragonabile di dati, maggiore il valore di χ^2 migliore risulta l'adesione del modello ai dati sperimentali; dato che il valore di χ^2 dipende anche dal numero di dati considerati nello sviluppo del modello, in genere vengono confrontati tra loro valori di χ^2 normalizzati per il numero di campioni esaminati per ricavare il modello di regressione per una determinata sostanza.

L'approccio LRM è stato sviluppato da Field et al. (1999) con un database preliminare costituito dai risultati di test di tossicità della durata di 10 giorni condotti su anfipodi marini per sette sostanze chimiche per illustrare la metodologia. Nello specifico, gli studiosi hanno calcolato valori denominati T_{10} , T_{50} e T_{90} per quattro metalli (piombo, mercurio, nichel e zinco), due IPA (fluorantene e fenantrene) e il contenuto totale di PCB. I valori sopra citati rappresentano rispettivamente il 10%, 50% e 90% della probabilità di osservare un effetto tossico negli organismi bentonici a contatto con i sedimenti. Questo metodo può essere impiegato per stimare la concentrazione di un composto chimico che sia associata ad un qualsiasi valore di probabilità di osservare effetti tossici. Da questi dati possono quindi essere fissati valori di SQG scegliendo uno specifico valore di probabilità. Sebbene

siano stati elaborati dati per sviluppare modelli logistici per 37 sostanze in base a test di tossicità condotti per 10 giorni su anfipodi marini (Field et al., 2002), vi sono ancora dati insufficienti per derivare modelli logistici affidabili per specie di invertebrati di acque interne (Crane et al., 2000).

Vantaggi dell'approccio LRM:

- La probabilità che uno specifico campione di sedimenti risulti contaminato da una specifica sostanza può essere direttamente calcolato dal modello di regressione logistica (Field et al., 1999).
- I valori di SQG ricavati tramite l'approccio LRM possono essere direttamente confrontati con dati di campo (Field et al. 1999).

Limiti dell'approccio LRM:

- Questo approccio richiede un gran numero di dati sperimentali. Crane et al., (2000) hanno tentato di applicare questo metodo per fissare criteri di qualità per lo stato del Minnesota ma hanno concluso che i dati disponibili relativi alla qualità delle acque dolci risultavano insufficienti.
- Field et al. (1999) ritengono che, per raffinare questa metodologia, sarebbero necessari nuovi dati sulla qualità dei sedimenti marini e di acqua dolce in presenza di alti livelli di contaminazione.

2.4 Approcci combinati

Gli approcci combinati impiegano più approcci metodologici o linee di evidenza per definire criteri di qualità dei sedimenti. Tali approcci, denominati anche *weight of evidence* (basati su dati pesati in base alle evidenze sperimentali), sono stati sviluppati originariamente da Long e Morgan (1990) come strumenti di valutazione informale delle caratteristiche chimiche di sedimenti costieri campionati nell'ambito del progetto *National Status and Trends Program* del NOAA (*National Oceanic and Atmospheric Administration*).

Il database sviluppato dal NOAA (Long e Morgan 1990) contiene dati generati dall'applicazione di tre gruppi di approcci per stabilire SQG basati sull'osservazione degli effetti biologici provocati negli organismi bentonici: l'approccio EqP, il metodo SSTT e vari approcci empirici (tra cui l'AET e l'SLC). A tutti i dati utilizzati per costruire il database è stato, poi, attribuito lo stesso peso, a prescindere dal metodo impiegato per derivarli (MacDonald, 1994).

I dati ottenuti dall'applicazione dei sopracitati approcci vengono inizialmente vagliati per scegliere le serie di dati da includere nel database. Questa valutazione si basa sull'analisi della tipologia di dati considerati (ad es.: presenza di dati di concentrazione chimica dei contaminanti nei sedimenti e dei risultati dei corrispondenti test di tossicità condotti su organismi bentonici), delle metodologie

applicate per elaborare i dati stessi, della tipologia di effetto biologico esaminato e del grado di corrispondenza tra i dati chimici e le risposte biologiche misurate (Long e Morgan, 1990). I dati che non mostrano sufficiente correlazione chimica-biologica vengono comunque incorporati nel database ma non impiegati nelle successive fasi di valutazione statistica. I dati corrispondenti a campioni classificati come non tossici sono assunti quali livelli di fondo naturale da impiegare come confronto, mentre i campioni, per cui siano stati registrati effetti biologici significativi in concomitanza con elevate concentrazioni di specifiche sostanze, vengono selezionati e disposti in ordine crescente di concentrazione. Da queste distribuzioni di dati vengono selezionati poi diversi valori di SQG in funzione dello specifico approccio scelto.

A tale categoria di approcci appartengono: l'approccio NOAA (denominato anche *weight of evidence*), descritto nel paragrafo 2.4.1, che individua due tipologie di SQG: *l'effects range low* (ERL) (intervallo di effetto inferiore) e *l'effects range median* (ERM) (intervallo di effetto medio); l'approccio sviluppato dallo stato della Florida (denominato anche *weight of evidence* modificato), illustrato nel paragrafo 2.4.2, che definisce SQG denominati *threshold effect levels* (TEL) (livelli soglia di effetto) e *probable effects levels* (PEL) (livelli di probabile effetto); l'approccio detto *consensus based* (basato sul consenso), descritto nel paragrafo 2.4.3, che si basa anche sui due appena citati approcci e fornisce valori di SQG denominati *threshold effect concentration* TEC (concentrazione soglia di effetto) e *probable effect concentration* (PEC) (concentrazione di probabile effetto).

2.4.1 Approccio dell'intervallo di effetto (ER)

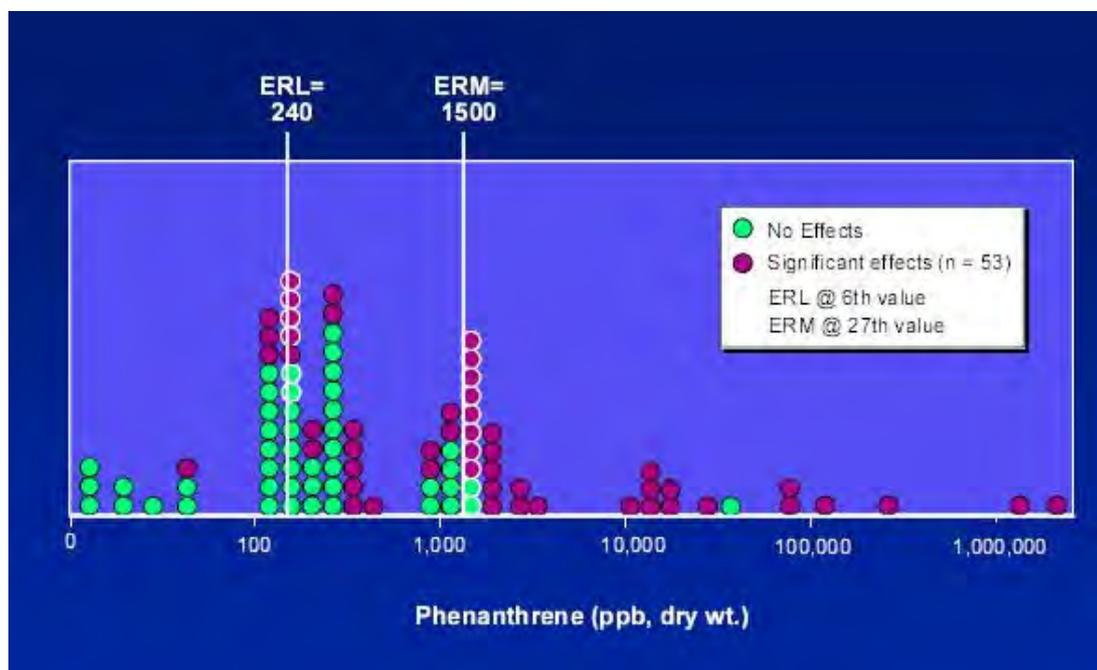
Questa metodologia, denominata anche *weight of evidence* o approccio di Long e Morgan (Long e Morgan, 1990), porta all'identificazione di due valori, più propriamente detti intervalli, di concentrazione (ERL e ERM), che sono da intendersi come valori di concentrazione di una determinata sostanza nei sedimenti a cui è associata una bassa o media probabilità di determinare effetti biologici avversi negli organismi bentonici, e non, quindi, come criteri di qualità assoluti a cui riferire criteri di classificazione dei sedimenti (Long e MacDonald, 1998; NOAA, 1999).

Questi due valori di concentrazione (ERL ed ERM) corrispondono rispettivamente al 10^{mo} e al 50^{mo} percentile della distribuzione dei dati di concentrazione di uno specifico composto per i quali sono stati registrati effetti tossici sugli organismi bentonici. L'ERL, dunque, rappresenta il valore minimo di una soglia al di sotto della quale gli effetti biologici avversi sono ritenuti poco frequenti; mentre l'ERM rappresenta il valore di soglia oltre il quale sono considerati frequenti gli effetti biologici negativi. A titolo di esempio, in Figura 2.3 è riportata la metodologia di calcolo dei valori di ERM ed ERL per il fenantrene: si nota che in questo caso 53 valori di concentrazione di questa sostanza hanno fatto registrare un effetto tossico negli organismi bentonici, il 10^{mo} percentile della distribuzione di questi dati, disposti in ordine crescente, corrisponde al 6° dato (240 µg/kg), mentre il 50^{mo} percentile

corrisponde al 27° dato della serie (1500 µg/kg). Anche in questo caso, come per l'approccio SLC, si è ritenuto che l'utilizzo di specifici percentili per discriminare tra i dati di tossicità potesse ridurre la probabilità di scegliere dati anomali come valori di screening (MacDonald, 1994).

Il database originario alla base di questo approccio è stato modificato nel tempo, sebbene l'approccio concettuale di fondo sia rimasto sostanzialmente invariato. Sono stati rimossi i dati di dubbia validità, mentre sono stati aggiunti dati relativi a sedimenti campionati in acque interne ed aree di estuario provenienti da molti siti del Nord America; il database del NOAA così modificato viene denominato *biological effects database for sediments* (BEDS) (Cormack, 2001). Per sedimenti marini e di estuario sono state derivate linee guida qualitative per 34 sostanze nell'ambito del progetto ARCS (*Assessment and Remediation of Contaminated Sediments*) (Smith et al., 1996).

Per sedimenti di acque interne l'EPA ha utilizzato un approccio simile per derivare valori di ERL, corrispondenti al 15° percentile della distribuzione dei dati di concentrazione associati ad un effetto biologico, e di ERM, corrispondenti al 50° percentile della distribuzione dei dati di concentrazione associati ad un effetto biologico (USEPA, 1996). Questa metodologia è stata inoltre applicata per derivare criteri di qualità sito specifici, definiti *sediment effect concentrations* (SEC) (concentrazioni di effetto dei sedimenti), per campioni contaminati da PCB e DDT prelevati da determinate aree della California meridionale (Crane et al., 2000).



(NOAA, 1999)

Figura 2.3: Esempio di derivazione di valori di ERL (intervallo di effetto inferiore) e di ERM (intervallo di effetto medio) per il fenantrene, in cui i punti verdi rappresentano le concentrazioni di fenantrene associate a sedimenti risultati non tossici, mentre i punti in magenta indicano concentrazioni della sostanza per cui si sono registrati effetti tossici.

Vantaggi dell'approccio ER:

- Questa metodologia può essere applicata utilizzando dati esistenti.
- Gli effetti biologici sono direttamente correlati a dati di concentrazione relativi a miscele di contaminanti.
- L'utilizzo di un esteso database e l'impiego di parametri statistici come i percentili permette di ridurre il livello di incertezza.

Limiti dell'approccio ER:

- Non possono essere direttamente determinate le correlazioni di causa-effetto tra la concentrazione di una specifica sostanza e gli effetti biologici prodotti negli organismi bentonici.
- I valori di SQG sono stati derivati per unità di peso secco del campione, quindi non tengono conto di potenziali effetti dovuti a fattori geochimici che potrebbero esercitare un'influenza sulla biodisponibilità dei contaminanti (NOAA, 1999).
- Non sono considerati in questo approccio i meccanismi di bioaccumulo, che permetterebbero di stimare effetti avversi sulla fauna e sugli esseri umani, (NOAA, 1999).

2.4.2 Approccio del livello di effetto (EL)

L'approccio denominato *effects level* (EL), anche definito *modified weight of evidence approach* (Crane et al., 2000), è stato sviluppato dal Florida Department of Environmental Protection (MacDonald, 1994) basandosi sull'estensione del database originariamente definito dal NOAA (Long e Morgan, 1990). Questo database contiene dati di caratterizzazione chimica di sedimenti e di effetti biologici associati, derivati da test di tossicità su sedimenti drogati e/o risultati di studi di campo condotti su molti siti del Nord America. In tale database, a differenza dell'approccio degli intervalli di effetto, sono inclusi oltre a dati relativi a sedimenti classificati come tossici, dati di sedimenti che non hanno fatto registrare effetti biologici avversi per gli organismi bentonici (cosiddetti *no effects data*). Si è deciso di includere questi ultimi dati nell'investigazione poiché si è ritenuto che dati relativi a livelli di concentrazione di contaminanti che non hanno fatto registrare effetti biologici forniscano utili informazioni riguardo alle relazioni che intercorrono tra l'esposizione ad una specifica sostanza e l'effetto biologico indotto negli organismi bentonici (MacDonald et al., 1996).

Inoltre, il database è stato modificato per includere dati relativi anche a siti meridionali degli Stati Uniti, dato che il Dipartimento della Florida ritenne che il database sviluppato dal NOAA fosse troppo orientato da dati provenienti dalla costa ovest e dalla costa nordest del paese (MacDonald, 1994).

Il database sviluppato da MacDonald (1994) è stato, quindi, utilizzato per derivare due classi di SQG: il livello soglia di effetto (TEL) e il livello probabile di effetto (PEL). Il TEL, corrispondente all'ERL

definito dall'approccio NOAA, viene calcolato come la media geometrica del 15^{mo} percentile dei dati di concentrazione di una determinata sostanza che hanno fatto registrare un effetto tossico sugli organismi bentonici e del 50^{mo} percentile dei dati che non hanno mostrato effetti tossici. Il PEL, invece, corrisponde all'ERM definito dall'approccio NOAA ed è calcolato come la media geometrica del 50^{mo} percentile dei dati di concentrazione di una determinata sostanza corrispondenti ad effetti tossici e del 85^{mo} percentile dei dati che non hanno fatto registrare effetti biologici. L'impiego di medie geometriche dei dati al posto delle medie aritmetiche è stato scelto data l'incertezza legata alla distribuzione dei dati. L'utilizzo di medie geometriche, inoltre, permette di limitare l'effetto di dati anomali, scegliendo un valore medio che rispecchia maggiormente la distribuzione media dei dati.

Questo approccio è stato applicato al database esteso denominato BEDS (vedi paragrafo 2.4.1), per derivare valori numerici di SQG per sedimenti costieri della Florida (MacDonald et al., 1996). In maniera analoga, Ingersoll et al. (1996) hanno applicato l'approccio EL ai risultati di test di tossicità condotti su specifiche specie di anfipodi e insetti di acque dolci, per derivare valori di SQG per sistemi di acque interne (EPA, 1996). Questo approccio è stato anche impiegato in Canada per derivare valori di TEL e PEL per sedimenti marini e per sedimenti di acque interne (Smith et al., 1996; CCME, 1999), come descritto nel paragrafo 1.4.2.

MacDonald et al. (1996) hanno confrontato tra loro i valori di soglia minore di effetto derivati mediante l'applicazione di vari metodi, ossia i valori di TEL, PAET, ERL e i criteri di qualità di sedimenti dell'EPA corrispondenti a test di tossicità cronica, e hanno mostrato come generalmente i valori dei TEL risultano i più conservativi e quindi i più protettivi nei confronti degli organismi bentonici.

Vantaggi dell'approccio EL:

- I vantaggi evidenziati per l'approccio ER si applicano anche per questa metodologia. Inoltre, l'inclusione di dati di concentrazione per cui non si siano registrati effetti biologici aumenta la rappresentatività statistica del metodo (Cormack, 2001).
- L'utilizzo di medie geometriche al posto di medie aritmetiche, a differenza dell'approccio ER, viene considerato più appropriato da un punto di vista statistico, dato che la distribuzione dei dati non risulta in genere di tipo normale (MacDonald et al., 1994).
- L'elevata affidabilità interna dei valori di TEL per la maggioranza delle sostanze chimiche studiate, indica che questi valori possono essere considerati stime soddisfacenti delle concentrazioni al di sotto delle quali effetti biologici avversi sono attesi solo raramente (Smith et al., 1996).

Limiti dell'approccio EL:

- Analogamente al metodo ER, correlazioni dirette di causa-effetto tra la concentrazione di una specifica sostanza e gli effetti biologici prodotti negli organismi bentonici non possono essere direttamente determinati mediante questo approccio.
- Meccanismi di bioaccumulo, che permetterebbero di stimare effetti avversi sulla fauna e sugli esseri umani, non sono considerati in questo approccio (NOAA, 1999).
- La relativamente bassa affidabilità interna dei valori di PEL, indica che questi valori non dovrebbero essere utilizzati quali stime delle concentrazioni al di sopra delle quali effetti biologici avversi sono attesi frequentemente, risultando generalmente valori eccessivamente conservativi (Smith et al., 1996).
- Vari fattori potrebbero influenzare le risposte biologiche misurate durante una specifica investigazione, oltre alle concentrazioni di singoli contaminanti, inclusi gli effetti sinergici di miscele dei contaminanti stessi (Cormack et al., 2001).

2.4.3 Approccio basato sul consenso (CB)

L'approccio metodologico denominato *consensus based*, deriva valori di SQG a partire da altri valori numerici precedentemente pubblicati, determinati mediante l'utilizzo di metodologie sia teoriche che empiriche per la protezione degli organismi bentonici.

La derivazione di valori di SQG basati sul consenso avviene attraverso una procedura sequenziale (MacDonald et al., 2000). Durante la prima fase si raccolgono e riordinano i dati di SQG proposti da vari studi per la determinazione della qualità dei sedimenti di acque interne. Successivamente, tutti i dati raccolti vengono valutati criticamente per determinare la possibilità di impiegarli come valori di SQG basati sul consenso. In particolare sono presi in esame i seguenti criteri di selezione: la comprensibilità delle procedure di derivazione dei valori adottate dallo specifico metodo, il grado di correlazione dei dati di concentrazione con gli effetti biologici misurati per le specie bentoniche e l'originalità dell'approccio stesso (Crane et al., 2000). Valori numerici di qualità derivati dall'applicazione dell'approccio SBA non vengono inclusi nel database, dato che non tengono conto di effetti biologici (Cormack, 2001).

Va rilevato che come tutti gli altri metodi empirici e combinati, i criteri di qualità derivati dal metodo CB non tengono conto di processi di bioaccumulo, e quindi dati inerenti a questi meccanismi non sono inclusi nel database (Cormack, 2001).

I valori di SQG che soddisfano i sopracitati criteri di selezionati sono raggruppati in due classi di valori (Swartz, 1999), come mostrato in Tabella 2.2, dove sono riportate le definizioni e gli acronimi dei principali SQG utilizzati per derivare due classi di valori basati sul consenso: le *threshold effect concentrations* (TEC) (concentrazioni di effetto soglia) e le *probable effect concentrations* (PEC) (concentrazioni di probabile effetto). I valori di TEC rappresentano le concentrazioni di uno specifico

contaminante al di sotto delle quali sono raramente attesi effetti negativi sugli organismi bentonici, mentre i PEC indicano le concentrazioni di ogni sostanza al di sopra delle quali sono frequentemente o sempre attesi effetti biologici nocivi (MacDonald et al., 1996; Swartz, 1999).

Dopo la suddivisione in classi, i valori numerici dei TEC e PEC sono ricavati dalla media geometrica di tutti i valori classificati rispettivamente secondo la prima e la seconda categoria (vedi Tabella 2.2), arrotondando i valori ottenuti alla terza cifra decimale. Anche in questo caso si è scelto di utilizzare medie geometriche per limitare l'influenza di dati anomali nella scelta delle linee guida. Valori di TEC o PEC sono stati calcolati per ogni sostanza per la quale fossero disponibili in letteratura almeno tre o più valori di riferimento (MacDonald et al., 2000).

Tabella 2.2: Definizione dei principali standard di qualità dei sedimenti sviluppati con diversi approcci utilizzati per determinare valori di SQG denominati TEC e PEC.

| Denominazione SQG | Acronimo | Approccio | Descrizione |
|--|----------|-----------|---|
| <i>Threshold Effect Concentration SQGs</i> (standard di qualità dei sedimenti soglia di effetto) | | | |
| Lowest Effect Level | LEL | SLC | I sedimenti sono classificati da non contaminati a marginalmente contaminati. Nessun effetto sulla maggioranza degli organismi bentonici è atteso al di sotto di questo valore (Persaud et al., 1993) |
| Threshold Effect Level | TEL | WEA | Rappresenta la concentrazione al di sotto della quale effetti avversi sono attesi solo raramente (MacDonald, 1994) |
| Effects Range Low | ERL | WEA | Rappresenta la concentrazione chimica al di sotto della quale effetti avversi sarebbero raramente osservati (NOAA, 1999) |
| Threshold Effect Level (tests con <i>Hyalella Azteca</i>) | TEL-HA28 | WEA | Rappresenta la concentrazione al di sotto della quale effetti avversi per la sopravvivenza o la crescita dell'amfipode <i>Hyalella Azteca</i> sono attesi raramente (mediante test condotti per 28 giorni) (US EPA, 1996) |
| Minimal Effect Threshold | MET | SLC | I sedimenti sono classificati da non contaminati a marginalmente contaminati. Nessun effetto sulla maggioranza (85%) degli organismi bentonici è atteso al di sotto di questo valore (EC e MENVIQ, 1992) |

| Denominazione SQG | Acronimo | Approccio | Descrizione |
|---|----------|-----------|---|
| Chronic Equilibrium Partitioning Threshold | SQAL | EqP | Rappresenta la concentrazione nei sedimenti che produce una concentrazione nell'acqua interstiziale inferiore ad un criterio di qualità delle acque cronico. (Zarba, 1992; US EPA, 1997) |
| <i>Probable Effect Concentration SQGs (standard di qualità dei sedimenti soglia di effetto)</i> | | | |
| Severe Effect Level | SEL | SLC | I sedimenti sono classificati significativamente contaminati. Effetti avversi sono attesi sulla maggioranza degli organismi bentonici al di sopra di questo valore (Persaud et al., 1993) |
| Probable Effects Level | PEL | WEA | Rappresenta la concentrazione al di sopra della quale effetti avversi sono attesi frequentemente (MacDonald et al. 1994) |
| Effects Range Median | ERM | WEA | Rappresenta la concentrazione chimica al di sopra della quale effetti avversi sarebbero frequentemente osservati (NOAA, 1999) |
| Probable Effects Level (tests con <i>Hyaella Azteca</i>) | PEL-HA28 | WEA | Rappresenta la concentrazione al di sopra della quale effetti avversi per la sopravvivenza o la crescita dell'amfipode <i>Hyaella Azteca</i> sono attesi frequentemente (mediante test condotti per 28 giorni) (US EPA, 1996) |
| Toxic Effect Threshold | TET | SLC | I sedimenti sono classificati significativamente contaminati. Effetti avversi sono attesi sulla maggioranza (90%) degli organismi bentonici al di sopra di questo valore (EC e MENVIQ, 1992) |

(adattato da Crane et al., 2001)

Questo approccio è stato impiegato per derivare valori numerici di SQG per una varietà di sostanze chimiche e tipologie di sedimenti. Per esempio, Swartz (1999) ha derivato valori di SQG basati sul consenso per IPA per sedimenti marini, mentre MacDonald et al. (2000) ha ricavato valori di SQG per PCB nei sedimenti marini e di acque interne per lo stato del Texas (Crane et al., 2000). Dati di SQG CB di molti metalli, IPA, PCB e pesticidi sono stati sviluppati per sedimenti di acque interne (MacDonald et al., 2000; MacDonald et al., 2003) ed adottati quali criteri normativi da diversi stati del

Nord America (ad es.: EPA Regioni 3, 4 e 5 dell'EPA, Massachusetts, Wisconsin e Florida), come descritto nel paragrafo 1.4.1.

I valori di SQG basati sul consenso, in virtù del metodo con cui vengono derivati, sono considerati valori affidabili poiché costituiscono una sintesi di valori già esistenti riportati da studi scientifici e tengono conto degli effetti della compresenza di miscele di contaminanti nei sedimenti (Swartz 1999; MacDonald et al., 2000). Inoltre, i valori dei PEC sono generalmente confrontabili con i valori ottenuti dall'applicazione di metodiche EqP (MacDonald et al., 2000).

Vantaggi dell'approccio CB:

- Dato che questo approccio incorpora criteri numerici derivati da vari metodi, inclusi l'EqP, i metodi *weight of evidence* e l'approccio SLC, evidenzia i vantaggi e le limitazioni di tutte queste metodiche.
- Gli SQG basati sul consenso sono da considerarsi parametri di sintesi unificanti dei valori pubblicati di SQG (MacDonald et al., 2000).
- I valori di SQG basati sul consenso riflettono effetti causali più che correlativi (MacDonald et al. 2000).

Limiti dell'approccio CB:

- Gli SQG basati sul consenso non prendono in esame meccanismi di bioaccumulo.
- I limiti e le debolezze di ogni approccio utilizzato per ricavare i valori di SQG basati sul consenso si riflettono inevitabilmente anche sui valori calcolati di TEC e PEC.
- L'impiego di dati ottenuti da fonti multiple potrebbe portare a dati anomali non rilevabili nel database (Cormack, 2001).

3 BENCHMARKING DI MODELLI PER IL CALCOLO DEI FATTORI DI RIPARTIZIONE

3.1 Introduzione

In questo capitolo viene descritta e discussa l'applicazione del metodo dell'equilibrio di ripartizione per la definizione di standard di qualità relativi ai sedimenti di acque interne. Come discusso nel Capitolo 2, questo metodo trova applicazione per la stima di standard di qualità sito-generici solo per i composti organici. In questa fase sono stati analizzati due metodi basati sull'approccio dell'equilibrio di ripartizione. Il primo considera esclusivamente la ripartizione dei contaminanti tra la matrice solida (sedimento) e la matrice acquosa, descritta mediante l'introduzione di un coefficiente di ripartizione, che risulta funzione delle caratteristiche dell'inquinante e del sedimento. Il secondo approccio, invece, tiene conto della catena trofica ed è basato sulla introduzione di un coefficiente di ripartizione tra sedimento ed alcune specie di organismi acquatici (pesci, crostacei e molluschi). I due approcci, la metodologia scelta per la loro applicazione ed i corrispondenti campi di applicazione sono discussi nel dettaglio nei paragrafi seguenti.

3.2 Stima degli SQG in base alla ripartizione acqua-sedimento

Come ampiamente discusso nel Capitolo 2, il metodo dell'equilibrio di ripartizione può essere applicato per descrivere la correlazione tra la concentrazione di un inquinante nei sedimenti ed in acqua, limitatamente alla classe dei composti organici apolari. Per questi composti, infatti, tramite l'equazione 2.1, riportata nel paragrafo 2.2.4, è possibile definire degli standard di qualità dei sedimenti (SQG) in funzione del coefficiente di ripartizione (K_p) e del corrispondente standard di qualità per le acque, ad esempio, il Final Chronic Value (FCV) definito dall'EPA negli USA (Burgess et al., 2008).

Il valore dell'SQG relativo ad uno specifico contaminante dipende evidentemente dalla metodologia seguita per la stima del coefficiente di ripartizione nonché dal criterio seguito per la selezione dello standard di qualità delle acque superficiali.

Pertanto, questa sezione presenterà i risultati dell'analisi dettagliata delle banche dati nazionali ed internazionali, avente come primo obiettivo la selezione di un database di riferimento per l'applicazione del metodo EqP; successivamente sarà discusso il calcolo dei corrispondenti standard di qualità dei sedimenti, ottenuti a partire da diversi valori di standard di qualità delle acque.

Il database per l'applicazione del metodo dell'equilibrio di ripartizione deve includere i valori degli standard di qualità delle acque e tutti i dati necessari per la stima del coefficiente di ripartizione, K_p , che per i composti organici è funzione della frazione di carbonio organico, f_{oc} , e del coefficiente di ripartizione carbonio organico-acqua, K_{oc} , che a sua volta può essere stimato a partire dal coefficiente di ripartizione ottanolo-acqua, K_{ow} .

Pertanto, questo paragrafo è strutturato in tre sezioni, nelle quali vengono rispettivamente affrontati i seguenti aspetti:

Selezione dei valori del coefficiente di ripartizione ottanolo-acqua (K_{ow}) da inserire nel database a partire dai valori presenti in diverse banche dati disponibili in letteratura;

Selezione dei valori del coefficiente di ripartizione carbonio organico-acqua (K_{oc}) da inserire nel database, a partire dai valori presenti in diverse banche dati e da equazioni basate sul coefficiente di ripartizione ottanolo-acqua (K_{ow}), disponibili in letteratura, seguita dalla valutazione dell'impatto di tale scelta sul valore di SQG ottenuto;

Individuazione e confronto tra i limiti per le acque superficiali stabiliti in Italia, Europa e U.S.A e valutazione dell'impatto di tale scelta sul valore di SQG ottenuto.

Tale analisi è stata effettuata sulla base dei dati contenuti nelle banche dati ISS-ISPEL, EPA, Texas QSAR e nei riferimenti bibliografici Watts (1997), Sabljic et al. (1995), Karickhoff (1981) e Karickhoff e Long (1995).

3.2.1 Selezione dei valori di K_{ow}

Il criterio adottato per la selezione dei valori di K_{ow} da inserire nel database è stato basato su di un ordine di priorità assegnato ai diversi riferimenti bibliografici. In particolare, è stata assegnata priorità ai dati provenienti dal database italiano ISS-ISPEL, in quanto già utilizzato nell'ambito delle procedure di bonifica dei siti contaminati secondo i criteri APAT-ISPRA (2008). Laddove i dati di K_{ow} non fossero stati presenti nel database ISS-ISPEL, i valori sono stati selezionati nell'ordine dai database EPA e Texas-Qsar. In assenza di valori in questi database, è stato selezionato il valore minore, e pertanto più conservativo, tra quelli disponibili negli altri riferimenti bibliografici Watts (1997), Sabljic et al. (1995), Karickhoff (1981) e Karickhoff e Long (1995).

Le figure 3.1-3.3 riportano il confronto tra i valori di K_{ow} forniti dai riferimenti bibliografici discussi nella precedente sezione del presente rapporto per diverse classi di contaminanti. Da tale confronto emerge un sostanziale accordo tra i valori di K_{ow} proposti dai diversi riferimenti bibliografici; questa osservazione indica che la selezione del valore di K_{ow} non costituisce un elemento particolarmente critico nell'ambito della procedura di applicazione del metodo dell'equilibrio di ripartizione.

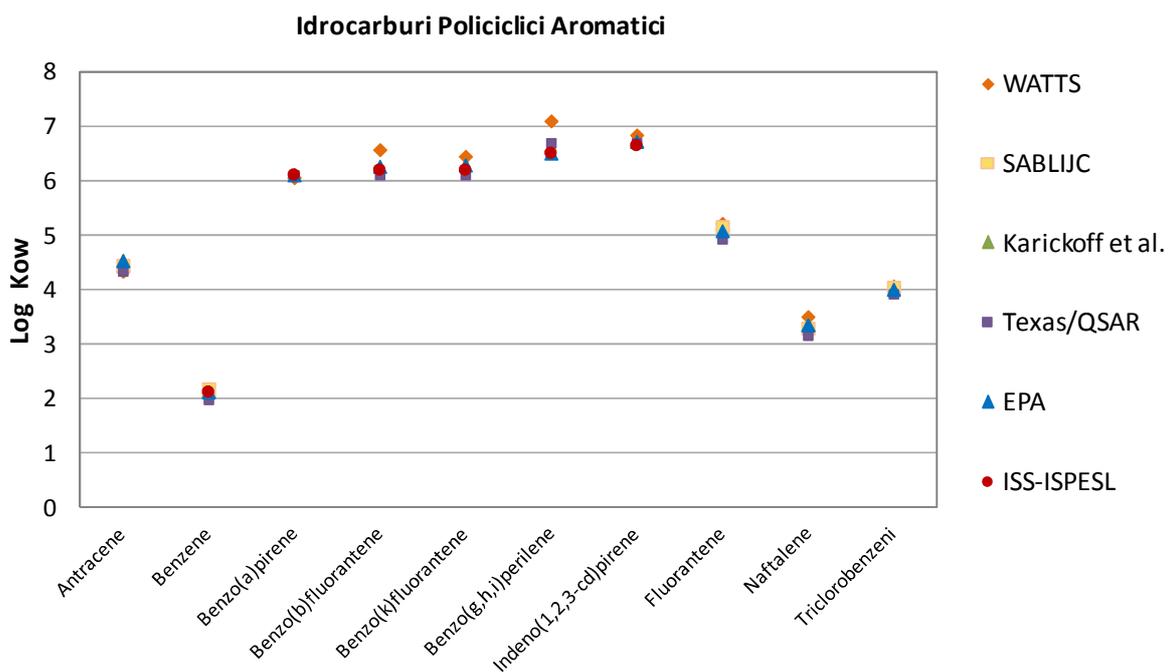


Figura 3.1: Kow per la classe dei composti policiclici aromatici

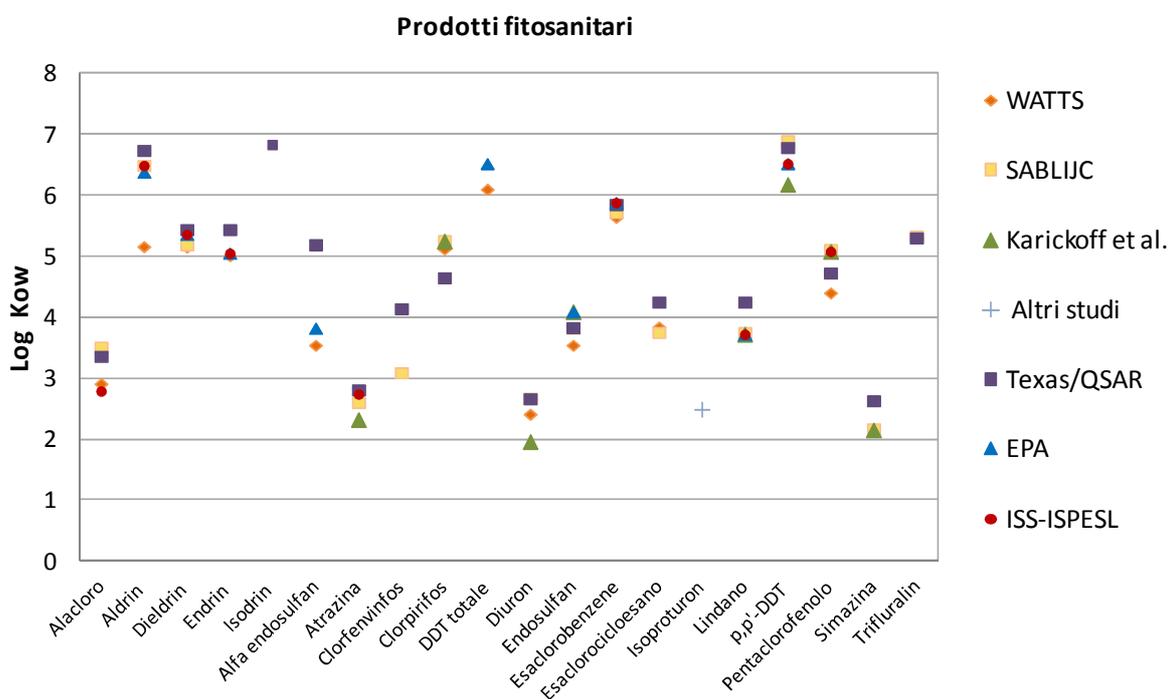


Figura 3.2: Valori di Kow per la classe dei prodotti fitosanitari

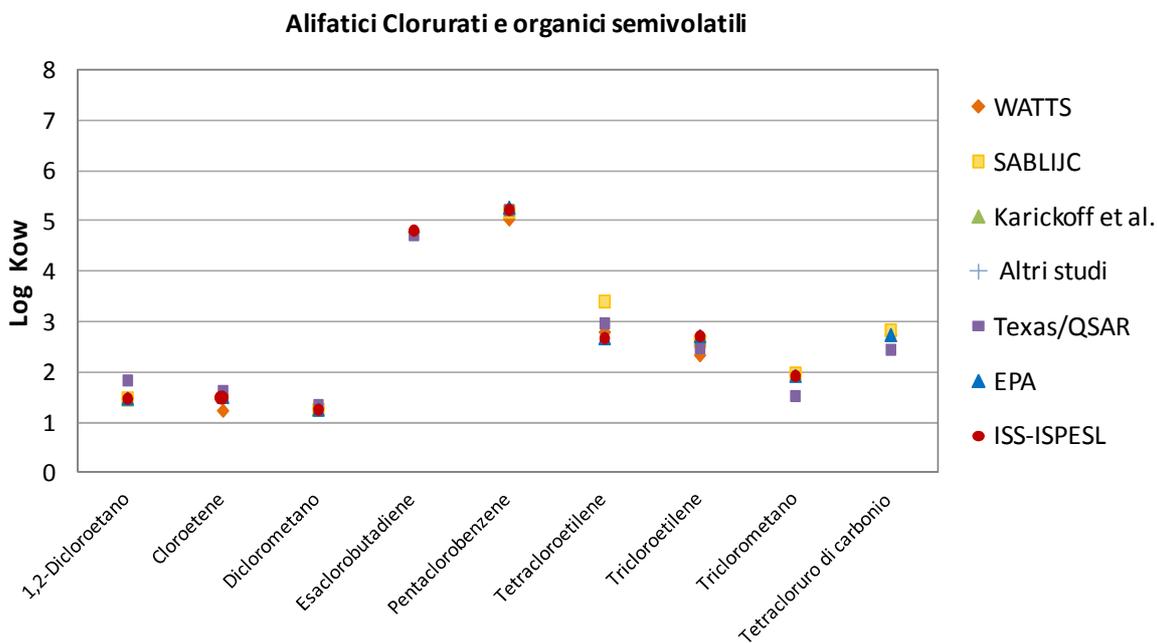


Figura 3.3: Valori di Kow per la classe dei composti clorurati

Le figure 3.4-3.6 riportano sotto forma di barra verticale la variabilità del Kow tra i database ISS-ISPEL, EPA e Texas, che viene confrontato con il valore selezionato secondo il criterio discusso in precedenza (simboli rossi). Come già discusso, in assenza di valori in tutti i database sopra citati, è stato selezionato il valore maggiormente conservativo (ovvero il minore) tra quelli forniti dagli altri riferimenti bibliografici. Tale scelta, limitata ad un numero estremamente ridotto di contaminanti, viene riportata nelle figure 3.4-3.6 sotto forma di simboli blu. I valori numerici dei Kow proposti dai diversi riferimenti considerati ed i corrispondenti valori, selezionati per il database ed utilizzati nel prosieguo del lavoro, sono riportati nella Tabella 1 dell'Allegato 2.

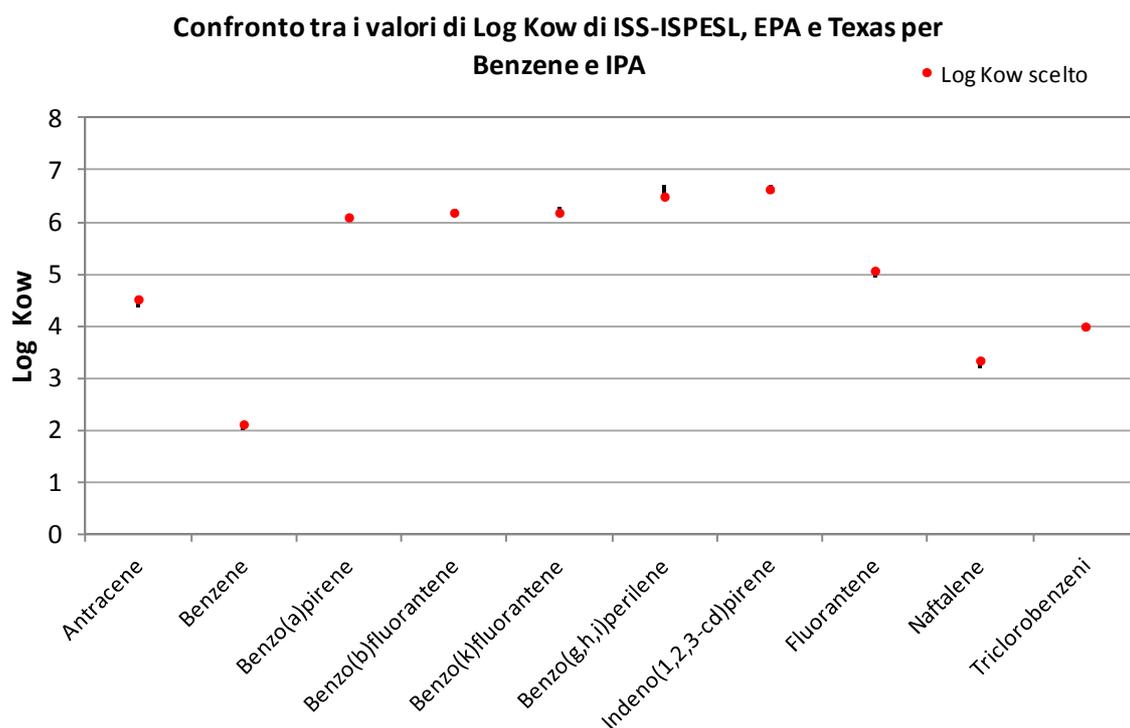


Figura 3.4: Confronto dei valori di Kow proposti da ISS-ISPEL, EPA e Texas per benzene e IPA

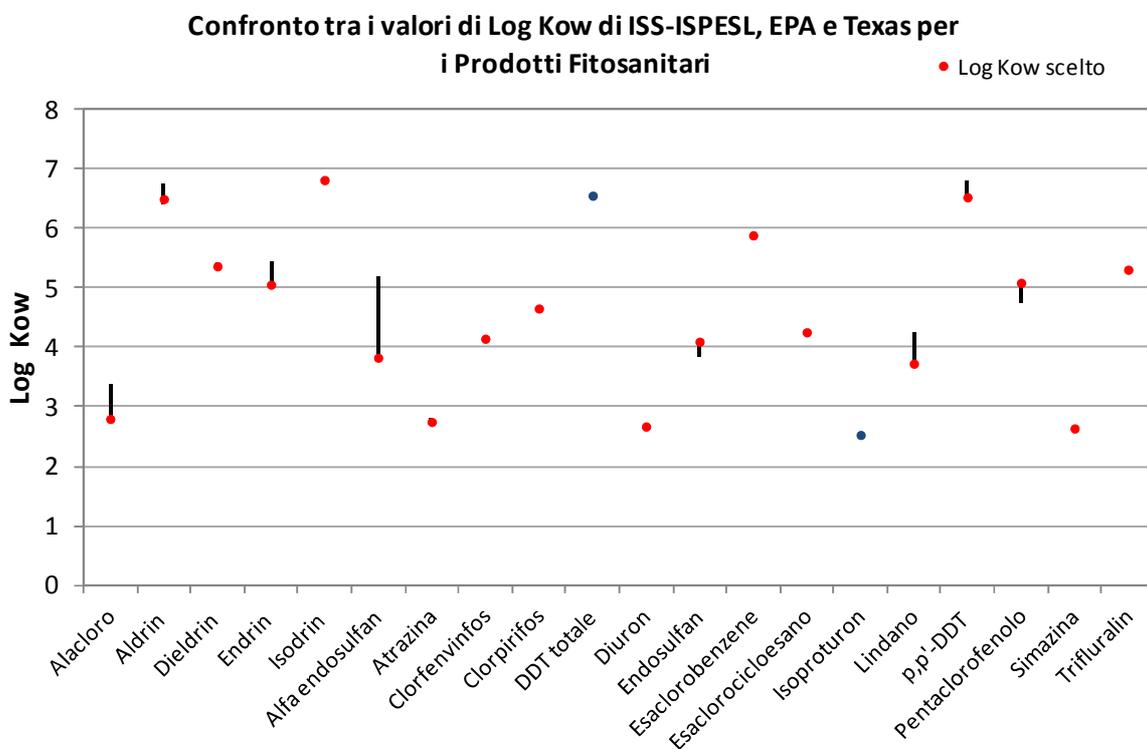


Figura 3.5: Confronto dei valori di Kow proposti da ISS-ISPEL, EPA e Texas per fitosanitari

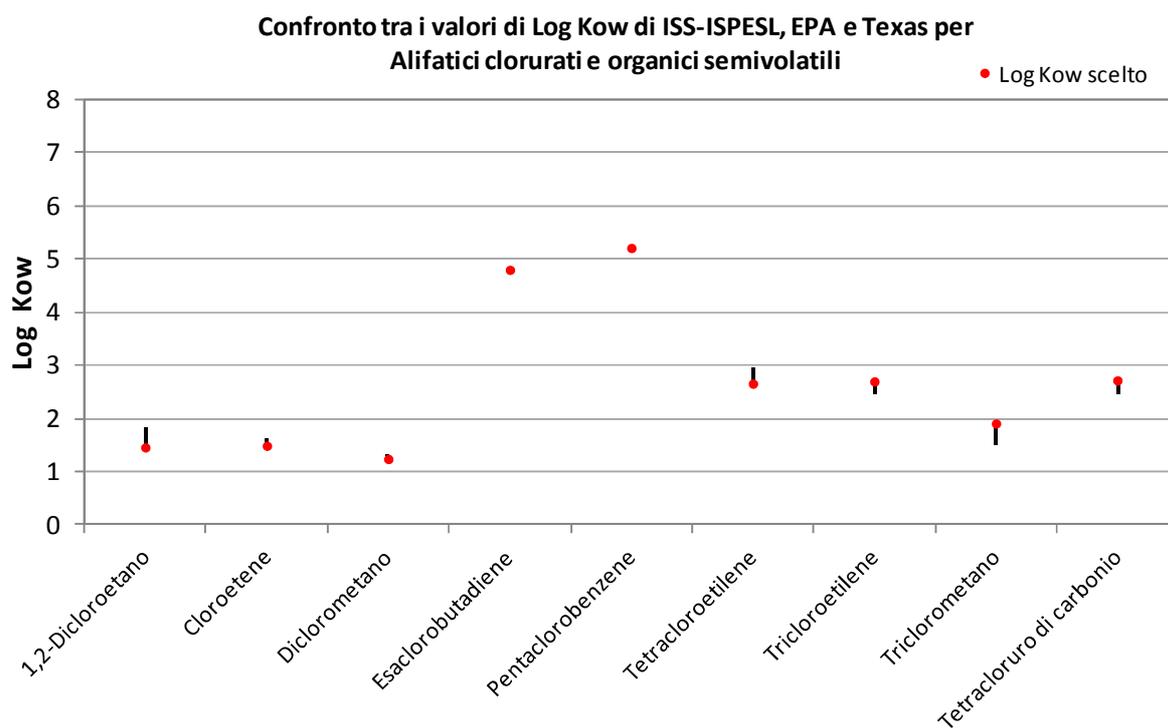


Figura 3.6: Confronto dei valori di Kow proposti da ISS-ISPEL, EPA e Texas per alifatici clorurati e organici semivolatili

3.2.2 Selezione dei valori di Koc ed impatto sul calcolo degli SQG

Una volta definito il valore di Kow per ciascun contaminante, è stato possibile determinare il coefficiente di ripartizione tra carbonio organico ed acqua, Koc. Tale coefficiente è di fondamentale importanza nella descrizione della ripartizione di un contaminante tra fase acquosa e sedimento, in quanto l'adsorbimento sul carbonio organico del sedimento costituisce generalmente il principale meccanismo che regola la ripartizione dei contaminanti tra le due matrici.

Anche il criterio adottato per la selezione dei valori di Koc da inserire nel database è stato basato su di un ordine di priorità assegnato ai diversi riferimenti bibliografici. In particolare, è stata assegnata priorità ai dati provenienti dal database italiano ISS-ISPEL, in quanto già utilizzato nell'ambito delle procedure di bonifica dei siti contaminati secondo i criteri APAT-ISPRA (2008). Laddove i dati di Koc non fossero risultati presenti nel database ISS-ISPEL, i valori sono stati selezionati nell'ordine dai database EPA e Texas-Qsar. In assenza di valori all'interno delle succitate banche dati, si è tenuto conto dei valori forniti da Sabljčić et al. (1995), Karickhoff (1981) e Karickhoff e Long (1995) e dei risultati ottenuti applicando alcune correlazioni di letteratura tra Koc e Kow, riportate in Tabella 3.1.

In questo caso, la scelta è ricaduta sul valore più conservativo, ovvero il maggiore, tra quelli ottenuti.

Tabella 3.1: Correlazioni per la stima del coefficiente di ripartizione carbonio organico-acqua

| | | | |
|--------------------|-------|---|------------------------|
| Non ionici | eq. A | $\log K_{oc} = 0,983 \log K_{ow} + 0,00028$ | (Di Toro et al., 1991) |
| Idrofobici | eq. B | $\log K_{oc} = 0,81 \log K_{ow} + 0,1$ | (Sabljic et al., 1995) |
| Non idrofobici | eq. C | $\log K_{oc} = 0,52 \log K_{ow} + 1,02$ | (Sabljic et al., 1995) |
| Fitosanitari | eq. D | $\log K_{oc} = 1,029 \log K_{ow} - 0,18$ | (Watts, 1997) |
| IPA e fitosanitari | eq. E | $\log K_{oc} = 0,544 \log K_{ow} + 1,377$ | (Watts, 1997) |
| IPA e benzene | eq. F | $\log K_{oc} = 0,989 \log K_{ow} - 0,346$ | (Watts, 1997) |
| IPA | eq. G | $\log K_{oc} = \log K_{ow} - 0,21$ | (Watts, 1997) |

I valori di Koc risultanti sono riportati nelle figure 3.7-3.9, che evidenziano un sostanziale accordo tra i diversi database esaminati, con alcune eccezioni come i triclorobenzeni tra gli aromatici, aldrin, diedrin, endosulfan tra i fitosanitari e diversi organo clorurati per i quali i valori EPA si discostano da quelli degli altri database.

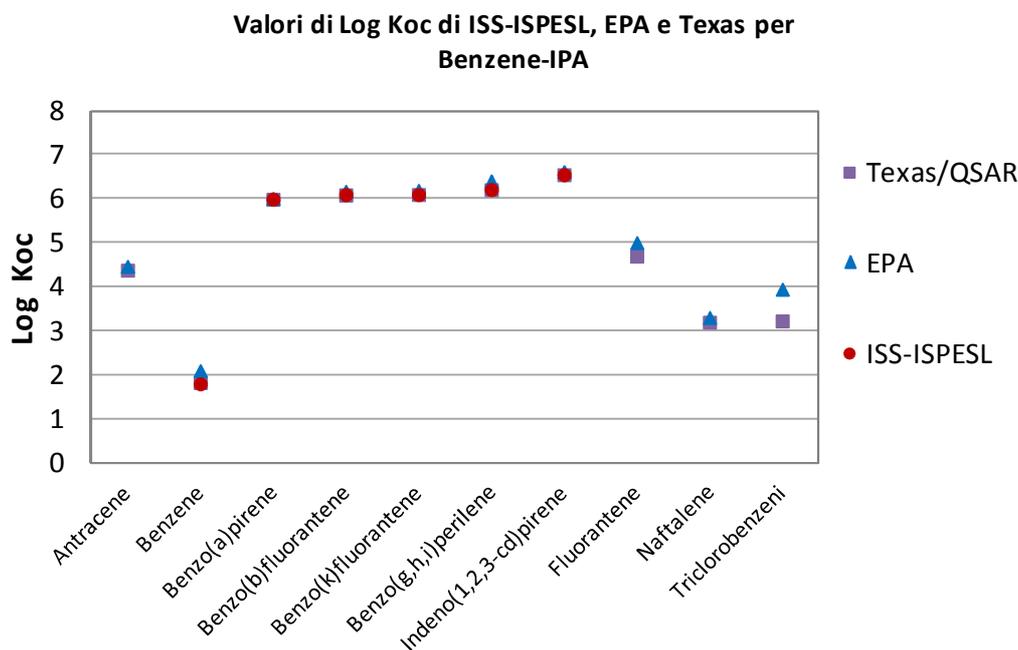


Figura 3.7: Confronto tra i valori di Koc proposti da ISS- ISPEL, EPA e Texas per benzene ed IPA

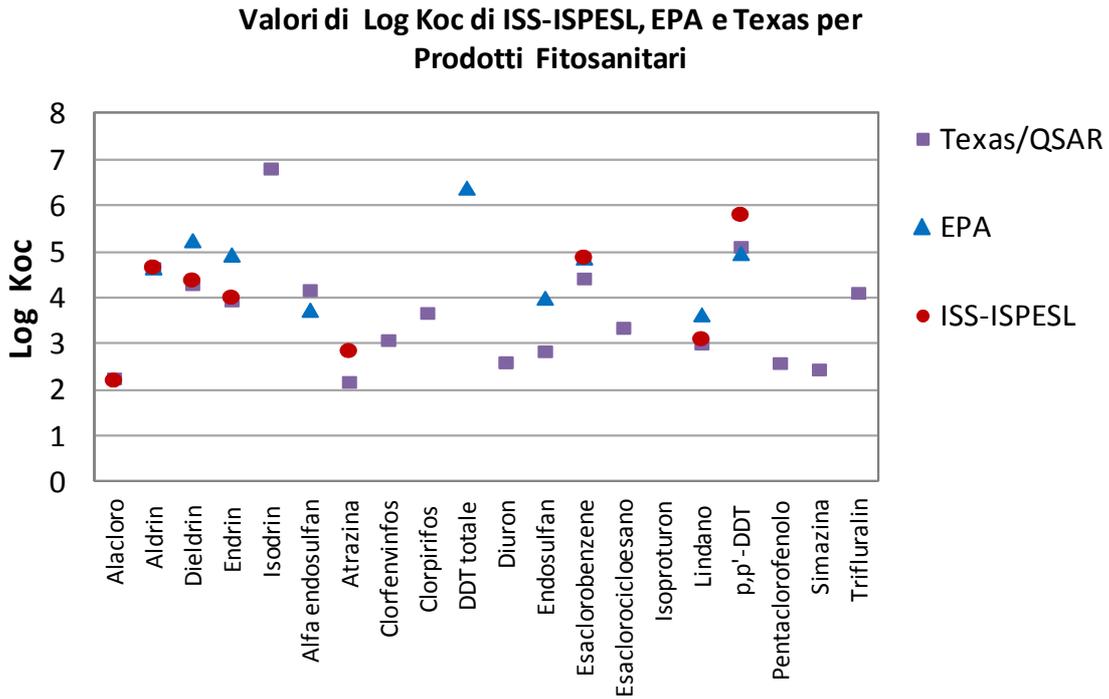


Figura 3.8: Confronto tra i valori di Koc proposti da ISS-ISPEL, EPA e Texas per i fitosanitari

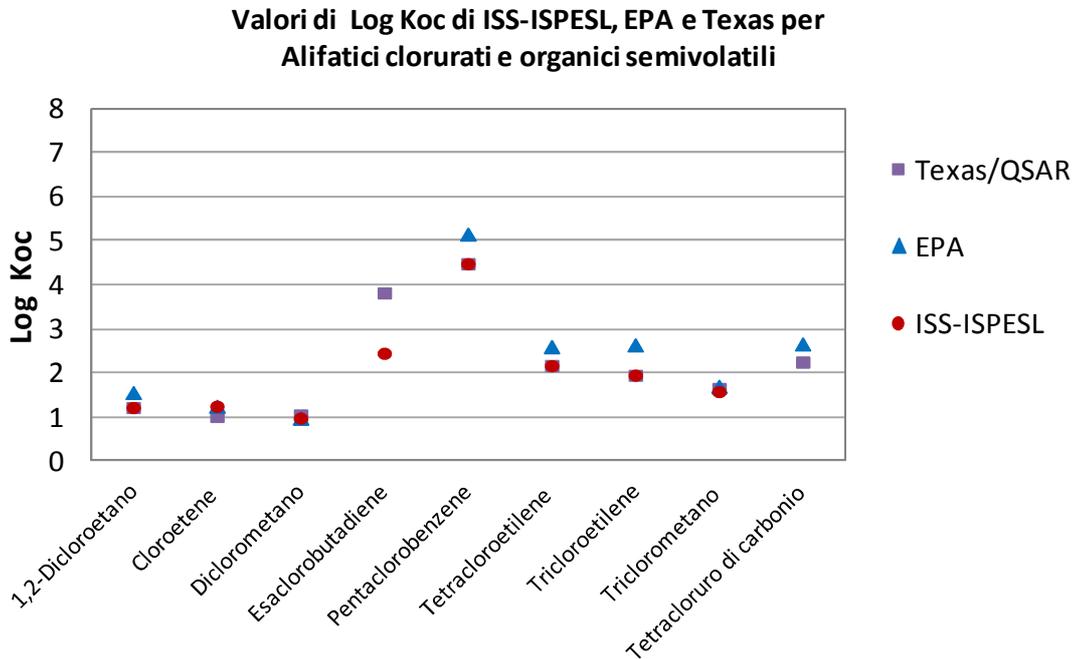


Figura 3.9: Confronto tra i valori di Koc proposti da ISS-ISPEL, EPA e Texas per i alifatici clorurati e organici semivolatili

Le figure 3.10-3.12 riportano, sotto forma di barra verticale, la variabilità del Koc fornito dai database ISS-ISPEL, EPA e Texas, ed il valore selezionato secondo il criterio appena discusso (simboli rossi).

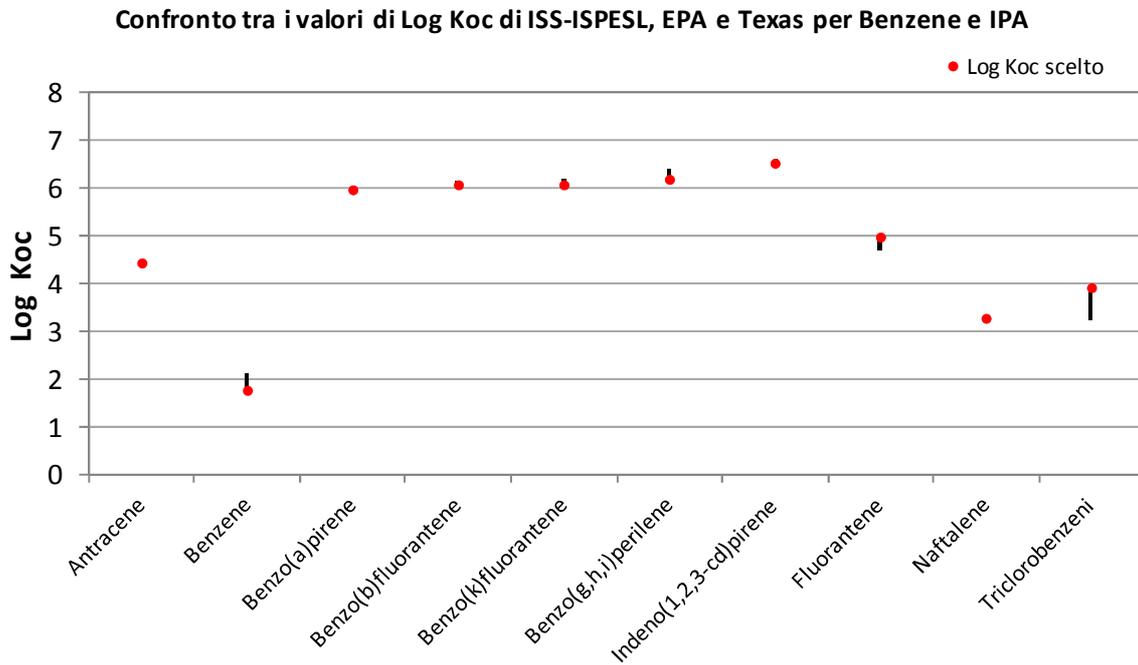


Figura 3.10: Valore di Koc scelto e range di variabilità del Koc tra database ISS-ISPEL, EPA e Texas per benzene ed IPA

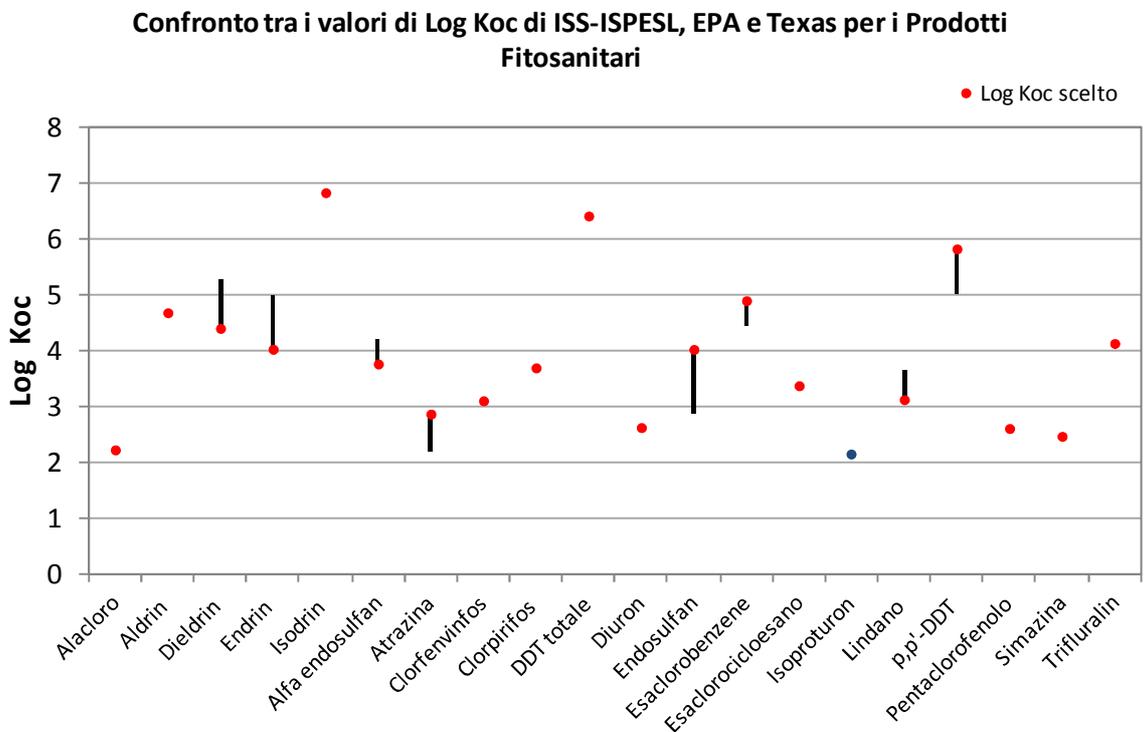


Figura 3.11: Valore di Koc scelto e range di variabilità del Koc tra database ISS-ISPEL, EPA e Texas per i fitosanitari

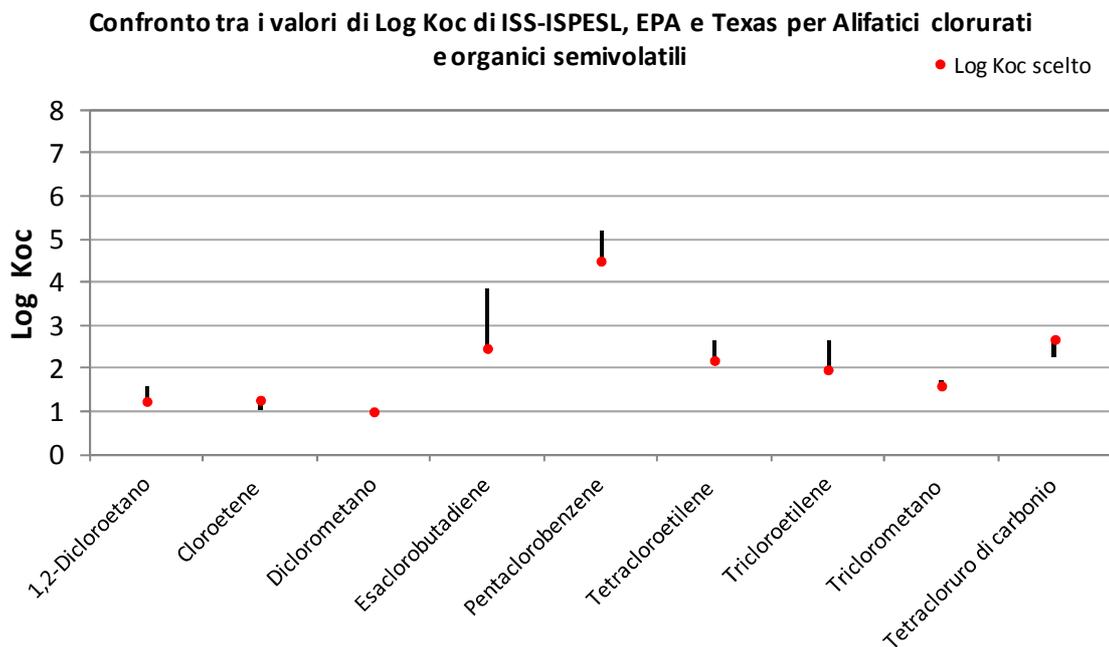


Figura 3.12: Valore di Koc scelto e range di variabilità del Koc tra database ISS-ISPEL, EPA e Texas per alifatici clorurati e organici semivolatili

Come già discusso, in assenza di valori in ciascuna di queste fonti bibliografiche, è stato selezionato il valore maggiormente conservativo (ovvero il minore) tra quelli forniti dagli altri riferimenti (Sabljic et al. (1995), Karickhoff (1981) e Karickhoff e Long (1995) e dai risultati ottenuti applicando le correlazioni di letteratura tra Koc e Kow, riportate in Tabella 3.1. I valori calcolati per i diversi contaminanti sono esplicitamente illustrati nelle figure 3.13-3.15. Come già discusso, tale scelta, limitata ad un numero estremamente ridotto di contaminanti, viene riportata nelle figure 3.10-3.12, sotto forma di simboli blu.

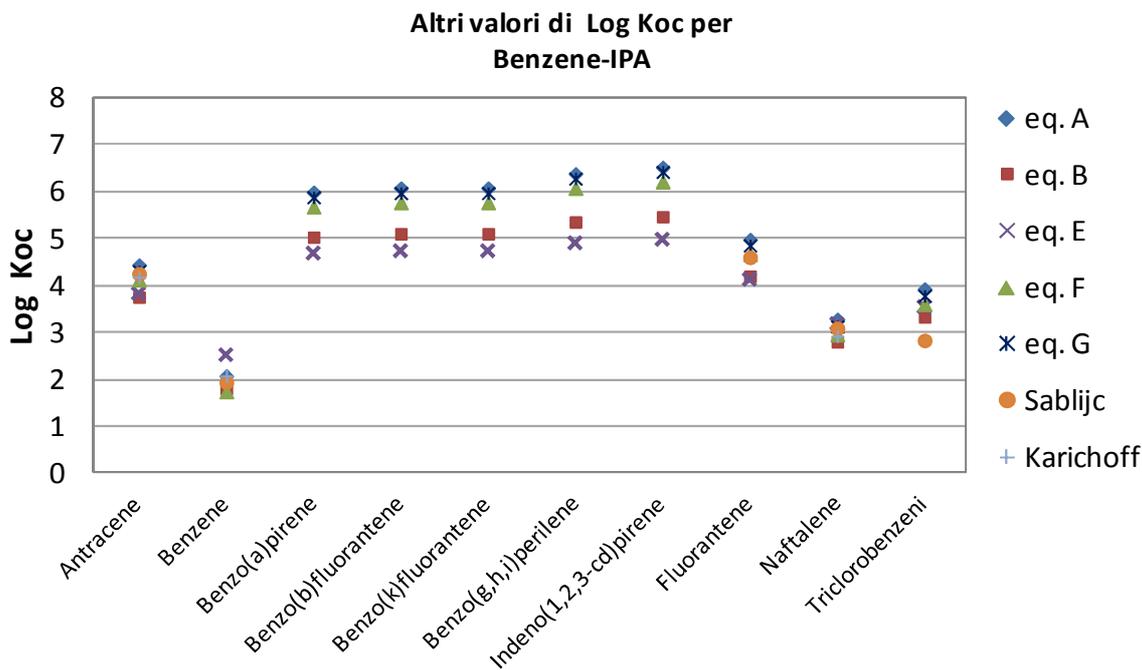


Figura 3.13: confronto tra i valori di Koc proposti da Sabljic et al.(1995), Karichoff (1981) e Karichoff e Long (1995) e quelli calcolati con le equazioni riportate in Tabella 3.1 per benzene ed IPA

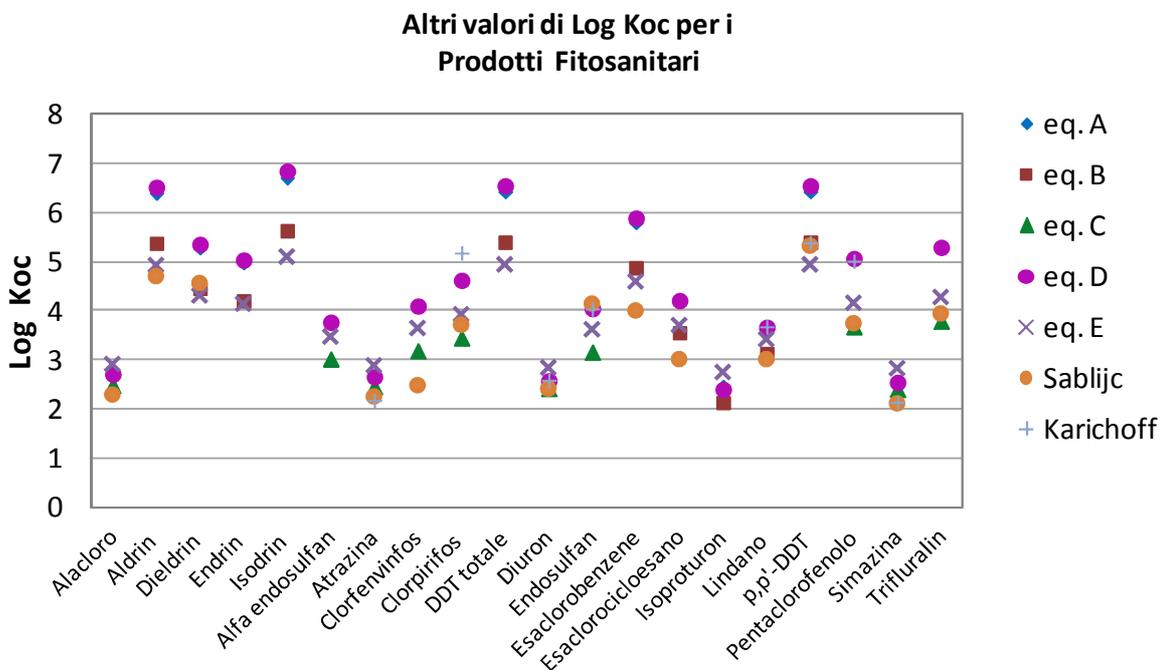


Figura 3.14: confronto tra i valori di Koc proposti da Sabljic et al.(1995), Karichoff (1981) e Karichoff e Long (1995) e quelli calcolati con le equazioni riportate in Tabella 3.1 per i fitosanitari

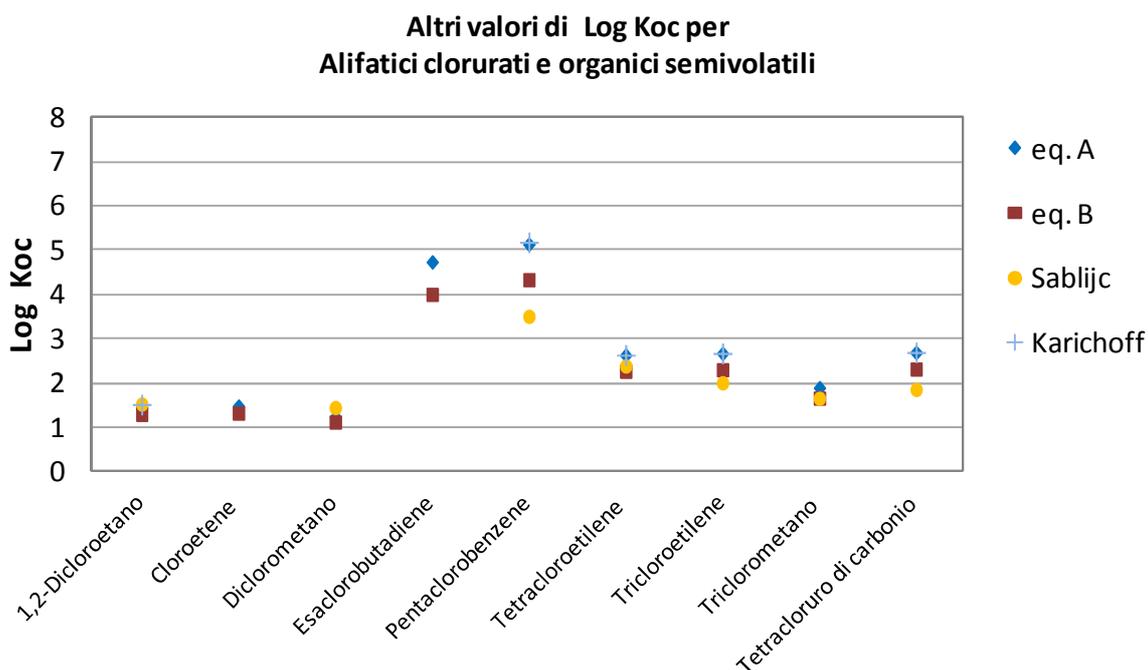


Figura 3.15: confronto tra i valori di Koc proposti da Sabljic et al. (1995) e quelli calcolati con le equazioni riportate in Tabella 3.1 per alifatici clorurati e organici semivolatili

Infine, qualunque sia stata la scelta effettuata, nelle figure 3.16-3.18, il valore del Koc selezionato viene confrontato con il range di valori di Koc forniti da tutti gli approcci investigati. Dall'esame di queste figure si evidenzia come la scelta fatta dipenda dai criteri utilizzati, che non hanno necessariamente condotto alla scelta maggiormente conservativa.

Per completezza, nella Tabella 2 dell'Allegato 2 sono riportati, per ogni sostanza considerata, i valori numerici dei Koc proposti dai diversi riferimenti e/o calcolati mediante le equazioni specificate, oltre ai corrispondenti valori selezionati per il database ed utilizzati nel prosieguo del lavoro.

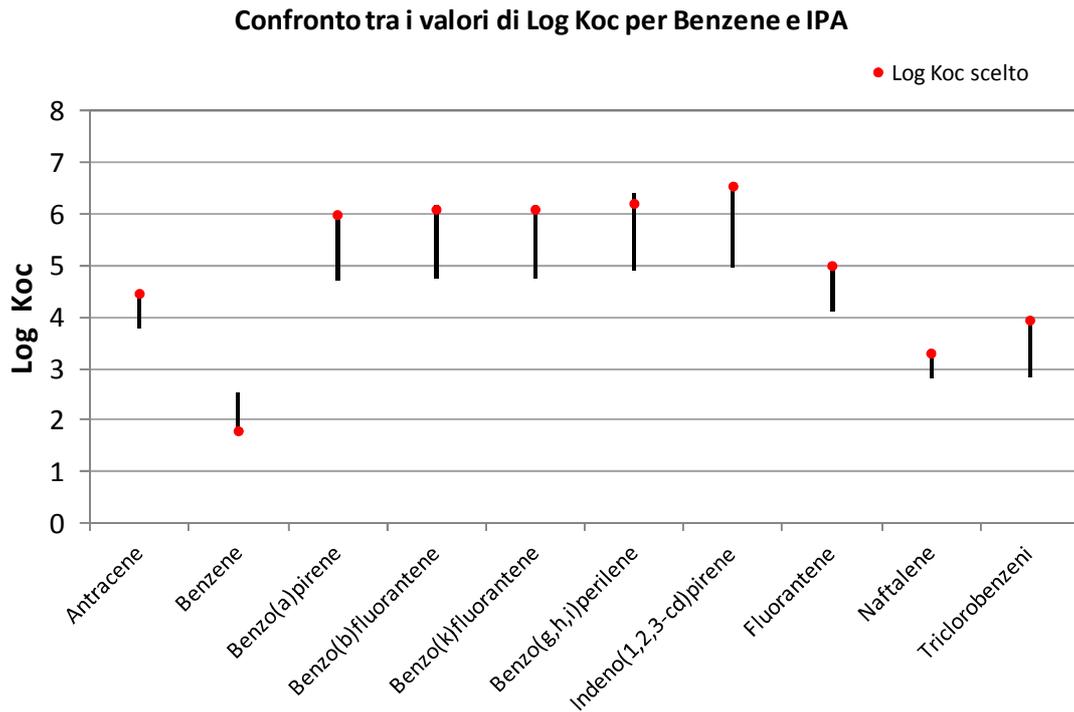


Figura 3.16: Valore di Koc scelto e range di variabilità del Koc tra tutti i riferimenti ed equazioni considerati per benzene ed IPA

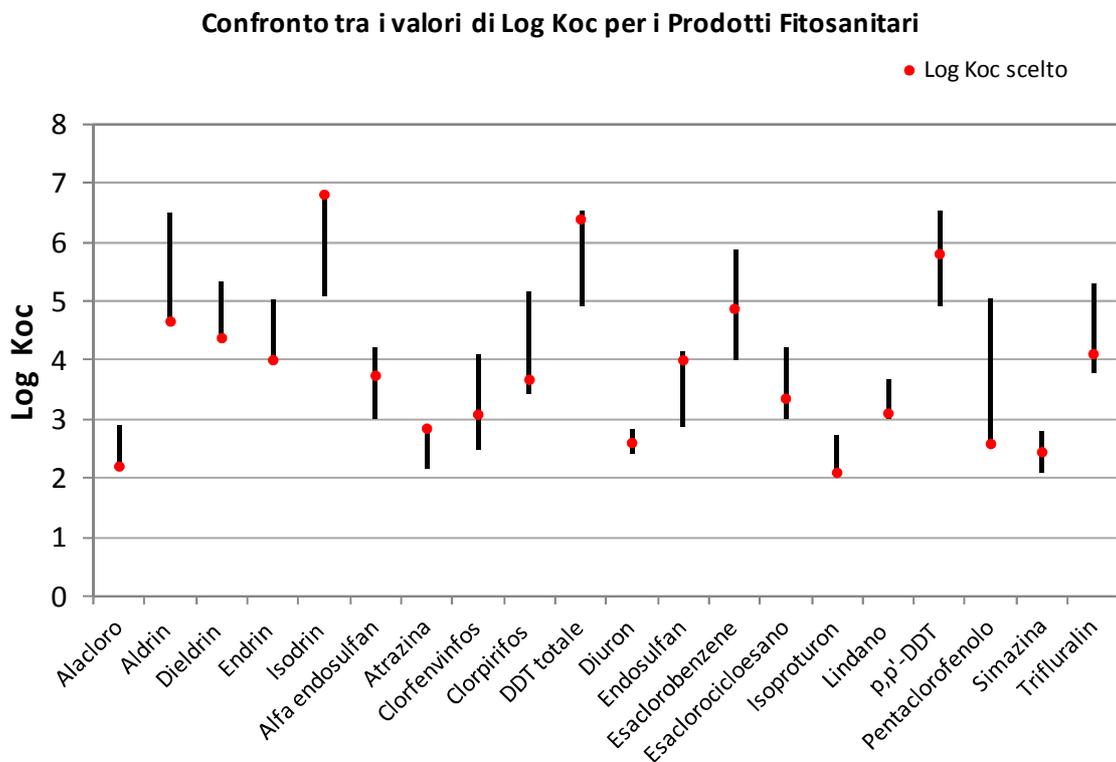


Figura 3.17: Valore di Koc scelto e range di variabilità del Koc tra tutti i riferimenti ed equazioni considerati per i fitosanitari

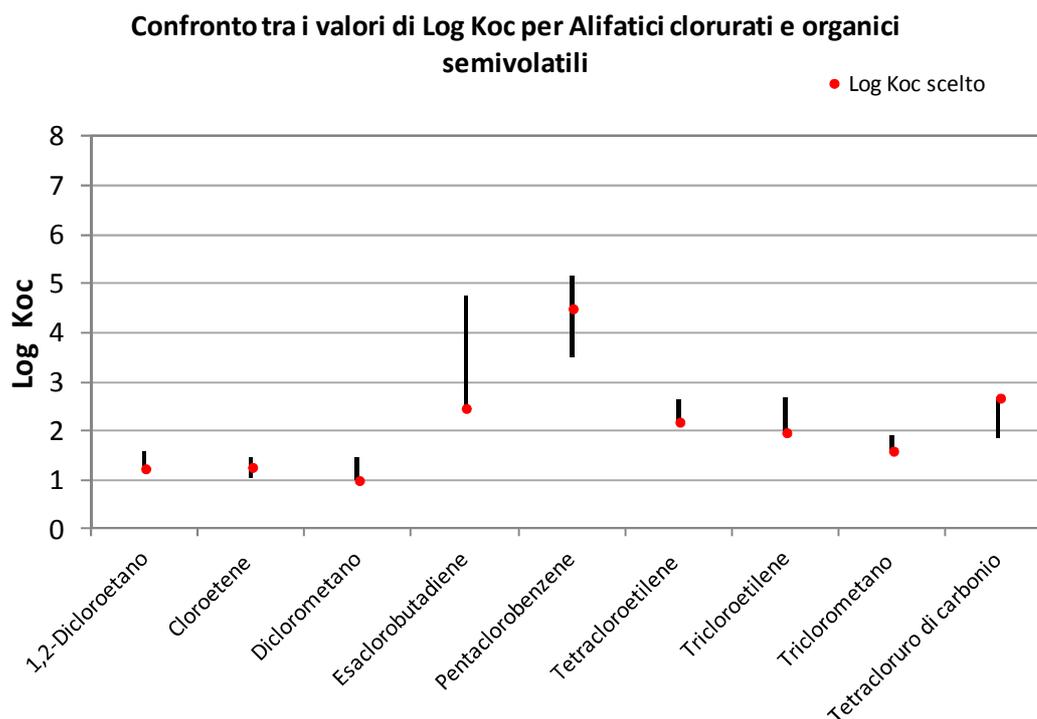


Figura 3.18: Valore di Koc scelto e range di variabilità del Koc tra tutti i riferimenti ed equazioni considerati per alifatici clorurati e organici semivolatili

La scelta del valore del Koc influenza il valore del coefficiente di ripartizione K_p e di conseguenza il corrispondente valore di standard di qualità del sedimento (SQG). Per comprendere la sensibilità del valore di SQG rispetto alla scelta del Koc, l'equazione 2.1 è stata applicata utilizzando i valori di Koc forniti dai diversi riferimenti ed equazioni considerate. E' evidente che i risultati ottenuti rispecchiano quelli già illustrati in riferimento alla variabilità del Koc ottenuti con i diversi approcci analizzati, in quanto l'SQG risulta correlato linearmente al K_p , e quindi al Koc tramite il contenuto di carbonio organico, f_{oc} . A titolo esemplificativo, la Figura 3.19 riporta i valori di SQG ottenuti per la classe dei composti fitosanitari applicando i valori di Koc proposti da ISS-ISPEL, EPA e Texas, dove si evidenzia un andamento perfettamente congruente con quello osservato per il Koc e riportato in Figura 3.8.

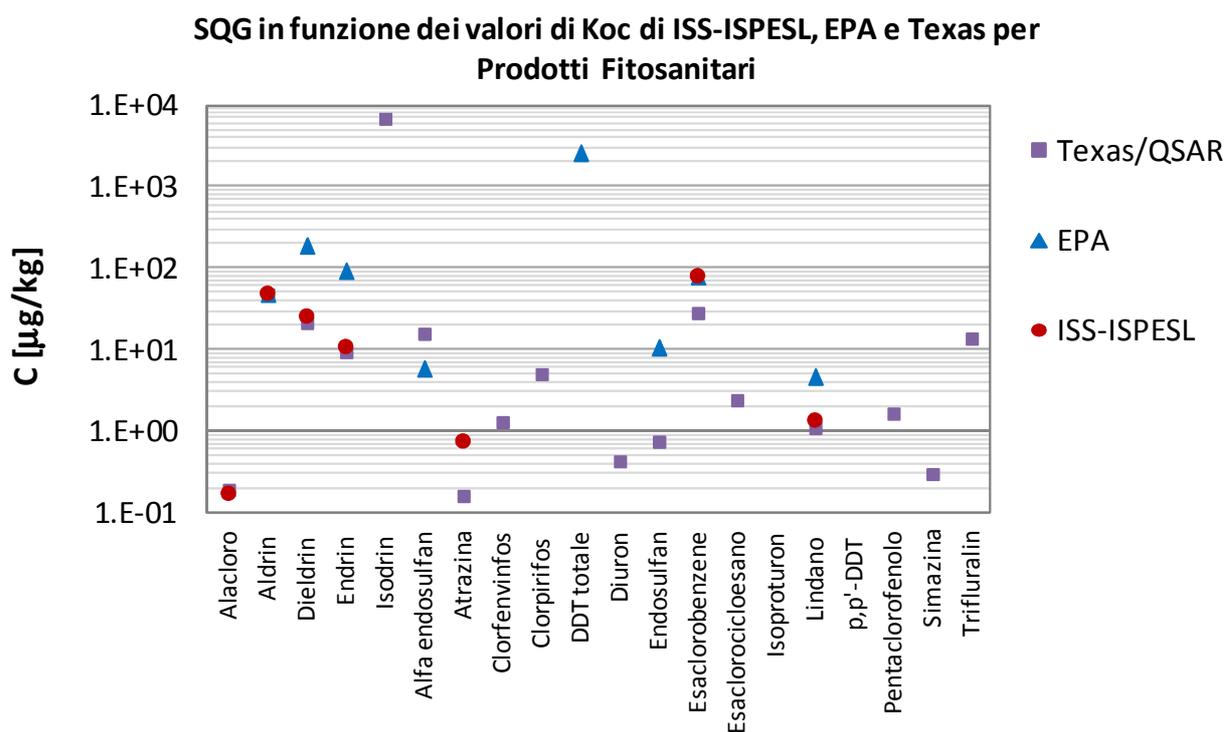


Figura 3.19: Confronto tra i valori di SQG calcolati utilizzando i valori di Koc proposti da ISS-ISPEL, EPA e Texas per i fitosanitari. Standard di qualità delle acque utilizzato: D. Lgs. 152/06

3.2.3 Standard di qualità per le acque superficiali ed impatto sul calcolo degli SQG

L'approccio dell'equilibrio di ripartizione assume una correlazione lineare tra la concentrazione di un contaminante nel sedimento e la concentrazione dello stesso in fase acquosa. Ne consegue che lo standard di qualità nel sedimento sarà legato alla scelta fatta sullo standard di qualità nelle acque superficiali. L'assunzione di equilibrio tra fase acquosa e sedimento può essere considerata accettabile nell'ipotesi di considerare come fase acquosa quella costituita dall'acqua interstiziale del sedimento, che risulta in intimo contatto con il sedimento stesso. In mancanza di standard di riferimento specifici per l'acqua interstiziale, si considerano come valori standard quelli determinati per la colonna d'acqua. Questa assunzione è ovviamente a tutela della salute umana, in quanto si può certamente ipotizzare che l'acqua interstiziale sia maggiormente contaminata rispetto alla colonna d'acqua.

A livello nazionale ed internazionale sono stati proposti diversi standard di qualità delle acque superficiali, che sono stati ampiamente discussi nella prima parte del presente lavoro. Le figure 3.20-3.22 riportano i valori di alcuni standard di qualità nazionale (Allegato 1 del D. Lgs. 152/06 e Tabella 2 dell'Allegato 1 al DM 367/03), europei (EU SQA AA della direttiva 105/2008) e statunitensi (EPA Region 3/5 e SCV/FCV EPA). I valori degli standard europei sono quelli riportati nella colonna 4

della Tabella riportata nella parte A dell'Allegato I alla direttiva 105/2008, corrispondente ai valori medi annui (AA=annual average). Per quanto riguarda gli standard identificati dal DM 367/03, questi fanno riferimento agli obiettivi di qualità riportati nella Tabella 2 dell'Allegato A, da raggiungere rispettivamente entro il 2008 (colonna B) o il 2015 (colonna A). Per completezza, si rileva che la Tabella 2 del DM 367/03 è stata recentemente sostituita dalla Tabella 1 dell'Allegato 1 al Decreto del Ministero dell'Ambiente n. 56/2009, i cui valori per le sostanze dell'elenco di priorità (Tabella1/A, colonna SQA-MA acque superficiali interne) coincidono quasi integralmente con i valori SQA-AA riportati nella direttiva europea 105/2008; fanno eccezione i composti per i quali la direttiva europea suggerisce l'adozione di valori più restrittivi da parte degli stati membri nel caso in cui questi non abbiano applicato standard di qualità per il biota, ovvero esaclorobenzene ed esaclorobutadiene (valori dimezzati rispetto a quelli della direttiva 105/2008) ed il mercurio. Anche i limiti indicati nell'allegato 1 al D.Lgs. 152/06 sono stati abrogati dal DM 56/2009. Infine, gli standard statunitensi considerati sono i Final Chronic Values (FCV) elaborati dall'EPA o laddove mancanti i cosiddetti Secondary Chronic Values (SCV), che sono stati introdotti come valori di riferimento ad interim, in attesa di una loro validazione definitiva (Burgess et al., 2008). L'esame delle figure 3.20-3.22 evidenzia una notevole differenza tra i valori proposti dalle diverse normative o linee guida considerate. In particolare, si nota che gli standard di qualità statunitensi (FCV/SCV e regioni EPA) sono tipicamente più elevati rispetto a quelli europei ed italiani. Si rileva inoltre come i valori definiti dal DM 367/03, che sono stati comunque abrogati e sostituiti da quelli riportati nel DM 56/2009 (come detto, sostanzialmente analoghi a quelli della direttiva 105/2008), fossero effettivamente di molto inferiori a quelli proposti dagli altri approcci normativi. L'introduzione degli standard di qualità nel DM 56/2009, in linea con quelli indicati nella direttiva 105/2008, ha senz'altro contribuito ad allineare la normativa italiana a quella internazionale. In ogni caso, l'estrema variabilità degli standard di qualità delle acque evidenziata nelle figure 3.20-3.22 sottolinea la criticità che la scelta di questo standard assume nell'applicazione del metodo dell'equilibrio di ripartizione per il calcolo degli standard di qualità dei sedimenti (SQG).

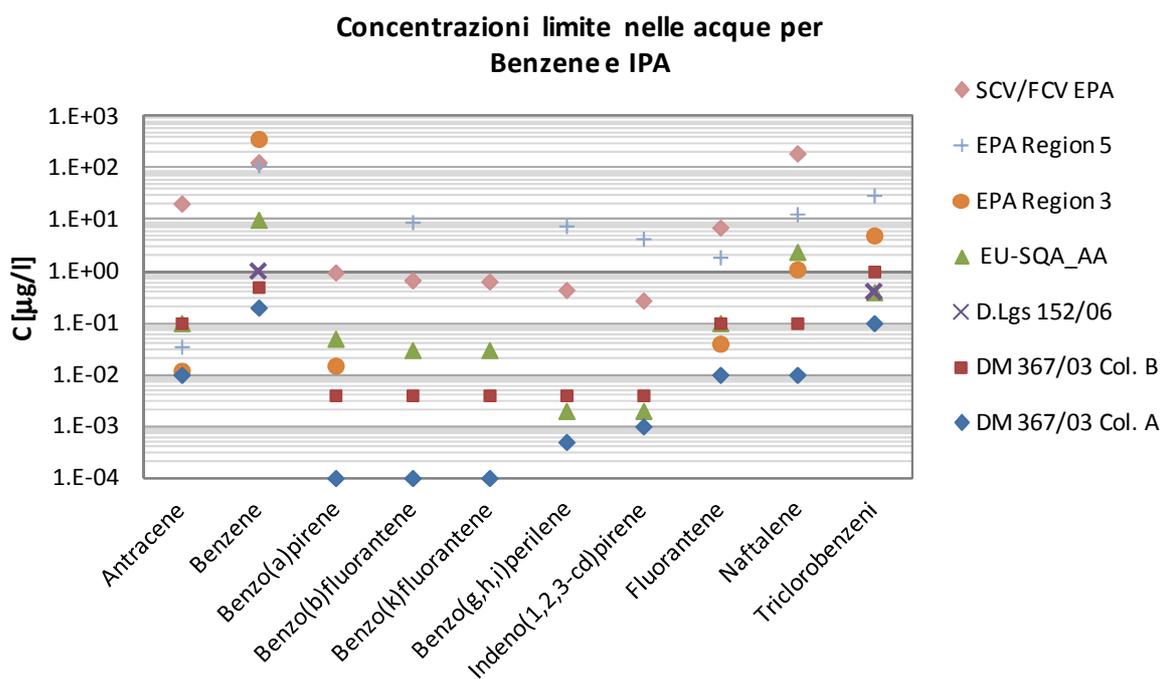


Figura 3.20: Standard di qualità delle acque nazionali ed internazionali per benzene ed IPA

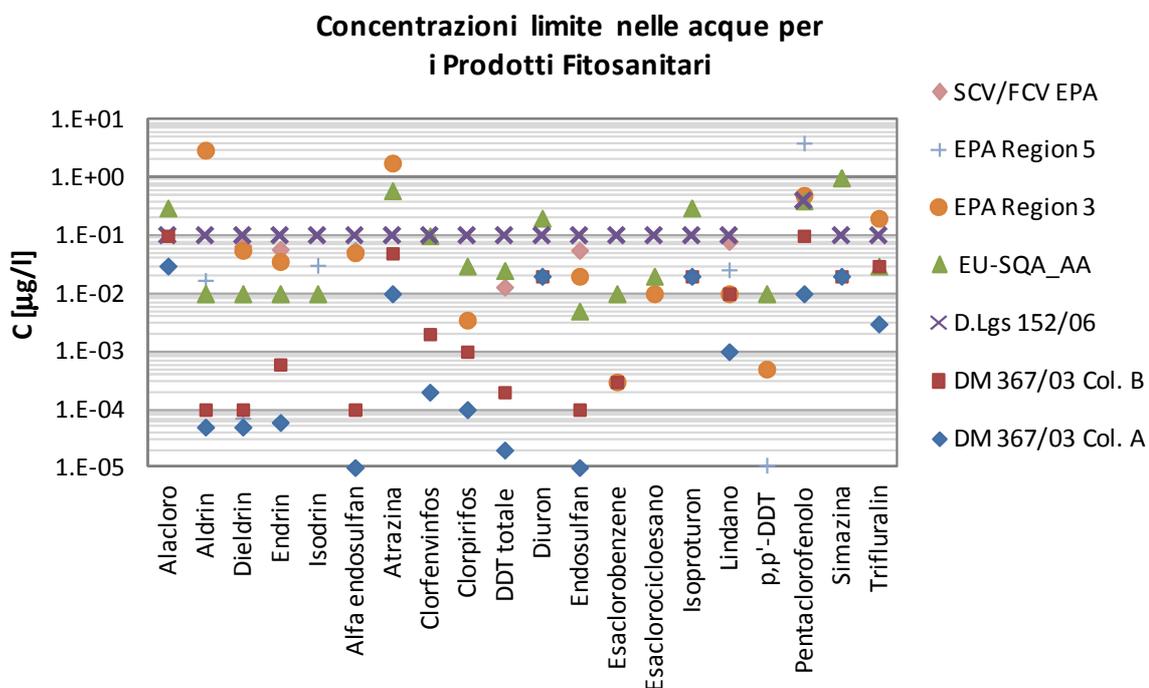


Figura 3.21: Standard di qualità delle acque nazionali ed internazionali per i fitosanitari

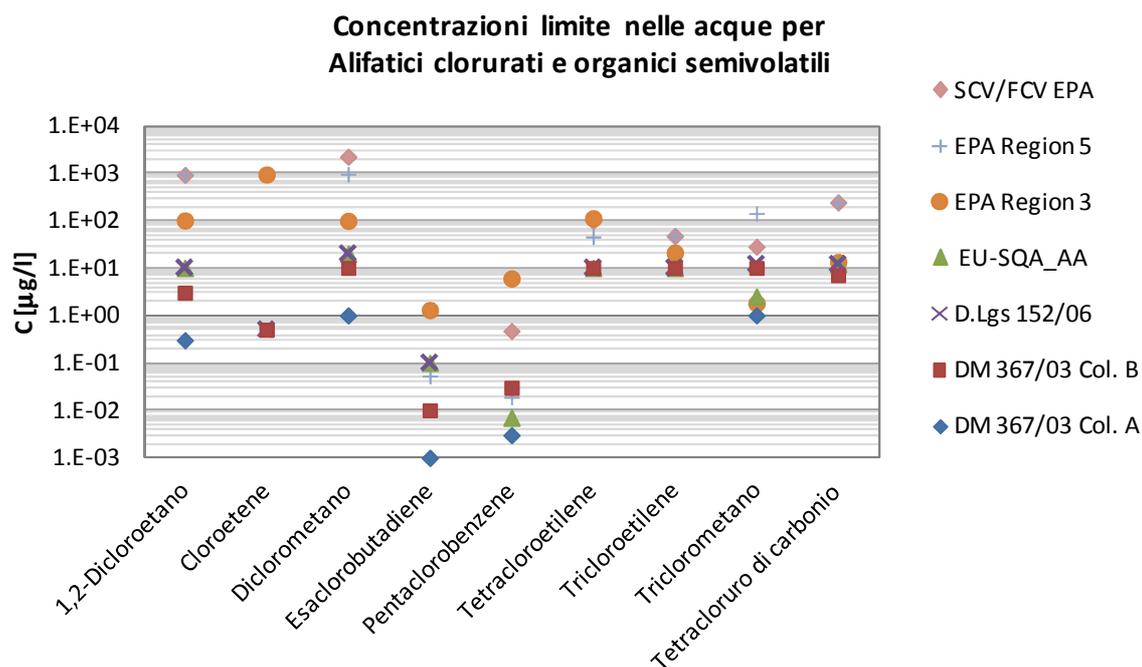


Figura 3.22: Standard di qualità delle acque nazionali ed internazionali per alifatici clorurati e organici semivolatili

A tale proposito, le figure 3.23-3.25 riportano i valori degli SQG calcolati a partire dalla equazione 2.1 assumendo diversi valori per gli standard di qualità delle acque, e stimando il coefficiente K_p a partire dal K_{oc} selezionato nel precedente paragrafo, ipotizzando un contenuto di carbonio organico di default pari all'1%. Dall'esame di queste figure si evince ancora come i valori ricavati basandosi sugli standard di qualità previsti dall'ormai decaduto DM 367/03 risultino abbondantemente inferiori rispetto a quelli stimati a partire dai valori limite delle acque superficiali stabiliti dagli standard europei (EU AA), che sono stati appunto quasi integralmente recepiti dal recente DM 56/2009. Questi ultimi risultano a loro volta tipicamente uguali o minori di quelli calcolati utilizzando i limiti sulle acque superficiali previsti dal D.Lgs. 152/06, anch'esso però non più in vigore.

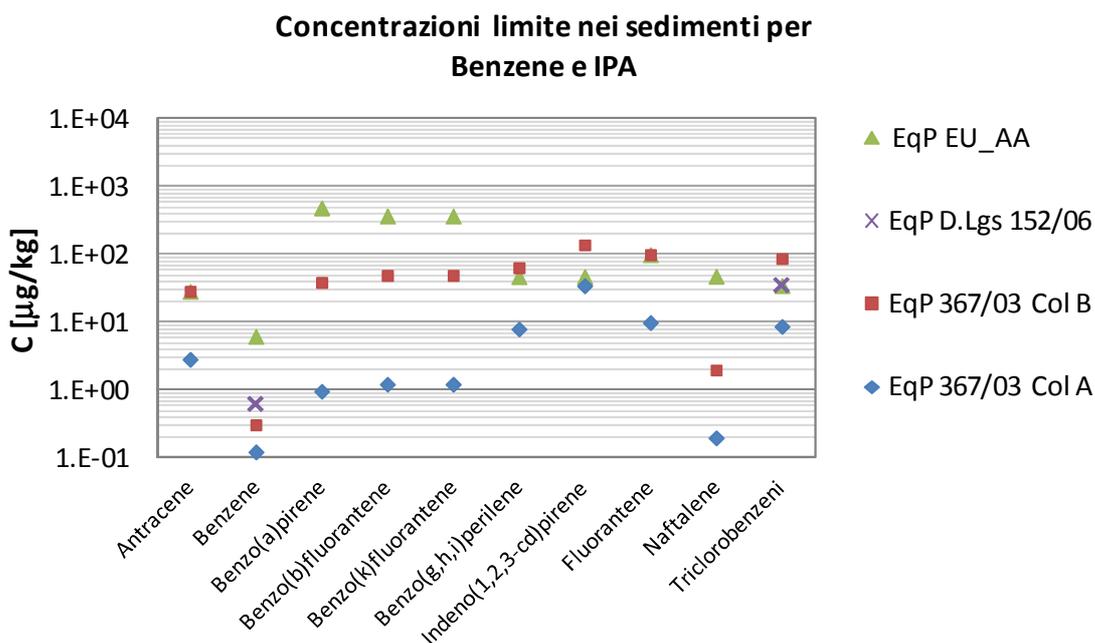


Figura 3.23: Confronto tra i valori di SQG calcolati a partire da diversi standard di qualità delle acque superficiali italiani e dagli standard di qualità fissati dalla direttiva 105/2008 (EU_AA) per benzene ed IPA

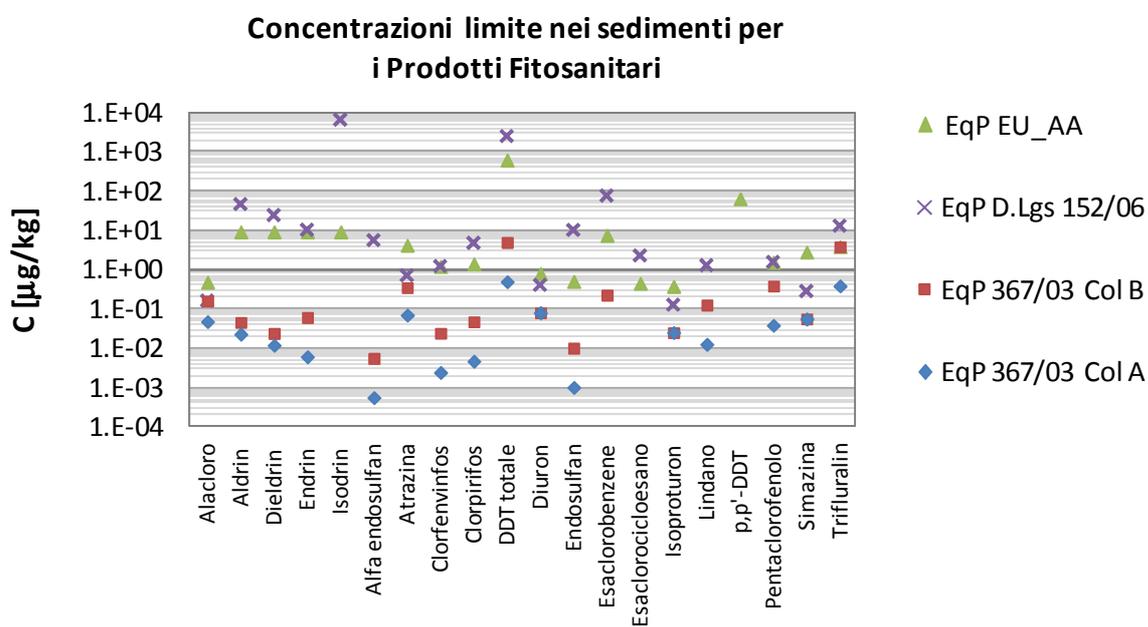


Figura 3.24: Confronto tra i valori di SQG calcolati a partire da diversi standard di qualità delle acque superficiali italiani e dagli standard di qualità fissati dalla direttiva 105/2008 (EU_AA) per i fitosanitari

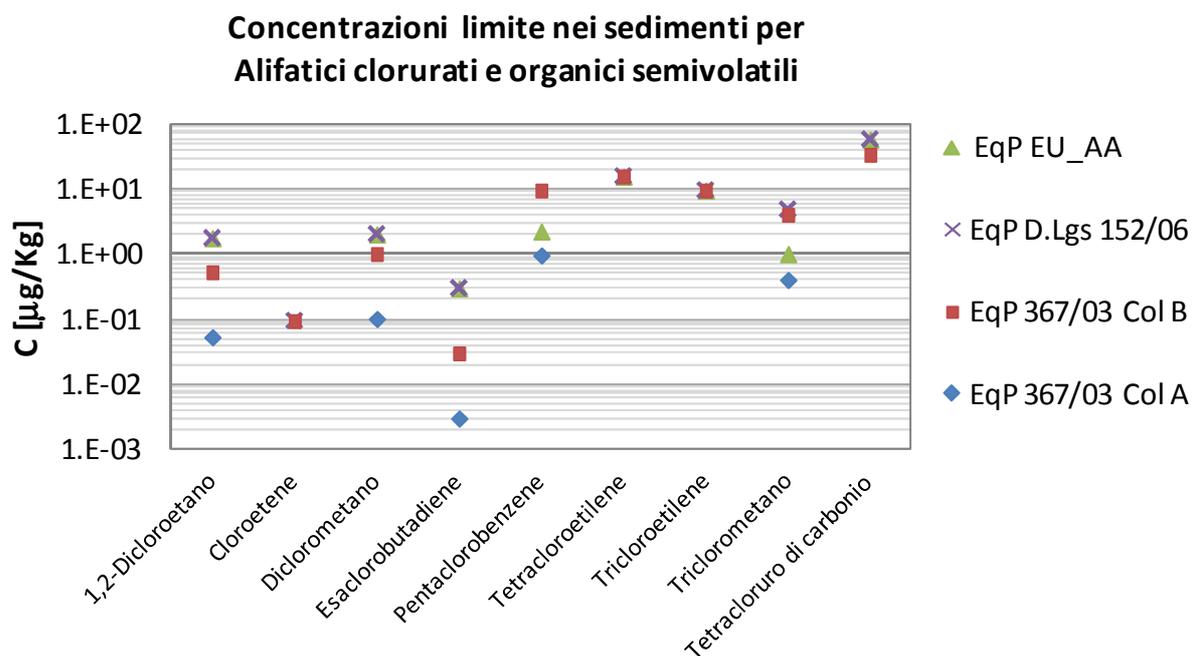


Figura 3.25: Confronto tra i valori di SQG calcolati a partire da diversi standard di qualità delle acque superficiali italiani e dagli standard di qualità fissati dalla direttiva 105/2008 (EU_AA) per alifatici clorurati e organici semivolatili

I valori di SQG stimati a partire dagli standard europei sono confrontati con i corrispondenti SQG stimati a partire da diversi standard sulle acque statunitensi (EPA FCV/SCV, EqP Region 3/5), per diverse classi di contaminanti nelle figure 3.26-3.28. L'esame di queste figure evidenzia che per IPA, aromatici, alifatici clorurati ed organici clorurati, l'utilizzo degli standard di qualità europei conduce a stimare valori di SQG inferiori e quindi più conservativi, mentre il confronto risulta più controverso per i fitofarmaci.

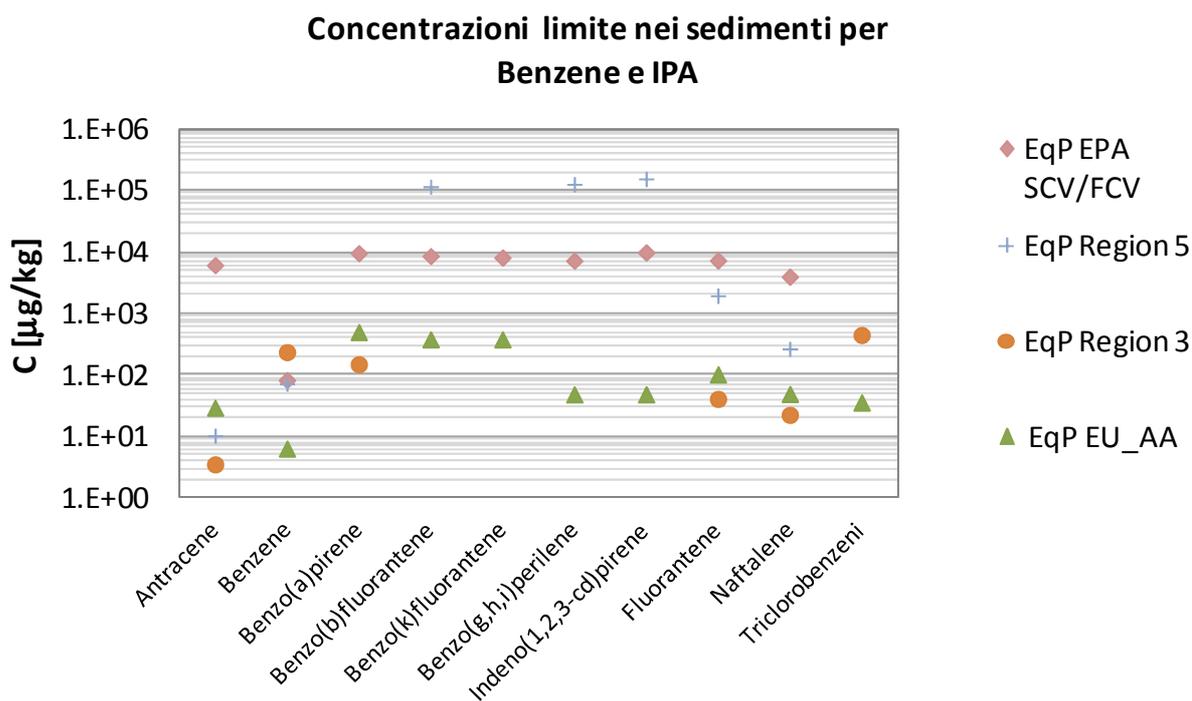


Figura 3.26: Confronto tra i valori di SQG calcolati a partire dagli standard di qualità fissati dalla direttiva 105/2008 (EU_AA), quelli calcolati dagli standard di qualità delle acque statunitensi (EPA SCV/FCV, EPA Region 3/5)

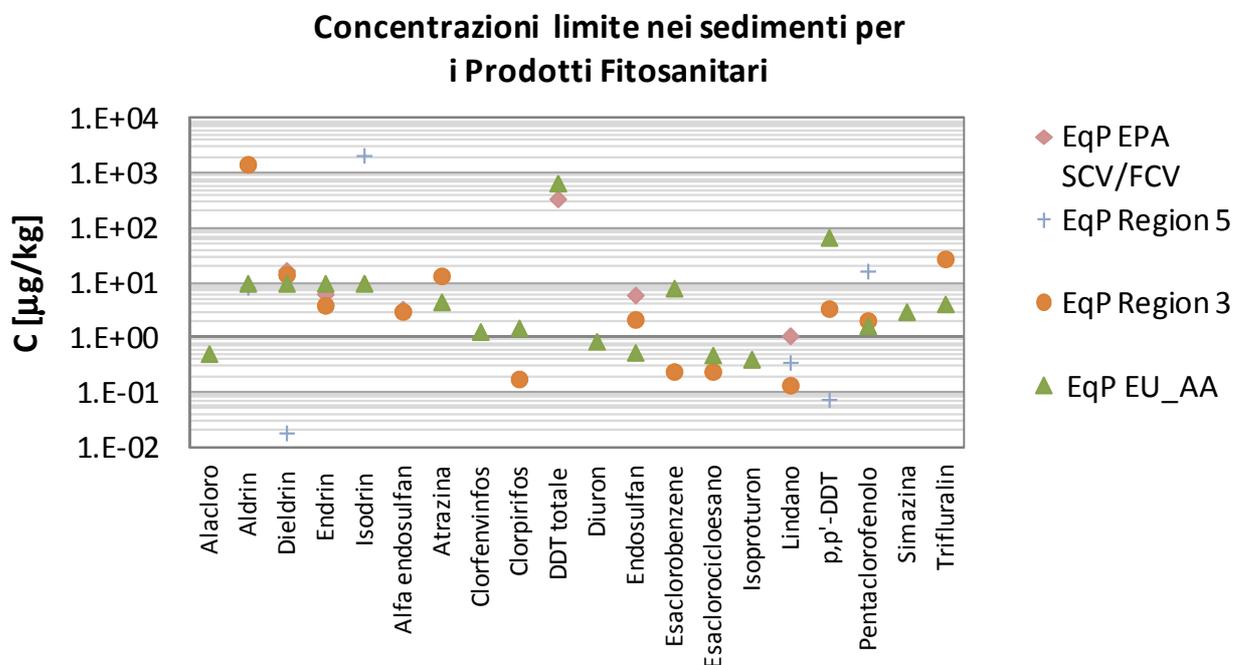


Figura 3.27: Confronto tra i valori di SQG calcolati a partire dagli standard di qualità fissati dalla direttiva 105/2008 (EU_AA), quelli calcolati dagli standard di qualità delle acque statunitensi (EPA SCV/FCV), e valori standard sui sedimenti statunitensi (EPA Region 3/5) per i fitosanitari

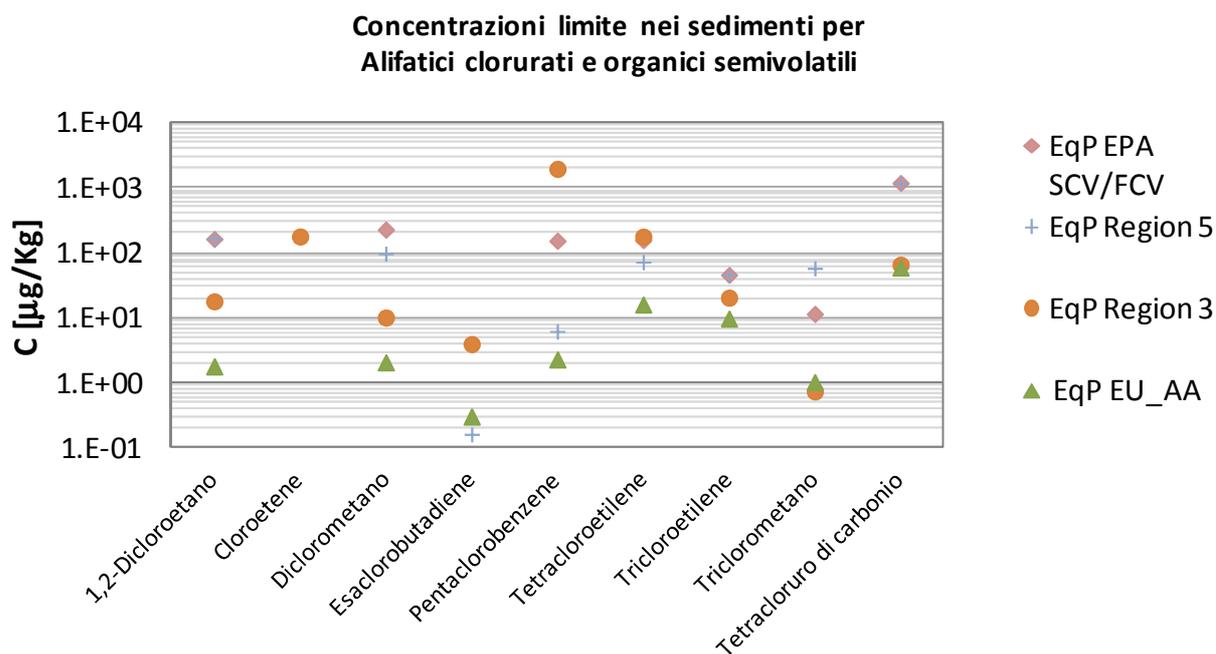


Figura 3.28: Confronto tra i valori di SQG calcolati a partire dagli standard di qualità fissati dalla direttiva 105/2008 (EU_AA), quelli calcolati dagli standard di qualità delle acque statunitensi (EPA SCV/FCV), e valori standard sui sedimenti statunitensi (EPA Region 3/5) per alifatici clorurati e organici semivolatili

A conclusione di questa sezione, risulta utile valutare il grado di attendibilità assegnato agli SQG stimati attraverso il metodo EqP negli Stati Uniti, dove il metodo è stato sviluppato ed applicato in misura più estensiva rispetto all'Europa. A tale proposito, le figure 3.29-3.31 riportano il confronto tra i valori restituiti dal metodo EqP utilizzando gli standard di qualità delle acque stabiliti dall'EPA (EqP Region 3/5) con i valori degli standard di qualità dei sedimenti definiti sempre dalle stesse regioni EPA (EPA Region 3/5). Tale confronto consente di verificare che solo in alcuni casi i valori stimati con il metodo EqP coincidono con quelli fissati dalle due regioni EPA, suggerendo che nella maggior parte dei casi tale approccio non sia stato utilizzato dalle regioni EPA per stabilire gli standard di qualità dei sedimenti.

La Tabella 3 dell'allegato 2 riporta i valori degli SQG stimati con il metodo dell'equilibrio di ripartizione calcolati in base agli standard di qualità delle acque proposti dalle diverse legislazioni nazionali ed internazionali sovra citate.

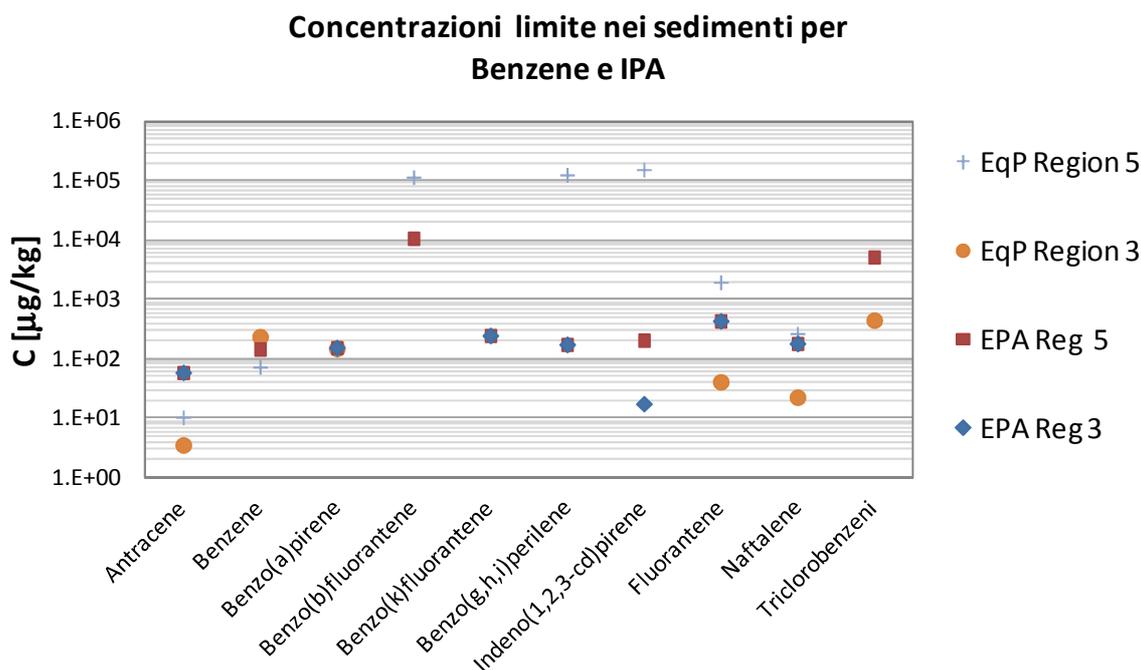


Figura 3.29: Confronto tra i valori di SQG calcolati a partire dagli standard di qualità delle acque statunitensi (EqP Region 3/5) e valori standard sui sedimenti statunitensi (EPA Region 3/5) per benzene ed IPA

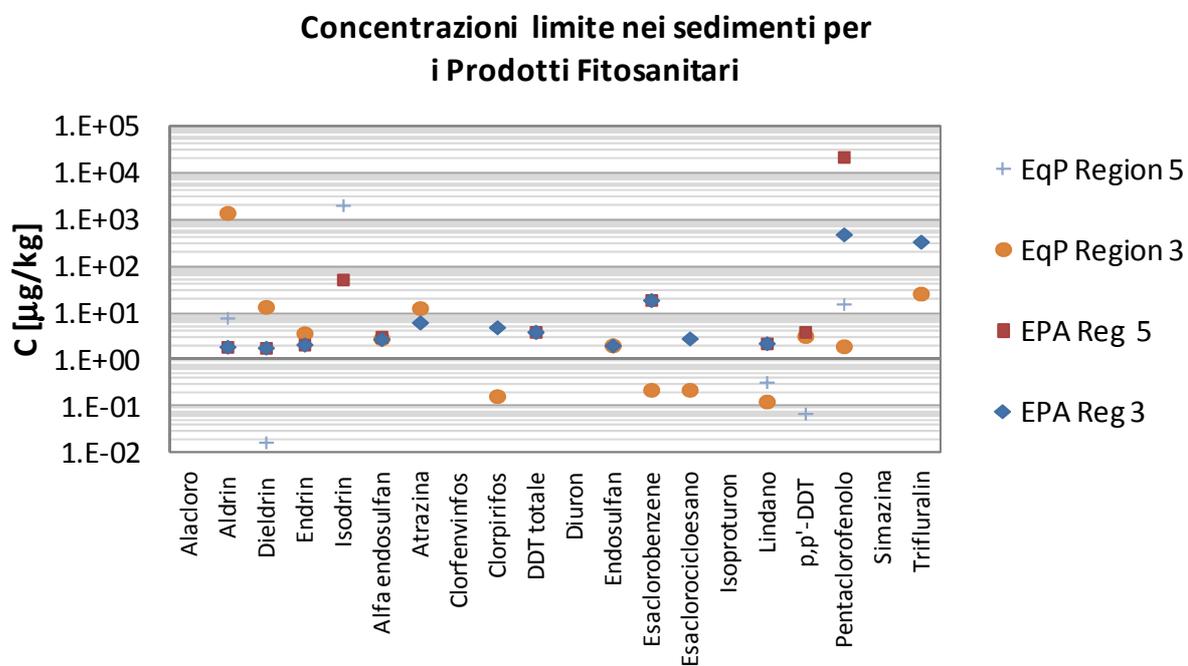


Figura 3.30: Confronto tra i valori di SQG calcolati a partire dagli standard di qualità delle acque statunitensi (EqP Region 3/5) e valori standard sui sedimenti statunitensi (EPA Region 3/5) per i fitosanitari

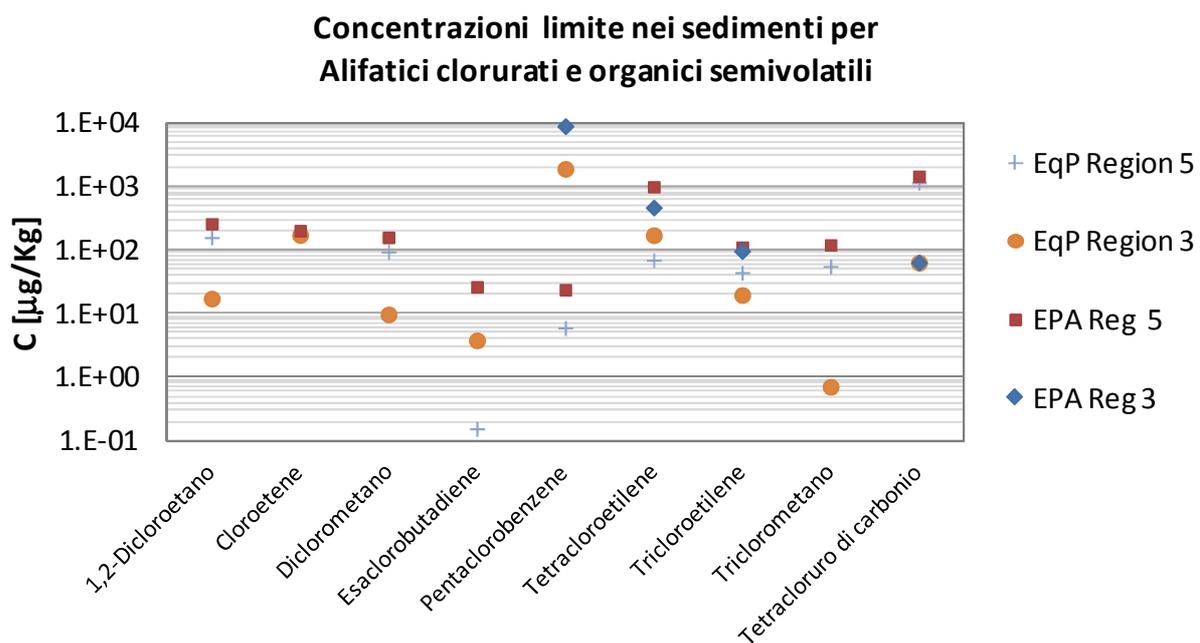


Figura 3.31: Confronto tra i valori di SQG calcolati a partire dagli standard di qualità delle acque statunitensi (EqP Region 3/5) e valori standard sui sedimenti statunitensi (EPA Region 3/5) per alifatici clorurati e organici semivolatili

3.3 Stima degli SQG in base alla ripartizione biota-sedimento

In analogia a quanto riportato nel precedente paragrafo riguardo alla correlazione tra la concentrazione di un inquinante nei sedimenti e quella corrispondente nell'acqua, è possibile stimare il valore della concentrazione del contaminante in un organismo a contatto diretto con la matrice dei sedimenti (Corg) a partire dalla concentrazione nel sedimento (Csed). In questo caso, come mostrato dall'Equazione 2.4, il parametro che descrive la ripartizione del contaminante tra le due matrici (sedimento ed organismi) è il BSAF (Biota-Sediment Accumulation Factor).

L'obiettivo di questa parte del lavoro è stato quello di calcolare degli standard di qualità per i sedimenti (SQG) che tenessero in considerazione anche il rischio per la salute umana derivante dal consumo di organismi acquatici che possono entrare in contatto con sedimenti contaminati. I sedimenti, infatti, sono una componente importante degli ecosistemi acquatici e servono come habitat per molti organismi bentonici come vermi, anfipodi, oligocheti, bivalve e insetti. Questi organismi bentonici, che vivono sopra, dentro o vicino ai sedimenti di fondo, entrano in contatto diretto con molti contaminanti e diventano quindi delle fonti di contaminazione per gli altri organismi che si nutrono di essi.

Per calcolare standard di qualità protettivi per la salute umana relativi a specifici contaminanti, è stato utilizzato l'approccio basato sull'analisi del rischio derivante dall'ingestione da parte dell'uomo di inquinanti tramite la catena alimentare (WDOH, 1995) discusso nel paragrafo 2.2.6. In particolare, in funzione della cancerogenicità di ciascuna sostanza, sono state utilizzate le seguenti equazioni:

Sostanze cancerogene

$$SQG = \frac{R \cdot BW \cdot AT}{SF \cdot BSAF \cdot IF \cdot ED} \quad 2.8$$

Sostanze non cancerogene

$$SQG = \frac{RfD \cdot BW \cdot AT}{BSAF \cdot IF \cdot ED} \quad 2.9$$

Dove:

- SQG* = criteri di qualità dei sedimenti al di sotto dei quali non ci si aspetta che si verifichino effetti avversi per la salute umana (mg sostanza/kg di carbonio organico)
- R* = livello soglia di rischio, fissato pari a 10^{-6} in base al D.Lgs 04/08
- BW* = peso medio corporeo di un adulto (kg)
- AT* = durata media del periodo in cui avviene l'esposizione ad una determinata sostanza (y)
- SF* = Slope Factor, ovvero il parametro tossicologico di riferimento per le sostanze cancerogene (kg·d/mg sostanza)

-
- RfD* = *Reference Dose, parametro tossicologico di riferimento per le sostanze non cancerogene (mg sostanza/ kg· d)*
- BSAF* = *fattore di accumulo biota-sedimento di una determinata sostanza (kg carbonio organico/kg lipidi)*
- IF* = *tasso di ingestione di un determinato organismo, normalizzato in base alla concentrazione di lipidi (g lipidi/d)*
- ED* = *durata dell'esposizione ad una determinata sostanza (y)*

3.3.1 Selezione dei valori del coefficiente di ripartizione (BSAF)

Come discusso in precedenza nel paragrafo 2.2.6, uno dei parametri fondamentali per il calcolo degli SQG è il BSAF (Biota to Sediment Accumulation Factor) che misura la capacità di specifici composti organici associati ai sedimenti di bioaccumularsi nei tessuti di alcuni organismi recettori.

Nelle elaborazioni che sono state svolte, tra i diversi organismi che possono entrare in contatto diretto con i contaminanti presenti nei sedimenti e per i quali fossero stati disponibili dei BSAF, si è deciso di prendere in considerazione solo quei gruppi che possono entrare a far parte della catena alimentare umana. Sono state, quindi, selezionate alcune specie di organismi di acque interne che vivono e si nutrono nei pressi del fondale (bottom feeders), riportate in Figura 3.32, suddivise in tre gruppi: Pesci, Crostacei e Molluschi.

Nel presente lavoro si è scelto di prendere in considerazione cinque gruppi di composti chimici (furani, diossine, PCB, IPA e pesticidi) che risultano tra i contaminanti organici con caratteristiche bioaccumulanti più frequentemente rilevati nei sedimenti di acque interne.

I valori di BSAF utilizzati nelle elaborazioni sono stati ricavati da due database: il BSAF Database sviluppato dall'U.S. Army Corps of Engineers e la banca dati elaborata dall'U.S. EPA Office of Research and Development (US EPA ORD).

In tali database per ogni specie vengono riportati dei valori sperimentali di BSAF per ciascuna sostanza, specificando la tipologia di tessuto alla quale si fa riferimento.

Considerando che l'obiettivo delle elaborazioni era quello di determinare l'effetto sull'uomo derivante dall'ingestione di organismi entrati in contatto con sedimenti contaminati, si è deciso di focalizzare l'attenzione soltanto sui dati di BSAF relativi al filetto, al muscolo e all'intero organismo, escludendo invece i dati relativi ai tessuti non utilizzati comunemente a scopo alimentare. Nell'allegato 3 vengono riportati i valori di BSAF ricavati rispettivamente dal database sviluppato dal U.S. Army Corps of Engineers (tabella 1 a e b) e dall'U.S. EPA ORD (tabella 2 a e b). I valori riportati in tali tabelle sono il risultato della media geometrica di tutti i valori riportati nel database per una determinata specie e per una specifica sostanza, suddivisi in relazione alla tipologia di tessuto considerato.

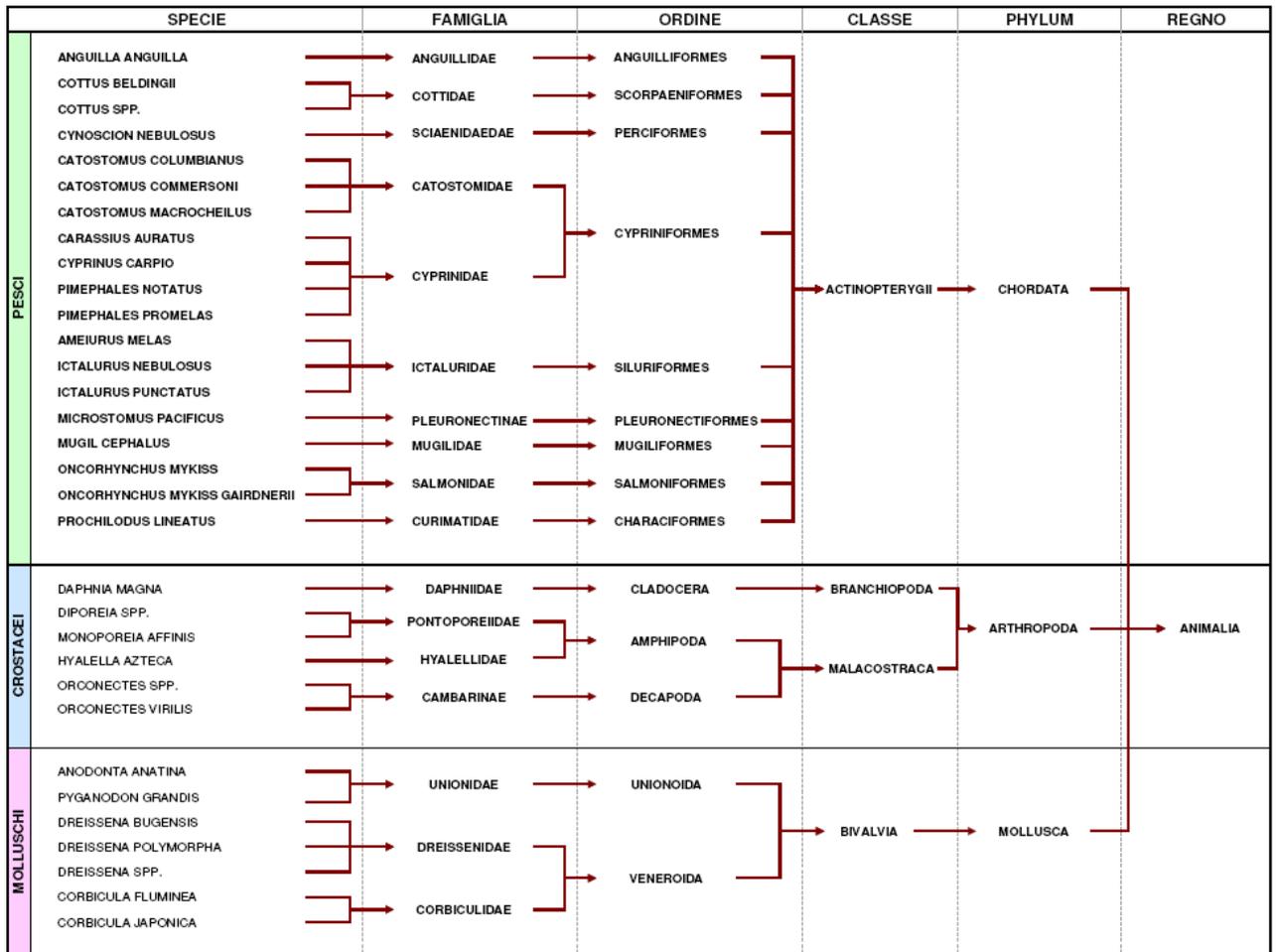


Figura 3.32: Classificazione tassonomica delle specie di bottom feeders considerate

Vicino a ciascun valore di BSAF è stato riportato un numero che indica la tipologia di tessuto a cui si riferisce, in base a quanto riportato in Tabella 3.2:

Tabella 3.2: Valore corrispondente alle diverse tipologie di tessuto dell'organismo

| | |
|---|------------------|
| 1 | FILETTO |
| 2 | MUSCOLO |
| 3 | INTERO ORGANISMO |

I valori di BSAF ottenuti dai due database sono stati uniti e comparati al fine di sviluppare un nuovo dataset contenente tutti i dati disponibili. Nel caso in cui per una determinata sostanza e per una specifica specie fosse stato disponibile un valore di BSAF in entrambi i database, il valore inserito nel nuovo database è stato scelto in relazione al tipo di tessuto utilizzato nelle analisi, secondo il seguente ordine di priorità:

BSAF (Filetto) > BSAF (Muscolo) > BSAF (intero organismo)

Nel caso in cui, invece, per una determinata sostanza e per una specifica specie fosse stato disponibile un valore di BSAF in entrambi i database, relativo alla stessa tipologia di tessuto, si è scelto di inserire nel nuovo database il valore più alto tra i due. Nelle tabelle 3 a e b dell'Allegato 3 viene riportato il database dei valori di BSAF sviluppato in base ai criteri appena descritti.

Nelle figure 3.33-3.37 vengono messi a confronto i valori di BSAF ottenuti per tre diverse specie di pesci: *Catostomus Commersoni*, *Cyprinus Carpio* e *Ictalurus nebulosus*.

Osservando tali figure si può notare che, seppur con alcune differenze, i valori del fattore di bioaccumulo biota-sedimento per le diverse sostanze considerate sembrano mostrare un buon accordo per le tre specie di pesci. Questo aspetto probabilmente è dovuto al fatto che queste tre specie presentano delle caratteristiche simili, appartenendo a ordini diversi dello stesso superordine (Ostariofisi), come illustrato nella Figura 3.32. Si può notare, inoltre, che le sostanze che si accumulano in misura minore negli organismi, ovvero che presentano un BSAF inferiore, sono gli idrocarburi policiclici aromatici (IPA), mentre quelle maggiormente accumulate dagli organismi sono i pesticidi e i PCB.

Se, invece, si osservano i dati riportati in Figura 3.38, si può notare che per i Crostacei e i Molluschi sono disponibili meno dati (caselle vuote) e che, comunque, nella maggior parte dei casi il BSAF per ciascuna sostanza (barra rossa orizzontale proporzionale al valore di BSAF) assume valori inferiori rispetto a quelli corrispondenti alla categoria dei pesci. Il confronto dei valori di BSAF relativi ai diversi gruppi di specie acquatiche conferma quanto osservato in precedenza per i pesci, ovvero che le sostanze che tendono ad accumularsi maggiormente nei tessuti degli organismi sono i pesticidi, come DDT, DDD, DDE e Dieldrin, e i PCB.

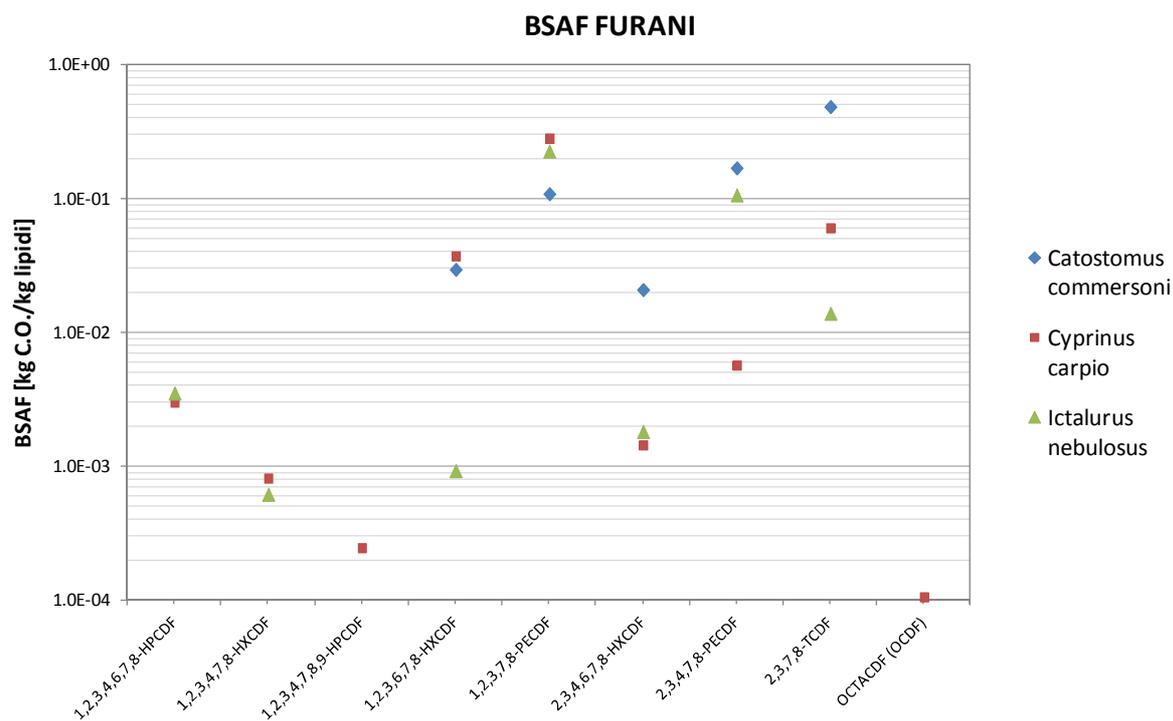


Figura 3.33: Valori di BSAF per i furani relativi a 3 specie di pesci

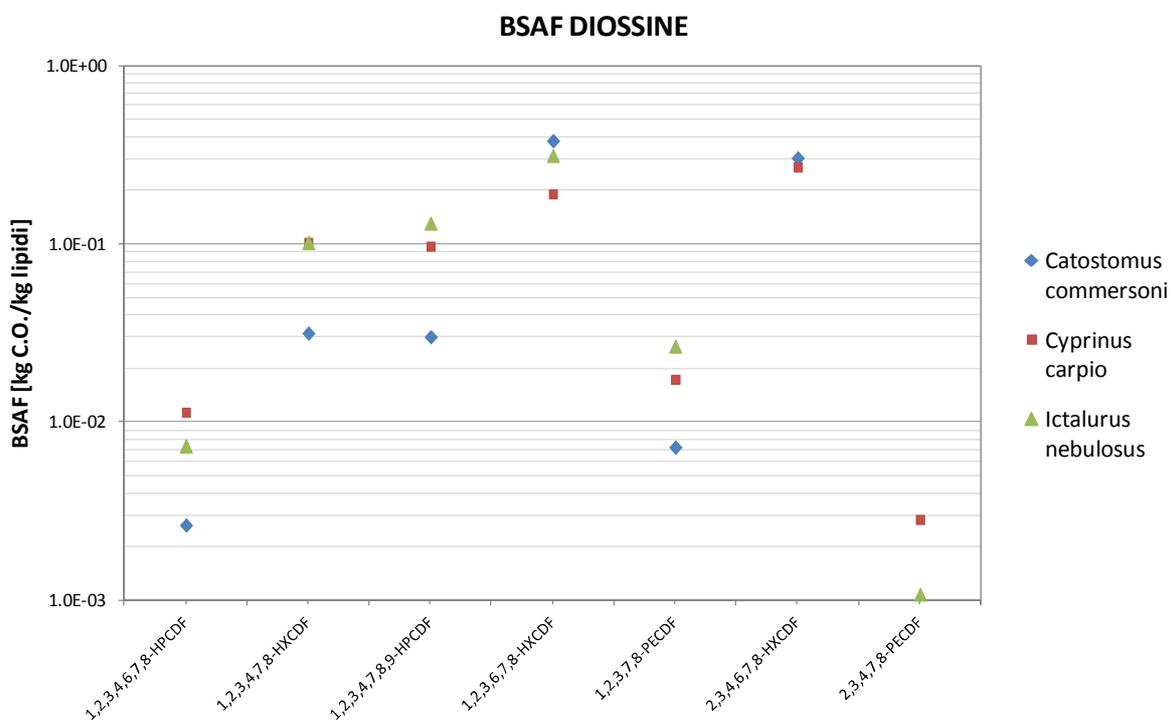


Figura 3.34: Valori di BSAF per i furani relativi a 3 specie di pesci

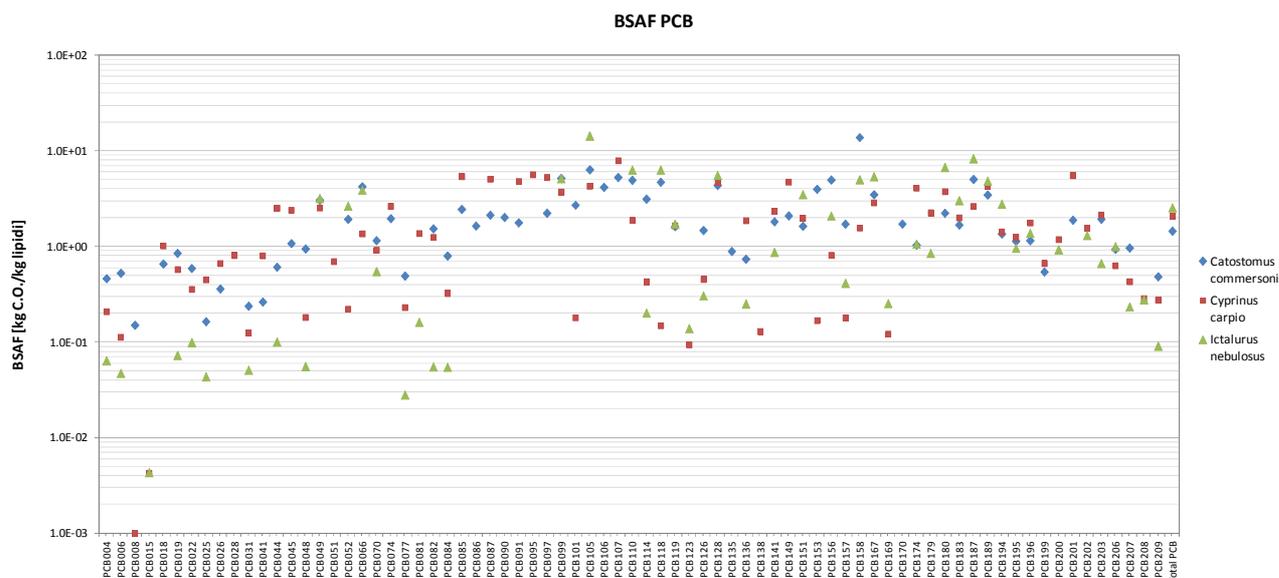


Figura 3.35: Valori di BSAF per i PCB relativi a 3 specie di pesci

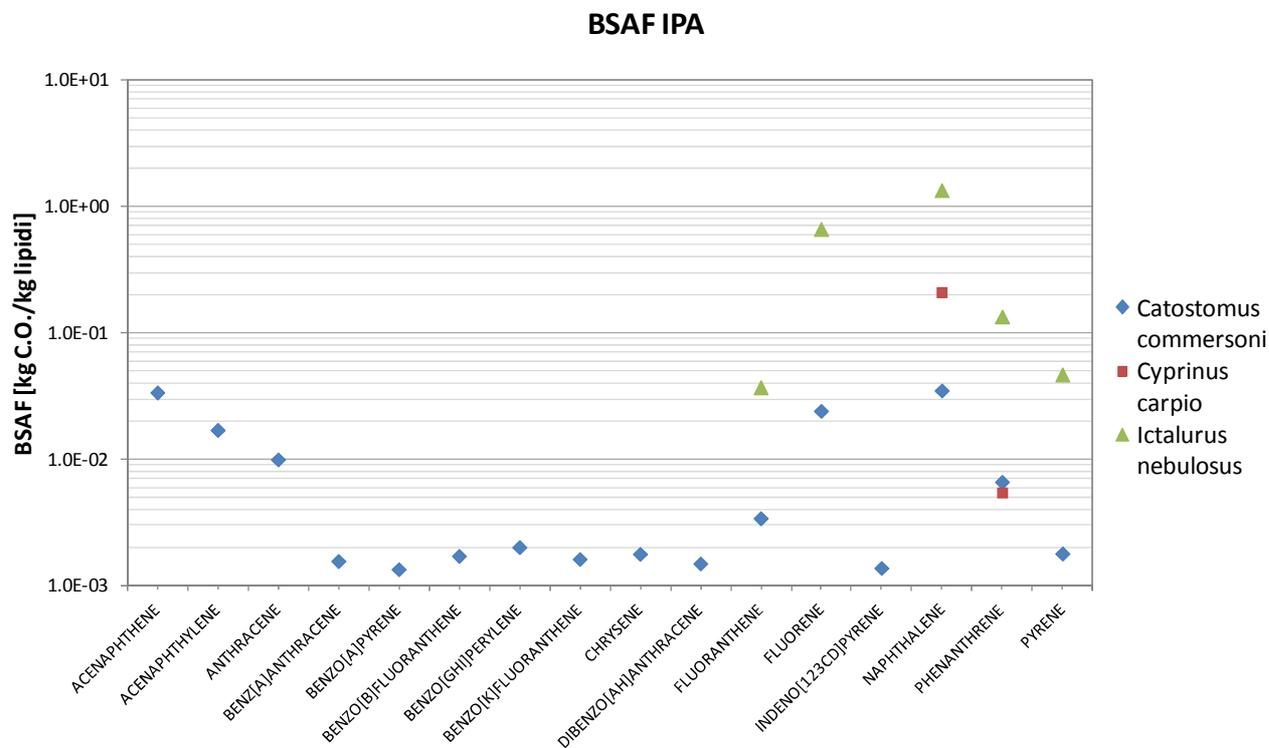


Figura 3.36: Valori di BSAF per gli IPA relativi a 3 specie di pesci

BSAF PESTICIDI

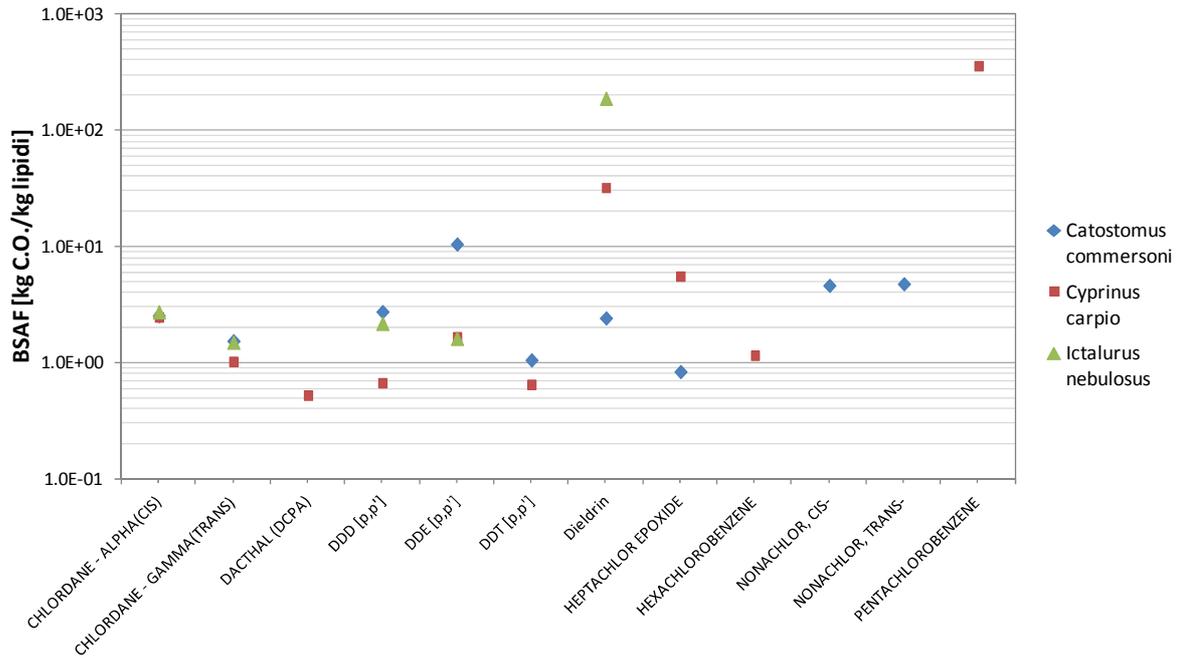


Figura 3.37: Valori di BSAF per i pesticidi relativi a 3 specie di pesci

| Sostanza | CAS N | Pesci | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | Crostacei | | | | | Molluschi | | | | |
|--------------------------|------------|-------|---|---|---|---|---|---|---|---|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|-----------|----|----|----|----|-----------|--|--|--|--|
| | | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 | 9 | 10 | 11 | 12 | 13 | 14 | 15 | 16 | 17 | 18 | 19 | 20 | 21 | 22 | 23 | 24 | 25 | 26 | 27 | | | | | |
| 2,3,7,8-TCDF | 51207-31-9 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 2,3,7,8-TCDD | 1746-01-6 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| PCB 077 | 32598-13-3 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| PCB 081 | 70362-50-4 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| PCB 105 | 32598-14-4 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| PCB 114 | 74472-37-0 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| PCB 118 | 31508-00-6 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| PCB 123 | 65510-44-3 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| PCB 126 | 57465-28-8 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| PCB 156 | 38380-08-4 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| PCB 157 | 69782-90-7 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| PCB 167 | 52663-72-6 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| PCB 169 | 32774-16-6 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| PCB 189 | 39635-31-9 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Total PCB | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| FLUORANTHENE | 206-44-0 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| NAPHTHALENE | 91-20-3 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| PHENANTHRENE | 85-01-8 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| PYRENE | 129-00-0 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| CHLORDANE - ALPHA(CIS) | 5103-71-9 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| CHLORDANE - GAMMA(TRANS) | 5586-34-7 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| DDD [p,p'] | 72-54-8 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| DDE [p,p'] | 72-55-9 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| DDT [p,p'] | 50-29-3 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Dieldrin | 60-57-1 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |

| ID | NAME |
|----|---------------------------------------|
| 1 | <i>Ameiurus melas</i> |
| 2 | <i>Anguilla Anguilla</i> |
| 3 | <i>Carassius auratus</i> |
| 4 | <i>Catostomus columbianus</i> |
| 5 | <i>Catostomus commersoni</i> |
| 6 | <i>Catostomus macrocheilus</i> |
| 7 | <i>Cottus beldingii</i> |
| 8 | <i>Cottus spp.</i> |
| 9 | <i>Cyprinus carpio</i> |
| 10 | <i>Ictalurus nebulosus</i> |
| 11 | <i>Ictalurus punctatus</i> |
| 12 | <i>Microstomus pacificus</i> |
| 13 | <i>Oncorhynchus mykiss</i> |
| 14 | <i>Oncorhynchus mykiss gairdnerii</i> |

| ID | NAME |
|----|-----------------------------|
| 15 | <i>Pimephales notatus</i> |
| 16 | <i>Pimephales promelas</i> |
| 17 | <i>Prochilodus lineatus</i> |
| 18 | <i>Diporeia spp.</i> |
| 19 | <i>Hyalella azteca</i> |
| 20 | <i>Monoporeia affinis</i> |
| 21 | <i>Orconectes spp.</i> |
| 22 | <i>Orconectes virilis</i> |
| 23 | <i>Anodonta anatina</i> |
| 24 | <i>Dreissena bugensis</i> |
| 25 | <i>Dreissena polymorpha</i> |
| 26 | <i>Dreissena spp.</i> |
| 27 | <i>Pyganodon grandis</i> |

| LEGENDA | |
|---------------------|--|
| BSAF | |
| [kg C.O./kg lipidi] | |
| <1 | |
| 2 | |
| 5 | |
| 10 | |
| 50 | |

Figura 3.38: Confronto tra i valori di BSAF per le diverse specie

3.3.2 Calcolo degli SQG

Dopo aver elaborato il database contenente i valori dei BSAF, si è proceduto al calcolo degli standard di qualità dei sedimenti. Poiché tale calcolo è stato basato sulle equazioni 2.8 e 2.9, che tengono conto della assunzione di contaminanti per via alimentare da parte dell'uomo, tra le specie di organismi presenti nel database sviluppato per i valori di BSAF, sono state prese in considerazione soltanto quelle commestibili, secondo quanto riportato in Tabella 3.3.

Tabella 3.3: Specie di organismi presi in considerazione per il calcolo degli SQG

| SPECIE | GRUPPO | COMMESTIBILITA' |
|---------------------------------------|-----------|-----------------|
| <i>Ameiurus melas</i> | Pesci | Si |
| <i>Anguilla Anguilla</i> | Pesci | Si |
| <i>Anodonta anatina</i> | Molluschi | Si |
| <i>Carassius auratus</i> | Pesci | No |
| <i>Catostomus columbianus</i> | Pesci | Si |
| <i>Catostomus commersoni</i> | Pesci | Si |
| <i>Catostomus macrocheilus</i> | Pesci | Si |
| <i>Corbicula fluminea</i> | Molluschi | Si |
| <i>Corbicula japonica</i> | Molluschi | No |
| <i>Cottus beldingii</i> | Pesci | No |
| <i>Cottus spp.</i> | Pesci | No |
| <i>Cynoscion nebulosus</i> | Pesci | No |
| <i>Cyprinus carpio</i> | Pesci | Si |
| <i>Daphnia magna</i> | Crostacei | No |
| <i>Diporeia spp.</i> | Crostacei | No |
| <i>Dreissena bugensis</i> | Molluschi | Si |
| <i>Dreissena polymorpha</i> | Molluschi | Si |
| <i>Dreissena spp.</i> | Molluschi | Si |
| <i>Hyalella azteca</i> | Crostacei | No |
| <i>Ictalurus nebulosus</i> | Pesci | Si |
| <i>Ictalurus punctatus</i> | Pesci | Si |
| <i>Microstomus pacificus</i> | Pesci | No |
| <i>Monoporeia affinis</i> | Crostacei | No |
| <i>Mugil cephalus</i> | Pesci | Si |
| <i>Oncorhynchus mykiss</i> | Pesci | Si |
| <i>Oncorhynchus mykiss gairdnerii</i> | Pesci | No |
| <i>Orconectes spp.</i> | Crostacei | Si |
| <i>Orconectes virilis</i> | Crostacei | Si |
| <i>Pimephales notatus</i> | Pesci | No |
| <i>Pimephales promelas</i> | Pesci | No |
| <i>Prochilodus lineatus</i> | Pesci | Si |
| <i>Pyganodon grandis</i> | Molluschi | No |

Un parametro molto importante nel calcolo degli SQG è costituito dal tasso di ingestione (IF), che indica la quantità di lipidi che viene assunta giornalmente dall'organismo umano. Il valore di IF utilizzato nel presente lavoro è stato ricavato come prodotto tra la percentuale di lipidi relativa a ciascun tessuto (L) e la stima della quantità di ciascun organismo ingerita giornalmente dall'uomo (I).

$$IF = \frac{L \cdot I}{100} \quad 3.1$$

Per quanto riguarda la percentuale di lipidi relativa a ciascuna tipologia di tessuto di ogni specie, sono stati utilizzati i valori raccolti dall'U.S. Army Corps of Engineers e, nel caso in cui non fossero stati disponibili dati per uno specifico tessuto di una determinata specie, sono stati utilizzati i valori relativi alle specie simili. Tali valori della percentuale di lipidi sono riportati nella Tabella 3.4.

Il valore dell'assunzione giornaliera di ciascun organismo (I) è stato determinato in base a quanto riportato nell'*Exposure Factors Handbook* elaborato dall'U.S. EPA, ponendo tale parametro pari a 3,6 g/d per le specie appartenenti al gruppo dei pesci e 2,4 g/d per i crostacei e i molluschi.

Un altro parametro fondamentale nel calcolo degli standard di qualità dei sedimenti è costituito dalle caratteristiche tossicologiche di ciascuna sostanza, che vengono espresse attraverso lo Slope Factor (SF) e la Reference Dose (RfD).

In Tabella 3.5 vengono riportati i valori di Slope Factor e Reference Dose utilizzati nelle elaborazioni. Per la maggior parte dei contaminanti sono stati utilizzati i valori dei parametri tossicologici presenti nel database ISS-ISPEL. Per le sostanze che non erano contenute nel database ISS-ISPEL sono stati utilizzati i valori di SF e RfD riportati nel database IRIS (Integrated Risk Information System) sviluppato dall'U.S. EPA, che sono indicati con il colore rosso.

Tabella 3.4: Percentuale di lipidi per ciascun tipo di tessuto delle diverse specie considerate

| SPECIE | GRUPPO | TESSUTO | % LIPIDI |
|-------------------------|-----------|-------------|-------------|
| Ameiurus melas | Pesci | Filetto | 2.19 |
| | | Complessivo | 3.30 |
| Anguilla Anguilla | Pesci | Filetto | 12.56 |
| Anodonta anatina | Molluschi | Complessivo | 2.08 |
| Catostomus columbianus | Pesci | Complessivo | 12.22 |
| Catostomus commersoni | Pesci | Complessivo | 5.995 |
| Catostomus macrocheilus | Pesci | Complessivo | 6.95 |
| Corbicula fluminea | Molluschi | Complessivo | 2.08 |
| Cyprinus carpio | Pesci | Filetto | 3.27 |
| | | Muscolo | 0.80 |
| | | Complessivo | 6.31 |
| Dreissena bugensis | Molluschi | Complessivo | 2.08 |
| Dreissena polymorpha | Molluschi | Complessivo | 1.83 |
| Dreissena spp. | Molluschi | Complessivo | 1.22 |
| Ictalurus nebulosus | Pesci | Filetto | 2.19 |
| | | Muscolo | 4.54 |
| | | Complessivo | 3.30 |
| Ictalurus punctatus | Pesci | Filetto | 2.19 |
| | | Complessivo | 3.30 |
| Mugil cephalus | Pesci | Filetto | 4.50 |
| | | Complessivo | 0.46 |
| Oncorhynchus mykiss | Pesci | Complessivo | 4.18 |
| Orconectes spp. | Crostacei | Complessivo | 0.86 |
| Orconectes virilis | Crostacei | Complessivo | 0.86 |
| Prochilodus lineatus | Pesci | Muscolo | 4.54 |

Tabella 3.5: Valori di SF e RfD utilizzati nelle elaborazioni

| | Sostanza | CAS N | SF | RfD | |
|-----------------------|-----------------------|-----------------------|------------|---------|---------|
| FURANI | 1,2,3,4,6,7,8-HPCDF | 67562-39-4 | 1500 | - | |
| | 1,2,3,4,7,8-HXCDF | 70648-26-9 | 15000 | - | |
| | 1,2,3,4,7,8,9-HPCDF | 55673-89-7 | 1500 | - | |
| | 1,2,3,6,7,8-HXCDF | 57117-44-9 | 15000 | - | |
| | 1,2,3,7,8-PECDF | 57117-41-6 | 7500 | - | |
| | 2,3,4,6,7,8-HXCDF | 60851-34-5 | 15000 | - | |
| | 2,3,4,7,8-PECDF | 57117-31-4 | 75000 | - | |
| | 2,3,7,8-TCDF | 51207-31-9 | 15000 | - | |
| OCTACDF (OCDF) | 39001-02-0 | 150 | - | | |
| DIOSSINE | 1,2,3,4,6,7,8-HPCDD | 35822-46-9 | 1500 | - | |
| | 1,2,3,4,7,8-HXCDD | 39227-28-6 | 15000 | - | |
| | 1,2,3,6,7,8-HXCDD | 57653-85-7 | 15000 | - | |
| | 1,2,3,7,8-PECDD | 40321-76-4 | 75000 | - | |
| | 1,2,3,7,8,9-HXCDD | 19408-74-3 | 15000 | - | |
| | 2,3,7,8-TCDD | 1746-01-6 | 150000 | - | |
| OCTACDD (OCDD) | 3268-87-9 | 150 | - | | |
| PAH | ACENAPHTHENE | 83-32-9 | - | 0.06 | |
| | ANTHRACENE | 120-12-7 | - | 0.3 | |
| | BENZO[A]ANTHRACENE | 56-55-3 | 0.73 | - | |
| | BENZO[A]PYRENE | 50-32-8 | 7.3 | - | |
| | BENZO[B]FLUORANTHENE | 205-99-2 | 0.73 | - | |
| | BENZO[GHI]PERYLENE | 191-24-2 | - | 0.03 | |
| | BENZO[K]FLUORANTHENE | 207-08-9 | 0.073 | - | |
| | CHRYSENE | 218-01-9 | 0.007 | 0.03 | |
| | DIBENZO[AH]ANTHRACENE | 53-70-3 | 7.3 | - | |
| | FLUORANTHENE | 206-44-0 | - | 0.04 | |
| | FLUORENE | 86-73-7 | - | 0.04 | |
| | INDENO[123CD]PYRENE | 193-39-5 | 0.73 | 0.03 | |
| NAPHTHALENE | 91-20-3 | - | 0.02 | | |
| PYRENE | 129-00-0 | - | 0.03 | | |
| PESTICIDI | LINDANE - GAMMA-HCH | | 1.3 | 0.0003 | |
| | CYPERMETHRIN | | - | 0.01 | |
| | DACTHAL (DCPA) | | - | 0.01 | |
| | DDD [p,p'] | 72-54-8 | 0.24 | 0.0005 | |
| | DDE [p,p'] | 72-55-9 | 0.34 | 0.0005 | |
| | DDT [p,p'] | 50-29-3 | 0.34 | 0.0005 | |
| | Dieldrin | 60-57-1 | 16 | 0.0005 | |
| | HEPTACHLOR EPOXIDE | 1024-57-3 | - | 0.00013 | |
| | HEXACHLOROBENZENE | | 1.6 | 0.0008 | |
| | PENTACHLOROBENZENE | | - | 0.0008 | |
| PCB | Aroclor 1254 | | - | 0.00002 | |
| | PCB 004 | 13029-08-8 | - | 0.00002 | |
| | PCB 006 | 25569-80-6 | - | 0.00002 | |
| | PCB 008 | 34883-43-7 | - | 0.00002 | |
| | PCB 015 | 2050-68-2 | - | 0.00002 | |
| | Total Dichloro PCB | | - | 0.00002 | |
| | PCB 018 | 37680-65-2 | - | 0.00002 | |
| | PCB 019 | 38444-73-4 | - | 0.00002 | |
| | PCB 022 | 38444-85-8 | - | 0.00002 | |
| | PCB 025 | 55712-37-3 | - | 0.00002 | |
| | PCB 026 | 38444-81-4 | - | 0.00002 | |
| | PCB 028 | 7012-37-5 | - | 0.00002 | |
| | PCB 031 | 16606-02-3 | - | 0.00002 | |
| | Total Trichloro PCB | | 2 | 0.00002 | |
| | PCB 041 | 52663-59-9 | - | 0.00002 | |
| | PCB 044 | 41464-39-5 | - | 0.00002 | |
| | PCB 045 | 70362-45-7 | - | 0.00002 | |
| | PCB 048 | 70362-47-9 | - | 0.00002 | |
| | PCB 049 | 41464-40-8 | - | 0.00002 | |
| | PCB 051 | 68194-04-7 | - | 0.00002 | |
| | PCB 052 | 35693-99-3 | - | 0.00002 | |
| | PCB 066 | 32598-10-0 | - | 0.00002 | |
| | PCB 070 | 32598-11-1 | - | 0.00002 | |
| | PCB | PCB 074 | 32690-93-0 | - | 0.00002 |
| | | PCB 077 | 32598-13-3 | 2 | - |
| | | PCB 081 | 70362-50-4 | 2 | - |
| | | Total Tetrachloro PCB | | - | 0.00002 |
| | | PCB 082 | 52663-62-4 | - | 0.00002 |
| | | PCB 084 | 52663-60-2 | - | 0.00002 |
| | | PCB 085 | 65510-45-4 | - | 0.00002 |
| | | PCB 086 | 55312-69-1 | - | 0.00002 |
| | | PCB 087 | 38380-02-8 | - | 0.00002 |
| | | PCB 090 | 68194-07-0 | - | 0.00002 |
| PCB 091 | | 68194-05-8 | - | 0.00002 | |
| PCB 095 | | 38379-99-6 | - | 0.00002 | |
| PCB 097 | | 41464-51-1 | - | 0.00002 | |
| PCB 099 | | 38380-01-7 | - | 0.00002 | |
| PCB 101 | | 37680-73-2 | - | 0.00002 | |
| PCB 105 | | 32598-14-4 | 2 | - | |
| PCB 106 | | 70424-69-0 | - | 0.00002 | |
| PCB 107 | | 70362-41-3 | - | 0.00002 | |
| PCB 110 | | 38380-03-9 | - | 0.00002 | |
| PCB 114 | | 74472-37-0 | 2 | - | |
| PCB 118 | | 31508-00-6 | 2 | - | |
| PCB 119 | | 56558-17-9 | - | 0.00002 | |
| PCB 123 | | 65510-44-3 | 2 | - | |
| PCB 126 | | 57465-28-8 | 2 | - | |
| Total Pentachloro PCB | | | 2 | 0.00002 | |
| PCB 128 | | 38380-07-3 | - | 0.00002 | |
| PCB 135 | | 52744-13-5 | - | 0.00002 | |
| PCB 136 | | 38411-22-2 | - | 0.00002 | |
| PCB 138 | | 35065-28-2 | - | 0.00002 | |
| PCB 141 | | 52712-04-6 | - | 0.00002 | |
| PCB 149 | | 38380-04-0 | - | 0.00002 | |
| PCB 151 | | 52663-63-5 | - | 0.00002 | |
| PCB 153 | | 35065-27-1 | - | 0.00002 | |
| PCB 156 | 38380-08-4 | 2 | - | | |
| PCB 157 | 69782-90-7 | 2 | - | | |
| PCB 158 | 74472-42-7 | - | 0.00002 | | |
| PCB 167 | 52663-72-6 | 2 | - | | |
| PCB 169 | 32774-16-6 | 2 | - | | |
| Total Hexachloro PCB | | 2 | 0.00002 | | |
| PCB 170 | 35065-30-6 | - | 0.00002 | | |
| PCB 174 | 38411-25-5 | - | 0.00002 | | |
| PCB 179 | 52663-64-6 | - | 0.00002 | | |
| PCB 180 | 35065-29-3 | - | 0.00002 | | |
| PCB 183 | 52663-69-1 | - | 0.00002 | | |
| PCB 187 | 52663-68-0 | - | 0.00002 | | |
| PCB 189 | 39635-31-9 | 2 | - | | |
| Total Heptachloro PCB | | 2 | 0.00002 | | |
| PCB 194 | 35694-08-7 | - | 0.00002 | | |
| PCB 195 | 52663-78-2 | - | 0.00002 | | |
| PCB 196 | 42740-50-1 | - | 0.00002 | | |
| PCB 199 | 52663-75-9 | - | 0.00002 | | |
| PCB 200 | 52663-73-7 | - | 0.00002 | | |
| PCB 201 | 52663-75-9 | - | 0.00002 | | |
| PCB 202 | 2136-99-4 | - | 0.00002 | | |
| PCB 203 | 52663-76-0 | - | 0.00002 | | |
| Total Octachloro PCB | | - | 0.00002 | | |
| PCB 206 | 40186-72-9 | - | 0.00002 | | |
| PCB 207 | 52663-79-3 | - | 0.00002 | | |
| PCB 208 | 52663-77-1 | - | 0.00002 | | |
| PCB 209 | 2051-24-3 | - | 0.00002 | | |
| Total Nonachloro PCB | | - | 0.00002 | | |
| Total Decachloro PCB | | - | 0.00002 | | |
| Total PCB | | 2 | 0.00002 | | |

Nella tabella seguente vengono riportati i valori degli altri parametri che compaiono nelle equazioni 2.8 e 2.9 utilizzate per il calcolo dei criteri di qualità dei sedimenti.

Tabella 3.6: Valori dei diversi parametri utilizzati nelle elaborazioni

| PARAMETRO | VALORE | U.M. |
|-----------|--|------|
| R | 10^{-6} | --- |
| BW | 70 | kg |
| AT | 70 (sostanze cancerogene) 30 (sostanze non cancerogene) | y |
| ED | 30 | y |

Applicando le equazioni 2.8 e 2.9 riportate in precedenza per le sostanze cancerogene e non cancerogene, è stato possibile procedere al calcolo degli standard di qualità dei sedimenti che sono riportati rispettivamente nelle tabelle 4 e 5 dell'allegato 3.

I valori degli SQG calcolati per ciascuna sostanza sono stati utilizzati per creare un unico database contenente gli standard di qualità dei sedimenti per le diverse specie di organismi acquatici presi in considerazione. Nel caso in cui un contaminante presentava sia caratteristiche cancerogene che non cancerogene si è scelto di inserire nel database il minimo valore di SQG tra i due calcolati. I valori degli standard di qualità per ciascuna sostanza determinati come esposto finora sono riportati nella tabella 6 dell'allegato 3.

Nelle figure 3.39-3.42, come fatto in precedenza per i BSAF, vengono messi a confronto i valori degli SQG ottenuti per tre diverse specie di pesci: *Catostomus Commersoni*, *Cyprinus Carpio* e *Ictalurus nebulosus*. Anche in questo caso per ciascuna sostanza si può vedere un buon accordo tra i valori degli standard di qualità relativi alle diverse specie di pesci. Inoltre è da notare come per ogni classe di composti i valori degli SQG calcolati mostrino un andamento speculare inverso rispetto ai valori dei BSAF corrispondenti, (si vedano a confronto ad esempio la Figura 3.33 e la Figura 3.39). Ad un valore più alto del BSAF (si veda ad esempio in Figura 3.33 il valore relativo al 2,3,7,8-TCDF rispetto a quello dell'OCTACDF) corrisponde un SQG inferiore (così come mostrato in Figura 3.39).

Nelle figure 3.44-3.48 è riportato per ciascuna sostanza l'intervallo dei valori di SQG ottenuti per le diverse specie. Come si può notare, per molte sostanze lo standard di qualità calcolato varia notevolmente a seconda della specie considerata.

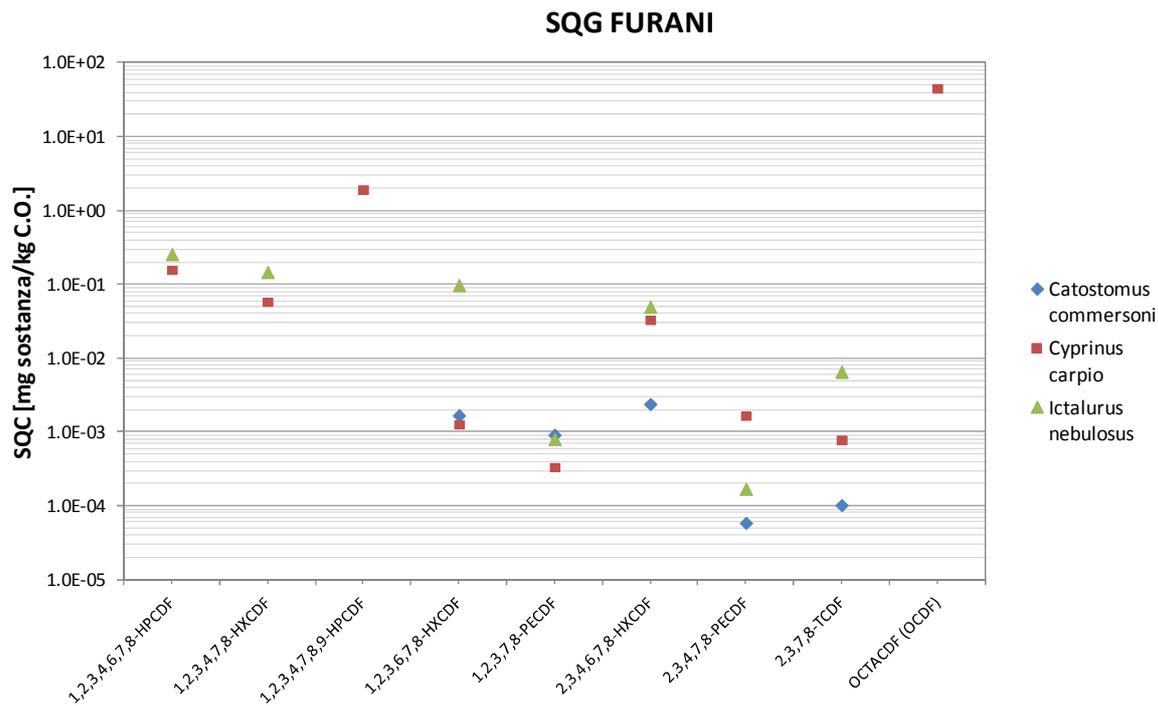


Figura 3.39: Valori di SQG per i furani relativi a 3 specie di pesci

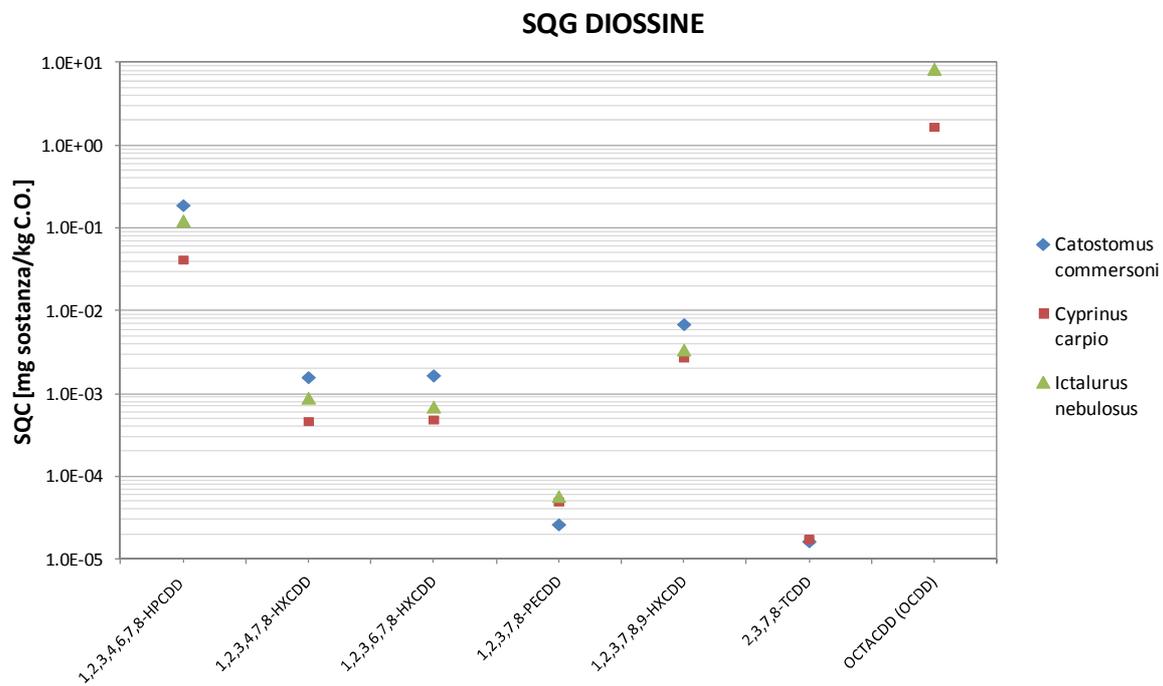


Figura 3.40: Valori di SQG per le diossine relativi a 3 specie di pesci

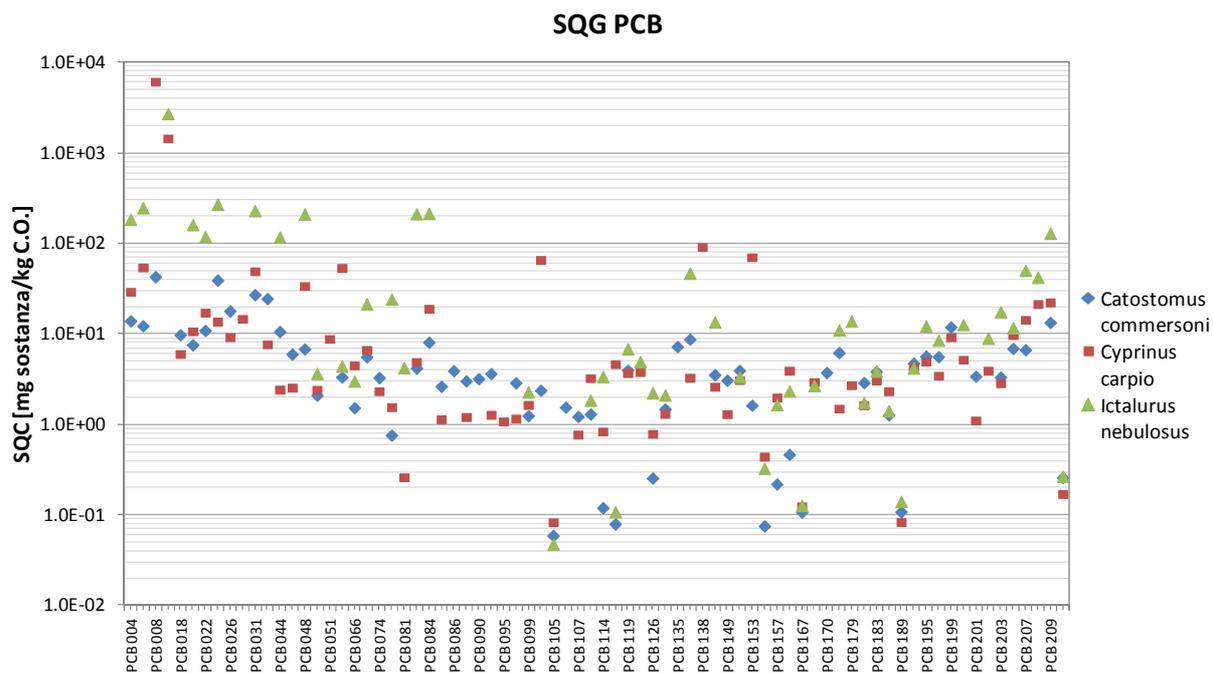


Figura 3.41: Valori di SQG per i PCB relativi a 3 specie di pesci

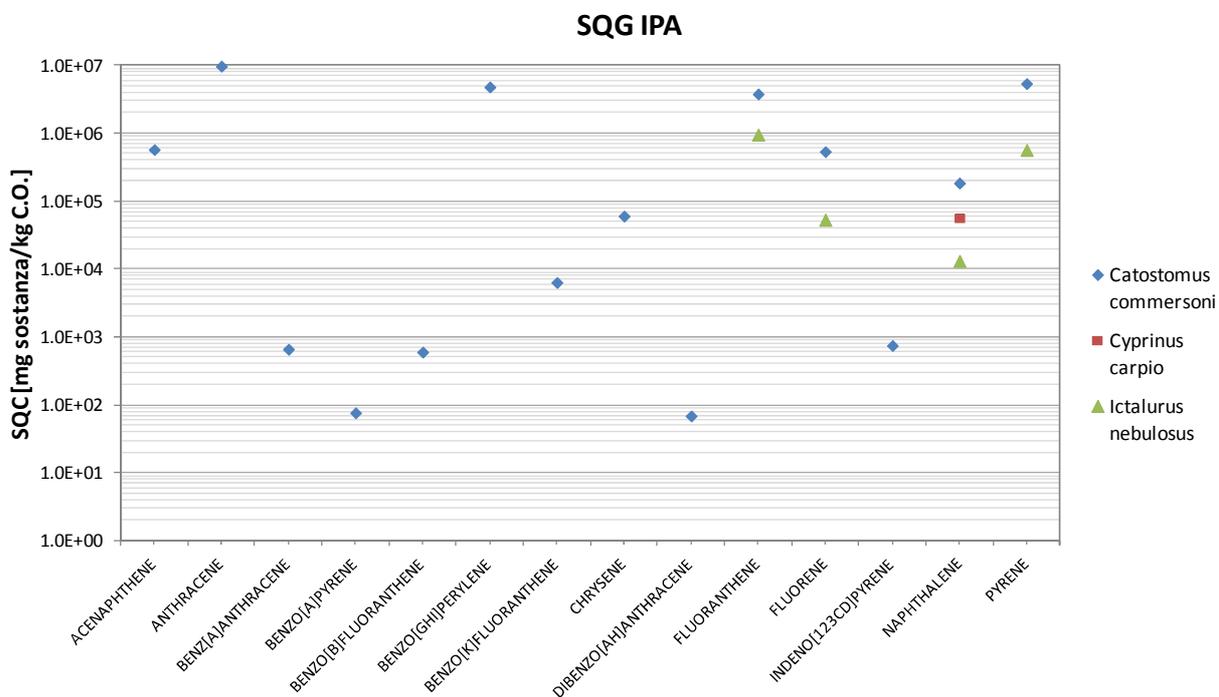


Figura 3.42: Valori di SQG per gli IPA relativi a 3 specie di pesci

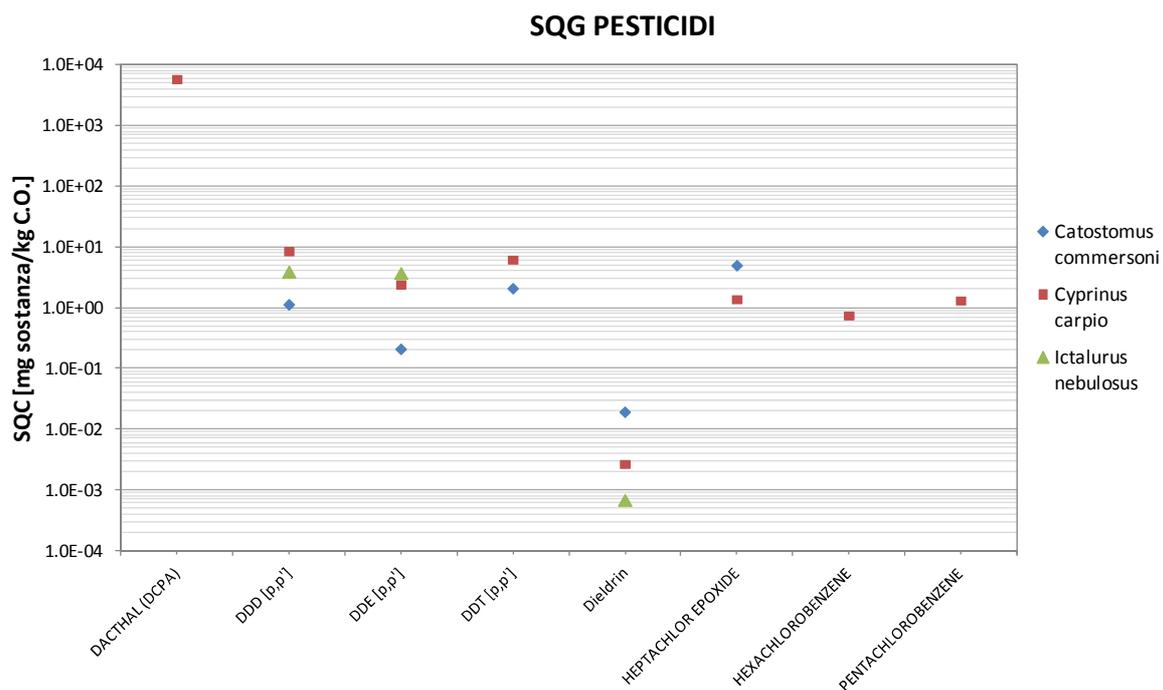


Figura 3.43: Valori di SQG per i pesticidi relativi a 3 specie di pesci

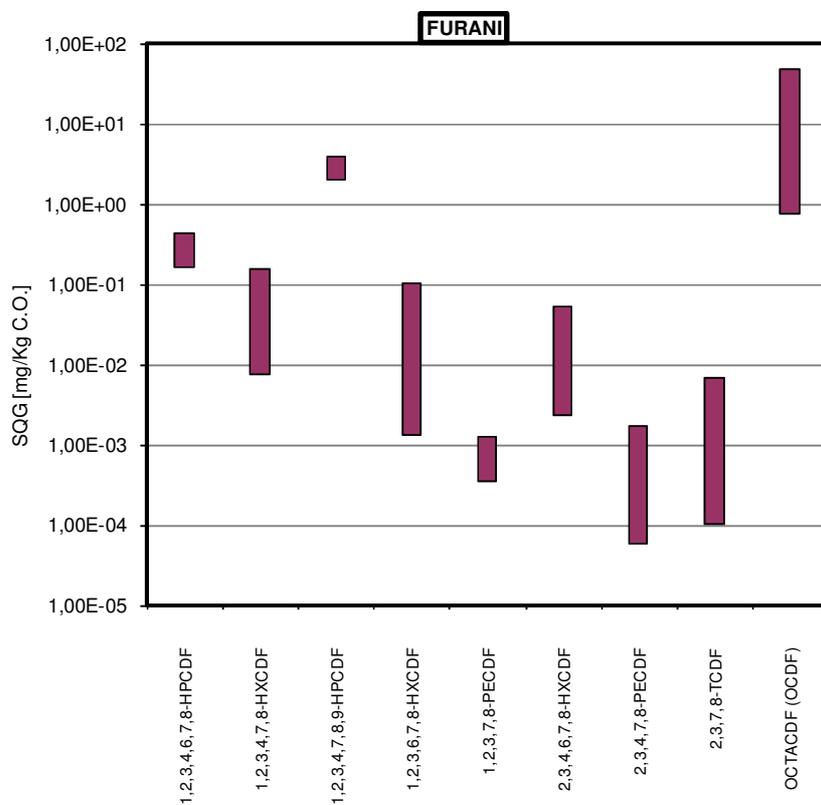


Figura 3.44: Variazione dei valori degli SQG per i furani per le diverse specie

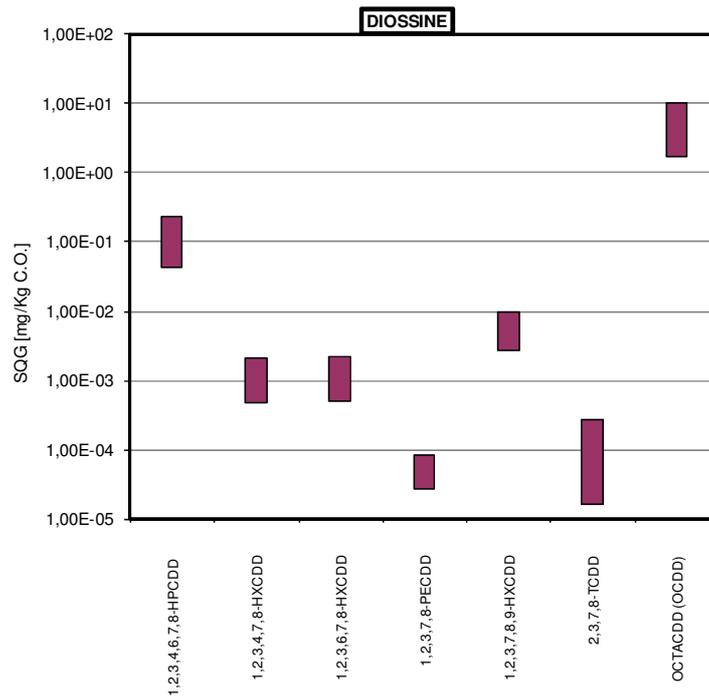


Figura 3.45: Variazione dei valori degli SQG per le diossine per le diverse specie

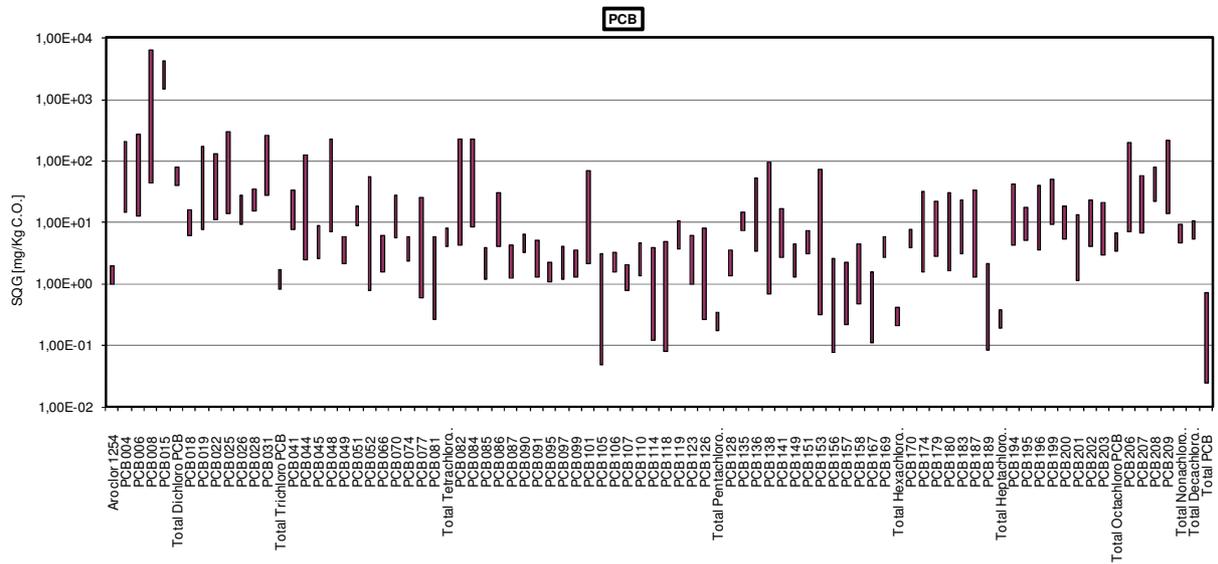


Figura 3.46: Variazione dei valori degli SQG per i PCB per le diverse specie

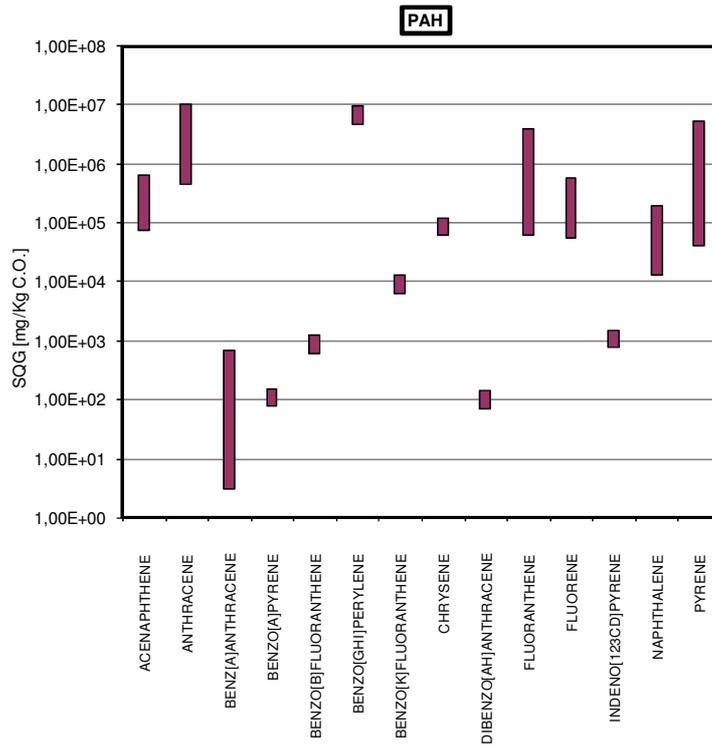


Figura 3.47: Variazione dei valori degli SQG per gli IPA per le diverse specie

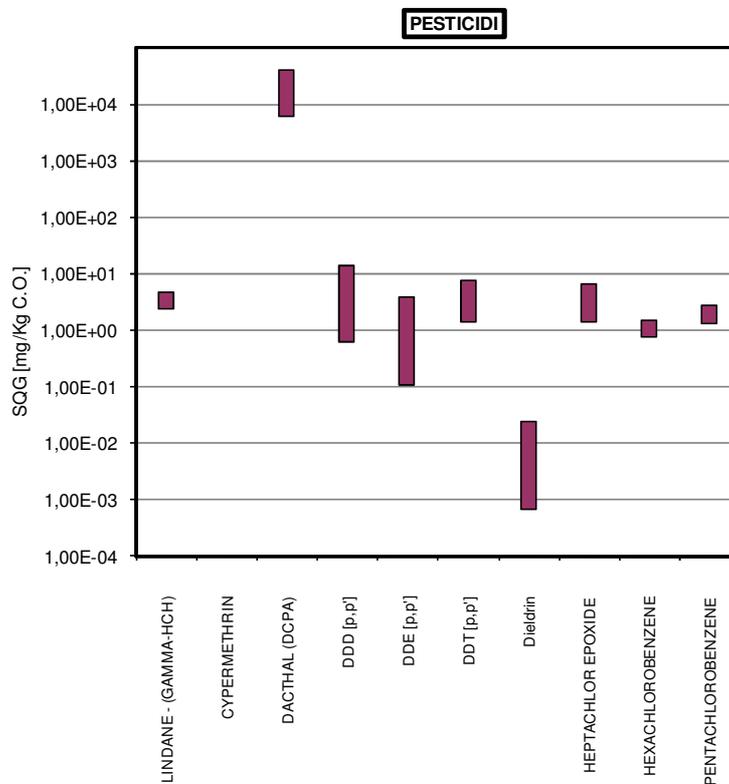


Figura 3.48: Variazione dei valori degli SQG per i pesticidi per le diverse specie

4 BENCHMARKING DI METODI PER IL CALCOLO DEGLI STANDARD DI QUALITÀ

4.1 Introduzione

In questo capitolo sono messi a confronto i valori degli standard di qualità dei sedimenti di acque interne (SQG) ricavati applicando i diversi approcci metodologici descritti nei Capitoli 2 e 3. In particolare, sono stati esaminati e comparati i valori di SQG stimati mediante i due approcci basati sul metodo dell'equilibrio di ripartizione discussi nel Capitolo 3 e gli standard di qualità ricavati con l'approccio basato sul consenso (consensus based) sviluppato negli Stati Uniti (MacDonald et al., 2000) discussi nel paragrafo 2.4.3. Tali valori sono stati inoltre comparati con gli standard di qualità ambientali per il raggiungimento o mantenimento del buono stato chimico relativo a sedimenti dei corpi idrici marino-costieri e di transizione fissati dal recente D.M. 56/2009, discussi nel paragrafo 1.2.3, che costituisce attualmente l'unico riferimento normativo italiano in materia di sedimenti. Per completezza nella Tabella 1 dell'Allegato 4 sono riportati per tutte le sostanze gli standard di qualità ambientale dei sedimenti riportati nel D.M. 56/2009 e gli SQG calcolati mediante l'applicazione dei tre sopracitati approcci.

Da tale confronto è stata infine elaborata una proposta di valori di qualità dei sedimenti di acque interne per alcuni inquinanti comunemente riscontrati in tale matrice.

4.2 Confronto tra i diversi valori di SQG

Nelle Figure 4.1 - 4.4 è riportato il confronto in forma grafica dei seguenti valori di standard di qualità dei sedimenti :

- SQG stimati mediante l'approccio EqP applicato utilizzando i valori di concentrazione media annua per le acque superficiali interne stabiliti dal D.M. 56/09;
- SQG stimati attraverso l'approccio di ripartizione biota-sedimenti e la successiva assunzione di contaminanti da parte dell'uomo mediante la catena alimentare;
- SQG per i sedimenti di acque interne utilizzati da MacDonald et al. (2000) per ricavare gli SQG-TEC (le concentrazioni soglia di effetto);
- standard di qualità di sedimenti dei corpi idrici marino-costieri e di transizione stabiliti dal D.M. 56/09.

4.2.1 Confronto tra gli SQG per gli inquinanti organici

Gli SQG riportati nelle Figure 4.1 e 4.2 sono relativi ad alcune sostanze organiche e sono espressi come μg di sostanza per kg di sedimento secco; quindi i valori calcolati con il metodo del bioaccumulo sono stati normalizzati assumendo un contenuto di sostanza organica pari all'1%. Si sottolinea inoltre che anche i valori di SQG ricavati con il metodo EqP sono riferiti ad un sedimento con un contenuto di sostanza organica pari all'1%.

Come emerso nel paragrafo 3.2, l'applicazione del metodo dell'equilibrio di ripartizione biota-sedimento consente di individuare un intervallo di valori di SQG per ciascun inquinante, in funzione delle diverse specie di organismi acquatici considerate. Allo stesso modo, come discusso nel paragrafo 2.4.3, gli SQG utilizzati da MacDonald et al. (2000) per la definizione degli SQG-TEC mostrano per ogni contaminante una certa variabilità, funzione del metodo utilizzato per la loro definizione. Per questo motivo, nella Figura 4.1, i valori ottenuti con l'approccio EqP e gli standard di qualità di sedimenti dei corpi idrici marino-costieri e di transizione (D.M. 56/09) sono stati confrontati per ciascun inquinante con i range dei valori di SQG-bioaccumulo e dei valori di SQG presi in considerazione nel metodo Consensus Based (MacDonald et al., 2000).

Un confronto analogo viene riportato nella Figura 4.2, dove i range dei valori di SQG-bioaccumulo e consensus based sono sostituiti dalle corrispondenti medie geometriche. Si sottolinea che i valori mostrati relativamente al metodo consensus based corrispondono agli SQG-TEC (MacDonald et al., 2000).

Esaminando la Figura 4.1 si possono fare le seguenti osservazioni:

Il range dei valori considerati nella formulazione del metodo Consensus based (TEC) risultano generalmente inferiori a quelli calcolati considerando l'esposizione ai contaminanti mediante catena alimentare (SQG-bioaccumulo), ad eccezione di PCB totali ed in parte del Dieldrin.

Gli SQG-bioaccumulo degli IPA, ed in misura apparentemente sistematica quelli relativi agli IPA non cancerogeni (antracene, fluorantene, fluorene, naftalene, pirene, benzo(ghi)-perilene), risultano generalmente più elevati rispetto agli altri standard.

Gli standard di qualità dei sedimenti dei corpi idrici marino-costieri e di transizione stabiliti dal D.M. 56/09 risultano tipicamente più conservativi di quelli ricavati con gli altri approcci, ad eccezione di PCB totali e Dieldrin, che si collocano all'estremità superiore del range degli SQG-bioaccumulo, e tributilstagno, rispetto all'unico altro dato disponibile ricavato con il metodo EqP.

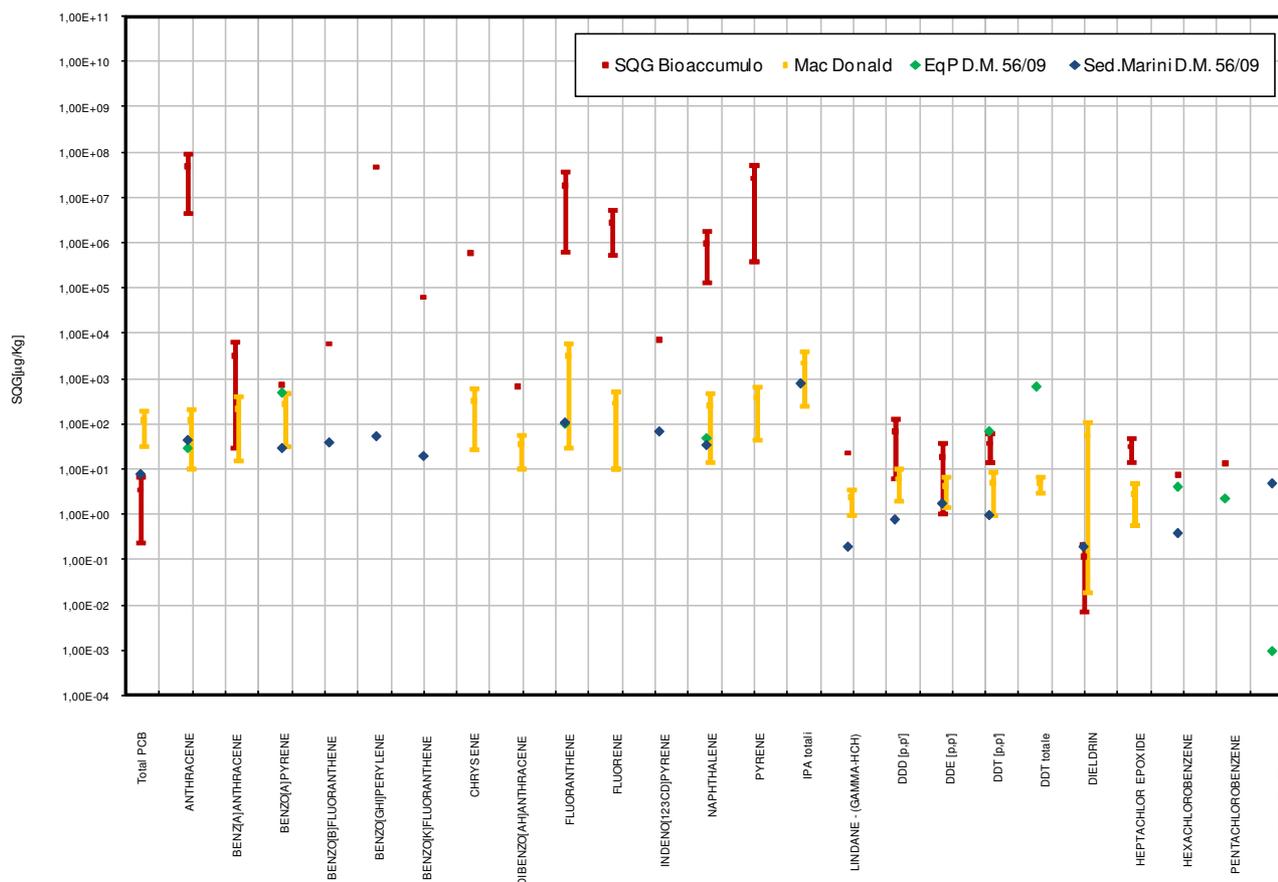


Figura 4.1: Confronto tra i valori degli SQG ricavati con i metodi che tengono conto della ripartizione acqua-sedimento e sedimento-biota, gli standard di qualità per sedimenti marini stabiliti dal D.M. 56/09 e gli SQG Consensus Based utilizzati per derivare le concentrazioni di effetto soglia (TEC) (MacDonald et al., 2000), riportati, ove fossero presenti più dati, come intervalli tra i valori minimi e massimi

L'esame della Figura 4.2 consente di confermare le osservazioni riportate per la Figura 4.2 ed evidenzia altresì che gli standard di qualità dei sedimenti dei corpi idrici marino-costieri e di transizione stabiliti dal D.M. 56/09 seguono un andamento simile a quello dei CB-TEC (MacDonald et al., 2000), seppur mantenendosi inferiori di circa un ordine di grandezza.

In merito all'applicazione del metodo EqP, si sottolinea che sono stati riportati i valori corrispondenti agli inquinanti per i quali sono stati fissati standard di qualità delle acque (D.M. 56/09), limitando fortemente la possibilità di confronto con gli altri metodi.

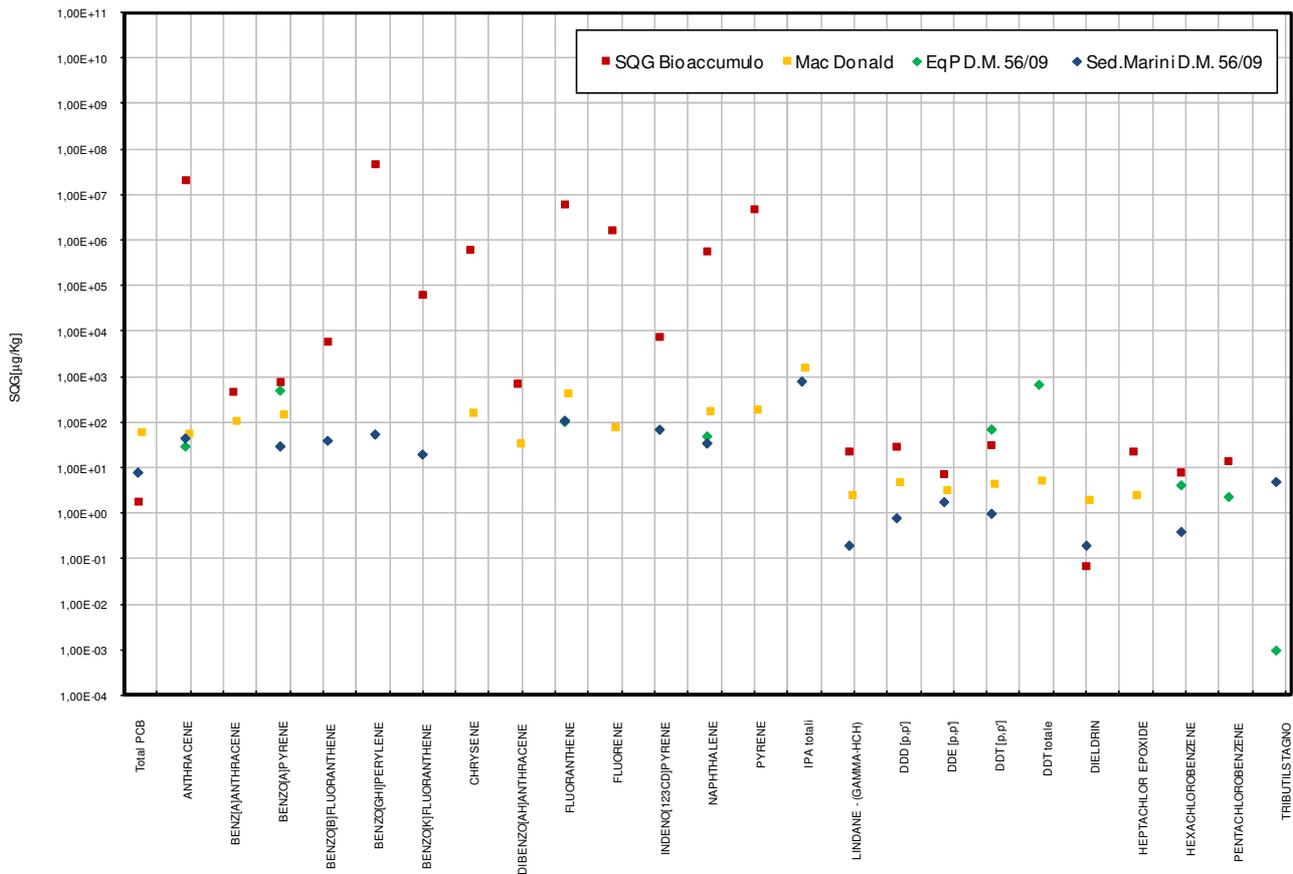


Figura 4.2: Confronto tra i valori degli SQG ricavati con i metodi che tengono conto della ripartizione acqua-sedimento e sedimento-biota, gli standard di qualità per sedimenti marini stabiliti dal D.M. 56/09 e le concentrazioni di effetto soglia (TEC) Consensus Based (MacDonald et al., 2000), riportati come medie geometriche di tutti i valori

4.2.2 Confronto tra gli SQG per i metalli

Gli SQG riportati nelle Figure 4.3 e 4.4 sono relativi ad alcuni metalli e sono espressi come mg di sostanza per kg di sedimento secco. Il confronto è limitato ai valori di SQG forniti dal metodo Consensus based (MacDonald et al., 2000) e agli standard di qualità dei sedimenti dei corpi idrici marino-costieri e di transizione stabiliti dal D.M. 56/09. Per questa classe di contaminanti, infatti, il metodo basato sull'equilibrio di ripartizione acqua-sedimento risulta applicabile esclusivamente sulla base di informazioni sito-specifiche (paragrafo 2.2.5), mentre i fattori di ripartizione biota-sedimento (BSAF) possono essere definiti soltanto per sostanze organiche apolari (paragrafo 2.2.6). Si rileva, infatti, che l'effettiva biodisponibilità e tossicità di metalli e metalloidi presenti nei sedimenti dipende da una varietà di fattori sito-specifici quali il contenuto di solfuri volatili (AVS), il carbonio organico particolato (POC), il carbonio organico disciolto (DOC) e ossidi/idrossidi di ferro e manganese, che tendono a ridurre la mobilità dei metalli (Chapman et al, 1999).

La Figura 4.3 riporta il confronto tra gli standard di qualità di sedimenti dei corpi idrici marino-costieri e di transizione (D.M. 56/09) ed i range dei valori di SQG presi in considerazione nel metodo Consensus Based (MacDonald et al., 2000). Da tale confronto emerge che i valori del D.M. 56/09, laddove presenti, appaiono sostanzialmente allineati rispetto ai range del metodo Consensus Based. Tale osservazione è confermata dall'analisi della Figura 4.4, dove vengono messi a confronto i CB-TEC (MacDonald et al., 2000) con i corrispondenti valori degli standard di qualità ambientale per i sedimenti dei corpi idrici marino-costieri e di transizione (D.M. 56/09).

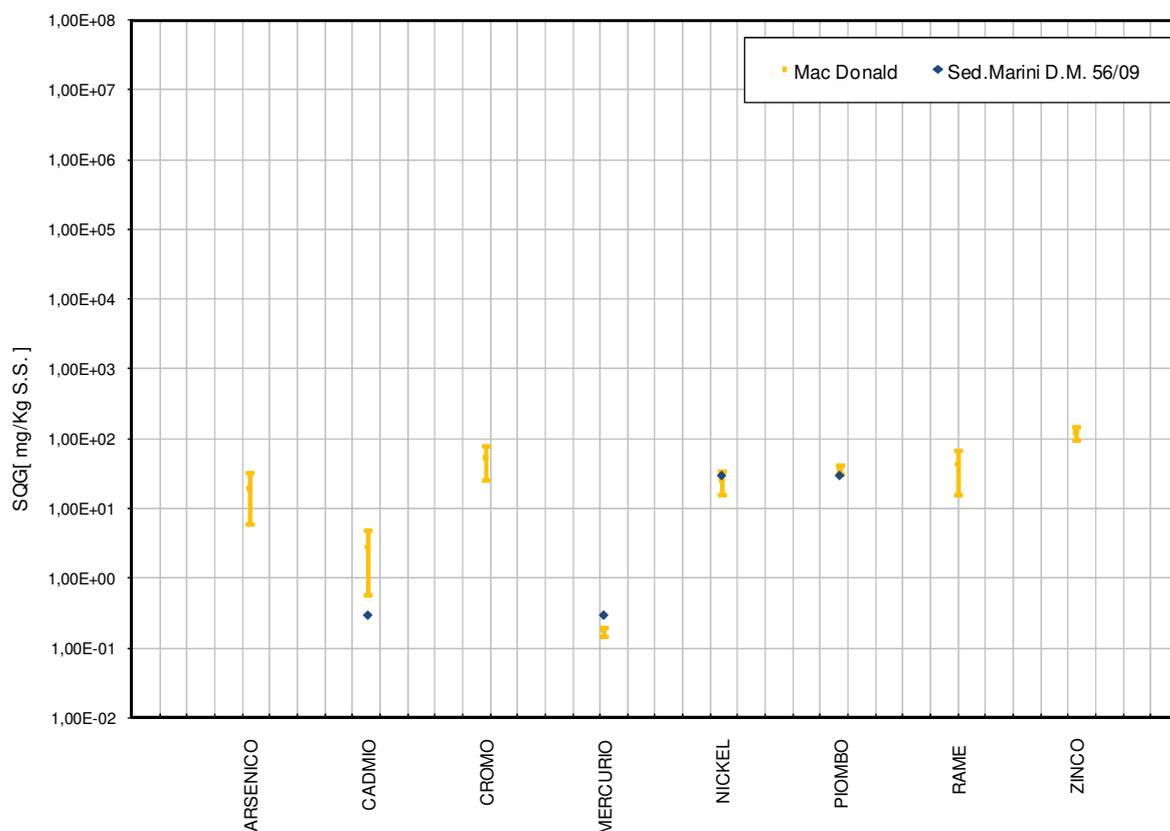


Figura 4.3: Confronto tra gli standard di qualità per sedimenti marini stabiliti dal D.M. 56/09 e gli SQG Consensus Based utilizzati per derivare le concentrazioni di effetto soglia (TEC) (MacDonald et al., 2000), riportati, ove fossero presenti più dati, come intervalli tra i valori minimi e massimi

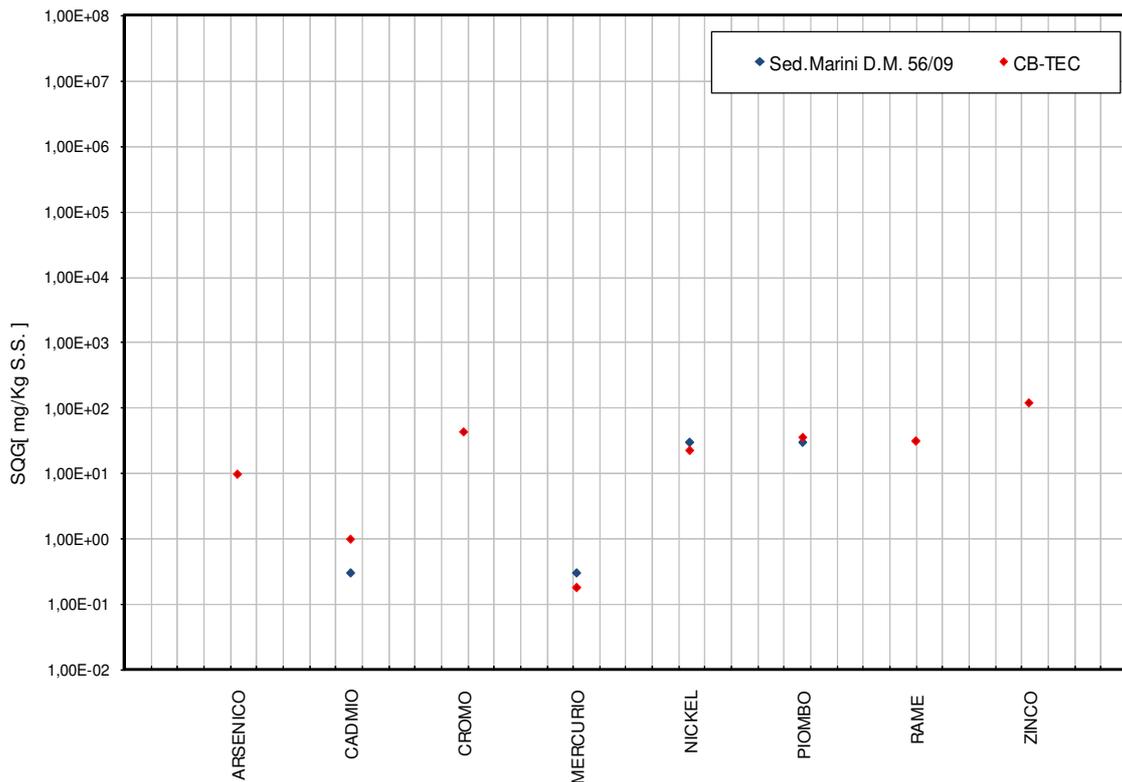


Figura 4.4: Confronto tra gli standard di qualità per sedimenti marini stabiliti dal D.M. 56/09 e le concentrazioni di effetto soglia (TEC) (MacDonald et al., 2000), riportate come media geometrica di tutti i valori

4.3 Proposta di valori di SQG

Lo stato di qualità di un corpo idrico, così come previsto dalla direttiva quadro sulle acque, andrebbe definito in relazione alle sue caratteristiche chimiche, ecologiche e biologiche e può essere pertanto compiutamente valutato soltanto in presenza di una accurata caratterizzazione sito-specifica estesa a tutti e tre questi aspetti.

Nell'ambito del processo di gestione dei sedimenti contaminati, come ampiamente discusso in precedenza, vengono utilizzati dei valori di screening di concentrazione dei contaminanti come riferimento per la valutazione preliminare dello stato di qualità dei sedimenti e per l'adozione di eventuali azioni di approfondimento di indagine propedeutiche alla definizione di strategie gestionali. Tali valori vanno pertanto opportunamente scelti in modo che per i sedimenti caratterizzati da una concentrazione di contaminanti inferiore ai valori di screening non siano attesi rilevanti effetti negativi sugli ecosistemi acquatici.

In questo paragrafo, tenendo conto dello studio effettuato ed in particolare dei confronti sintetizzati nel paragrafo 4.2, si propongono dei valori di screening limitatamente ai composti organici. La scelta di tali valori è stata basata sull'analisi dei valori ottenuti applicando i diversi approcci discussi in

precedenza per i diversi contaminanti. Per ciascun inquinante è stato selezionato il valore inferiore tra quelli individuati con gli approcci CB-TEC, SQG-bioaccumulo ed SQG-EqP, illustrati in Figura 4.2. Tali valori sono riportati in Tabella 4.1, limitatamente a quelle sostanze per le quali siano risultati disponibili almeno due valori di SQG tra quelli confrontati. Come si può notare dalla Tabella 4.1, per la maggioranza degli inquinanti riportati, il valore proposto deriva dall'approccio basato sul consenso (MacDonald et al., 2000). Gli SQG-bioaccumulo sono stati scelti soltanto per due sostanze (PCB totali e Dieldrin), mentre i valori ricavati con il metodo EqP sono stati selezionati per cinque contaminanti (antracene, fluorantene, naftalene, esaclorobenzene e pentaclorobenzene).

Si sottolinea che i valori di SQG-bioaccumulo sono stati ricavati facendo riferimento esclusivamente ai due database di BSAF attualmente disponibili (EPA e U.S. Army) che sono stati sviluppati a partire da dati relativi al Nord America e limitatamente ad alcune specie di organismi acquatici. Pertanto gli SQG-bioaccumulo determinati in questo lavoro, pur utili al confronto con i valori ottenuti con gli altri metodi, non sono da considerarsi in assoluto protettivi della salute umana, in quanto la loro corretta definizione richiederà ulteriori studi ed approfondimenti.

Tabella 4.1: Valori proposti per gli standard di qualità dei sedimenti relativamente ad alcuni contaminanti

| | Valore Proposto µg/kg SS | Approccio utilizzato |
|-----------------------|-----------------------------|-------------------------|
| PCB totali | 1,802 | SQG-Bioaccumulo |
| ANTRACENE | 28,642 | SQG-EqP |
| BENZ[A]ANTRACENE | 108,000 | CB-TEC |
| BENZO[A]PIRENE | 150,000 | CB-TEC |
| CRISENE | 166,000 | CB-TEC |
| DIBENZO[AH]ANTRACENE | 33,000 | CB-TEC |
| FLUORANTENE | 99,541 | SQG-EqP |
| FLUORENE | 77,400 | CB-TEC |
| NAFTALENE | 47,776 | SQG-EqP |
| PIRENE | 195,000 | CB-TEC |
| LINDANO - (GAMMA-HCH) | 2,370 | CB-TEC |
| DDD [p,p'] | 4,880 | CB-TEC |
| DDE [p,p'] | 3,160 | CB-TEC |
| DDT [p,p'] | 4,160 | CB-TEC |
| DDT totale | 5,280 | CB-TEC |
| DIELDRIN | 0,068 | SQG-Bioaccumulo |
| EPTACLORO EPOSSIDO | 2,470 | CB-TEC |
| ESACLOROBENZENE | 4,000 | SQG-EqP |
| PENTACLOROBENZENE | 2,212 | SQG-EqP |

Inoltre va considerato che i valori di SQG-EqP sono stati determinati a partire dagli attuali criteri di qualità ambientale delle acque superficiali interne (D.M. 56/09), e che, quindi, il loro valore potrebbe cambiare a seguito di una modifica di detti criteri.

In merito al ruolo dei valori di screening proposti nell'ambito della gestione dei sedimenti di acque interne, si propone che il loro superamento determini la necessità di mettere in atto ulteriori indagini sito-specifiche finalizzate a valutare l'effettivo impatto della contaminazione, considerando contemporaneamente le linee di evidenza chimiche, biologiche ed ecologiche. Tali indagini dovranno essere tra l'altro finalizzate alla valutazione della effettiva biodisponibilità dei contaminanti presenti mediante la stima dei fattori controllanti. Come si può notare dall'esame della Tabella 4.1, non sono stati proposti dei valori di screening per i metalli. Si ritiene infatti che, seppure siano disponibili alcuni valori di SQG per un numero limitato di metalli (Figura 4.4), per tale classe di contaminanti non sia possibile proporre dei valori di screening sito-generici, in quanto l'effettiva biodisponibilità e tossicità dei metalli dipende da numerosi fattori sito specifici (frazione di carbonio organico, concentrazione di solfuri volatili, pH, condizioni RedOx, durezza delle acque, ecc.). Inoltre è opportuno evidenziare che i valori di fondo naturale dei metalli nei sedimenti presentano una significativa variabilità in funzione delle caratteristiche geologiche, geografiche e del grado di antropizzazione dell'area di provenienza (Chapman et al., 1999).

Si propone dunque che i valori di screening relativi ai metalli vengano fissati su scala sito-specifica sulla base di indagini finalizzate alla definizione delle concentrazioni di fondo naturale dei sedimenti ed alla valutazione della effettiva biodisponibilità dei contaminanti presenti.

BIBLIOGRAFIA

- Ankley G. e Thomas N., 1992. "Interstitial water toxicity identification evaluation. Sediment classification methods compendium", Capitolo 5. EPA 823-R-92-006. Preparato da USEPA Office of Water, Washington D.C.;
- APAT-ISPRA (2008). "Criteri Metodologici per l'Applicazione dell'analisi assoluta di Rischio ai siti contaminati", disponibile sul sito: http://www.apat.gov.it/site/it-IT/Temi/Siti_contaminati/Analisi_di_rischio/ ;
- Australian Government, 2000. "Australian and New Zealand guidelines for fresh and marine water quality", chapter 3: Aquatic Ecosystems;
- Banca dati ISS/ISPESL "Proprietà chimico-fisiche e tossicologiche dei contaminanti" disponibile al link http://www.apat.gov.it/site/it-IT/Temi/Siti_contaminati/Analisi_di_rischio/;
- Barber II L.B., Leenheer J.A., Pereira W.E., Noyes T.I., Brown G.K., Tabor C.F., e Writer J.H., 1995. "Organic contamination of the Mississippi River from municipal and industrial wastewater". In: R.H. Meade (Ed.). Contaminants in the Mississippi River., U.S. Geological Survey Circular 1133, Reston, VA.
- Berry W.J., Burgess R.M., Hansen D.J., Di Toro D.M., DeRosa L.D., Bell H.E., Reiley M.C., Stancil F.E., Zarba C.S., Mount D.R., e Spehar R.L., 2003a. "Procedures for the Derivation of Equilibrium Partitioning Sediment Benchmarks (ESBs) for the Protection of Benthic Organisms: dieldrin, preparato per U.S. EPA", EPA/600/R-02/010;
- Berry W.J., Burgess R.M., Hansen D.J., Di Toro D.M., DeRosa L.D., Bell H.E., Reiley M.C., Stancil F.E., Zarba C.S., Mount D.R., e Spehar R.L., 2003b. "Procedures for the Derivation of Equilibrium Partitioning Sediment Benchmarks (ESBs) for the Protection of Benthic Organisms: endrin", preparato per U.S. EPA, EPA/600/R-02/009;
- Bonomo L., Careghini A. e Saponaro S., 2007. "Introduzione al problema dei sedimenti contaminati", atti del Convegno Remediation Technologies REMTECH 2007, inerenti alla sessione: "Sedimenti contaminati: situazione e prospettive," Ferrara, 27 settembre 2007;
- Burgess R.M., Berry W.J., Mount D.R., Ankley G.T., Ireland D.S., Di Toro D.M., Hansen D.J., McGrath J.A., DeRosa L.D., Bell H.E., Keating J.F., Reiley M.C., Zarba C.S., 2008. "Procedures for the Derivation of Equilibrium Partitioning Sediment Benchmarks (ESBs) for the Protection of Benthic Organisms Compendium of Tier 2 Values for Nonionic Organics", preparato per U.S. EPA, EPA/600/R-02/016;
- Burton Jr. G.A., 2002. "Sediment quality criteria in use around the world", *Limnology*, 3, 65-75;

-
- Carr R.S. e Chapman D.C., 1995. "Comparison of methods for conducting marine and estuarine sediment porewater toxicity test – extraction, storage, and handling techniques", Archives of Environmental Contamination and Toxicology, 28, 69-77;
 - Carr R.S., Long E.R., Chapman D.C., Thursby G., Biedenbach J.M., Windom H., Sloane G. e Wolfe D.A., 1996. "Toxicity assessment studies of contaminated sediments in Tampa Bay , Florida", Environmental Toxicology and Chemistry, 15, 1218-1231;
 - Carr R.S. 1997. "Marine and estuarine sediment quality assessment studies", Proceedings of the U.S. Geological Survey (USGS) sediment workshop, February 4-7, 1997, disponibile al sito: <http://water.usgs.gov/osw/techniques/workshop/carr.html> ;
 - CCME (Canadian Council of Ministers of the Environment), 1999. "Protocol for the Derivation of Canadian Sediment Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life";
 - CCME (Canadian Council of Ministers of the Environment), 2002. "Canadian Sediment Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life";
 - Chapman P.M., Wang F., Adams W.J. e Green A., 1999. "Appropriate applications of sediment quality values for metals and metalloids", Environmental Science and Technology, 33, 3937-3941;
 - Commissione Europea, 1996. "Technical Guidance Document on Risk Assessment in Support of Commission Directive 93/67/EEC on Risk Assessment for New Notified Substances and Commission Regulation (EC) No 1488/94 on Risk Assessment for Existing Substances and Directive 98/8/EC of the European Parliament and the Council Concerning the placing of biocidal products on the market. Part II and III", European Commission Joint Research Centre, EUR 20418 EN/2. Disponibile sul sito: <http://ecb.jrc.it/existing-chemicals/>;
 - Cook, P.M., Carlson A.R. e Lee H., 1992. "Tissue residue approach. Sediment classification methods compendium", Capitolo 7 . EPA 823-R-92-006. Preparato da USEPA Office of Water, Washington D.C.;
 - Cormack R., 2001. "Sediment Quality Guideline Options for the State of Alaska", preparato per Alaska Department of Environmental Conservation, Maggio 2001;
 - Crane M., 2003. "Proposed development of sediment quality guidelines under the European Water Framework Directive: a critique", Toxicology Letters, 142, 195-206.
 - Crane J.L., MacDonald D.D., Ingersoll C.G., Smorong D.E., Lindskoog R.A., Severn C.G., Berger T.A. e Field L.J., 2000. "Development of a framework for evaluating numerical sediment quality targets and sediment contamination in the St. Louis River area of concern", Minnesota Pollution Control Agency, USGS, NOAA, EVS Consultants e MacDonald Environmental Sciences. EPA 905-R-00-008;
 - Cabbage J., Batts D. e Briedenbach, 1997. "Creation and analysis of freshwater sediment quality values for Washington State. Environmental Investigations and Laboratory Services program", Washington Department of Ecology, Olympia, Washington, U.S.A;

-
- Decisione n. 2455/2001/CE del Parlamento europeo e del Consiglio dell'Unione Europea. del 20 novembre 2001 relativa all'istituzione di un elenco di sostanze prioritarie in materia di acque e che modifica la direttiva 2000/60/CE;
 - Decreto del Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio 6 novembre 2003, n.367, “Regolamento concernente la fissazione di standard di qualità nell'ambiente acquatico per le sostanze pericolose, ai sensi dell'articolo 3, comma 4, del decreto legislativo 11 maggio 1999, n. 152”. Pubblicato nel Bollettino Giuridico Ambientale n.5 dell'8 gennaio 2004;
 - Decreto del Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare 14 aprile 2009, n.56. Regolamento recante “Criteri tecnici per il monitoraggio dei corpi idrici e l'identificazione delle condizioni di riferimento per la modifica delle norme tecniche del decreto legislativo 3 aprile 2006, n.152, recante Norme in materia ambientale, predisposto ai sensi dell'articolo 75, comma 3, del decreto legislativo medesimo”. Pubblicato come Supplemento Ordinario alla Gazzetta Ufficiale n. 124 del 30 maggio 2009;
 - Decreto Legislativo 3 aprile 2006, n. 152, “Norme in materia ambientale”, pubblicato nella Gazzetta Ufficiale n. 88 del 14 aprile 2006 - Supplemento Ordinario n. 96;
 - Decreto Legislativo 16 gennaio 2008, n. 4, "Ulteriori disposizioni correttive ed integrative del decreto legislativo 3 aprile 2006, n. 152, recante norme in materia ambientale", pubblicato sul Supplemento Ordinario alla Gazzetta Ufficiale n. 24 del 29 gennaio 2008;
 - Di Toro D.M., Zarba C.S., Hansen D.J., Berry W.J., Swartz R.C., Cowan C.E., Pavlou S.P., Allen H.E., Thomas H.E. e Paquin P.R., 1991. “Technical basis for establishing sediment quality criteria for non-ionic organic chemicals using equilibrium partitioning”, *Environmental Toxicology and Chemistry*, 10, 1541-1583;
 - Di Toro D.M., Mahony J.D., Hansen D.J., Scott K.J., Carlson A.R. e Ankley G.R., 1992. “Acid volatile sulphide predicts the acute toxicity of cadmium and nickel in sediments”, *Environmental Science and Technology*, 26, 96-101;
 - Direttiva 2000/60/CE del Parlamento europeo e del Consiglio del 23 ottobre 2000 che istituisce un quadro per l'azione comunitaria in materia di acque;
 - Direttiva 2008/105/CE del Parlamento Europeo e del Consiglio del 16 dicembre 2008 relativa a standard di qualità ambientale nel settore della politica delle acque, recante modifica e successiva abrogazione delle direttive del Consiglio 82/176/CEE, 83/513/CEE, 84/156/CEE, 84/491/CEE e 86/280/CEE, nonché modifica della direttiva 2000/60/CE del Parlamento europeo e del Consiglio;
 - EC e MENVIQ (Environment Canada e Ministère de l'Environnement du Québec), 1992. “Interim criteria for quality assessment of St. Lawrence River sediment”. ISBN 0-662-19849-2. Environment Canada. Ottawa, Ontario;

-
- Field J., Norton S., MacDonald D., Severn C., e Ingersoll C., 1999. "Evaluating sediment chemistry and toxicity data using logistic regression modelling", *Environmental Toxicology and Chemistry*, 18, 1311-1322;
 - Field L.J., MacDonald D.D., Norton S.B., Ingersoll C.G, Severn C.G. Smorong D. e Lindskoog R., 2002. "Predicting amphipod toxicity from sediment chemistry using logistic regression models", *Environmental Toxicology and Chemistry*, 21, 1993-2005;
 - Florida Department of Environmental Protection, 2003. "Development and Evaluation of Numerical Sediment Quality Assessment Guidelines for Florida Inland Waters", January 2003;
 - Hansen D.J., Berry W.J., Mahoney J.D., Boothman W.S., Di Toro D.M., Robson D.L., Ankley G.T., Ma D., Yan Q., e Pesch C.E., 1996. "Predicting the toxicity of metal contaminated field sediments using interstitial concentration of metals and acid-volatile sulfide normalizations", *Environmental Toxicology and Chemistry* 15, 2080-2094;
 - Hansen D.J., Di Toro D.M., McGrath J.A., Swatz R.C., Mount D.R., Spehar R.L., Burgess R.M., Ozretich R.J., Bell H.E. e Linton T., 2003. "Procedures for the derivation of equilibrium partitioning sediment benchmarks (ESBs) for the protection of benthic organisms: PAH mixtures", preparato per U.S. EPA, EPA/600/R-02/013;
 - Hansen D.J., Di Toro D.M., Berry W.J., Boothman W.S., Burgess R.M., Ankley G.T., Mount D.R., McGrath J.A., DeRosa L.D., Bell H.E. Reiley M.C. e Zarba C.S., 2005. "Procedures for the derivation of equilibrium partitioning sediment benchmarks (ESBs) for the protection of benthic organisms: metal mixtures (cadmium, copper, lead, nickel, silver and zinc)", preparato per U.S. EPA, EPA/600/R-02/011;
 - Hull R.N. e Suter Jr. G.W., 1993. "Toxicological Benchmarks for Screening Potential Contaminants of concern for effects on sediment-associated biota", Environmental Sciences Division, Oak Ridge National Laboratory, ESD Publication 4107, U.S. Department of Energy;
 - Ingersoll C.G., Haverland P.S., Brunson E.L., Canfield T.J., Dwyer F.J., Henke C.E., Kemble N.E., Mount D.R. e Fox R.G., 1996. "Calculation and evaluation of sediment effect concentrations for the amphipod *Hyalella Azteca* and for the midge *Chironomus Riparius*", *Journal of Great Lakes Research*, 22, 602-623;
 - Jones D.S., Suter G.W. e Hull R.N., 1997. "Toxicological benchmarks for screening contaminants of potential concern for effects on sediment-associated biota", preparato per il U.S. Department of Energy Office of Environmental Management;
 - Karickhoff S.W., 1981. "Semi-empirical estimation of sorption of hydrophobic pollutants on natural sediments and soils", *Chemosphere*, 10, 833-846;
 - Karickhoff S.W. e Long J.M., 1995. "Internal Report on Summary of Measured, Calculated and Recommended Log Kow Values", Environmental Research Laboratory. U.S. EPA.1995;

-
- Lamberson J.O. e Shwartz R.C, 1992. “Spiked-Sediment Toxicity Test Approach. Sediment classification methods compendium, Capitolo 4”, EPA 823-R-92-006. Preparato da USEPA Office of Water, Washington D.C;
 - Long E.R. e MacDonald D.D, 1998. “Recommended uses of empirically-derived sediment quality guidelines for marine and estuarine ecosystems”, Human and Ecological Risk Assessment, 4, 1019-1039;
 - Long E.R. e Morgan L.G., 1990. “The potential for biological effects of sediment-sorbed contaminants tested in the national status and trends program, NOAA Technical Memorandum NOS OMA 52”, National Oceanic and Atmospheric Administration, disponibile al link: <http://www.ccma.nos.noaa.gov/publications/tm52.pdf> ;
 - Loring D.H., 1991. “Normalization of heavy-metal data from estuarine and coastal sediments“, ICES Journal of Marine Sciences, 48, 101-115;
 - Luoma S.N. e Carter J.L., 1993. “Understanding the toxicity of contaminants in sediments: beyond the bioassay-based paradigm”, Environmental Toxicology and Chemistry, 12, 793-796;
 - MacDonald D.D., 1994. “Development of an approach to assessing sediment quality in Florida coastal waters, Volume II: Development of the Sediment Quality Assessment Guidelines”, Report preparato per il Florida Department of Environmental Regulation;
 - MacDonald D.D., Carr R.S., Calder F.D., Long E.R. e Ingersoll C.G., 1996. “Development and evaluation of sediment quality guidelines for Florida coastal waters”, Ecotoxicology, 5, 253-278;
 - MacDonald D.D., Ingersoll C.G. e Berger T.A., 2000. „Development and evaluation of consensus-based sediment quality guidelines for freshwater ecosystems”, Archives of Environmental Contamination and Toxicology, 39, 20-31;
 - MacDonald D.D., Ingersoll C.G., Smorong D.E., Lindskoog R.A., Sloane G. e Biernacki T., 2003. “Development and Evaluation of Numerical Sediment Quality Assessment Guidelines for Florida Inland Waters”, Technical Report. Minnesota Pollution Control Agency, MacDonald Environmental Sciences Ltd. e USGS, preparato per il Florida Department of Environmental Protection;
 - Massachusetts Department of Environmental Protection, 2002. “Freshwater Sediment Screening Benchmarks for Use Under the Massachusetts Contingency Plan”, May 2002;
 - McCauley D.J., DeGraeve G.M. e Linton D.K., 2000. “Sediment quality guidelines and assessment: overview and research needs”, Environmental Science and Policy, 3, S133-144;
 - Minnesota Pollution Control Agency, 2007. “Guidance for the use and application of sediment quality targets for the protection of sediment-dwelling organisms in Minnesota”;
 - Moore D.W., Baudo R., Conder J.M., Landrum P.F., McFarland V.A., Meador J.P., Millward R.N., Shine J.P. e Word J.Q., 2005. “Bioaccumulation in the assessment of sediment quality:

uncertainty and potential application”, in “Use of Sediment Quality Guidelines & Related Tools for the Assessment of Contaminated Sediments (SQG)”, Wenning, Batley, Ingersoll, Moore Editors, SETAC press;

- Neff J.M., Bean D.J., Cornaby B.W., Vaga R.M., Gulbransen T.C. e Scanlon J.A., 1986. “Sediment quality criteria methodology validation: Calculation of screening level concentrations from field data”, preparato per il USEPA Regione 5, Washington D.C., U.S.A;
- Neff J.M., Word J.Q. e Gulbransen T.C., 1987. “Recalculation os screening level concentrations for nonpolar organic contantaminants in marine sediments. Final Report”, preparato per il EPA Regione 5, Washington D.C., U.S.A;
- NYSDEC (New York State Department of Environmental Conservation), 1999. “Technical guidance for screening contaminated sites”, Division of Fish, Wildlife and Marine Resources. Albany, New York, U.S.A;
- NOAA (National Oceanic and Atmospheric Administration), 1999. “Sediment quality guidelines developed for the National Status and Trends Program”, disponibile al link: [http://response.restoration.noaa.gov/type_subtopic_entry.php?RECORD_KEY%28entry_subtopic_type%29=entry_id.subtopic_id.type_id&entry_id\(entry_subtopic_type\)=89&subtopic_id\(entry_subtopic_type\)=5&type_id\(entry_subtopic_type\)=2](http://response.restoration.noaa.gov/type_subtopic_entry.php?RECORD_KEY%28entry_subtopic_type%29=entry_id.subtopic_id.type_id&entry_id(entry_subtopic_type)=89&subtopic_id(entry_subtopic_type)=5&type_id(entry_subtopic_type)=2) (ultimo accesso Aprile 2009) ;
- Ontario Ministry of the Environment, 1993. “Guidelines for the protection and management of aquatic sediment quality in Ontario”, August 1993;
- Persaud D., Jaagumagi R. e Hayton A., 1993. “Guidelines for the protection and management of aquatic sediment quality in Ontario”, Ontario Ministry of the Environment, Toronto, Canada;
- Sabljic A., Gusten H., Verhaar H. e Hermens J., 1995. “QSAR modelling of soil sorption. Improvement and systematics of logK_{oc} vs. logK_{ow} correlations”, Chemosphere, 31, 4489-4514;
- SAIC (Science Applications International Corporation), 1991. “Draft compilation of sediment quality guidelines for EPA Regione 5 inventory of contaminated sediment sites”, report preparato per USEPA, Chicago, U.S.A;
- Smith S.L., MacDonald D.D., Keenleyside K.A., Ingersoll C.G. e Field J., 1996. “A preliminary evaluation of sediment quality assessment values for freshwater ecosystems”, Journal of Great Lakes Research, 22, 624-638;
- Swartz R.C., 1999. “Consensus sediment quality guidelines for polycyclic aromatic hydrocarbon mixtures”, Environmental Toxicology and Chemistry, 18, 780-787;
- Texas Risk Reduction Program, disponibile sul sito: <http://www.tceq.state.tx.us/remediation/trrp/trrppcls.html> ;
- U.S. Army Corps of Engineers, “BSAF Database”, disponibile sul sito <http://el.erdc.usace.army.mil/bsaf/> ;

-
- U.S. EPA, 1996. "Calculation and evaluation of sediment effect concentrations for the amphipod *Hyalella Azteca* and the midge *Chironomus riparius*.", EPA 905-R96-009. Great Lakes National Program Office. Regione 5. Chicago, U.S.A;
 - U.S. EPA, 1997. "Exposure Factors Handbook - Volume II: Food Ingestion Factors EPA/600/P-95/002Fa;
 - U.S. EPA, 1997. "The incidence and severity of sediment contamination in surface waters of the United States", Volume 1: National sediment quality survey. EPA 823-R-97-006, Office of Science and Technology, Washington D.C., U.S.A;
 - U.S. EPA. 1998. "EPA's Contaminated Sediment Management Strategy. U.S. Environmental Protection Agency EPA 823/R-98/001", Office of Water, Washington DC., U.S.A;
 - U.S. EPA O.R.D., BSAF Dataset, disponibile sul sito http://www.epa.gov/med/Prods_Pubs/bsaf.htm ;
 - U.S. EPA Region 5, RCRA, 2003. "Ecological Screening Levels", August 2003;
 - U.S. EPA Region 3, 2006. "Freshwater Sediment Screening Benchmarks", June 2006;
 - Watts R.J., 1997. "Hazardous wastes: Sources, Pathways, Receptors", John Wiley & sons Inc, U.S.A;
 - WDOH (Washington State Department of Health), 1995. "Development of sediment quality criteria for the protection of human health". Tier I report. Environmental Health Programs, Office of Toxic Substances, Olympia, Washington, U.S.A;
 - Winger P.V. e Lasier P.J, 1997. "Sediment and pore-water evaluations: capabilities and interests.", Proceedings of the U.S. Geological Survey (USGS) sediment workshop, disponibile al sito <http://water.usgs.gov/osw/techniques/workshop/winger.html>
 - Wisconsin Department of Natural resources, 2003. "Consensus-Based Sediment Quality Guidelines - Recommendations for Use & Application";
 - Zarba C.S., 1992. "Equilibrium partitioning approach, in Sediment classification methods compendium", EPA 823-R-92-006. Office of Water, United States Environmental Protection Agency. Washington D.C.

ALLEGATO 1

TABELLA 1: Valori degli SQG inferiori determinati nelle diverse giurisdizioni

| METALLI | | | MASSACHUSETTS CB TEC | EPA Region 3 TEL | EPA Region 5 TEL | MINNESOTA Level I | WISCONSIN CB TEC | FLORIDA TEC | CANADA ISQG=TEL | ONTARIO LEL | AUSTRALIA ISQG Low | |
|---------|-----------|----------------------|-------------------------|------------------------|------------------------|----------------------|---------------------|----------------|--------------------|----------------|-----------------------|------------|
| CAS | ANALYTE | CLASS OF COMPOUND | mg/kg DW | mg/kg | Method | mg/kg | mg/kg DW | mg/kg DW | mg/kg DW | mg/kg DW | mg/kg DW | mg/kg DW |
| 1 | 7440-36-0 | Antimony | --- | 2 | 5 | --- | --- | 2 | --- | --- | --- | 2 |
| 2 | 7440-38-2 | Arsenic | 9.79 | 9.8 | | 9.79 | 9.8 | 9.8 | 9.8 | 5.9 | 6 | 20 |
| 3 | 7440-43-9 | Cadmium | 0.99 | 0.990 | 1 | 0.99 | 0.99 | 0.99 | 1 | 0.6 | 0.6 | 1.5 |
| 4 | 7440-47-3 | Chromium | 43.4 | 43.4 | 1 | 43.4 | 43 | 43 | 43 | 37.3 | 26 | 80 |
| 5 | 7440-48-4 | Cobalt | --- | 50 | 4 | 50 | --- | --- | 50 | --- | --- | --- |
| 6 | 7440-50-8 | Copper | 31.6 | 31.6 | 1 | 31.6 | 32 | 32 | 32 | 35.7 | 16 | 65 |
| 7 | 57-12-5 | Cyanide, free | --- | 0.1 | 4 | 0.0001 | --- | --- | --- | --- | --- | --- |
| 8 | 7439-89-6 | Iron | --- | 20000 | | --- | --- | 20000 | --- | --- | 20000 | --- |
| 9 | 7439-92-1 | Lead | 35.8 | 35.8 | 1 | 35.8 | 36 | 36 | 36 | 35 | 31 | 50 |
| 10 | 7439-96-5 | Manganese | --- | 460 | 4 | --- | --- | 460 | --- | --- | 460 | --- |
| 11 | 7439-97-6 | Mercury | 0.18 | 0.180 | | 0.174 | 0.18 | 0.18 | 0.18 | 0.17 | 0.2 | 0.15 |
| 12 | 7440-02-0 | Nickel | 22.7 | 22.7 | 1 | 22.7 | 23 | 23 | 23 | --- | 16 | 21 |
| 13 | 7782-49-2 | Selenium | --- | 2 | | --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- |
| 14 | 7440-22-4 | Silver | --- | 1 | 5.1 | 0.5 | --- | 1.6 | 1 | --- | --- | 1 |
| 15 | 688-73-3 | Tributyltin | --- | --- | | --- | --- | 0.00052 | --- | --- | --- | 5 µg Sn/kg |
| 16 | 7440-66-6 | Zinc | 121 | 121 | 1 | 121 | 120 | 120 | 120 | 123 | 120 | 200 |

| COMPOSTI ORGANICI | | | MASSACHUSETTS CB TEC | EPA Region 3 TEL | EPA Region 5 TEL | MINNESOTA Level I | WISCONSIN CB TEC | FLORIDA TEC | CANADA ISQG=TEL | ONTARIO LEL | AUSTRALIA ISQG Low | |
|-------------------|----------|----------------------------|-------------------------|------------------------|------------------------|----------------------|---------------------|-----------------------|--------------------|----------------|-----------------------|----------|
| CAS | ANALYTE | CLASS OF COMPOUND | mg/kg DW | mg/kg | Method | mg/kg | mg/kg DW | mg/kg DW At 1% TOC | mg/kg DW | mg/kg DW | mg/kg O.C. | mg/kg DW |
| 1 | 71-55-6 | 1,1,1-Trichloroethane | --- | 0.030 | 1 | 0.213 | --- | --- | --- | 0.00119 | --- | 0.00477 |
| 2 | 634-66-2 | 1,2,3,4-Tetrachlorobenzene | --- | 0.702 | 1 | --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- |
| 3 | 87-61-6 | 1,2,3-Trichlorobenzene | --- | 0.858 | 1 | --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- |
| 4 | 120-82-1 | 1,2,4-Trichlorobenzene | --- | 2.1 | 1 | 5.062 | --- | 0.008 | --- | --- | --- | --- |
| 5 | 95-50-1 | 1,2-Dichlorobenzene | --- | 0.017 | 1 | 0.294 | --- | 0.023 | --- | --- | --- | --- |
| 6 | 156-60-5 | 1,2-Trans-Dichloroethylene | --- | 1.05 | 1 | 0.654 | --- | --- | --- | --- | --- | --- |
| 7 | 541-73-1 | 1,3-Dichlorobenzene | --- | 4.43 | 1 | 1.315 | --- | --- | --- | --- | --- | --- |
| 8 | 106-46-7 | 1,4-Dichlorobenzene | --- | 0.599 | 1 | 0.318 | --- | 0.031 | --- | --- | --- | --- |

| COMPOSTI ORGANICI | | | MASSACHUSETTS CB TEC | EPA Region TEL | 3 | EPA Region TEL | 5 | MINNESOTA Level I | WISCONSIN CB TEC | FLORIDA TEC | CANADA ISQG=TEL | ONTARIO LEL | AUSTRALIA ISQG Low |
|-------------------|------------|--|-------------------------|----------------------|--------|----------------------|----------|-----------------------|---------------------|----------------|--------------------|----------------|-----------------------|
| CAS | ANALYTE | CLASS OF COMPOUND | mg/kg DW | mg/kg | Method | mg/kg | mg/kg DW | mg/kg DW At 1% TOC | mg/kg DW | mg/kg DW | mg/kg O.C. | mg/kg DW | |
| 9 | 99-99-0 | 1-Methyl-4-nitrobenzene (4-Nitrotoluene) | --- | 4.06 | 1 | --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- | |
| 10 | 58-90-2 | 2,3,4,6-Tetrachlorophenol | --- | 0.284 | 1 | 0.129 | --- | --- | --- | --- | --- | --- | |
| 11 | 1746-01-6 | 2,3,7,8-TCDD-Dioxin | --- | 8.50E-07 | | 1.20E-07 | --- | 8.50E-07 | --- | --- | --- | --- | |
| 12 | 93-72-1 | 2,4,5-TP (Silvex) | --- | 0.675 | 1 | 0.675 | --- | --- | --- | --- | --- | --- | |
| | | Phenoxyaceticacid | | | | | | | | | | | |
| 13 | 93-76-5 | 2,4,5-Trichlorphenoxyacetic acid | --- | 12.3 | 1 | 58.7 | --- | --- | --- | --- | --- | --- | |
| 14 | 88-06-2 | 2,4,6-Trichlorophenol | --- | 0.213 | 1 | 0.208 | --- | --- | --- | --- | --- | --- | |
| 15 | 118-96-7 | 2,4,6-Trinitrotoluene (TNT) | --- | 0.092 | | --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- | |
| 16 | 120-83-2 | 2,4-Dichlorophenol | --- | 0.117 | 1 | 0.082 | --- | --- | --- | --- | --- | --- | |
| 17 | 105-67-9 | 2,4-Dimethylphenol | --- | 0.029 | 3 | 0.304 | --- | 0.29 | --- | --- | --- | --- | |
| 18 | 121-14-2 | 2,4-Dinitrotoluene | --- | 0.042 | 1 | 0.014 | --- | --- | --- | --- | --- | --- | |
| 19 | 95-57-8 | 2-Chlorophenol | --- | 0.031 | 1 | 0.032 | --- | --- | --- | --- | --- | --- | |
| 20 | 91-57-6 | 2-Methylnaphthalene | --- | 0.020 | | 0.02 | 0.02 | 0.0202 | --- | 0.0202 | --- | --- | |
| 21 | 91-94-1 | 3,3'- Dichlorobenzidine | --- | 0.127 | 1 | 0.127 | --- | --- | --- | --- | --- | --- | |
| 22 | 101-55-3 | 4-Bromophenyl phenyl ether | --- | 1.23 | 1 | 1.55 | --- | --- | --- | --- | --- | --- | |
| 23 | 83-32-9 | Acenaphthene | --- | 0.007 | | 0.007 | 0.0067 | 0.0067 | 0.0067 | 0.00671 | --- | 0.016 | |
| 24 | 208-96-8 | Acenaphthylene | --- | 0.006 | | 0.006 | 0.00590 | 0.0059 | 0.0059 | 0.00587 | --- | --- | |
| | | Organochlorine | | | | | | | | | | | |
| 25 | 309-00-2 | Aldrin | --- | 0.002 | 4 | 0.002 | --- | 0.002 | --- | --- | 0.002 | --- | |
| 26 | 62-53-3 | Aniline | --- | --- | | 0.000 | --- | --- | --- | --- | --- | --- | |
| 27 | 120-12-7 | Anthracene | 0.0572 | 0.057 | | 0.057 | 0.057 | 0.0572 | 0.057 | 0.0469 | 0.22 | 0.085 | |
| 28 | 11097-69-1 | Aroclor 1254 (PCBs, total) | --- | --- | | --- | --- | --- | --- | 0.06 | --- | --- | |
| 29 | 1912-24-9 | Atrazine | --- | 0.007 | 1 | --- | --- | --- | 0.0003 | --- | --- | --- | |
| | | Organophosphorus | | | | | | | | | | | |
| 30 | 86-50-0 | Azinophosmethyl (Guthion) | --- | 0.000 | 1 | --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- | |
| 31 | 71-43-2 | Benzene | --- | --- | | 0.142 | --- | 0.057 | --- | --- | --- | --- | |
| 32 | 56-55-3 | Benzo(a)anthracene | 0.108 | 0.108 | | 0.108 | 0.11 | 0.108 | 0.11 | 0.0317 | 0.32 | 0.261 | |
| 33 | 50-32-8 | Benzo(a)pyrene | 0.150 | 0.15 | | 0.150 | 0.15 | 0.15 | 0.15 | 0.0319 | 0.37 | 0.43 | |
| 34 | 205-99-2 | Benzo[b]fluoranthene | --- | --- | | 10.4 | --- | 0.24 | --- | --- | --- | --- | |
| 35 | | Benzo(b+k)fluoranthene | --- | 0.027 | | --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- | |
| 36 | 191-24-2 | Benzo(g,h,i)perylene | --- | 0.17 | | 0.170 | --- | 0.17 | --- | --- | 0.17 | --- | |
| 37 | 207-08-9 | Benzo(k)fluoranthene | --- | 0.24 | | 0.240 | --- | 0.24 | --- | --- | 0.24 | --- | |

| COMPOSTI ORGANICI | | | MASSACHUSETTS CB TEC | EPA Region TEL | 3 | EPA Region TEL | 5 | MINNESOTA Level I | WISCONSIN CB TEC | FLORIDA TEC | CANADA ISQG=TEL | ONTARIO LEL | AUSTRALIA ISQG Low |
|-------------------|-----------|---|-------------------------|----------------------|--------|----------------------|----------|-----------------------|---------------------|----------------|--------------------|----------------|-----------------------|
| CAS | ANALYTE | CLASS OF COMPOUND | mg/kg DW | mg/kg | Method | mg/kg | mg/kg DW | mg/kg DW At 1% TOC | mg/kg DW | mg/kg DW | mg/kg O.C. | mg/kg DW | |
| 38 | 65-85-0 | Benzoic Acid | --- | 0.65 | 3 | --- | --- | 6.5 | --- | --- | --- | --- | |
| 39 | 92-52-4 | Biphenyl (1,1-Biphenyl) | --- | 1.22 | 1 | --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- | |
| 40 | 117-81-7 | bis (2-ethylhexyl) phthalate | --- | 0.18 | | 0.182 | --- | --- | 0.18 | --- | --- | --- | |
| 41 | 75-25-2 | Bromoform | --- | 0.654 | 1 | 0.492 | --- | --- | --- | --- | --- | --- | |
| 42 | 85-68-7 | Butyl benzyl phthalate | --- | 10.9 | 1 | 1.970 | --- | --- | --- | --- | --- | --- | |
| 43 | 63-25-2 | Carbaryl (Sevin) | --- | 4.18E-04 | 1 | --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- | |
| | | N-Methylcarbamate | | | | | | | | | | | |
| 44 | 1563-66-2 | Carbofuran | --- | 3.44E-03 | 1 | --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- | |
| 45 | 75-15-0 | Carbon disulfide | --- | 8.51E-04 | 1 | 0.024 | --- | --- | --- | --- | --- | --- | |
| | | Organochlorine | | | | | | | | | | | |
| 46 | 57-74-9 | Chlordane | 0.00324 | 0.00324 | | 0.003 | 0.0032 | 0.0032 | 0.0032 | 0.0045 | 0.007 | 0.0005 | |
| 47 | 510-15-6 | Chlorobenzilate | --- | 1.45 | 1 | 0.86 | --- | --- | --- | --- | --- | --- | |
| 48 | 67-66-3 | Chloroform | --- | --- | | 0.121 | --- | --- | --- | --- | --- | --- | |
| | | Organophosphorus | | | | | | | | | | | |
| 49 | 2921-88-2 | Chloropyrifos | --- | 0.0052 | 1 | --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- | |
| 50 | 218-01-9 | Chrysene | 0.166 | 0.166 | | 0.166 | 0.17 | 0.166 | 0.17 | 0.0571 | 0.34 | 0.384 | |
| 51 | 108-39-4 | Cresol [m-] | --- | --- | | 0.052 | --- | --- | --- | --- | --- | --- | |
| 52 | 95-48-7 | Cresol [o-] | --- | --- | | 0.055 | --- | --- | --- | --- | --- | --- | |
| 53 | 106-44-5 | Cresol [p-] | --- | --- | | 0.020 | --- | --- | --- | --- | --- | --- | |
| | | Organochlorine | | | | | | | | | | | |
| 54 | 72-54-8 | DDD (p,p') | 0.00488 | 0.005 | | 0.005 | 0 | 0.0049 | 0.0049 | 0.00354 | 0.008 | 0.002 | |
| | | Organochlorine | | | | | | | | | | | |
| 55 | 72-55-9 | DDE | 0.00316 | 0.003 | | 0.003 | 0 | 0.0032 | 0.0032 | 0.00142 | 0.005 | 0.0022 | |
| | | Organochlorine | | | | | | | | | | | |
| 56 | | DDT, total | 0.00416 | 0.004 | | 0.004 | 0.0053 | --- | 0.0042 | --- | 0.007 | 0.0016 | |
| | | Organochlorine | | | | | | | | | | | |
| 57 | | DDT/DDE/DDD, total | --- | 0.005 | | --- | --- | 0.0053 | 0.0053 | --- | --- | --- | |
| 58 | 333-41-5 | Diazinon | --- | 0.002 | 1 | --- | --- | --- | 0.00038 | --- | --- | --- | |
| 59 | 53-70-3 | Dibenzo(a,h)anthracene | 0.033 | 0.033 | | 0.033 | 0.033 | 0.033 | 0.033 | 0.00622 | 0.06 | 0.063 | |
| 60 | 132-64-9 | Dibenzofuran | --- | 0.415 | 1 | 0.449 | --- | 0.15 | --- | --- | --- | --- | |
| 61 | 542-75-6 | Dichloropropene (1,3-Dichloropropylene) | --- | 5.09E-05 | 1 | --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- | |
| 62 | 60-57-1 | Dieldrin | 0.0019 | 0.002 | | 0.002 | 0.0019 | 0.0019 | 0.0019 | 0.00285 | 0.002 | 0.00002 | |

| COMPOSTI ORGANICI | | | MASSACHUSETTS CB TEC | EPA Region TEL | 3 | EPA Region TEL | 5 | MINNESOTA Level I | WISCONSIN CB TEC | FLORIDA TEC | CANADA ISQG=TEL | ONTARIO LEL | AUSTRALIA ISQG Low |
|-------------------|------------|-----------------------------------|-------------------------|----------------------|--------|----------------------|----------|-----------------------|---------------------|----------------|--------------------|----------------|-----------------------|
| CAS | ANALYTE | CLASS OF COMPOUND | mg/kg DW | mg/kg | Method | mg/kg | mg/kg DW | mg/kg DW At 1% TOC | mg/kg DW | mg/kg DW | mg/kg O.C. | mg/kg DW | |
| 63 | 84-66-2 | Diethylphthalate | --- | 0.603 | 1 | 0.295 | --- | 0.61 | 0.63 | --- | --- | --- | |
| 64 | 84-74-2 | Di-n-butyl phthalate | --- | 6.47 | 1 | 1.114 | --- | 2.2 | --- | --- | --- | --- | |
| 65 | 88-85-7 | Dinoseb | --- | 6.11E-04 | 1 | 0.015 | --- | --- | --- | --- | --- | --- | |
| 66 | 122-39-4 | Diphenylamine | --- | --- | | 0.035 | --- | --- | --- | --- | --- | --- | |
| 67 | 298-04-4 | Disulfoton | --- | --- | | 0.324 | --- | --- | --- | --- | --- | --- | |
| 68 | 115-29-7 | Endosulfan (alpha and beta) | --- | 0.002 | 1 | --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- | |
| 69 | 959-98-8 | Endosulfan I (a-endosulfan) | --- | 0.003 | | 0.003 | --- | --- | --- | --- | --- | --- | |
| 70 | 33213-65-9 | Endosulfan II (b-endosulfan) | --- | 0.014 | | 0.002 | --- | --- | --- | --- | --- | --- | |
| 71 | 1031-07-8 | Endosulfan sulfate | --- | 0.005 | 1 | 0.035 | --- | --- | --- | --- | --- | --- | |
| 72 | 72-20-8 | Endrin | 0.00222 | 0.002 | | 0.002 | 0.0022 | 0.0022 | 0.0022 | 0.00267 | 0.003 | 0.00002 | |
| 73 | 100-41-4 | Ethylbenzene | --- | 1.1 | 1 | 0.175 | --- | --- | --- | --- | --- | --- | |
| 74 | 206-44-0 | Fluoranthene | 0.423 | 0.423 | | 0.423 | 0.42 | 0.423 | 0.42 | 0.111 | 0.75 | 0.6 | |
| 75 | 86-73-7 | Fluorene | 0.0774 | 0.077 | | 0.077 | 0.077 | 0.0774 | 0.077 | 0.0212 | 0.19 | 0.019 | |
| 76 | 319-84-6 | HCH (alpha) | --- | 0.006 | | 0.006 | --- | --- | --- | --- | 0.006 | --- | |
| 77 | 319-85-7 | HCH (beta) | --- | 0.005 | | 0.005 | --- | --- | --- | --- | 0.005 | --- | |
| 78 | 319-86-8 | HCH (delta) | --- | 6.4 | 1 | 71.5 | --- | --- | --- | --- | --- | --- | |
| 79 | 76-44-8 | Heptachlor | --- | 0.068 | 1 | 0.001 | --- | --- | --- | --- | --- | --- | |
| 80 | 1024-57-3 | Heptachlor epoxide | 0.00247 | 0.002 | | 0.002 | 0.0025 | 0.0025 | 0.0025 | 0.0006 | --- | --- | |
| 81 | 118-74-1 | Hexachlorobenzene | --- | 0.02 | 4 | 0.020 | --- | --- | 0.02 | --- | --- | --- | |
| 82 | 87-68-3 | Hexachlorobutadiene | --- | --- | | 0.027 | --- | --- | 0.055 | --- | --- | --- | |
| 83 | 608-73-1 | Hexachlorocyclohexanes (HCH, BHC) | --- | 0.003 | 4 | --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- | |

| COMPOSTI ORGANICI | | | MASSACHUSETTS CB TEC | EPA Region TEL | 3 | EPA Region TEL | 5 | MINNESOTA Level I | WISCONSIN CB TEC | FLORIDA TEC | CANADA ISQG=TEL | ONTARIO LEL | AUSTRALIA ISQG Low |
|-------------------|------------|-----------------------------------|-------------------------|----------------------|----------|----------------------|----------|----------------------|-----------------------|----------------|----------------------|----------------|-----------------------|
| CAS | ANALYTE | CLASS COMPOUND | OF | mg/kg DW | mg/kg | Method | mg/kg | mg/kg DW | mg/kg DW At 1% TOC | mg/kg DW | mg/kg DW | mg/kg O.C. | mg/kg DW |
| | | Pesticide | | | | | | | | | | | |
| | | Organochlorine | | | | | | | | | | | |
| 84 | 77-47-4 | Hexachlorocyclopentadiene | Pesticide | --- | --- | | 0.901 | --- | --- | --- | --- | --- | --- |
| 85 | 67-72-1 | Hexachloroethane | Volatile | --- | 1.027 | 1 | 0.584 | --- | --- | --- | --- | --- | --- |
| 86 | 110-54-3 | Hexane | Volatile | --- | 0.040 | 1 | --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- |
| 87 | 193-39-5 | Indeno(1,2,3-c,d)pyrene | PAH | --- | 0.017 | 6 | 0.20 | --- | 0.2 | --- | --- | 0.2 | --- |
| 88 | 98-82-8 | Isopropylbenzene (Cumene) | | --- | 0.086 | 1 | --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- |
| | | Organochlorine | | | | | | | | | | | |
| 89 | 58-89-9 | Lindane (BHC,gamma) | Pesticide | 0.00237 | 0.002 | | 0.002 | --- | 0.003 | 0.0024 | 0.00094 | 0.003 | 0.00032 |
| 90 | 121-75-5 | Malathion | Other Pesticide/PCB | --- | 2.03E-04 | 1 | --- | --- | --- | 0.00067 | --- | --- | --- |
| | | Organochlorine | | | | | | | | | | | |
| 91 | 72-43-5 | Methoxychlor | Pesticide | --- | 0.019 | 1 | 0.014 | --- | --- | --- | --- | --- | --- |
| 92 | 22967-92-6 | Methylmercury | Volatile | --- | --- | | 1.00E-05 | --- | --- | --- | --- | --- | --- |
| 93 | 2385-85-5 | Mirex | Chlorinated Pesticides | --- | 0.007 | 4 | --- | 0 | 0.007 | --- | --- | 0.007 | --- |
| 94 | 108-90-7 | Monochlorobenzene (Chlorobenzene) | | --- | 0.008 | 1 | 0.291 | --- | --- | --- | --- | --- | --- |
| 95 | 91-20-3 | Naphthalene | PAH | 0.176 | 0.176 | | 0.176 | 0.18 | 0.176 | 0.18 | 0.0346 | --- | 0.16 |
| 96 | 86-30-6 | N-Nitrosodiphenylamine | Other Semi-Volatile | --- | 2.68 | 1 | --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- |
| 97 | | PAHs, High Molecular Weight | PAH | --- | 0.19 | 6 | --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- |
| 98 | | PAHs, Low Molecular Weight | PAH | --- | 0.076 | | --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- |
| | SEQ NO- | | | | | | | | | | | | |
| 99 | 27-3 | PAHs, total | PAH | 1.61 | 1.61 | 1 | --- | 1.6 | 1.61 | 1.6 | --- | 4 | 4 |
| 100 | 56-38-2 | Parathion | PAH | --- | 7.57E-04 | 1 | 7.57E-04 | --- | --- | --- | --- | --- | --- |
| 101 | 1336-36-3 | PCBs, total | Other Pesticide/PCB | 0.0598 | 0.060 | 2 | 0.060 | 0.06 | 0.06 | 0.06 | 0.0341 | 0.07 | 0.023 |
| 102 | 106-44-5 | p-Cresol (4-Methylphenol) | Other Semi-Volatile | --- | 0.67 | 3 | 0.02 | --- | --- | --- | --- | --- | --- |
| 103 | 608-93-5 | Pentachlorobenzene | Other Semi-Volatile | --- | 8.89 | 1 | 0.024 | --- | --- | --- | --- | --- | --- |
| 104 | 76-01-7 | Pentachloroethane | Other Semi-Volatile | --- | 0.826 | 1 | 0.689 | --- | --- | --- | --- | --- | --- |
| 105 | 87-86-5 | Pentachlorophenol | Other Semi-Volatile | --- | 0.504 | 1 | 23 | --- | 0.15 | --- | --- | --- | --- |
| 106 | 85-01-8 | Phenanthrene | PAH | 0.204 | 0.204 | | 0.204 | 0.2 | 0.204 | 0.2 | 0.0419 | 0.56 | 0.24 |
| 107 | 108-95-2 | Phenol | Other Semi-Volatile | --- | 0.42 | 3 | 0.049 | --- | 4.2 | --- | --- | --- | --- |
| 108 | 298-02-2 | Phorate | | --- | 0.201 | 1 | 0.001 | --- | --- | --- | --- | --- | --- |
| 109 | 51207-31-9 | Polychlorinated dibenzofurans | Dioxins/Furans | --- | --- | 2 | --- | --- | --- | --- | 0,85 ng TEQ/kg | --- | --- |

| COMPOSTI ORGANICI | | | | MASSACHUSETTS CB TEC | EPA Region 3 TEL | EPA Region 5 TEL | MINNESOTA Level I | WISCONSIN CB TEC | FLORIDA TEC | CANADA ISQG=TEL | ONTARIO LEL | AUSTRALIA ISQG Low | |
|-------------------|------------|---|---------------------|-------------------------|------------------------|------------------------|----------------------|---------------------|-----------------------|--------------------|----------------|-----------------------|----------|
| CAS | ANALYTE | CLASS COMPOUND | OF | mg/kg DW | mg/kg | Method | mg/kg | mg/kg DW | mg/kg DW At 1% TOC | mg/kg DW | mg/kg DW | mg/kg O.C. | mg/kg DW |
| 110 | | Polychlorinated dibenzo-p-dioxins (PCDDs) | Dioxins/Furans | --- | --- | 2 | 1.10E-05 | --- | --- | --- | --- | --- | --- |
| 111 | 129-00-0 | Pyrene | PAH | 0.195 | 0.195 | | 0.195 | 0.2 | 0.195 | 0.2 | 0.053 | 0.49 | 0.665 |
| 112 | 121-82-4 | RDX (Cyclonite) | Explosive | --- | 0.013 | | --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- |
| 113 | 18946-25-8 | Sulfides | Anion | --- | 130 | 7 | --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- |
| 114 | 95-94-3 | Tetrachlorobenzene (1,2,4,5-Tetrachlorobenzene) | Other Semi-Volatile | --- | 1.09 | 1 | 1.252 | --- | --- | --- | --- | --- | --- |
| 115 | 79-34-5 | Tetrachloroethane (1,1,2,2-Tetrachloroethane) | Volatile | --- | 1.36 | 1 | 0.85 | --- | --- | --- | --- | --- | --- |
| 116 | 127-18-4 | Tetrachloroethene (1,1,2,2-Tetrachloroethylene) | Volatile | --- | 0.468 | 1 | 0.99 | --- | --- | --- | --- | --- | --- |
| 117 | 56-23-5 | Tetrachloromethane (Carbon tetrachloride) | Volatile | --- | 0.064 | 1 | 1.450 | --- | --- | --- | --- | --- | --- |
| 118 | 108-88-3 | Toluene | | --- | --- | | 1.22 | --- | 0.89 | --- | --- | --- | --- |
| 119 | 8001-35-2 | Toxaphene | Pesticide | --- | 1.00E-04 | | 7.70E-05 | 0.0001 | 0.001 | 0.0001 | 0.0001 | --- | --- |
| 120 | 79-00-5 | Trichloroethane (1,1,2-Trichloroethane) | Volatile | --- | 1.24 | 1 | 0.518 | --- | --- | --- | --- | --- | --- |
| 121 | 79-01-6 | Trichloroethene (Trichloroethylene) | Volatile | --- | 0.097 | 1 | 0.112 | --- | --- | --- | --- | --- | --- |
| 122 | 1582-09-8 | Trifluralin | | --- | 0.355 | 1 | --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- |
| 123 | 100-42-5 | Vinyl benzene (Phenylethylene) | Volatile | --- | 0.559 | 1 | 0.254 | --- | --- | --- | --- | --- | --- |
| 124 | 75-1-4 | Vinyl chloride | | --- | --- | | 0.202 | --- | --- | --- | --- | --- | --- |
| 125 | 75-35-4 | Vinylidene chloride (1,1-Dichloroethylene) | Volatile | --- | 0.031 | 1 | 0.019 | --- | --- | --- | --- | --- | --- |
| 126 | 108-38-3 | Xylene, m- | Volatile | --- | 0.0252 | 1 | --- | --- | 0.025 | --- | --- | --- | --- |
| 127 | 1330-20-7 | Xylenes (total) | | --- | --- | | 0.433 | --- | --- | --- | --- | --- | --- |

TABELLA 2 : Valori degli SQG superiori determinati nelle diverse giurisdizioni

| METALLI | | | MINNESOTA | WISCONSIN | FLORIDA | CANADA | ONTARIO | AUSTRALIA |
|---------|-----------|-------------------|-----------------|-----------|----------|----------|----------|-----------|
| | | | Level II | CB PEC | PEC | PEL | SEL | ISQG High |
| CAS | ANALYTE | CLASS OF COMPOUND | mg/kg DW | mg/kg DW | mg/kg DW | mg/kg DW | mg/kg DW | mg/kg DW |
| 1 | 7440-36-0 | Antimony | Inorganic/Metal | --- | 25 | --- | --- | 25 |
| 2 | 7440-38-2 | Arsenic | Inorganic/Metal | 33 | 33 | 33 | 17 | 33 |
| 3 | 7440-43-9 | Cadmium | Inorganic/Metal | 5 | 5.0 | 5 | 3.5 | 10 |
| 4 | 7440-47-3 | Chromium | Inorganic/Metal | 110 | 110 | 110 | 90 | 110 |
| 5 | 7440-48-4 | Cobalt | Inorganic/Metal | --- | --- | --- | --- | --- |
| 6 | 7440-50-8 | Copper | Inorganic/Metal | 150 | 150 | 150 | 197 | 110 |
| 7 | 57-12-5 | Cyanide, free | Inorganic/Metal | --- | --- | --- | --- | --- |
| 8 | 7439-89-6 | Iron | Inorganic/Metal | --- | 40000 | --- | --- | 40000 |
| 9 | 7439-92-1 | Lead | Inorganic/Metal | 130 | 130 | 130 | 91.3 | 250 |
| 10 | 7439-96-5 | Manganese | Inorganic/Metal | --- | 1100 | --- | --- | 1100 |
| 11 | 7439-97-6 | Mercury | Inorganic/Metal | 1.1 | 1.1 | 1.1 | 0.486 | 2 |
| 12 | 7440-02-0 | Nickel | Inorganic/Metal | 49 | 49 | 49 | --- | 75 |
| 13 | 7782-49-2 | Selenium | Inorganic/Metal | --- | --- | --- | --- | --- |
| 14 | 7440-22-4 | Silver | Inorganic/Metal | --- | 2.2 | 2.2 | --- | --- |
| 15 | 688-73-3 | Tributyltin | Inorganic/Metal | --- | 0.00294 | --- | --- | --- |
| 16 | 7440-66-6 | Zinc | Inorganic/Metal | 460 | 460 | 460 | 315 | 820 |

| COMPOSTI ORGANICI | | | MINNESOTA | WISCONSIN | FLORIDA | CANADA | ONTARIO | AUSTRALIA |
|-------------------|----------|--|---------------------|-----------------------|----------|----------|------------|-----------|
| | | | Level II | CB PEC | PEC | PEL | SEL | ISQG High |
| CAS | ANALYTE | CLASS OF COMPOUND | mg/kg DW | mg/kg DW At 1% TOC | mg/kg DW | mg/kg DW | mg/kg O.C. | mg/kg DW |
| 1 | 71-55-6 | 1,1,1-Trichloroethane | Volatile | --- | --- | --- | --- | --- |
| 2 | 634-66-2 | 1,2,3,4-Tetrachlorobenzene | Other Semi-Volatile | --- | --- | --- | --- | --- |
| 3 | 87-61-6 | 1,2,3-Trichlorobenzene | Other Semi-Volatile | --- | --- | --- | --- | --- |
| 4 | 120-82-1 | 1,2,4-Trichlorobenzene | Volatile | --- | 0.018 | --- | --- | --- |
| 5 | 95-50-1 | 1,2-Dichlorobenzene | Volatile | --- | 0.023 | --- | --- | --- |
| 6 | 156-60-5 | 1,2-Trans-Dichloroethylene | Volatile | --- | --- | --- | --- | --- |
| 7 | 541-73-1 | 1,3-Dichlorobenzene | Volatile | --- | --- | --- | --- | --- |
| 8 | 106-46-7 | 1,4-Dichlorobenzene | Volatile | --- | 0.09 | --- | --- | --- |
| 9 | 99-99-0 | 1-Methyl-4-nitrobenzene (4-Nitrotoluene) | Other Semi-Volatile | --- | --- | --- | --- | --- |

| COMPOSTI ORGANICI | | | MINNESOTA | WISCONSIN | FLORIDA | CANADA | ONTARIO | AUSTRALIA | |
|-------------------|------------|-----------------------------------|-----------------------------|-----------------------|-------------|----------|---------------|-----------|-----|
| | | | Level II | CB PEC | PEC | PEL | SEL | ISQG High | |
| CAS | ANALYTE | CLASS OF COMPOUND | mg/kg DW | mg/kg DW At 1% TOC | mg/kg DW | mg/kg DW | mg/kg O.C. | mg/kg DW | |
| 10 | 58-90-2 | 2,3,4,6-Tetrachlorophenol | Other Semi-Volatile | --- | --- | --- | --- | --- | |
| 11 | 1746-01-6 | 2,3,7,8-TCDD-Dioxin | Dioxin/Furans | --- | 0.0215 | --- | --- | --- | |
| 12 | 93-72-1 | 2,4,5-TP (Silvex) | Volatile | --- | --- | --- | --- | --- | |
| 13 | 93-76-5 | 2,4,5-Trichlorophenoxyacetic acid | Phenoxyaceticacid Herbicide | --- | --- | --- | --- | --- | |
| 14 | 88-06-2 | 2,4,6-Trichlorophenol | Other Semi-Volatile | --- | --- | --- | --- | --- | |
| 15 | 118-96-7 | 2,4,6-Trinitrotoluene (TNT) | Other Semi-Volatile | --- | --- | --- | --- | --- | |
| 16 | 120-83-2 | 2,4-Dichlorophenol | Other Semi-Volatile | --- | --- | --- | --- | --- | |
| 17 | 105-67-9 | 2,4-Dimethylphenol | Other Semi-Volatile | --- | 0.29 | --- | --- | --- | |
| 18 | 121-14-2 | 2,4-Dinitrotoluene | Other Semi-Volatile | --- | --- | --- | --- | --- | |
| 19 | 95-57-8 | 2-Chlorophenol | Other Semi-Volatile | --- | --- | --- | --- | --- | |
| 20 | 91-57-6 | 2-Methylnaphthalene | PAH | 0.2 | 0.201 | --- | 0.201 | --- | |
| 21 | 91-94-1 | 3,3'- Dichlorobenzidine | Other Semi-Volatile | --- | --- | --- | --- | --- | |
| 22 | 101-55-3 | 4-Bromophenyl phenyl ether | Other Semi-Volatile | --- | --- | --- | --- | --- | |
| 23 | 83-32-9 | Acenaphthene | PAH | 0.089 | 0.089 | 0.089 | 0.0889 | --- | 0.5 |
| 24 | 208-96-8 | Acenaphthylene | PAH | 0.13 | 0.128 | 0.13 | 0.128 | --- | --- |
| 25 | 309-00-2 | Aldrin | Organochlorine Pesticide | --- | 0.08 | --- | --- | 8 | --- |
| 26 | 62-53-3 | Aniline | | --- | --- | --- | --- | --- | --- |
| 27 | 120-12-7 | Anthracene | PAH | 0.85 | 0.845 | 0.85 | 0.245 | 370 | 1.1 |
| 28 | 11097-69-1 | Aroclor 1254 (PCBs, total) | Other Pesticide/PCB | --- | --- | --- | 0.34 | --- | --- |
| 29 | 1912-24-9 | Atrazine | Triazine Harsicide | --- | --- | --- | --- | --- | --- |
| 30 | 86-50-0 | Azinophosmethyl (Guthion) | Organophosphorus Pesticide | --- | --- | --- | --- | --- | --- |
| 31 | 71-43-2 | Benzene | | --- | 0.11 | --- | --- | --- | --- |
| 32 | 56-55-3 | Benzo(a)anthracene | PAH | 1.1 | 1.05 | 1.1 | 0.385 | 1480 | 1.6 |
| 33 | 50-32-8 | Benzo(a)pyrene | PAH | 1.5 | 1.45 | 1.5 | 0.782 | 1440 | 1.6 |
| 34 | 205-99-2 | Benzo[b]fluoranthene | PAH | --- | 13.4 | --- | --- | --- | --- |
| 35 | | Benzo(b+k)fluoranthene | PAH | --- | --- | --- | --- | --- | --- |
| 36 | 191-24-2 | Benzo(g,h,i)perylene | PAH | --- | 3.2 | --- | --- | 320 | --- |
| 37 | 207-08-9 | Benzo(k)fluoranthene | PAH | --- | 13.4 | --- | --- | 1340 | --- |
| 38 | 65-85-0 | Benzoic Acid | Other Semi-Volatile | --- | 6.5 | --- | --- | --- | --- |
| 39 | 92-52-4 | Biphenyl (1,1-Biphenyl) | Other Semi-Volatile | --- | --- | --- | --- | --- | --- |
| 40 | 117-81-7 | bis (2-ethylhexyl) phthalate | Other Semi-Volatile | --- | --- | 2.6 | --- | --- | --- |
| 41 | 75-25-2 | Bromoform | Volatile | --- | --- | --- | --- | --- | --- |
| 42 | 85-68-7 | Butyl benzyl phthalate | Other Semi-Volatile | --- | --- | --- | --- | --- | --- |

| COMPOSTI ORGANICI | | | MINNESOTA | WISCONSIN | FLORIDA | CANADA | ONTARIO | AUSTRALIA | |
|-------------------|------------|---|-----------------------------|-----------------------|-------------|----------|---------------|-----------|-------|
| | | | Level II | CB PEC | PEC | PEL | SEL | ISQG High | |
| CAS | ANALYTE | CLASS OF COMPOUND | mg/kg DW | mg/kg DW At 1% TOC | mg/kg DW | mg/kg DW | mg/kg O.C. | mg/kg DW | |
| 43 | 63-25-2 | Carbaryl (Sevin) | Other Pesticide/PCB | --- | --- | --- | --- | --- | |
| 44 | 1563-66-2 | Carbofuran | N-Methylcarbamate Herbicide | --- | --- | --- | --- | --- | |
| 45 | 75-15-0 | Carbon disulfide | Volatile | --- | --- | --- | --- | --- | |
| 46 | 57-74-9 | Chlordane | Organochlorine Pesticide | 0.018 | 0.018 | 0.018 | 0.00887 | 6 | 0.006 |
| 47 | 510-15-6 | Chlorobenzilate | Other Pesticide/PCB | --- | --- | --- | --- | --- | |
| 48 | 67-66-3 | Chloroform | | --- | --- | --- | --- | --- | |
| 49 | 2921-88-2 | Chloropyrifos | Organophosphorus Pesticide | --- | --- | --- | --- | --- | |
| 50 | 218-01-9 | Chrysene | PAH | 1.3 | 1.29 | 1.3 | 0.862 | 460 | 2.8 |
| 51 | 108-39-4 | Cresol [m-] | | --- | --- | --- | --- | --- | |
| 52 | 95-48-7 | Cresol [o-] | | --- | --- | --- | --- | --- | |
| 53 | 106-44-5 | Cresol [p-] | | --- | --- | --- | --- | --- | |
| 54 | 72-54-8 | DDD (p,p') | Organochlorine Pesticide | 0.028 | 0.028 | 0.028 | 0.00851 | 6 | 0.02 |
| 55 | 72-55-9 | DDE | Organochlorine Pesticide | 0.031 | 0.031 | 0.031 | 0.00675 | 19 | 0.027 |
| 56 | | DDT, total | Organochlorine Pesticide | 0.063 | --- | 0.063 | --- | 12 | 0.046 |
| 57 | | DDT/DDE/DDD, total | Organochlorine Pesticide | 0.57 | 0.572 | 0.57 | --- | --- | --- |
| 58 | 333-41-5 | Diazinon | Other Pesticide/PCB | --- | --- | --- | --- | --- | --- |
| 59 | 53-70-3 | Dibenzo(a,h)anthracene | PAH | 0.14 | 0.135 | 0.14 | 0.135 | 130 | 0.26 |
| 60 | 132-64-9 | Dibenzofuran | Other Semi-Volatile | --- | 0.58 | --- | --- | --- | --- |
| 61 | 542-75-6 | Dichloropropene (1,3-Dichloropropylene) | Volatile | --- | --- | --- | --- | --- | --- |
| 62 | 60-57-1 | Dieldrin | Organochlorine Pesticide | 0.062 | 0.062 | 0.062 | 0.00667 | 91 | 0.008 |
| 63 | 84-66-2 | Diethylphthalate | Other Semi-Volatile | --- | 1.1 | --- | --- | --- | --- |
| 64 | 84-74-2 | Di-n-butyl phthalate | Other Semi-Volatile | --- | 17 | 0.043 | --- | --- | --- |
| 65 | 88-85-7 | Dinoseb | Other Pesticide/PCB | --- | --- | --- | --- | --- | --- |
| 66 | 122-39-4 | Diphenylamine | | --- | --- | --- | --- | --- | --- |
| 67 | 298-04-4 | Disulfoton | Pesticide | --- | --- | --- | --- | --- | --- |
| 68 | 115-29-7 | Endosulfan (alpha and beta) | Organochlorine Pesticide | --- | --- | --- | --- | --- | --- |
| 69 | 959-98-8 | Endosulfan I (a-endosulfan) | Organochlorine Pesticide | --- | --- | --- | --- | --- | --- |
| 70 | 33213-65-9 | Endosulfan II (b-endosulfan) | Organochlorine Pesticide | --- | --- | --- | --- | --- | --- |
| 71 | 1031-07-8 | Endosulfan sulfate | Organochlorine Pesticide | --- | --- | --- | --- | --- | --- |
| 72 | 72-20-8 | Endrin | Organochlorine Pesticide | 0.21 | 0.207 | 0.21 | 0.0624 | 130 | 0.008 |
| 73 | 100-41-4 | Ethylbenzene | Volatile | --- | --- | --- | --- | --- | --- |
| 74 | 206-44-0 | Fluoranthene | PAH | 2.2 | 2.23 | 2.2 | 2.355 | 1020 | 5.1 |
| 75 | 86-73-7 | Fluorene | PAH | 0.54 | 0.536 | 0.54 | 0.144 | 160 | 0.54 |

| COMPOSTI ORGANICI | | | MINNESOTA | WISCONSIN | FLORIDA | CANADA | ONTARIO | AUSTRALIA | |
|-------------------|-------------|-----------------------------------|--------------------------|-----------------------|-------------|----------|---------------|-----------|-------|
| | | | Level II | CB PEC | PEC | PEL | SEL | ISQG High | |
| CAS | ANALYTE | CLASS OF COMPOUND | mg/kg DW | mg/kg DW At 1% TOC | mg/kg DW | mg/kg DW | mg/kg O.C. | mg/kg DW | |
| 76 | 319-84-6 | HCH, a- (BHC, alpha) | Organochlorine Pesticide | --- | 0.1 | --- | --- | 10 | --- |
| 77 | 319-85-7 | HCH, b- (BHC, beta) | Organochlorine Pesticide | --- | 0.21 | --- | --- | 21 | --- |
| 78 | 319-86-8 | HCH, d- (BHC, delta) | Organochlorine Pesticide | --- | --- | --- | --- | --- | --- |
| 79 | 76-44-8 | Heptachlor | Organochlorine Pesticide | --- | --- | --- | --- | --- | --- |
| 80 | 1024-57-3 | Heptachlor epoxide | Organochlorine Pesticide | 0.016 | 0.016 | 0.016 | 0.00274 | --- | --- |
| 81 | 118-74-1 | Hexachlorobenzene | Other Semi-Volatile | --- | --- | 0.24 | --- | --- | --- |
| 82 | 87-68-3 | Hexachlorobutadiene | Volatile | --- | --- | 0.55 | --- | --- | --- |
| 83 | 608-73-1 | Hexachlorocyclohexanes (HCH, BHC) | Organochlorine Pesticide | --- | --- | --- | --- | --- | --- |
| 84 | 77-47-4 | Hexachlorocyclopentadiene | Organochlorine Pesticide | --- | --- | --- | --- | --- | --- |
| 85 | 67-72-1 | Hexachloroethane | Volatile | --- | --- | --- | --- | --- | --- |
| 86 | 110-54-3 | Hexane | Volatile | --- | --- | --- | --- | --- | --- |
| 87 | 193-39-5 | Indeno(1,2,3-c,d)pyrene | PAH | --- | 3.2 | --- | --- | 320 | --- |
| 88 | 98-82-8 | Isopropylbenzene (Cumene) | | --- | --- | --- | --- | --- | --- |
| 89 | 58-89-9 | Lindane (BHC,gamma) | Organochlorine Pesticide | 0.005 | 0.005 | 0.005 | 0.00138 | 1 | 0.001 |
| 90 | 121-75-5 | Malathion | Other Pesticide/PCB | --- | --- | --- | --- | --- | --- |
| 91 | 72-43-5 | Methoxychlor | Organochlorine Pesticide | --- | --- | --- | --- | --- | --- |
| 92 | 22967-92-6 | Methylmercury | Volatile | --- | --- | --- | --- | --- | --- |
| 93 | 2385-85-5 | Mirex | Chlorinated Pesticides | --- | 0.014 | --- | --- | 130 | --- |
| 94 | 108-90-7 | Monochlorobenzene (Chlorobenzene) | | --- | --- | --- | --- | --- | --- |
| 95 | 91-20-3 | Naphthalene | PAH | 0.56 | 0.561 | 0.56 | 0.391 | --- | 2.1 |
| 96 | 86-30-6 | N-Nitrosodiphenylamine | Other Semi-Volatile | --- | --- | --- | --- | --- | --- |
| 97 | | PAHs, High Molecular Weight | PAH | --- | --- | --- | --- | --- | --- |
| 98 | | PAHs, Low Molecular Weight | PAH | --- | --- | --- | --- | --- | --- |
| 99 | SEQ NO-27-3 | PAHs, total | PAH | 23 | 22.8 | 23 | --- | 10000 | 45 |
| 100 | 56-38-2 | Parathion | PAH | --- | --- | --- | --- | --- | --- |
| 101 | 1336-36-3 | PCBs, total | Other Pesticide/PCB | 0.68 | 0.676 | 0.68 | 0.277 | 530 | ---- |
| 102 | 106-44-5 | p-Cresol (4-Methylphenol) | Other Semi-Volatile | --- | --- | --- | --- | --- | --- |
| 103 | 608-93-5 | Pentachlorobenzene | Other Semi-Volatile | --- | --- | --- | --- | --- | --- |
| 104 | 76-01-7 | Pentachloroethane | Other Semi-Volatile | --- | --- | --- | --- | --- | --- |
| 105 | 87-86-5 | Pentachlorophenol | Other Semi-Volatile | --- | 0.2 | --- | --- | --- | --- |
| 106 | 85-01-8 | Phenanthrene | PAH | 1.2 | 1.17 | 1.2 | 0.515 | 950 | 1.5 |
| 107 | 108-95-2 | Phenol | Other Semi-Volatile | --- | 12 | --- | --- | --- | --- |
| 108 | 298-02-2 | Phorate | | --- | --- | --- | --- | --- | --- |

| COMPOSTI ORGANICI | | | | MINNESOTA | WISCONSIN | FLORIDA | CANADA | ONTARIO | AUSTRALIA |
|-------------------|------------|---|--------------------------|-----------------------|-------------|----------|----------------|----------|-----------|
| | | | | Level II | CB PEC | PEC | PEL | SEL | ISQG High |
| CAS | ANALYTE | CLASS OF COMPOUND | mg/kg DW | mg/kg DW At 1% TOC | mg/kg DW | mg/kg DW | mg/kg O.C. | mg/kg DW | |
| 109 | 51207-31-9 | Polychlorinated dibenzofurans | Dioxins/Furans | --- | --- | --- | 21,5 ng TEQ/kg | --- | --- |
| 110 | | Polychlorinated dibenzo-p-dioxins (PCDDs) | Dioxins/Furans | --- | --- | --- | --- | --- | --- |
| 111 | 129-00-0 | Pyrene | PAH | 1.5 | 1.52 | 1.5 | 0.875 | 850 | 2.6 |
| 112 | 121-82-4 | RDX (Cyclonite) | Explosive | --- | --- | --- | --- | --- | --- |
| 113 | 18946-25-8 | Sulfides | Anion | --- | --- | --- | --- | --- | --- |
| 114 | 95-94-3 | Tetrachlorobenzene (1,2,4,5-Tetrachlorobenzene) | Other Semi-Volatile | --- | --- | --- | --- | --- | --- |
| 115 | 79-34-5 | Tetrachloroethane (1,1,2,2-Tetrachloroethane) | Volatile | --- | --- | --- | --- | --- | --- |
| 116 | 127-18-4 | Tetrachloroethene (1,1,2,2-Tetrachloroethylene) | Volatile | --- | --- | --- | --- | --- | --- |
| 117 | 56-23-5 | Tetrachloromethane (Carbon tetrachloride) | Volatile | --- | --- | --- | --- | --- | --- |
| 118 | 108-88-3 | Toluene | | --- | 1.8 | --- | --- | --- | --- |
| 119 | 8001-35-2 | Toxaphene | Organochlorine Pesticide | 0.032 | 0.002 | 0.032 | --- | --- | --- |
| 120 | 79-00-5 | Trichloroethane (1,1,2-Trichloroethane) | Volatile | --- | --- | --- | --- | --- | --- |
| 121 | 79-01-6 | Trichloroethene (Trichloroethylene) | Volatile | --- | --- | --- | --- | --- | --- |
| 122 | 1582-09-8 | Trifluralin | | --- | --- | --- | --- | --- | --- |
| 123 | 100-42-5 | Vinyl benzene (Phenylethylene) | Volatile | --- | --- | --- | --- | --- | --- |
| 124 | 75-1-4 | Vinyl chloride | | --- | --- | --- | --- | --- | --- |
| 125 | 75-35-4 | Vinylidene chloride (1,1-Dichloroethylene) | Volatile | --- | --- | --- | --- | --- | --- |
| 126 | 108-38-3 | Xylene, m- | Volatile | --- | 0.05 | --- | --- | --- | --- |
| 127 | 1330-20-7 | Xylenes (total) | | --- | --- | --- | --- | --- | --- |

ALLEGATO 2

TABELLA 1: Valori del Log Kow

| Sostanza | Numero CAS | IONICO/ NON IONICO | Log Kow | | | | | | | Kow SCELTO NUOVO | |
|--|------------|--------------------------|----------------|-------|----------------|-------|---------|-------------------|-------------|---------------------|------|
| | | | ISPESL/ ISS | EPA | Texas/QS AR | WATTS | SABLIJC | Karickhoff et al. | Altri studi | | |
| | | | [a] | [b] | [c] | [d] | [e] | [f] | [g] | | |
| BENZENE e IDROCARBURI POLICICLICI AROMATICI (IPA) | | | | | | | | | | | |
| Idrocarburi policiclici aromatici | | | | | | | | | | | |
| Antracene | 120-12-7 | NI | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| Benzene | 71-43-2 | NI | 2.13 | 2.13 | 1.9930 | 2.05 | 2.19 | 2.13 | - | - | 4.53 |
| Benzo(a)pirene | 50-32-8 | NI | 6.11 | 6.107 | 6.1090 | 6.06 | - | - | - | - | 2.13 |
| Benzo(b)fluorantene | 205-99-2 | NI | 6.2 | 6.266 | 6.1090 | 6.57 | - | - | - | - | 6.11 |
| Benzo(k)fluorantene | 207-08-9 | NI | 6.2 | 6.291 | 6.1090 | 6.45 | - | - | - | - | 6.20 |
| Benzo(g,h,i)perilene | 191-24-2 | NI | 6.51 | 6.507 | 6.6970 | 7.1 | - | - | - | - | 6.20 |
| Indeno(1,2,3-cd)pirene | 193-39-5 | NI | 6.65 | 6.722 | 6.6970 | 6.84 | - | - | - | - | 6.51 |
| Fluorantene | 206-44-0 | NI | - | 5.084 | 4.9330 | 5.22 | 5.16 | - | - | - | 6.65 |
| Naftalene | 91-20-3 | NI | - | 3.356 | 3.1690 | 3.51 | 3.3 | 3.36 | - | - | 5.08 |
| Triclorobenzene | 12002-48-1 | NI | - | 4.01 | 3.9265 | 4.07 | 4.05 | - | - | - | 3.36 |
| PRODOTTI FITOSANITARI | | | | | | | | | | | |
| Alacloro | 15972-60-8 | I | 2.8 | - | 3.3677 | 2.92 | 3.52 | - | - | - | 2.80 |
| Aldrin | 309-00-2 | NI | 6.5 | 6.39 | 6.7488 | 5.17 | 6.5 | - | - | - | 6.50 |
| Dieldrin | 60-57-1 | NI | 5.37 | 5.37 | 5.4478 | 5.16 | 5.2 | - | - | - | 5.37 |
| Endrin | 72-20-8 | NI | 5.06 | 5.06 | 5.4478 | 5.02 | - | - | - | - | 5.06 |
| Isodrin | 465-73-6 | NI | - | - | 6.8197 | - | - | - | - | - | 6.82 |
| Alfa endosulfan | 959-98-8 | I | - | 3.83 | 5.2000 | 3.55 | - | - | - | - | 3.83 |
| Atrazina | 1912-24-9 | I | 2.75 | - | 2.8175 | 2.68 | 2.61 | 2.33 | - | - | 2.75 |
| Clorfenvinfos | 470-90-6 | I | - | - | 4.1500 | - | 3.1 | - | - | - | 4.15 |
| Clorpirifos (Clorpirifos etile) | 2921-88-2 | I | - | - | 4.6582 | 5.13 | 5.27 | 5.26 | - | - | 4.66 |
| DDT totale | - | NI | - | 6.53 | - | 6.11 | - | - | - | - | 6.53 |
| Diuron | 330-54-1 | I | - | - | 2.6726 | 2.42 | 2.68 | 1.97 | - | - | 2.67 |
| Endosulfan | 115-29-7 | I | - | 4.1 | 3.8388 | 3.55 | 3.83 | 4.10 | - | - | 4.10 |
| Esaclorobenzene | 118-74-1 | NI | 5.89 | 5.89 | 5.8600 | 5.65 | 5.73 | - | - | - | 5.89 |
| Esaclorocicloesano | 608-73-1 | NI | - | - | 4.2586 | 3.85 | 3.76 | - | - | - | 4.26 |
| Isoproturon | 34123-59-6 | NI | - | - | - | - | - | - | - | 2.5 | 2.50 |
| Lindano BHC (gamma) | 58-89-9 | NI | 3.73 | 3.73 | 4.2586 | 3.76 | 3.76 | 3.73 | - | - | 3.73 |
| p,p'-DDT | 50-29-3 | NI | 6.53 | 6.53 | 6.7945 | - | 6.91 | 6.19 | - | - | 6.53 |
| Pentaclorofenolo | 87-86-5 | I | 5.09 | - | 4.7353 | 4.41 | 5.12 | 5.09 | - | - | 5.09 |
| Simazina | 122-34-9 | I | - | - | 2.6400 | - | 2.18 | 2.16 | - | - | 2.64 |
| Trifluralin | 1582-09-8 | I | - | - | 5.3111 | 5.31 | 5.34 | - | - | - | 5.31 |
| ALIFATICI CLORURATI e ORGANICI SEMIVOLATILI | | | | | | | | | | | |
| 1,2-Dicloroetano | 107-06-2 | NI | 1.47 | 1.47 | 1.8316 | 1.47 | 1.48 | 1.45 | - | - | 1.47 |
| Cloroetene (cloruro di vinile) | 75-01-4 | NI | 1.5 | 1.5 | 1.6233 | 1.23 | - | - | - | - | 1.50 |
| Diclorometano | 75-09-2 | NI | 1.25 | 1.25 | 1.3405 | 1.28 | 1.25 | - | - | - | 1.25 |
| Esaclorobutadiene | 87-68-3 | NI | 4.81 | - | 4.7172 | 4.78 | - | - | - | - | 4.81 |
| Pentaclorobenzene | 608-93-5 | NI | 5.22 | 5.26 | 5.2155 | 5.03 | 5.18 | 5.26 | - | - | 5.22 |
| Tetracloroetilene (percloroetilene, PCE) | 127-18-4 | NI | 2.67 | 2.67 | 2.9654 | 2.79 | 3.4 | 2.67 | - | - | 2.67 |
| Tricloroetilene | 79-01-6 | NI | 2.71 | 2.71 | 2.4731 | 2.33 | 2.61 | 2.71 | - | - | 2.71 |
| Triclorometano (cloroformio) | 67-66-3 | NI | 1.92 | 1.92 | 1.5210 | 1.94 | 1.97 | - | - | - | 1.92 |
| Tetracloruro di carbonio (tetracloro metano) | 56-23-5 | NI | - | 2.73 | 2.4421 | 2.73 | 2.83 | 2.73 | - | - | 2.73 |
| ALTRI COMPOSTI | | | | | | | | | | | |
| Cloro alcani, C10-13 | 85535-84-8 | NI | - | - | - | - | - | - | - | 4.39 | 4.39 |
| Di(2-etilesil) ftalato (DEHP) | 117-81-7 | I | - | 7.3 | 8.3918 | 4.66 | 7.45 | - | - | - | 7.30 |
| Difeniletere bromato | 32534-81-9 | NI | - | - | - | - | - | - | - | 6.58 | 6.58 |
| Nonilfenolo (4-Nonilfenolo) | 104-40-5 | NI | - | - | 6.4800 | - | - | - | - | - | 6.48 |
| Ottilfenolo (1,1,3,3-tetrametil-4-butilfenolo) | 140-66-9 | NI | - | - | - | - | - | - | - | 4.12 | 4.12 |
| Tributilstagno (composti) | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| (Tributilstagno catione) | 36643-28-4 | I | - | - | - | - | - | - | - | 3.16 | 3.16 |

[a] Database ISPESL disponibile sul sito dell'ISPRA

[b] Documenti EPA sull'applicazione dell'EqP

[c] Database sviluppato nell'ambito del Texas Risk Reduction Program (aggiornato a marzo 2009)

[d] R. Watts, Hazardous Wastes: Sources, Pathways, Receptors, 1998

[e] Sablijc, QSAR modelling of soil sorption. Improvements and systematics of log Koc vs. log Kow correlations (1995)

[f] Karickhoff et al. (1981) e Karickhoff e Long (1995)

[h] Di Toro (1991)

[g] Difeniletere Bromato: Masten and Carson (2001)

Isoproturon: Clausen and Fabricius (2001)

Ottifenolo: OSPAR (2006)

Cloro alcani: OSPAR (2001)

Tributilstagno: Proceedings of the International Conference Oceans 1989, Settembre 18-21 1989 Seattle, USA

TABELLA 2: Valori numerici del Log K_{oc}

| Sostanza | Numero CAS | IONICO/ NON IONICO | Log K _{ow} scelto | Log K _{oc} (valori numerici) | | | | | Log K _{oc} (equazioni di regressione) | | | | | | | Log K _{oc} SCELTO |
|--|------------|-----------------------|-------------------------------|---------------------------------------|------------|------------------------|----------------|------------------|--|---------------------|---------------------|-------------------------|-----------------------|--------------------------------|---------------------------|-------------------------------|
| | | | | ISPESL/ ISS [a] | EPA [b] | Texas/Q. SAR [c] | SABLIJC [e] | Karichoff [f] | Di Toro [h] | SABLIJC [e] | | Watts [d] | | | | |
| | | | | | | | | | | non ionici eq. A | idrofobici eq. B | non idrofobici eq. C | fitosanitari eq. D | IPA e fitosanitari eq. E | IPA e benzene eq. F | |
| BENZENE e IDROCARBURI POLICICLICI AROMATICI (IPA) | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Idrocarburi policiclici aromatici | | NI | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | |
| Antracene | 120-12-7 | NI | 4.53 | - | 4.457 | 4.370 | 4.27 | 4.2 | 4.457 | 3.77254 | - | - | 3.843 | 4.138 | 4.32 | |
| Benzene | 71-43-2 | NI | 2.13 | 1.792 | 2.09 | 1.820 | 1.96 | 2.09407 | 2.094 | 1.8253 | - | - | 2.536 | 1.761 | - | |
| Benzo(a)pirene | 50-32-8 | NI | 6.11 | 5.986 | 6.003 | 5.980 | - | - | 6.006 | 5.0491 | - | - | 4.701 | 5.697 | 5.90 | |
| Benzo(b)fluorantene | 205-99-2 | NI | 6.20 | 6.090 | 6.16 | 6.080 | - | - | 6.095 | 5.122 | - | - | 4.750 | 5.786 | 5.99 | |
| Benzo(k)fluorantene | 207-08-9 | NI | 6.20 | 6.090 | 6.184 | 6.090 | - | - | 6.095 | 5.122 | - | - | 4.750 | 5.786 | 5.99 | |
| Benzo(g,h,i)perilene | 191-24-2 | NI | 6.51 | 6.204 | 6.397 | 6.200 | - | - | 6.400 | 5.3731 | - | - | 4.918 | 6.092 | 6.30 | |
| Indeno(1,2,3-cd)pirene | 193-39-5 | NI | 6.65 | 6.540 | 6.608 | 6.540 | - | - | 6.537 | 5.4865 | - | - | 4.995 | 6.231 | 6.44 | |
| Fluorantene | 206-44-0 | NI | 5.08 | - | 4.998 | 4.690 | 4.62 | - | 4.998 | 4.21804 | - | - | 4.143 | 4.682 | 4.87 | |
| Naftalene | 91-20-3 | NI | 3.36 | - | 3.299 | 3.190 | 3.11 | 2.94 | 3.299 | 2.81836 | - | - | 3.203 | 2.973 | 3.15 | |
| Triclorobenzeni | 12002-48-1 | NI | 4.01 | - | 3.94 | 3.220 | 2.85 | - | 3.942 | 3.3481 | - | - | 3.558 | 3.620 | 3.80 | |
| PRODOTTI FITOSANITARI | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Alacloro | 15972-60-8 | I | 2.80 | 2.230 | - | 2.279 | 2.28 | - | - | - | 2.476 | 2.701 | 2.900 | - | - | |
| Aldrin | 309-00-2 | NI | 6.50 | 4.688 | 4.688 | 4.680 | 4.69 | - | 6.390 | 5.365 | - | 6.509 | 4.913 | - | - | |
| Dieldrin | 60-57-1 | NI | 5.37 | 4.407 | 5.28 | 4.330 | 4.55 | - | 5.279 | 4.4497 | - | 5.346 | 4.298 | - | - | |
| Endrin | 72-20-8 | NI | 5.06 | 4.033 | 4.97 | 3.970 | - | - | 4.974 | 4.1986 | - | 5.027 | 4.130 | - | - | |
| Isodrin | 465-73-6 | NI | 6.82 | - | - | 6.837 | - | - | 6.704 | 5.62397 | - | 6.837 | 5.087 | - | - | |
| Alfa endosulfan | 959-98-8 | I | 3.83 | - | 3.77 | 4.196 | - | - | - | - | 3.0116 | 3.761 | 3.461 | - | - | |
| Atrazina | 1912-24-9 | I | 2.75 | 2.873 | - | 2.204 | 2.24 | 2.17 | - | - | 2.45 | 2.650 | 2.873 | - | - | |
| Clorfenvinfos | 470-90-6 | I | 4.15 | - | - | 3.110 | 2.47 | - | - | - | 3.17800005 | 4.090 | 3.635 | - | - | |
| Clorpirifos (Clorpirifos etile) | 2921-88-2 | I | 4.66 | - | - | 3.700 | 3.70 | 5.17 | - | - | 3.442263889 | 4.613 | 3.911 | - | - | |
| DDT totale | | NI | 6.53 | - | 6.42 | - | - | - | 6.419 | 5.3893 | - | 6.539 | 4.929 | - | - | |
| Diuron | 330-54-1 | I | 2.67 | - | - | 2.630 | 2.40 | 2.58 | - | - | 2.409752016 | 2.570 | 2.831 | - | - | |
| Endosulfan | 115-29-7 | I | 4.10 | - | 4.03 | 2.870 | 4.13 | 4.03 | - | - | 3.152 | 4.039 | 3.607 | - | - | |
| Esaclorobenzene | 118-74-1 | NI | 5.89 | 4.903 | 4.903 | 4.450 | 3.99 | - | 5.790 | 4.8709 | - | 5.881 | 4.581 | - | - | |
| Esaclorocicloesano | 608-73-1 | NI | 4.26 | - | - | 3.380 | 3.00 | - | 4.186 | 3.54947 | - | 4.202 | 3.694 | - | - | |
| Isoproturon | 34123-59-6 | NI | 2.50 | - | - | - | - | - | 2.458 | 2.125 | - | 2.393 | 2.737 | - | - | |
| Lindano BHC (gamma) | 58-89-9 | NI | 3.73 | 3.130 | 3.67 | 3.040 | 3.00 | 3.67 | 3.667 | 3.1213 | - | 3.658 | 3.406 | - | - | |
| p,p'-DDT | 50-29-3 | NI | 6.53 | 5.831 | 5.00 | 5.138 | 5.31 | 5.38 | 6.419 | 5.3893 | - | 6.539 | 4.929 | - | - | |
| Pentaclorofenolo | 87-86-5 | I | 5.09 | - | - | 2.613 | 3.73 | 5.00 | - | - | 3.6668 | 5.058 | 4.146 | - | - | |
| Simazina | 122-34-9 | I | 2.64 | - | - | 2.473 | 2.10 | 2.13 | - | - | 2.392800055 | 2.537 | 2.813 | - | - | |
| Trifluralin | 1582-09-8 | I | 5.31 | - | - | 4.137 | 3.93 | - | - | - | 3.781772003 | 5.285 | 4.266 | - | - | |

(segue)

| Sostanza | Numero CAS | IONICO/ NON IONICO | Log Kow scelto | Log Koc (valori numerici) | | | | | Log Koc (equazioni di regressione) | | | | | | | Log Koc SCELTO |
|---|------------|-----------------------|-------------------|---------------------------|------------|-----------------------|----------------|------------------|------------------------------------|---------------------|---------------------|-------------------------|-----------------------|--------------------------------|---------------------------|-------------------|
| | | | | ISPESL/ ISS [a] | EPA [b] | Texas/Q SAR [c] | SABLIJC [e] | Karichoff [f] | Di Toro [h] | SABLIJC [e] | | Watts [d] | | | | |
| | | | | | | | | | | non ionici eq. A | idrofobici eq. B | non idrofobici eq. C | fitosanitari eq. D | IPA e fitosanitari eq. E | IPA e benzene eq. F | |
| ALIFATICI CLORURATI e ORGANICI SEMIVOLATILI | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 1,2-Dicloroetano | 107-06-2 | NI | 1.47 | 1.241 | 1.580 | 1.240 | 1.52 | 1.51 | 1.445 | 1.2907 | - | - | - | - | - | 1.241 |
| Cloroetene (cloruro di vinile) | 75-01-4 | NI | 1.50 | 1.270 | 1.26951 | 1.040 | - | - | 1.475 | 1.315 | - | - | - | - | - | 1.270 |
| Diclorometano | 75-09-2 | NI | 1.25 | 1.00 | 1 | 1.070 | 1.44 | - | 1.229 | 1.1125 | - | - | - | - | - | 1.000 |
| Esadorobutadiene | 87-68-3 | NI | 4.81 | 2.470 | - | 3.840 | - | - | 4.729 | 3.9961 | - | - | - | - | - | 2.470 |
| Pentaclorobenzene | 608-93-5 | NI | 5.22 | 4.500 | 5.17 | 4.500 | 3.5 | 5.17086 | 5.132 | 4.3282 | - | - | - | - | - | 4.500 |
| Tetracloroetilene (percloroetilene, PCE) | 127-18-4 | NI | 2.67 | 2.190 | 2.62 | 2.190 | 2.38 | 2.62489 | 2.625 | 2.2627 | - | - | - | - | - | 2.190 |
| Tricloroetilene | 79-01-6 | NI | 2.71 | 1.975 | 2.66 | 1.970 | 2 | 2.66421 | 2.664 | 2.2951 | - | - | - | - | - | 1.975 |
| Triclorometano (cloroformio) | 67-66-3 | NI | 1.92 | 1.600 | 1.72016 | 1.670 | 1.65 | - | 1.888 | 1.6552 | - | - | - | - | - | 1.600 |
| Tetracloruro di carbonio (tetracloro metano) | 56-23-5 | NI | 2.73 | - | 2.68 | 2.270 | 1.85 | 2.68387 | 2.684 | 2.3113 | - | - | - | - | - | 2.680 |
| ALTRI COMPOSTI | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Cloro alcani, C10-13 | 85535-84-8 | NI | 4.39 | - | - | - | - | - | 4.316 | 3.6559 | - | - | - | - | - | 3.656 |
| Di(2-etilesil) ftalato (DEHP) | 117-81-7 | I | 7.30 | - | 5.045 | 5.833 | 4.94 | - | - | - | 4.816 | - | - | - | - | 5.045 |
| Difeniletere bromato | 32534-81-9 | NI | 6.58 | - | - | - | - | - | 6.468 | 5.4298 | - | - | - | - | - | 5.430 |
| Nonilfenolo (4-Nonilfenolo) | 104-40-5 | NI | 6.48 | - | - | 6.480 | - | - | 6.370 | 5.3488 | - | - | - | - | - | 6.480 |
| Ottilfenolo (1,1,3,3-tetrametil-4-butilfenolo) | 140-66-9 | NI | 4.12 | - | - | - | - | - | 4.050 | 3.4372 | - | - | - | - | - | 3.437 |
| Tributilstagno (composti) (Tributilstagno catione) | 36643-28-4 | I | 3.16 | - | - | - | - | - | - | - | 2.6632 | - | - | - | - | 2.663 |

TABELLA 3: Valori degli SQG calcolati con le diverse concentrazioni limite sulle acque stabilite dalle normative considerate

| Sostanza | Numero CAS | IONICO/ NON IONICO | log Kow SCELTO | Log Koc SCELTO | Koc l/kg | SQG DM 367/03 Colonna A | SQG DM 367/03 Colonna B | SQG D.Lgs 152/06 µg/kg | SQG EUROPA AA µg/kg | SQG EPA 3 µg/kg | SQG EPA 5 µg/kg | SQG EPA SCV/FCV µg/kg |
|--|------------|-----------------------|-------------------|-------------------|-------------|-------------------------------|-------------------------------|------------------------------|------------------------------|-----------------------|-----------------------|-----------------------------|
| BENZENE e IDROCARBURI POLICICLICI AROMATICI (IPA) | | | | | | | | | | | | |
| Idrocarburi policiclici aromatici | | NI | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| Antracene | 120-12-7 | NI | 4.534 | 4.457 | 28641.8 | 2.86 | 28.64 | - | 28.64 | 3.44 | 10.02 | 5937.44 |
| Benzene | 71-43-2 | NI | 2.130 | 1.792 | 62 | 0.12 | 0.31 | 0.62 | 6.20 | 229.40 | 70.68 | 80.60 |
| Benzo(a)pirene | 50-32-8 | NI | 6.110 | 5.986 | 969000 | 0.97 | 38.76 | - | 484.50 | 145.35 | 135.66 | 9276.24 |
| Benzo(b)fluorantene | 205-99-2 | NI | 6.200 | 6.090 | 1230000 | 1.23 | 49.20 | - | 369.00 | - | 111561.00 | 8332.02 |
| Benzo(k)fluorantene | 207-08-9 | NI | 6.200 | 6.090 | 1230000 | 1.23 | 49.20 | - | - | - | - | 7890.45 |
| Benzo(g,h,i)perilene | 191-24-2 | NI | 6.510 | 6.204 | 1600000 | 8.00 | 64.00 | - | 47.13 | - | 122240.00 | 7025.60 |
| Indeno(1,2,3-cd)pirene | 193-39-5 | NI | 6.650 | 6.540 | 3470000 | 34.70 | 138.80 | - | - | - | 149557.00 | 9542.50 |
| Fluorantene | 206-44-0 | NI | 5.084 | 4.998 | 99540.5 | 9.95 | 99.54 | - | 99.54 | 39.82 | 1891.27 | 7076.34 |
| Naftalene | 91-20-3 | NI | 3.356 | 3.299 | 1990.7 | 0.20 | 1.99 | - | 47.78 | 21.90 | 258.79 | 3851.95 |
| Triclorobenzeni | 12002-48-1 | NI | 4.010 | 3.940 | 8709.6 | 8.71 | 87.10 | 34.84 | 34.84 | 435.48 | - | - |
| PRODOTTI FITOSANITARI | | | | | | | | | | | | |
| Alacloro | 15972-60-8 | I | 2.800 | 2.230 | 170 | 0.05 | 0.17 | 0.17 | 0.51 | - | - | - |
| Aldrin | 309-00-2 | NI | 6.500 | 4.688 | 48700 | 0.02 | 0.05 | 48.70 | 9.80 | 1461.00 | 8.28 | - |
| Dieldrin | 60-57-1 | NI | 5.370 | 4.407 | 25500 | 0.01 | 0.03 | 25.50 | - | 14.28 | 0.02 | 16.80 |
| Endrin | 72-20-8 | NI | 5.060 | 4.033 | 10800 | 0.01 | 0.06 | 10.80 | - | 3.89 | 3.89 | 6.27 |
| Isodrin | 465-73-6 | NI | 6.820 | 6.837 | 6878404.3 | - | - | 6878.40 | - | - | 2125.43 | - |
| Alfa endosulfan | 959-98-8 | I | 3.830 | 3.770 | 5888.4 | 0.00 | 0.01 | 5.89 | - | 3.00 | 3.30 | 3.30 |
| Atrazina | 1912-24-9 | I | 2.750 | 2.873 | 746 | 0.07 | 0.37 | 0.75 | 4.48 | 13.43 | - | - |
| Clorfeninfos | 470-90-6 | I | 4.150 | 3.110 | 1288.2 | 0.00 | 0.03 | 1.29 | 1.29 | - | - | - |
| Clorpirifos (Clorpirifos etile) | 2921-88-2 | I | 4.658 | 3.700 | 5011.9 | 0.01 | 0.05 | 5.01 | 1.50 | 0.18 | - | - |
| DDT totale | | NI | 6.530 | 6.420 | 2630268 | 0.53 | 5.26 | 2630.27 | 657.57 | - | - | 341.93 |
| Diuron | 330-54-1 | I | 2.673 | 2.630 | 426.6 | 0.09 | 0.09 | 0.43 | 0.85 | - | - | - |
| Endosulfan | 115-29-7 | I | 4.100 | 4.030 | 10715.2 | 0.00 | 0.01 | 10.72 | 0.54 | 2.14 | - | 6.00 |
| Esaclorobenzene | 118-74-1 | NI | 5.890 | 4.903 | 80000 | - | 0.24 | 80.00 | 8.00 | 0.24 | 0.24 | - |
| Esaclorocicloesano | 608-73-1 | NI | 4.259 | 3.380 | 2398.8 | - | - | 2.40 | 0.48 | 0.24 | - | - |
| Isoproturon | 34123-59-6 | NI | 2.500 | 2.125 | 133.4 | 0.03 | 0.03 | 0.13 | 0.40 | - | - | - |
| Lindano BHC (gamma) | 58-89-9 | NI | 3.730 | 3.130 | 1350 | 0.01 | 0.14 | 1.35 | - | 0.14 | 0.35 | 1.08 |
| p,p'-DDT | 50-29-3 | NI | 6.530 | 5.831 | 678000 | - | - | - | 67.80 | 3.39 | 0.07 | - |
| Pentaclorofenolo | 87-86-5 | I | 5.090 | 2.613 | 410.0 | 0.04 | 0.41 | 1.64 | 1.64 | 2.05 | 16.40 | - |
| Simazina | 122-34-9 | I | 2.640 | 2.473 | 297.2 | 0.06 | 0.06 | 0.30 | 2.97 | - | - | - |
| Trifluralin | 1582-09-8 | I | 5.311 | 4.137 | 13700 | 0.41 | 4.11 | 13.70 | 4.11 | 27.40 | - | - |

(segue)

| Sostanza | Numero CAS | IONICO/ NON IONICO | log Kow SCELTO | Log Koc SCELTO | Koc l/kg | SQG DM 367/03 Colonna A | SQG DM 367/03 Colonna B | SQG D.Lgs 152/06 µg/kg | SQG EUROPA AA µg/kg | SQG EPA 3 µg/kg | SQG EPA 5 µg/kg | SQG EPA SCV/FCV µg/kg |
|---|------------|-----------------------|-------------------|-------------------|-------------|-------------------------------|-------------------------------|------------------------------|------------------------------|-----------------------|-----------------------|-----------------------------|
| ALIFATICI CLORURATI e ORGANICI SEMIVOLATILI | | | | | | | | | | | | |
| 1,2-Dicloroetano | 107-06-2 | NI | 1.470 | 1.241 | 17.4 | 0.05 | 0.52 | 1.74 | 1.74 | 17.40 | 158.34 | 158.34 |
| Cloroetene (cloruro di vinile) | 75-01-4 | NI | 1.500 | 1.270 | 18.6 | - | 0.09 | 0.09 | - | 172.98 | 172.98 | - |
| Diclorometano | 75-09-2 | NI | 1.250 | 1.000 | 10 | 0.10 | 1.00 | 2.00 | 2.00 | 9.81 | 94.00 | 220.00 |
| Esaclorobutadiene | 87-68-3 | NI | 4.810 | 2.470 | 295 | 0.00 | 0.03 | 0.30 | 0.30 | 3.84 | 0.16 | - |
| Pentaclorobenzene | 608-93-5 | NI | 5.220 | 4.500 | 31600 | 0.95 | 9.48 | - | 2.21 | 1896.00 | 6.00 | 148.52 |
| Tetracloroetilene (percloroetilene, PCE) | 127-18-4 | NI | 2.670 | 2.190 | 155 | - | 15.50 | 15.50 | 15.50 | 172.05 | 69.75 | 151.90 |
| Tricloroetilene | 79-01-6 | NI | 2.710 | 1.975 | 94.3 | - | 9.43 | 9.43 | 9.43 | 19.80 | 44.32 | 44.32 |
| Triclorometano (cloroformio) | 67-66-3 | NI | 1.920 | 1.600 | 39.8 | 0.40 | 3.98 | 4.78 | 1.00 | 0.72 | 55.72 | 11.14 |
| Tetracloruro di carbonio (tetracloro metano) | 56-23-5 | NI | 2.730 | 2.680 | 478.6 | - | 33.50 | 57.44 | 57.44 | 63.66 | 1148.71 | 1148.71 |
| ALTRI COMPOSTI | | | | | | | | | | | | |
| Cloro alcani, C10-13 | 85535-84-8 | NI | 4.390 | 3.656 | 4527.9 | - | 22.64 | - | 18.11 | - | - | - |
| Di(2-etilesil) ftalato (DEHP) | 117-81-7 | I | 7.300 | 5.045 | 111000 | 333.00 | 1110.00 | - | 1443.00 | 17760.00 | 333.00 | 3330.00 |
| Difeniletere bromato | 32534-81-9 | NI | 6.580 | 5.430 | 269029.6 | 1.35 | 2.69 | - | 1.35 | - | - | - |
| Nonilfenolo (4-Nonilfenolo) | 104-40-5 | NI | 6.480 | 6.480 | 3019951.9 | 30.20 | 302.00 | - | 9059.86 | - | - | - |
| Ottilfenolo (1,1,3,3-tetrametil-4-butilfenolo) | 140-66-9 | NI | 4.120 | 3.437 | 2736.5 | 0.27 | 0.27 | - | 2.74 | - | - | - |
| Tributilstagno (composti) (Tributilstagno catione) | 36643-28-4 | I | 3.160 | 2.663 | 460.5 | 0.00 | 0.00 | - | 0.00 | - | - | - |

ALLEGATO 3

TABELLA 1 a : Valori di BSAF ricavati dal database elaborato dal U.S. Army Corps of Engineers per i pesci

| | Pesci | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
|-----------------------|-----------------------|--------------------------|--------------------------|-------------------------------|------------------------------|--------------------------------|-------------------------|--------------------|----------------------------|------------------------|----------------------------|----------------------------|------------------------------|-----------------------|----------------------------|---------------------------------------|---------------------------|----------------------------|-----------------------------|
| | <i>Ameiurus melas</i> | <i>Anguilla Anguilla</i> | <i>Carassius auratus</i> | <i>Catostomus columbianus</i> | <i>Catostomus commersoni</i> | <i>Catostomus macrocheilus</i> | <i>Cottus beldingii</i> | <i>Cottus spp.</i> | <i>Cynoscion nebulosus</i> | <i>Cyprinus carpio</i> | <i>Ictalurus nebulosus</i> | <i>Ictalurus punctatus</i> | <i>Microstomus pacificus</i> | <i>Mugil cephalus</i> | <i>Oncorhynchus mykiss</i> | <i>Oncorhynchus mykiss gairdnerii</i> | <i>Pimephales notatus</i> | <i>Pimephales promelas</i> | <i>Prochilodus lineatus</i> |
| FURANI | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 1,2,3,4,6,7,8-HPCDF | - | - | - | - | - | - | - | - | - | 0.003 | 3 | - | - | - | - | - | - | - | - |
| 1,2,3,4,7,8-HXCDF | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| 1,2,3,4,7,8,9-HPCDF | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| 1,2,3,6,7,8-HXCDF | - | - | - | - | - | - | - | - | - | 0.037 | 3 | - | - | - | - | - | - | - | - |
| 1,2,3,7,8-PECDF | - | - | - | - | - | - | - | - | - | 0.28 | 3 | - | - | - | - | - | - | - | - |
| 2,3,4,6,7,8-HXCDF | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| 2,3,4,7,8-PECDF | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| 2,3,7,8-TCDF | - | - | - | - | 0.483 | 3 | - | - | - | 0.06 | 3 | - | - | - | - | - | - | - | - |
| HEPTACDF | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| HEXACDF | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| OCTACDF (OCDF) | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PENTACDF | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| TETACDF | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| DIOSINE | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 1,2,3,4,6,7,8-HPCDD | - | - | - | - | - | - | - | - | - | 0.005 | 3 | - | - | - | - | - | - | - | - |
| 1,2,3,4,7,8-HXCDD | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| 1,2,3,6,7,8-HXCDD | - | - | - | - | - | - | - | - | - | 0.035 | 3 | - | - | - | - | - | - | - | - |
| 1,2,3,7,8-PECDD | - | - | - | - | - | - | - | - | - | 0.06 | 3 | - | - | - | - | - | - | - | - |
| 1,2,3,7,8,9-HXCDD | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| 2,3,7,8-TCDD | - | - | - | - | - | - | - | - | - | 0.27 | 3 | - | - | - | - | - | - | - | - |
| HEPTACDD | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| HEXACDD | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| OCTACDD (OCDD) | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PENTACDD | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| TETACDD | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Aroclor 1254 | 1.07 | 1 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | 0.7943 | 2 | - | - | - | - | - |
| PCB 004 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 006 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 008 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 015 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| Total Dichloro PCB | 0.30 | 3 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | 0.04 | 3 | - |
| PCB 018 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 019 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 022 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 025 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 026 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 028 | - | - | 0.16 | 1 | - | - | - | - | - | 0.803486 | 1 | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 031 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| Total Trichloro PCB | 0.83 | 3 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | 0.11 | 3 | - |
| PCB 041 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 044 | 0.66 | 1 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 045 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 048 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 049 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 051 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 052 | 0.88 | 1 | 3.92 | 1 | - | - | - | - | - | 0.219982 | 1 | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 066 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 070 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 074 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 077 | 1.73 | 1 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 081 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| Total Tetrachloro PCB | 2.92 | 3 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | 0.5 | 3 | - |
| PCB 082 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 084 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 085 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 086 | 0.70 | 1 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 087 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 090 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 091 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 095 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 097 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 099 | - | - | 1.44 | 1 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 101 | - | - | 1.49 | 1 | - | - | - | - | - | 0.179822 | 1 | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 105 | - | - | 2.55 | 1 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 106 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 107 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 110 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 114 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 118 | - | - | 2.16 | 1 | - | - | - | - | - | 0.148525 | 1 | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 119 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 123 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 126 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| Total Pentachloro PCB | 4.00 | 3 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | 0.73 | 3 | - |

(segue)

| | Pesci | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
|-----------------------------|----------------|-------------------|-------------------|------------------------|-----------------------|-------------------------|------------------|-------------|---------------------|-----------------|---------------------|---------------------|-----------------------|----------------|---------------------|--------------------------------|--------------------|---------------------|----------------------|-------|---|----|---|---|
| | Ameiurus melas | Anguilla Anguilla | Carassius auratus | Catostomus columbianus | Catostomus commersoni | Catostomus macrocheilus | Cottus beldingii | Cottus spp. | Cynoscion nebulosus | Cyprinus carpio | Ictalurus nebulosus | Ictalurus punctatus | Microstomus pacificus | Mugil cephalus | Oncorhynchus mykiss | Oncorhynchus mykiss gairdnerii | Pimephales notatus | Pimephales promelas | Prochilodus lineatus | | | | | |
| PCB 128 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | | | | | |
| PCB 135 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | | | | | |
| PCB 136 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | | | | | |
| PCB 138 | 1.64 | 1 | 4.61 | 1 | - | - | - | - | - | 0.129034 | 1 | - | - | - | - | - | - | - | - | | | | | |
| PCB 141 | 2.33 | 1 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | | | | | |
| PCB 149 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | | | | | |
| PCB 151 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | | | | | |
| PCB 153 | - | - | 10.1 | 1 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | | | | | |
| PCB 156 | 3.00 | 1 | - | - | - | - | - | - | - | 0.167976 | 1 | - | - | - | - | - | - | - | - | | | | | |
| PCB 157 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | | | | | |
| PCB 158 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | | | | | |
| PCB 167 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | | | | | |
| PCB 169 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | | | | | |
| Total Hexachloro PCB | 3.37 | 3 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | 0.48 | 3 | | | | | |
| PCB 170 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | | | | | |
| PCB 174 | - | - | - | - | - | - | - | - | 1.4 | 2 | - | - | - | 2.8 | 3 | - | - | - | - | | | | | |
| PCB 179 | - | - | - | - | - | - | - | - | 0.72 | 2 | - | - | - | 4.5 | 3 | - | - | - | - | | | | | |
| PCB 180 | 4.44 | 1 | 1.93 | 1 | - | - | - | - | 0.92 | 2 | - | - | - | 3 | 3 | - | - | - | - | | | | | |
| PCB 183 | - | - | - | - | - | - | - | - | 1.4 | 2 | - | - | - | 4.2 | 3 | - | - | - | - | | | | | |
| PCB 187 | 4.53 | 1 | - | - | - | - | - | - | 0.84 | 2 | - | - | - | 2.7 | 3 | - | - | - | - | | | | | |
| PCB 189 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | | | | | |
| Total Heptachloro PCB | 3.59 | 3 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | 0.54 | 3 | | | | | |
| PCB 194 | - | - | - | - | - | - | - | - | 0.65 | 2 | - | - | - | 2.3 | 3 | - | - | - | - | | | | | |
| PCB 195 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | | | | | |
| PCB 196 | - | - | - | - | - | - | - | - | 0.57 | 2 | - | - | - | 2.4 | 3 | - | - | - | - | | | | | |
| PCB 199 | - | - | - | - | - | - | - | - | 0.5 | 2 | - | - | - | 2.1 | 3 | - | - | - | - | | | | | |
| PCB 200 | - | - | - | - | - | - | - | - | 1.1 | 2 | - | - | - | 7.1 | 3 | - | - | - | - | | | | | |
| PCB 201 | 3.52 | 1 | - | - | - | - | - | - | 1.8 | 2 | - | - | - | 6.9 | 3 | - | - | - | - | | | | | |
| PCB 202 | - | - | - | - | - | - | - | - | 1.1 | 2 | - | - | - | 4.4 | 3 | - | - | - | - | | | | | |
| PCB 203 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | | | | | |
| Total Octachloro PCB | 3.51 | 3 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | 0.54 | 3 | | | | | |
| PCB 206 | - | - | - | - | - | - | - | - | 0.095 | 2 | - | - | - | 0.45 | 3 | - | - | - | - | | | | | |
| PCB 207 | - | - | - | - | - | - | - | - | 0.6 | 2 | - | - | - | 2.4 | 3 | - | - | - | - | | | | | |
| PCB 208 | - | - | - | - | - | - | - | - | 0.32 | 2 | - | - | - | 1.5 | 3 | - | - | - | - | | | | | |
| PCB 209 | - | - | - | - | - | - | - | - | 0.1 | 2 | - | - | - | 0.42 | 3 | - | - | - | - | | | | | |
| Total Nonachloro PCB | 2.54 | 3 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | 0.58 | 3 | | | | | |
| Total Decachloro PCB | 2.26 | 3 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | 0.27 | 3 | | | | | |
| Total PCB | 1.48 | 1 | - | 0.53 | 3 | - | - | 3.99 | 3 | - | 1.45 | 3 | - | - | - | 0.3245 | 3 | 4.387 | 3 | 0.31 | 3 | 21 | 2 | |
| PAH | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| ACENAPHTHENE | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| ACENAPHTHYLENE | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| ANTHRACENE | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| BENZ[A]ANTHRACENE | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| BENZO[A]PYRENE | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| BENZO[B]FLUORANTHENE | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| BENZO[GHI]PERYLENE | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| BENZO[K]FLUORANTHENE | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| CHRYSENE | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| DIBENZO[AH]ANTHRACENE | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| FLUORANTHENE | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| FLUORENE | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| INDENO[123CD]PYRENE | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| NAPHTHALENE | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PHENANTHRENE | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PYRENE | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PESTICIDI | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| LINDANE - GAMMA (GAMMA-HCH) | - | - | - | - | - | - | - | - | 2.5 | 3 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| CHLORDANE - ALPHA (CIS) | - | - | - | - | 2.518 | 3 | - | - | 3.5 | 3 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| CHLORDANE - GAMMA (TRANS) | - | - | - | - | 1.453 | 3 | 0.59 | 3 | 1.1 | 3 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| CYPERMETHRIN | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| DACTHAL (DCPA) | - | - | - | - | - | 0.083 | 3 | - | - | - | - | - | - | 0.52 | 3 | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| DDD [p,p'] | - | - | - | - | 2.724 | 3 | 4.4 | 3 | - | - | - | - | - | 2 | 3 | 4.05 | 3 | - | - | 3.15 | 3 | - | - | - |
| DDE [p,p'] | - | - | - | 4.36 | 3 | 10.385 | 3 | 18.275 | 3 | 8.6 | 3 | 5.225 | 3 | 1.200 | 1 | 17.5 | 3 | 1.339 | 2 | 6.02 | 3 | - | - | - |
| DDT [p,p'] | - | - | - | 0.27 | 3 | 1.047 | 3 | 1.37 | 3 | - | - | 2.15 | 3 | 1.365 | 3 | - | - | - | - | 0.715 | 3 | - | - | - |
| DDT (TOTAL) | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| Dieldrin | - | - | - | - | 2.4 | 3 | 1.771 | 3 | - | - | 5.72 | 3 | - | 3.6 | 3 | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| HEPTACHLOR EPOXIDE | - | - | - | - | 0.83 | 3 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| HEXACHLOROBENZENE | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | 1.144271 | 1 | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| NONACHLOR, CIS- | - | - | - | - | 4.578 | 3 | - | - | - | - | 7.3 | 3 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| NONACHLOR, TRANS- | - | - | - | - | 4.725 | 3 | - | - | - | - | 6.167 | 3 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PENTACHLOROBENZENE | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | 355 | 1 | - | - | - | - | - | - | - | - | - |

TABELLA 1b : Valori di BSAF ricavati dal database elaborato dal U.S. Army Corps of Engineers per crostacei e molluschi

| | Crostacei | | | | | | Molluschi | | | | | | | |
|-----------------------|----------------------|----------------------|------------------------|---------------------------|------------------------|---------------------------|-------------------------|---------------------------|---------------------------|---------------------------|-----------------------------|-----------------------|--------------------------|---|
| | <i>Daphnia magna</i> | <i>Diporeia spp.</i> | <i>Hyalella azteca</i> | <i>Monoporeia affinis</i> | <i>Orconectes spp.</i> | <i>Orconectes virilis</i> | <i>Anodonta anatina</i> | <i>Corbicula fluminea</i> | <i>Corbicula japonica</i> | <i>Dreissena bugensis</i> | <i>Dreissena polymorpha</i> | <i>Dreissena spp.</i> | <i>Pyganodon grandis</i> | |
| FURANI | | | | | | | | | | | | | | |
| 1,2,3,4,6,7,8-HPCDF | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | |
| 1,2,3,4,7,8-HXCDF | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | 0.05 | 3 | |
| 1,2,3,4,7,8,9-HPCDF | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | |
| 1,2,3,6,7,8-HXCDF | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | |
| 1,2,3,7,8-PECDF | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | |
| 2,3,4,6,7,8-HXCDF | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | 0.16 | 3 | |
| 2,3,4,7,8-PECDF | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | 0.1 | 3 | |
| 2,3,7,8-TCDF | - | - | - | - | - | 0.461595 | 3 | - | - | - | - | 0.28 | 3 | |
| HEPTACDF | - | - | - | - | - | - | - | - | 0.009 | 3 | - | 0.05 | 3 | |
| HEXACDF | - | - | - | - | - | - | - | - | 0.028 | 3 | 0.0387 | 3 | 0.13 | 3 |
| OCTACDF (OCDF) | - | - | - | - | - | - | - | - | 0.005 | 3 | - | - | 0.05 | 3 |
| PENTACDF | - | - | - | - | - | - | - | - | 0.094 | 3 | 0.07 | 3 | 0.08 | 3 |
| TETRACDF | - | - | - | - | - | - | - | - | 0.25 | 3 | 0.15 | 3 | 0.11 | 3 |
| DIOSSINE | | | | | | | | | | | | | | |
| 1,2,3,4,6,7,8-HPCDD | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | 0.0424 | 3 | |
| 1,2,3,4,7,8-HXCDD | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | |
| 1,2,3,6,7,8-HXCDD | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | |
| 1,2,3,7,8-PECDD | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | |
| 1,2,3,7,8,9-HXCDD | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | |
| 2,3,7,8-TCDD | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | 0.15 | 3 |
| HEPTACDD | - | - | - | - | - | - | - | - | 0.008 | 3 | - | - | 0.03 | 3 |
| HEXACDD | - | - | - | - | - | - | - | - | 0.025 | 3 | - | - | 0.05 | 3 |
| OCTACDD (OCDD) | - | - | - | - | - | - | - | - | 0.009 | 3 | - | - | 0.02 | 3 |
| PENTACDD | - | - | - | - | - | - | - | - | 0.058 | 3 | - | - | 0.02 | 3 |
| TETRACDD | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | 0.26 | 3 |
| PCB | | | | | | | | | | | | | | |
| Aroclor 1254 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 004 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 006 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 008 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 015 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| Total Dichloro PCB | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 018 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 019 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 022 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 025 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 026 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 028 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 031 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| Total Trichloro PCB | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 041 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 044 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 045 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 048 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 049 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 051 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 052 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 066 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 070 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 074 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 077 | - | - | - | - | - | - | - | - | 0.17 | 3 | 0.11 | 3 | - | - |
| PCB 081 | - | - | - | - | - | - | - | - | 0.3 | 3 | - | - | - | - |
| Total Tetrachloro PCB | - | 0.47831437 | 3 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 082 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 084 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 085 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 086 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 087 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 090 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 091 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 095 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 097 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 099 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 101 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 105 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | 1.1 | 3 | 0.63 | 3 | - |
| PCB 106 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 107 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 110 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 114 | - | - | - | - | - | - | - | - | 1.2 | 3 | 0.51 | 3 | - | - |
| PCB 118 | - | - | - | - | - | - | - | - | 1.2 | 3 | 0.4 | 3 | - | - |
| PCB 119 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 123 | - | - | - | - | - | - | - | - | 1.7 | 3 | 0.68 | 3 | - | - |
| PCB 126 | - | - | - | - | - | - | - | - | 0.46 | 3 | 0.24 | 3 | - | - |
| Total Pentachloro PCB | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |

(segue)

| | Crostei | | | | | | Molluschi | | | | | | |
|-----------------------------|----------------------|----------------------|------------------------|---------------------------|------------------------|---------------------------|-------------------------|---------------------------|---------------------------|---------------------------|-----------------------------|-----------------------|--------------------------|
| | <i>Daphnia magna</i> | <i>Diporeia spp.</i> | <i>Hyalella azteca</i> | <i>Monoporeia affinis</i> | <i>Orconectes spp.</i> | <i>Orconectes virilis</i> | <i>Anodonta anatina</i> | <i>Corbicula fluminea</i> | <i>Corbicula japonica</i> | <i>Dreissena bugensis</i> | <i>Dreissena polymorpha</i> | <i>Dreissena spp.</i> | <i>Pyganodon grandis</i> |
| PCB 128 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 135 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 136 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 138 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 141 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 149 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 151 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 153 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 156 | - | - | - | - | - | - | - | - | 2.3 | 3 | 0.75 | 3 | - |
| PCB 157 | - | - | - | - | - | - | - | - | 2.3 | 3 | 1.2 | 3 | - |
| PCB 158 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 167 | - | - | - | - | - | - | - | - | 2.7 | 3 | 1.3 | 3 | - |
| PCB 169 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| Total Hexachloro PCB | - | 0.769 | 3 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 170 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 174 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 179 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 180 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 183 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 187 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 189 | - | - | - | - | - | - | - | - | 2.3 | 3 | 0.93 | 3 | - |
| Total Heptachloro PCB | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 194 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 195 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 196 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 199 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 200 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 201 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 202 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 203 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| Total Octachloro PCB | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 206 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 207 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 208 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 209 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| Total Nonachloro PCB | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| Total Decachloro PCB | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| Total PCB | - | - | - | - | 10.335 | 3 | - | - | - | - | - | - | - |
| PAH | | | | | | | | | | | | | |
| ACENAPHTHENE | - | - | - | - | - | - | 1.120 | 3 | - | - | - | - | - |
| ACENAPHTHYLENE | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| ANTHRACENE | - | - | - | - | - | - | 0.940 | 3 | - | - | - | - | - |
| BENZ[A]ANTHRACENE | - | - | - | 0.577 | 3 | - | 1.45 | 3 | - | - | - | - | - |
| BENZO[A]PYRENE | - | 0.0611 | 3 | 0.059 | 3 | - | - | - | - | - | - | - | - |
| BENZO[B]FLUORANTHENE | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| BENZO[GHI]PERYLENE | - | - | - | 0.095 | 3 | - | - | - | - | - | - | - | - |
| BENZO[K]FLUORANTHENE | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| CHRYSENE | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| DIBENZO[AH]ANTHRACENE | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| FLUORANTHENE | - | 0.474 | 3 | 0.267 | 3 | 0.382 | 3 | 0.876 | 3 | - | - | - | - |
| FLUORENE | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| INDENO[123CD]PYRENE | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| NAPHTHALENE | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PHENANTHRENE | - | - | - | 0.0954 | 3 | - | 0.854 | 3 | - | - | - | - | - |
| PYRENE | - | 0.449 | 3 | 0.1096 | 3 | - | 1.05 | 3 | - | - | - | - | - |
| PESTICIDI | | | | | | | | | | | | | |
| LINDANE - GAMMA (GAMMA-HCH) | - | - | - | - | - | - | - | 1.076 | 3 | - | - | - | - |
| CHLORDANE - ALPHA(CIS) | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| CHLORDANE - GAMMA(TRANS) | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| CYPERMETHRIN | 0.15142 | 3 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| DACTHAL (DCPA) | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| DDD [p,p'] | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| DDE [p,p'] | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| DDT [p,p'] | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| DDT (TOTAL) | - | 0.113 | 3 | 0.847 | 3 | - | - | 4.032 | 3 | - | - | - | - |
| Dieldrin | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| HEPTACHLOR EPOXIDE | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| HEXACHLOROBENZENE | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| NONACHLOR, CIS- | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| NONACHLOR, TRANS- | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PENTACHLOROBENZENE | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |

TABELLA 2a : Valori di BSAF ricavati dal database elaborato dal U.S. EPA per i pesci

| | Pesci | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
|-----------------------|-----------------------|--------------------------|--------------------------|-------------------------------|------------------------------|--------------------------------|-------------------------|--------------------|----------------------------|------------------------|----------------------------|----------------------------|------------------------------|-----------------------|----------------------------|---------------------------------------|---------------------------|----------------------------|-----------------------------|---|
| | <i>Ameiurus melas</i> | <i>Anguilla Anguilla</i> | <i>Carassius auratus</i> | <i>Catostomus columbianus</i> | <i>Catostomus commersoni</i> | <i>Catostomus macrocheilus</i> | <i>Cottus beldingii</i> | <i>Cottus spp.</i> | <i>Cynoscion nebulosus</i> | <i>Cyprinus carpio</i> | <i>Ictalurus nebulosus</i> | <i>Ictalurus punctatus</i> | <i>Microstomus pacificus</i> | <i>Mugil cephalus</i> | <i>Oncorhynchus mykiss</i> | <i>Oncorhynchus mykiss gairdnerii</i> | <i>Pimephales notatus</i> | <i>Pimephales promelas</i> | <i>Prochilodus lineatus</i> | |
| FURANI | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 1,2,3,4,6,7,8-HPCDF | - | - | 0.079 | 3 | - | - | - | - | - | 0.0003 | 3 | 0.0035 | 3 | - | - | - | - | - | - | - |
| 1,2,3,4,7,8-HXCDF | - | - | 0.346 | 3 | - | - | - | - | - | 0.0008 | 3 | 0.0006 | 3 | - | - | - | - | - | - | - |
| 1,2,3,4,7,8,9-HPCDF | - | - | - | - | - | - | - | - | - | 0.0002 | 3 | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| 1,2,3,6,7,8-HXCDF | - | - | - | - | 0.029 | 3 | - | - | - | 0.0008 | 3 | 0.0009 | 3 | - | - | - | - | - | - | - |
| 1,2,3,7,8-PECDF | - | - | 1.316 | 3 | - | - | - | - | - | 0.0011 | 3 | 0.2238 | 3 | - | - | - | - | - | - | - |
| 2,3,4,6,7,8-HXCDF | - | - | - | - | 0.021 | 3 | - | - | - | 0.0014 | 3 | 0.0018 | 3 | - | - | - | - | - | - | - |
| 2,3,4,7,8-PECDF | - | - | 0.088 | 3 | - | - | - | - | - | 0.0057 | 3 | 0.1057 | 3 | - | - | - | - | - | - | - |
| 2,3,7,8-TCDF | - | - | - | - | 0.457 | 3 | - | - | - | 0.0030 | 3 | 0.0138 | 3 | - | - | - | - | - | - | - |
| HEPTACDF | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| HEXACDF | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| OCTACDF (OCDF) | - | - | - | - | - | - | - | - | - | 0.0001 | 3 | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PENTACDF | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| TETACDF | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| DIOSSINE | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 1,2,3,4,6,7,8-HPCDD | - | - | - | - | 0.003 | 3 | - | - | - | 0.0113 | 3 | 0.0073 | 3 | - | - | - | - | - | - | - |
| 1,2,3,4,7,8-HXCDD | - | - | - | - | 0.031 | 3 | - | - | - | 0.1015 | 3 | 0.1015 | 3 | - | - | - | - | - | - | - |
| 1,2,3,6,7,8-HXCDD | - | - | - | - | 0.030 | 3 | - | - | - | 0.0968 | 3 | 0.1303 | 3 | - | - | - | - | - | - | - |
| 1,2,3,7,8-PECDD | - | - | - | - | 0.379 | 3 | - | - | - | 0.1902 | 3 | 0.3129 | 3 | - | - | - | - | - | - | - |
| 1,2,3,7,8,9-HXCDD | - | - | - | - | 0.007 | 3 | - | - | - | 0.0173 | 3 | 0.0266 | 3 | - | - | - | - | - | - | - |
| 2,3,7,8-TCDD | - | - | 0.451 | 3 | - | 0.303 | 3 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| HEPTACDD | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| HEXACDD | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| OCTACDD (OCDD) | - | - | - | - | - | - | - | - | - | 0.0028 | 3 | 0.0011 | 3 | - | - | - | - | - | - | - |
| PENTACDD | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| TETACDD | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Aroclor 1254 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 004 | - | - | - | - | 0.460 | 3 | - | - | - | 0.2084 | 3 | 0.0634 | 3 | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 006 | - | - | - | - | 0.523 | 3 | - | - | - | 0.1126 | 3 | 0.0471 | 3 | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 008 | - | - | - | - | 0.150 | 3 | - | - | - | 0.0010 | 3 | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 015 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | 0.0042 | 3 | 0.0043 | 3 | - | - | - | - | - | - | - |
| Total Dichloro PCB | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 018 | - | - | - | - | 0.656 | 3 | - | - | - | 1.0139 | 3 | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 019 | - | - | - | - | 0.847 | 3 | - | - | - | 0.5717 | 3 | 0.0723 | 3 | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 022 | - | - | - | - | 0.588 | 3 | - | - | - | 0.3544 | 3 | 0.0985 | 3 | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 025 | - | - | 0.052 | 3 | - | 0.164 | 3 | - | - | 0.4462 | 3 | 0.0432 | 3 | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 026 | - | - | 0.105 | 3 | - | 0.359 | 3 | - | - | 0.6642 | 3 | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 028 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | 2.0721 | 3 | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 031 | - | - | 0.053 | 3 | - | 0.237 | 3 | - | - | 0.1242 | 3 | 0.0507 | 3 | - | - | - | - | - | - | - |
| Total Trichloro PCB | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 041 | - | - | - | - | 0.262 | 3 | - | - | - | 0.7944 | 3 | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 044 | - | - | - | - | 0.604 | 3 | - | - | - | 2.5074 | 3 | 0.09975 | 3 | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 045 | - | - | - | - | 1.071 | 3 | - | - | - | 2.3878 | 3 | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 048 | - | - | - | - | 0.942 | 3 | - | - | - | 0.1801 | 3 | 0.0553 | 3 | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 049 | - | - | 3.670 | 3 | - | 3.054 | 3 | - | - | 2.5158 | 3 | 3.1815 | 3 | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 051 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | 0.6927 | 3 | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 052 | - | - | 3.248 | 3 | - | 1.921 | 3 | - | - | 2.8456 | 3 | 2.6484 | 3 | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 066 | - | - | 2.592 | 3 | - | 4.203 | 3 | - | - | 1.3586 | 3 | 3.8735 | 3 | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 070 | - | - | 0.634 | 3 | - | 1.149 | 3 | - | - | 0.9135 | 3 | 0.5449 | 3 | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 074 | - | - | - | - | 1.950 | 3 | - | - | - | 2.6256 | 3 | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 077 | - | - | - | - | 0.491 | 3 | - | - | 0.056 | 3 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 081 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | 1.3603 | 3 | 0.1609 | 3 | - | - | - | - | - | - | - |
| Total Tetrachloro PCB | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 082 | - | - | 0.593 | 3 | - | 1.531 | 3 | - | - | 1.2418 | 3 | 0.0550 | 3 | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 084 | - | - | - | - | 0.793 | 3 | - | - | - | 0.3219 | 3 | 0.0546 | 3 | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 085 | - | - | - | - | 2.435 | 3 | - | - | - | 5.3531 | 3 | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 086 | - | - | - | - | 1.639 | 3 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 087 | - | - | - | - | 2.123 | 3 | - | - | - | 5.0563 | 3 | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 090 | - | - | - | - | 2.004 | 3 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 091 | - | - | - | - | 1.762 | 3 | - | - | - | 4.7624 | 3 | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 095 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | 5.6343 | 3 | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 097 | - | - | - | - | 2.227 | 3 | - | - | - | 5.2634 | 3 | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 099 | - | - | 5.755 | 3 | - | 5.129 | 3 | - | - | 3.7078 | 3 | 5.1012 | 3 | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 101 | - | - | - | - | 2.698 | 3 | - | - | - | 6.5278 | 3 | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 105 | - | - | 17.798 | 3 | - | 6.317 | 3 | - | 0.291 | 3 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 106 | - | - | - | - | 4.147 | 3 | - | - | - | 4.2664 | 3 | 14.2730 | 3 | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 107 | - | - | - | - | 5.245 | 3 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 110 | - | - | 6.220 | 3 | - | 4.924 | 3 | - | - | 1.8800 | 3 | 6.3003 | 3 | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 114 | - | - | - | - | 3.121 | 3 | - | - | - | 0.4270 | 3 | 0.2013 | 3 | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 118 | - | - | 5.048 | 3 | - | 4.689 | 3 | - | 0.329 | 3 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 119 | - | - | 1.898 | 3 | - | 1.608 | 3 | - | - | 1.6439 | 3 | 1.7011 | 3 | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 123 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | 0.0937 | 3 | 0.13787 | 3 | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 126 | - | - | - | - | 1.467 | 3 | - | - | - | 0.4512 | 3 | 0.3041 | 3 | - | - | - | - | - | - | - |
| Total Pentachloro PCB | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |

(segue)

| | Pesci | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
|-----------------------------|-----------------------|--------------------------|--------------------------|-------------------------------|------------------------------|--------------------------------|-------------------------|--------------------|----------------------------|------------------------|----------------------------|----------------------------|------------------------------|-----------------------|----------------------------|---------------------------------------|---------------------------|----------------------------|-----------------------------|
| | <i>Ameiurus melas</i> | <i>Anguilla Anquilla</i> | <i>Carassius auratus</i> | <i>Catostomus columbianus</i> | <i>Catostomus commersoni</i> | <i>Catostomus macrocheilus</i> | <i>Cottus beldingii</i> | <i>Cottus spp.</i> | <i>Cynoscion nebulosus</i> | <i>Cyprinus carpio</i> | <i>Ictalurus nebulosus</i> | <i>Ictalurus punctatus</i> | <i>Microstomus pacificus</i> | <i>Mugil cephalus</i> | <i>Oncorhynchus mykiss</i> | <i>Oncorhynchus mykiss gairdnerii</i> | <i>Pimephales notatus</i> | <i>Pimephales promelas</i> | <i>Prochilodus lineatus</i> |
| PCB 128 | - | - | 3.594 | 3 | 4.332 | 3 | - | - | - | 4.6560 | 3 | 5.5322 | 3 | - | - | - | - | - | - |
| PCB 135 | - | - | - | - | 0.887 | 3 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 136 | - | - | - | - | 0.735 | 3 | - | - | - | 1.8620 | 3 | 0.2495 | 3 | - | - | - | - | - | - |
| PCB 138 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | 7.0385 | 3 | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 141 | - | - | - | - | 1.813 | 3 | - | - | - | 2.3343 | 3 | 0.8642 | 3 | - | - | - | - | - | - |
| PCB 149 | - | - | - | - | 2.084 | 3 | - | - | - | 4.6967 | 3 | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 151 | - | - | 2.844 | 3 | 1.626 | 3 | - | - | - | 1.9719 | 3 | 3.4803 | 3 | - | - | - | - | - | - |
| PCB 153 | - | - | - | - | 3.948 | 3 | - | - | - | 8.4916 | 3 | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 156 | - | - | 8.303 | 3 | 4.958 | 3 | - | - | 0.404 | 3 | 0.8068 | 3 | 2.0785 | 3 | - | - | - | - | - |
| PCB 157 | - | - | - | - | 1.706 | 3 | - | - | - | 0.1793 | 3 | 0.4106 | 3 | - | - | - | - | - | - |
| PCB 158 | - | - | 6.927 | 3 | 13.763 | 3 | - | - | - | 1.5574 | 3 | 4.9750 | 3 | - | - | - | - | - | - |
| PCB 167 | - | - | 2.445 | 3 | 3.473 | 3 | - | - | - | 2.8628 | 3 | 5.3369 | 3 | - | - | - | - | - | - |
| PCB 169 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | 0.1210 | 3 | 0.25241 | 3 | - | - | - | - | - | - |
| Total Hexachloro PCB | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 170 | - | - | - | - | 1.717 | 3 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 174 | - | - | - | - | 1.033 | 3 | - | - | - | 4.0756 | 3 | 1.0551 | 3 | - | - | - | - | - | - |
| PCB 179 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | 2.2491 | 3 | 0.8448 | 3 | - | - | - | - | - | - |
| PCB 180 | - | - | 2.938 | 3 | 2.219 | 3 | - | - | - | 3.7440 | 3 | 6.6900 | 3 | - | - | - | - | - | - |
| PCB 183 | - | - | 2.513 | 3 | 1.673 | 3 | - | - | - | 1.9946 | 3 | 2.9994 | 3 | - | - | - | - | - | - |
| PCB 187 | - | - | 4.998 | 3 | 5.021 | 3 | - | - | - | 2.6139 | 3 | 8.2454 | 3 | - | - | - | - | - | - |
| PCB 189 | - | - | 7.824 | 3 | 3.450 | 3 | - | - | - | 4.2581 | 3 | 4.8185 | 3 | - | - | - | - | - | - |
| Total Heptachloro PCB | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 194 | - | - | 2.066 | 3 | 1.351 | 3 | - | - | - | 1.4172 | 3 | 2.7690 | 3 | - | - | - | - | - | - |
| PCB 195 | - | - | - | - | 1.130 | 3 | - | - | - | 1.2360 | 3 | 0.9542 | 3 | - | - | - | - | - | - |
| PCB 196 | - | - | - | - | 1.145 | 3 | - | - | - | 1.7634 | 3 | 1.3694 | 3 | - | - | - | - | - | - |
| PCB 199 | - | - | 0.412 | 3 | 0.539 | 3 | - | - | - | 0.6621 | 3 | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 200 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | 1.1755 | 3 | 0.9218 | 3 | - | - | - | - | - | - |
| PCB 201 | - | - | - | - | 1.883 | 3 | - | - | - | 5.4881 | 3 | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 202 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | 1.5558 | 3 | 1.3001 | 3 | - | - | - | - | - | - |
| PCB 203 | - | - | - | - | 1.927 | 3 | - | - | - | 2.1347 | 3 | 0.6637 | 3 | - | - | - | - | - | - |
| Total Octachloro PCB | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 206 | - | - | 1.534 | 3 | 0.932 | 3 | - | - | - | 0.6256 | 3 | 0.9979 | 3 | - | - | - | - | - | - |
| PCB 207 | - | - | - | - | 0.960 | 3 | - | - | - | 0.4269 | 3 | 0.2320 | 3 | - | - | - | - | - | - |
| PCB 208 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | 0.2847 | 3 | 0.2766 | 3 | - | - | - | - | - | - |
| PCB 209 | - | - | - | - | 0.480 | 3 | - | - | - | 0.2741 | 3 | 0.0904 | 3 | - | - | - | - | - | - |
| Total Nonachloro PCB | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| Total Decachloro PCB | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| Total PCB | - | - | 2.962 | 3 | 1.441 | 3 | - | - | - | 1.5079 | 3 | 2.5377 | 3 | - | - | - | - | - | - |
| PAH | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| ACENAPHTHENE | - | - | - | - | 0.033 | 3 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| ACENAPHTHYLENE | - | - | - | - | 0.017 | 3 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| ANTHRACENE | - | - | - | - | 0.010 | 3 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| BENZ[A]ANTHRACENE | - | - | - | - | 0.002 | 3 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| BENZO[A]PYRENE | - | - | - | - | 0.001 | 3 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| BENZO[B]FLUORANTHENE | - | - | - | - | 0.002 | 3 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| BENZO[GHI]PERYLENE | - | - | - | - | 0.002 | 3 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| BENZO[K]FLUORANTHENE | - | - | - | - | 0.002 | 3 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| CHRYSENE | - | - | - | - | 0.002 | 3 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| DIBENZO[AH]ANTHRACENE | - | - | - | - | 0.001 | 3 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| FLUORANTHENE | - | - | - | - | 0.003 | 3 | - | - | - | - | 0.03676 | 1 | - | - | - | - | - | - | - |
| FLUORENE | - | - | - | - | 0.024 | 3 | - | - | - | - | 0.65648 | 1 | - | - | - | - | - | - | - |
| INDENO[123CD]PYRENE | - | - | - | - | 0.001 | 3 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| NAPHTHALENE | - | - | - | - | 0.035 | 3 | - | - | - | 0.2080 | 1 | 1.33258 | 1 | 0.200 | 1 | - | - | - | - |
| PHENANTHRENE | - | - | - | - | 0.007 | 3 | - | - | - | 0.0054 | 1 | 0.13330 | 1 | - | - | - | - | - | - |
| PYRENE | - | - | - | - | 0.002 | 3 | - | - | - | - | 0.04643 | 1 | - | - | - | - | - | - | - |
| PESTICIDI | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| LINDANE - GAMMA (GAMMA-HCH) | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| CHLORDANE - ALPHA(CIS) | - | - | - | - | 1.042 | 3 | - | - | - | 2.4530 | 1 | 2.71680 | 1 | 3.546 | 1 | - | - | - | - |
| CHLORDANE - GAMMA(TRANS) | - | - | - | - | 1.526 | 3 | - | - | - | 1.0161 | 1 | 1.48811 | 1 | 1.259 | 1 | - | - | - | - |
| CYPERMETHRIN | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| DACTHAL (DCPA) | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| DDD [p,p'] | - | - | - | - | 1.134 | 3 | - | - | - | 0.6668 | 1 | 2.15993 | 1 | 0.638 | 1 | - | - | - | - |
| DDE [p,p'] | - | - | - | - | 3.933 | 3 | - | - | - | 1.6567 | 1 | 1.6037 | 1 | 1.696 | 1 | - | - | - | - |
| DDT [p,p'] | - | - | - | - | 0.675 | 3 | - | - | - | 0.6462 | 1 | - | - | 1.711 | 1 | - | - | - | - |
| DDT (TOTAL) | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| Dieldrin | - | - | - | - | 0.760 | 3 | - | - | - | 31.7994 | 1 | 185.62322 | 1 | 7.699 | 1 | - | - | - | - |
| HEPTACHLOR EPOXIDE | - | - | - | - | - | - | - | - | - | 5.5000 | 1 | - | - | 6.509 | 1 | - | - | - | - |
| HEXACHLOROBENZENE | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| NONACHLOR, CIS- | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| NONACHLOR, TRANS- | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PENTACHLOROBENZENE | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |

TABELLA 2b: Valori di BSAF ricavati dal database elaborato dal U.S. EPA per crostacei e molluschi

| | Crostacei | | | | | | Molluschi | | | | | | |
|-----------------------|----------------------|----------------------|------------------------|---------------------------|------------------------|---------------------------|-------------------------|---------------------------|---------------------------|---------------------------|-----------------------------|-----------------------|--------------------------|
| | <i>Daphnia magna</i> | <i>Diporeia spp.</i> | <i>Hyalella azteca</i> | <i>Monoporeia affinis</i> | <i>Orconectes spp.</i> | <i>Orconectes virilis</i> | <i>Anodonta anatina</i> | <i>Corbicula fluminea</i> | <i>Corbicula japonica</i> | <i>Dreissena bugensis</i> | <i>Dreissena polymorpha</i> | <i>Dreissena spp.</i> | <i>Pyganodon grandis</i> |
| FURANI | | | | | | | | | | | | | |
| 1,2,3,4,6,7,8-HPCDF | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| 1,2,3,4,7,8-HXCDF | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| 1,2,3,4,7,8,9-HPCDF | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| 1,2,3,6,7,8-HXCDF | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| 1,2,3,7,8-PECDF | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| 2,3,4,6,7,8-HXCDF | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| 2,3,4,7,8-PECDF | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| 2,3,7,8-TCDF | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| HEPTACDF | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| HEXACDF | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| OCTACDF (OCDF) | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PENTACDF | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| TETRACDF | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| DIOSSINE | | | | | | | | | | | | | |
| 1,2,3,4,6,7,8-HPCDD | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| 1,2,3,4,7,8-HXCDD | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| 1,2,3,6,7,8-HXCDD | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| 1,2,3,7,8-PECDD | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| 1,2,3,7,8,9-HXCDD | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| 2,3,7,8-TCDD | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| HEPTACDD | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| HEXACDD | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| OCTACDD (OCDD) | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PENTACDD | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| TETRACDD | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB | | | | | | | | | | | | | |
| Aroclor 1254 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 004 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 006 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 008 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 015 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| Total Dichloro PCB | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 018 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 019 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 022 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 025 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 026 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 028 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 031 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| Total Trichloro PCB | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 041 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 044 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 045 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 048 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 049 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 051 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 052 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 066 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 070 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 074 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 077 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 081 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| Total Tetrachloro PCB | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 082 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 084 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 085 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 086 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 087 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 090 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 091 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 095 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 097 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 099 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 101 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 105 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 106 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 107 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 110 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 114 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 118 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 119 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 123 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 126 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| Total Pentachloro PCB | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |

(segue)

| | Crostei | | | | | | Molluschi | | | | | | |
|-----------------------------|----------------------|----------------------|------------------------|---------------------------|------------------------|---------------------------|-------------------------|---------------------------|---------------------------|---------------------------|-----------------------------|-----------------------|--------------------------|
| | <i>Daphnia magna</i> | <i>Diporeia spp.</i> | <i>Hyalella azteca</i> | <i>Monoporeia affinis</i> | <i>Orconectes spp.</i> | <i>Orconectes virilis</i> | <i>Anodonta anatina</i> | <i>Corbicula fluminea</i> | <i>Corbicula japonica</i> | <i>Dreissena bugensis</i> | <i>Dreissena polymorpha</i> | <i>Dreissena spp.</i> | <i>Pyganodon grandis</i> |
| PCB 128 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 135 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 136 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 138 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 141 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 149 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 151 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 153 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 156 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 157 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 158 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 167 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 169 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| Total Hexachloro PCB | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 170 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 174 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 179 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 180 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 183 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 187 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 189 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| Total Heptachloro PCB | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 194 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 195 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 196 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 199 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 200 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 201 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 202 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 203 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| Total Octachloro PCB | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 206 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 207 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 208 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 209 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| Total Nonachloro PCB | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| Total Decachloro PCB | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| Total PCB | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PAH | | | | | | | | | | | | | |
| ACENAPHTHENE | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| ACENAPHTHYLENE | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| ANTHRACENE | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| BENZ[A]ANTHRACENE | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| BENZO[A]PYRENE | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| BENZO[B]FLUORANTHENE | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| BENZO[GHI]PERYLENE | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| BENZO[K]FLUORANTHENE | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| CHRYSENE | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| DIBENZO[AH]ANTHRACENE | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| FLUORANTHENE | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| FLUORENE | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| INDENO[123CD]PYRENE | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| NAPHTHALENE | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PHENANTHRENE | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PYRENE | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PESTICIDI | | | | | | | | | | | | | |
| LINDANE - GAMMA (GAMMA-HCH) | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| CHLORDANE - ALPHA(CIS) | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| CHLORDANE - GAMMA(TRANS) | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| CYPERMETHRIN | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| DACTHAL (DCPA) | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| DDD [p,p'] | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| DDE [p,p'] | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| DDT [p,p'] | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| DDT (TOTAL) | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| Dieldrin | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| HEPTACHLOR EPOXIDE | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| HEXACHLOROBENZENE | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| NONACHLOR, CIS- | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| NONACHLOR, TRANS- | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PENTACHLOROBENZENE | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |

TABELLA 3a : Valori di BSAF dei pesci ricavati dal confronto dei due dataset

| | Pesci | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
|-----------------------|-----------------------|--------------------------|--------------------------|-------------------------------|------------------------------|--------------------------------|-------------------------|--------------------|----------------------------|------------------------|----------------------------|----------------------------|------------------------------|-----------------------|----------------------------|---------------------------------------|---------------------------|----------------------------|-----------------------------|
| | <i>Ameiurus melas</i> | <i>Anguilla Anguilla</i> | <i>Carassius auratus</i> | <i>Catostomus columbianus</i> | <i>Catostomus commersoni</i> | <i>Catostomus macrocheilus</i> | <i>Cottus beldingii</i> | <i>Cottus spp.</i> | <i>Cynoscion nebulosus</i> | <i>Cyprinus carpio</i> | <i>Ictalurus nebulosus</i> | <i>Ictalurus punctatus</i> | <i>Microstomus pacificus</i> | <i>Mugil cephalus</i> | <i>Oncorhynchus mykiss</i> | <i>Oncorhynchus mykiss gairdnerii</i> | <i>Pimephales notatus</i> | <i>Pimephales promelas</i> | <i>Prochilodus lineatus</i> |
| FURANI | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 1,2,3,4,6,7,8-HPCDF | - | - | 0.0787 | 3 | - | - | - | - | - | 0.0030 | 3 | 0.0035 | 3 | - | - | - | - | - | - |
| 1,2,3,4,7,8-HXCDF | - | - | 0.3464 | 3 | - | - | - | - | - | 0.0008 | 3 | 0.0006 | 3 | - | - | - | - | - | - |
| 1,2,3,4,7,8,9-HPCDF | - | - | - | - | - | - | - | - | - | 0.0002 | 3 | - | - | - | - | - | - | - | - |
| 1,2,3,6,7,8-HXCDF | - | - | - | - | 0.0294 | 3 | - | - | - | 0.0370 | 3 | 0.0009 | 3 | - | - | - | - | - | - |
| 1,2,3,7,8-PECDF | - | - | 1.3155 | 3 | 0.1079 | 3 | - | - | - | 0.2800 | 3 | 0.2238 | 3 | - | - | - | - | - | - |
| 2,3,4,6,7,8-HXCDF | - | - | - | - | 0.0207 | 3 | - | - | - | 0.0014 | 3 | 0.0018 | 3 | - | - | - | - | - | - |
| 2,3,4,7,8-PECDF | - | - | 0.0879 | 3 | 0.1683 | 3 | - | - | - | 0.0057 | 3 | 0.1057 | 3 | - | - | - | - | - | - |
| 2,3,7,8-TCDF | - | - | - | - | 0.4831 | 3 | - | - | - | 0.0600 | 3 | 0.0138 | 3 | - | - | - | - | - | - |
| HEPTACDF | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| HEXACDF | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| OCTACDF (OCDF) | - | - | - | - | - | - | - | - | - | 0.0001 | 3 | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PENTACDF | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| TETRACDF | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| DIOSSINE | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 1,2,3,4,6,7,8-HPCDD | - | - | - | - | 0.0026 | 3 | - | - | - | 0.0113 | 3 | 0.0073 | 3 | - | - | - | - | - | - |
| 1,2,3,4,7,8-HXCDD | - | - | - | - | 0.0315 | 3 | - | - | - | 0.1015 | 3 | 0.1015 | 3 | - | - | - | - | - | - |
| 1,2,3,6,7,8-HXCDD | - | - | - | - | 0.0300 | 3 | - | - | - | 0.0968 | 3 | 0.1303 | 3 | - | - | - | - | - | - |
| 1,2,3,7,8-PECDD | - | - | - | - | 0.3787 | 3 | - | - | - | 0.1902 | 3 | 0.3129 | 3 | - | - | - | - | - | - |
| 1,2,3,7,8,9-HXCDD | - | - | - | - | 0.0072 | 3 | - | - | - | 0.0173 | 3 | 0.0266 | 3 | - | - | - | - | - | - |
| 2,3,7,8-TCDD | - | - | 0.4515 | 3 | 0.3032 | 3 | - | - | - | 0.2700 | 3 | - | - | - | - | - | - | - | - |
| HEPTACDD | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| HEXACDD | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| OCTACDD (OCDD) | - | - | - | - | - | - | - | - | - | 0.0028 | 3 | 0.0011 | 3 | - | - | - | - | - | - |
| PENTACDD | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| TETRACDD | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Aroclor 1254 | 1.0700 | 1 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | 0.7943 | 2 | - | - | - | - | - |
| PCB 004 | - | - | - | - | 0.4599 | 3 | - | - | - | 0.2084 | 3 | 0.0634 | 3 | - | - | - | - | - | - |
| PCB 006 | - | - | - | - | 0.5228 | 3 | - | - | - | 0.1126 | 3 | 0.0471 | 3 | - | - | - | - | - | - |
| PCB 008 | - | - | - | - | 0.1499 | 3 | - | - | - | 0.0010 | 3 | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 015 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | 0.0042 | 3 | 0.0043 | 3 | - | - | - | - | - | - |
| Total Dichloro PCB | 0.3000 | 3 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | 0.0400 | 3 | - |
| PCB 018 | - | - | - | - | 0.6561 | 3 | - | - | - | 1.0139 | 3 | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 019 | - | - | - | - | 0.8468 | 3 | - | - | - | 0.5717 | 3 | 0.0723 | 3 | - | - | - | - | - | - |
| PCB 022 | - | - | - | - | 0.5883 | 3 | - | - | - | 0.3544 | 3 | 0.0985 | 3 | - | - | - | - | - | - |
| PCB 025 | - | - | 0.0516 | 3 | 0.1635 | 3 | - | - | - | 0.4462 | 3 | 0.0432 | 3 | - | - | - | - | - | - |
| PCB 026 | - | - | 0.1053 | 3 | 0.3585 | 3 | - | - | - | 0.6642 | 3 | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 028 | - | 0.1600 | 1 | - | - | - | - | - | - | 0.8035 | 1 | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 031 | - | - | 0.0533 | 3 | 0.2367 | 3 | - | - | - | 0.1242 | 3 | 0.0507 | 3 | - | - | - | - | - | - |
| Total Trichloro PCB | 0.8300 | 3 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | 0.1100 | 3 | - |
| PCB 041 | - | - | - | - | 0.2616 | 3 | - | - | - | 0.7944 | 3 | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 044 | 0.6600 | 1 | - | - | 0.6045 | 3 | - | - | - | 2.5074 | 3 | 0.0998 | 3 | - | - | - | - | - | - |
| PCB 045 | - | - | - | - | 1.0708 | 3 | - | - | - | 2.3878 | 3 | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 048 | - | - | - | - | 0.9416 | 3 | - | - | - | 0.1801 | 3 | 0.0553 | 3 | - | - | - | - | - | - |
| PCB 049 | - | - | 3.6699 | 3 | 3.0537 | 3 | - | - | - | 2.5158 | 3 | 3.1815 | 3 | - | - | - | - | - | - |
| PCB 051 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | 0.6927 | 3 | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 052 | 0.8800 | 1 | 3.9200 | 1 | 3.2476 | 3 | - | - | - | 0.2200 | 1 | 2.6484 | 3 | - | - | - | - | - | - |
| PCB 066 | - | - | 2.5920 | 3 | 4.2025 | 3 | - | - | - | 1.3586 | 3 | 3.8735 | 3 | - | - | - | - | - | - |
| PCB 070 | - | - | 0.6339 | 3 | 1.1492 | 3 | - | - | - | 0.9135 | 3 | 0.5449 | 3 | - | - | - | - | - | - |
| PCB 074 | - | - | - | - | 1.9505 | 3 | - | - | - | 2.6256 | 3 | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 077 | 1.7300 | 1 | - | - | 0.4908 | 3 | - | 0.0559 | 3 | 0.2286 | 3 | 0.0280 | 3 | - | - | - | - | - | - |
| PCB 081 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | 1.3603 | 3 | 0.1609 | 3 | - | - | - | - | - | - |
| Total Tetrachloro PCB | 2.9200 | 3 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | 0.5000 | 3 | - |
| PCB 082 | - | - | 0.5933 | 3 | 1.5308 | 3 | - | - | - | 1.2418 | 3 | 0.0550 | 3 | - | - | - | - | - | - |
| PCB 084 | - | - | - | - | 0.7929 | 3 | - | - | - | 0.3219 | 3 | 0.0546 | 3 | - | - | - | - | - | - |
| PCB 085 | - | - | - | - | 2.4350 | 3 | - | - | - | 5.3531 | 3 | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 086 | 0.7000 | 1 | - | - | 1.6387 | 3 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 087 | - | - | - | - | 2.1225 | 3 | - | - | - | 5.0563 | 3 | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 090 | - | - | - | - | 2.0045 | 3 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 091 | - | - | - | - | 1.7615 | 3 | - | - | - | 4.7624 | 3 | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 095 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | 5.6343 | 3 | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 097 | - | - | - | - | 2.2275 | 3 | - | - | - | 5.2634 | 3 | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 099 | - | 1.4400 | 1 | 5.7554 | 3 | 5.1287 | 3 | - | - | 3.7078 | 3 | 5.1012 | 3 | - | - | - | - | - | - |
| PCB 101 | - | 1.4900 | 1 | - | 2.6976 | 3 | - | - | - | 0.1798 | 1 | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 105 | - | 2.5500 | 1 | 17.7980 | 3 | 6.3170 | 3 | 0.2912 | 3 | 4.2664 | 3 | 14.2730 | 3 | - | - | - | - | - | - |
| PCB 106 | - | - | - | - | 4.1469 | 3 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 107 | - | - | - | - | 5.2446 | 3 | - | - | - | 7.8934 | 3 | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 110 | - | - | 6.2195 | 3 | 4.9240 | 3 | - | - | - | 1.8800 | 3 | 6.3003 | 3 | - | - | - | - | - | - |
| PCB 114 | - | - | - | - | 3.1213 | 3 | - | - | - | 0.4270 | 3 | 0.2013 | 3 | - | - | - | - | - | - |
| PCB 118 | - | 2.1600 | 1 | 5.0477 | 3 | 4.6888 | 3 | 0.3287 | 3 | 0.1485 | 1 | 6.2746 | 3 | - | - | - | - | - | - |
| PCB 119 | - | - | 1.8982 | 3 | 1.6080 | 3 | - | - | - | 1.6439 | 3 | 1.7011 | 3 | - | - | - | - | - | - |
| PCB 123 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | 0.0937 | 3 | 0.1379 | 3 | - | - | - | - | - | - |
| PCB 126 | - | - | - | - | 1.4670 | 3 | - | - | - | 0.4512 | 3 | 0.3041 | 3 | - | - | - | - | - | - |
| Total Pentachloro PCB | 4.0000 | 3 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | 0.7300 | 3 | - |

(segue)

| | Pesci | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
|--------------------------|----------------|-------------------|-------------------|------------------------|-----------------------|-------------------------|------------------|-------------|---------------------|-----------------|---------------------|---------------------|-----------------------|----------------|---------------------|--------------------------------|--------------------|---------------------|----------------------|--------|--------|--------|---------|---|
| | Ameiurus melas | Anguilla Anguilla | Carassius auratus | Catostomus columbianus | Catostomus commersoni | Catostomus macrocheilus | Cottus beldingii | Cottus spp. | Cynoscion nebulosus | Cyprinus carpio | Ictalurus nebulosus | Ictalurus punctatus | Microstomus pacificus | Mugil cephalus | Oncorhynchus mykiss | Oncorhynchus mykiss gairdnerii | Pimephales notatus | Pimephales promelas | Prochilodus lineatus | | | | | |
| PCB 128 | - | - | 3.5945 | 3 | 4.3318 | 3 | - | - | - | 4.6560 | 3 | 5.5322 | 3 | - | - | - | - | - | - | | | | | |
| PCB 135 | - | - | - | - | 0.8866 | 3 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | | | | | |
| PCB 136 | - | - | - | - | 0.7350 | 3 | - | - | - | 1.8620 | 3 | 0.2495 | 3 | - | - | - | - | - | - | | | | | |
| PCB 138 | 1.6400 | 1 | 4.6100 | 1 | - | - | - | - | - | 0.1290 | 1 | - | - | - | - | - | - | - | - | | | | | |
| PCB 141 | 2.3300 | 1 | - | - | 1.8128 | 3 | - | - | - | 2.3343 | 3 | 0.8642 | 3 | - | - | - | - | - | - | | | | | |
| PCB 149 | - | - | - | - | 2.0843 | 3 | - | - | - | 4.6967 | 3 | - | - | - | - | - | - | - | - | | | | | |
| PCB 151 | - | - | 2.8444 | 3 | 1.6261 | 3 | - | - | - | 1.9719 | 3 | 3.4803 | 3 | - | - | - | - | - | - | | | | | |
| PCB 153 | - | 10.1000 | 1 | - | 3.9479 | 3 | - | - | - | 0.1680 | 1 | - | - | - | - | - | - | - | - | | | | | |
| PCB 156 | 3.0000 | 1 | 8.3029 | 3 | 4.9579 | 3 | - | 0.4040 | 3 | 0.8068 | 3 | 2.0785 | 3 | - | - | - | - | - | - | | | | | |
| PCB 157 | - | - | - | - | 1.7061 | 3 | - | - | - | 0.1793 | 3 | 0.4106 | 3 | - | - | - | - | - | - | | | | | |
| PCB 158 | - | - | 6.9266 | 3 | 13.7634 | 3 | - | - | - | 1.5574 | 3 | 4.9750 | 3 | - | - | - | - | - | - | | | | | |
| PCB 167 | - | - | 2.4452 | 3 | 3.4726 | 3 | - | - | - | 2.8628 | 3 | 5.3369 | 3 | - | - | - | - | - | - | | | | | |
| PCB 169 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | 0.1210 | 3 | 0.2524 | 3 | - | - | - | - | - | - | | | | | |
| Total Hexachloro PCB | 3.3700 | 3 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | 0.4800 | 3 | | | | | |
| PCB 170 | - | - | - | - | 1.7170 | 3 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | | | | | |
| PCB 174 | - | - | - | - | 1.0331 | 3 | - | 1.4000 | 2 | 4.0756 | 3 | 1.0551 | 3 | 2.8000 | 3 | - | - | - | - | | | | | |
| PCB 179 | - | - | - | - | - | - | - | 0.7200 | 2 | 2.2491 | 3 | 0.8448 | 3 | 4.5000 | 3 | - | - | - | - | | | | | |
| PCB 180 | 4.4400 | 1 | 1.9300 | 1 | 2.9379 | 3 | - | 0.9200 | 2 | 3.7440 | 3 | 6.6900 | 3 | 3.0000 | 3 | - | - | - | - | | | | | |
| PCB 183 | - | - | - | - | 2.5135 | 3 | - | 1.4000 | 2 | 1.9946 | 3 | 2.9994 | 3 | 4.2000 | 3 | - | - | - | - | | | | | |
| PCB 187 | 4.5300 | 1 | 4.9977 | 3 | 5.0208 | 3 | - | 0.8400 | 2 | 2.6139 | 3 | 8.2454 | 3 | 2.7000 | 3 | - | - | - | - | | | | | |
| PCB 189 | - | - | 7.8243 | 3 | 3.4495 | 3 | - | - | - | 4.2581 | 3 | 4.8185 | 3 | - | - | - | - | - | - | | | | | |
| Total Heptachloro PCB | 3.5900 | 3 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | 0.5400 | 3 | | | | | |
| PCB 194 | - | - | 2.0660 | 3 | 1.3514 | 3 | - | 0.6500 | 2 | 1.4172 | 3 | 2.7690 | 3 | 2.3000 | 3 | - | - | - | - | | | | | |
| PCB 195 | - | - | - | - | 1.1295 | 3 | - | - | - | 1.2360 | 3 | 0.9542 | 3 | - | - | - | - | - | - | | | | | |
| PCB 196 | - | - | - | - | 1.1453 | 3 | - | 0.5700 | 2 | 1.7634 | 3 | 1.3694 | 3 | 2.4000 | 3 | - | - | - | - | | | | | |
| PCB 199 | - | - | 0.4123 | 3 | 0.5389 | 3 | - | 0.5000 | 2 | 0.6621 | 3 | - | - | 2.1000 | 3 | - | - | - | - | | | | | |
| PCB 200 | - | - | - | - | - | - | - | 1.1000 | 2 | 1.1755 | 3 | 0.9218 | 3 | 7.1000 | 3 | - | - | - | - | | | | | |
| PCB 201 | 3.5200 | 1 | - | - | 1.8833 | 3 | - | 1.8000 | 2 | 5.4881 | 3 | - | - | 6.9000 | 3 | - | - | - | - | | | | | |
| PCB 202 | - | - | - | - | - | - | - | 1.1000 | 2 | 1.5558 | 3 | 1.3001 | 3 | 4.4000 | 3 | - | - | - | - | | | | | |
| PCB 203 | - | - | - | - | 1.9269 | 3 | - | - | - | 2.1347 | 3 | 0.6637 | 3 | - | - | - | - | - | - | | | | | |
| Total Octachloro PCB | 3.5100 | 3 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | 0.5400 | 3 | | | | | |
| PCB 206 | - | - | 1.5339 | 3 | 0.9315 | 3 | - | 0.0950 | 2 | 0.6256 | 3 | 0.9979 | 3 | 0.4500 | 3 | - | - | - | - | | | | | |
| PCB 207 | - | - | - | - | 0.9596 | 3 | - | 0.6000 | 2 | 0.4269 | 3 | 0.2320 | 3 | 2.4000 | 3 | - | - | - | - | | | | | |
| PCB 208 | - | - | - | - | - | - | - | 0.3200 | 2 | 0.2847 | 3 | 0.2766 | 3 | 1.5000 | 3 | - | - | - | - | | | | | |
| PCB 209 | - | - | - | - | 0.4803 | 3 | - | 0.1000 | 2 | 0.2741 | 3 | 0.0904 | 3 | 0.4200 | 3 | - | - | - | - | | | | | |
| Total Nonachloro PCB | 2.5400 | 3 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | 0.5800 | 3 | | | | | |
| Total Decachloro PCB | 2.2600 | 3 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | 0.2700 | 3 | | | | | |
| Total PCB | 1.4800 | 1 | 2.9624 | 3 | 1.4412 | 3 | 3.9900 | 3 | 1.450 | 3 | 2.0845 | 3 | 2.5377 | 3 | 3.9608 | 3 | 0.3245 | 3 | 4.3869 | 3 | 0.3100 | 3 | 21.0000 | 2 |
| PAH | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| ACENAPHTHENE | - | - | - | - | 0.0334 | 3 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | | | | | |
| ACENAPHTHYLENE | - | - | - | - | 0.0169 | 3 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | | | | | |
| ANTHRACENE | - | - | - | - | 0.0099 | 3 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | | | | | |
| BENZ[A]ANTHRACENE | - | - | - | - | 0.0016 | 3 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | | | | | |
| BENZO[A]PYRENE | - | - | - | - | 0.0013 | 3 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | | | | | |
| BENZO[B]FLUORANTHENE | - | - | - | - | 0.0017 | 3 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | | | | | |
| BENZO[GHI]PERYLENE | - | - | - | - | 0.0020 | 3 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | | | | | |
| BENZO[K]FLUORANTHENE | - | - | - | - | 0.0016 | 3 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | | | | | |
| CHRYSENE | - | - | - | - | 0.0018 | 3 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | | | | | |
| DIBENZO[AH]ANTHRACENE | - | - | - | - | 0.0015 | 3 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | | | | | |
| FLUORANTHENE | - | - | - | - | 0.0034 | 3 | - | - | - | - | - | 0.0368 | 1 | - | - | - | - | - | - | | | | | |
| FLUORENE | - | - | - | - | 0.0239 | 3 | - | - | - | - | - | 0.6565 | 1 | - | - | - | - | - | - | | | | | |
| INDENO[123CD]PYRENE | - | - | - | - | 0.0014 | 3 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | | | | | |
| NAPHTHALENE | - | - | - | - | 0.0347 | 3 | - | - | - | 0.2080 | 1 | 1.3326 | 1 | 0.1998 | 1 | - | - | - | - | | | | | |
| PHENANTHRENE | - | - | - | - | 0.0066 | 3 | - | - | - | 0.0054 | 1 | 0.1333 | 1 | - | - | - | - | - | - | | | | | |
| PYRENE | - | - | - | - | 0.0018 | 3 | - | - | - | - | - | 0.0464 | 1 | - | - | - | - | - | - | | | | | |
| PESTICIDI | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| LINDANE - GAMMA-HCH | - | - | - | - | - | - | - | 2.5000 | 3 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | | | | | |
| CHLORDANE - ALPHA(CIS) | - | - | - | - | 2.5180 | 3 | - | 3.5000 | 3 | 2.4530 | 1 | 2.7168 | 1 | 3.5460 | 1 | - | - | - | - | | | | | |
| CHLORDANE - GAMMA(TRANS) | - | - | - | - | 1.5264 | 3 | 0.5900 | 3 | 1.1000 | 3 | 1.0161 | 1 | 1.4881 | 1 | 1.2589 | 1 | - | - | - | | | | | |
| CYPERMETHRIN | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | | | | | |
| DACTHAL (DCPA) | - | - | - | - | - | 0.0830 | 3 | - | - | 0.5200 | 3 | - | - | - | - | - | - | - | - | | | | | |
| DDD [p,p'] | - | - | - | - | 2.7240 | 3 | 4.4000 | 3 | - | 0.6668 | 1 | 2.1599 | 1 | 0.6383 | 1 | 3.1500 | 3 | - | - | | | | | |
| DDE [p,p'] | - | - | - | 4.3600 | 3 | 10.3850 | 3 | 18.2750 | 3 | 8.6000 | 3 | 5.2250 | 3 | 1.6567 | 1 | 1.6037 | 1 | 1.6958 | 1 | 1.3389 | 2 | 6.0200 | 3 | |
| DDT [p,p'] | - | - | - | 0.2700 | 3 | 1.0470 | 3 | 1.3700 | 3 | 2.1500 | 3 | 0.6462 | 1 | - | - | 1.7114 | 1 | - | - | - | - | 0.7150 | 3 | |
| DDT (TOTAL) | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | | | | | |
| Dieldrin | - | - | - | - | 2.4000 | 3 | 1.7709 | 3 | - | 5.7200 | 3 | 31.7994 | 1 | 185.6232 | 1 | 7.6986 | 1 | - | - | | | | | |
| HEPTACHLOR EPOXIDE | - | - | - | - | 0.8300 | 3 | - | - | - | 5.5000 | 1 | - | - | 6.5091 | 1 | - | - | - | - | | | | | |
| HEXACHLOROBENZENE | - | - | - | - | - | - | - | - | - | 1.1443 | 1 | - | - | - | - | - | - | - | - | | | | | |
| NONACHLOR, CIS- | - | - | - | - | 4.5780 | 3 | - | - | 7.3000 | 3 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | | | | | |
| NONACHLOR, TRANS- | - | - | - | - | 4.7250 | 3 | - | - | 6.1670 | 3 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | | | | | |
| PENTACHLOROBENZENE | - | - | - | - | - | - | - | - | - | 355.0000 | 1 | - | - | - | - | - | - | - | - | | | | | |

TABELLA 3b : Valori di BSAF di crostacei e molluschi ricavati dal confronto dei due dataset

| | Crostacei | | | | | | Molluschi | | | | | | |
|-----------------------|----------------------|----------------------|------------------------|---------------------------|------------------------|---------------------------|-------------------------|---------------------------|---------------------------|---------------------------|-----------------------------|-----------------------|--------------------------|
| | <i>Daphnia magna</i> | <i>Diporeia spp.</i> | <i>Hyalella azteca</i> | <i>Monoporeia affinis</i> | <i>Orconectes spp.</i> | <i>Orconectes virilis</i> | <i>Anodonta anatina</i> | <i>Corbicula fluminea</i> | <i>Corbicula japonica</i> | <i>Dreissena bugensis</i> | <i>Dreissena polymorpha</i> | <i>Dreissena spp.</i> | <i>Pyganodon grandis</i> |
| FURANI | | | | | | | | | | | | | |
| 1,2,3,4,6,7,8-HPCDF | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| 1,2,3,4,7,8-HXCDF | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | 0.0500 | 3 | - |
| 1,2,3,4,7,8,9-HPCDF | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| 1,2,3,6,7,8-HXCDF | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| 1,2,3,7,8-PECDF | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| 2,3,4,6,7,8-HXCDF | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | 0.1600 | 3 |
| 2,3,4,7,8-PECDF | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | 0.1000 | 3 | - |
| 2,3,7,8-TCDF | - | - | - | - | - | 0.4616 | 3 | - | - | - | 0.2800 | 3 | 0.1669 |
| HEPTACDF | - | - | - | - | - | - | - | 0.0090 | 3 | - | - | 0.0500 | 3 |
| HEXACDF | - | - | - | - | - | - | - | 0.0280 | 3 | - | 0.0387 | 3 | 0.1300 |
| OCTACDF (OCDF) | - | - | - | - | - | - | - | 0.0050 | 3 | - | - | 0.0500 | 3 |
| PENTACDF | - | - | - | - | - | - | - | 0.0940 | 3 | 0.0700 | 3 | 0.0800 | 3 |
| TETACDF | - | - | - | - | - | - | - | 0.2500 | 3 | 0.1500 | 3 | 0.1100 | 3 |
| DIOSINE | | | | | | | | | | | | | |
| 1,2,3,4,6,7,8-HPCDD | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | 0.0424 | 3 |
| 1,2,3,4,7,8-HXCD | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| 1,2,3,6,7,8-HXCD | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| 1,2,3,7,8-PECDD | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| 1,2,3,7,8,9-HXCD | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| 2,3,7,8-TCDD | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | 0.1500 | 3 |
| HEPTACDD | - | - | - | - | - | - | - | 0.0080 | 3 | - | - | 0.0300 | 3 |
| HEXACDD | - | - | - | - | - | - | - | 0.0250 | 3 | - | - | 0.0500 | 3 |
| OCTACDD (OCDD) | - | - | - | - | - | - | - | 0.0090 | 3 | - | - | 0.0200 | 3 |
| PENTACDD | - | - | - | - | - | - | - | 0.0580 | 3 | - | - | 0.0200 | 3 |
| TETACDD | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | 0.2600 | 3 |
| PCB | | | | | | | | | | | | | |
| Aroclor 1254 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 004 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 006 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 008 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 015 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| Total Dichloro PCB | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 018 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 019 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 022 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 025 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 026 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 028 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 031 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| Total Trichloro PCB | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 041 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 044 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 045 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 048 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 049 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 051 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 052 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 066 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 070 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 074 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 077 | - | - | - | - | - | - | - | - | 0.1700 | 3 | 0.1100 | 3 | - |
| PCB 081 | - | - | - | - | - | - | - | - | 0.3000 | 3 | - | - | - |
| Total Tetrachloro PCB | - | 0.4783 | 3 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 082 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 084 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 085 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 086 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 087 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 090 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 091 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 095 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 097 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 099 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 101 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 105 | - | - | - | - | - | - | - | - | 1.1000 | 3 | 0.6300 | 3 | - |
| PCB 106 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 107 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 110 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 114 | - | - | - | - | - | - | - | - | 1.2000 | 3 | 0.5100 | 3 | - |
| PCB 118 | - | - | - | - | - | - | - | - | 1.2000 | 3 | 0.4000 | 3 | - |
| PCB 119 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 123 | - | - | - | - | - | - | - | - | 1.7000 | 3 | 0.6800 | 3 | - |
| PCB 126 | - | - | - | - | - | - | - | - | 0.4600 | 3 | 0.2400 | 3 | - |
| Total Pentachloro PCB | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |

(segue)

| | Crostei | | | | | | Molluschi | | | | | | |
|--------------------------|----------------------|----------------------|------------------------|---------------------------|------------------------|---------------------------|-------------------------|---------------------------|---------------------------|---------------------------|-----------------------------|-----------------------|--------------------------|
| | <i>Daphnia magna</i> | <i>Diporeia spp.</i> | <i>Hyalella azteca</i> | <i>Monoporeia affinis</i> | <i>Orconectes spp.</i> | <i>Orconectes virilis</i> | <i>Anodonta anatina</i> | <i>Corbicula fluminea</i> | <i>Corbicula japonica</i> | <i>Dreissena bugensis</i> | <i>Dreissena polymorpha</i> | <i>Dreissena spp.</i> | <i>Pyganodon grandis</i> |
| PCB 128 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 135 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 136 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 138 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 141 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 149 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 151 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 153 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 156 | - | - | - | - | - | - | - | - | 2.3000 | 3 | 0.7500 | 3 | - |
| PCB 157 | - | - | - | - | - | - | - | - | 2.3000 | 3 | 1.2000 | 3 | - |
| PCB 158 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 167 | - | - | - | - | - | - | - | - | 2.7000 | 3 | 1.3000 | 3 | - |
| PCB 169 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| Total Hexachloro PCB | - | 0.7694 | 3 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 170 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 174 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 179 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 180 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 183 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 187 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 189 | - | - | - | - | - | - | - | - | 2.3000 | 3 | 0.9300 | 3 | - |
| Total Heptachloro PCB | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 194 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 195 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 196 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 199 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 200 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 201 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 202 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 203 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| Total Octachloro PCB | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 206 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 207 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 208 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 209 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| Total Nonachloro PCB | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| Total Decachloro PCB | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| Total PCB | - | - | - | - | 10.3350 | 3 | - | - | - | - | - | - | - |
| PAH | | | | | | | | | | | | | |
| ACENAPHTHENE | - | - | - | - | - | - | 1.1201 | 3 | - | - | - | - | - |
| ACENAPHTHYLENE | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| ANTHRACENE | - | - | - | - | - | - | 0.9398 | 3 | - | - | - | - | - |
| BENZ[A]ANTHRACENE | - | - | - | 0.5771 | 3 | - | 1.4500 | 3 | - | - | - | - | - |
| BENZO[A]PYRENE | - | 0.0611 | 3 | 0.0594 | 3 | - | - | - | - | - | - | - | - |
| BENZO[B]FLUORANTHENE | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| BENZO[GHI]PERYLENE | - | - | - | 0.0948 | 3 | - | - | - | - | - | - | - | - |
| BENZO[K]FLUORANTHENE | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| CHRYSENE | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| DIBENZO[AH]ANTHRACENE | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| FLUORANTHENE | - | 0.4742 | 3 | 0.2675 | 3 | 0.3819 | 3 | 0.8757 | 3 | - | - | - | - |
| FLUORENE | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| INDENO[123CD]PYRENE | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| NAPHTHALENE | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PHENANTHRENE | - | - | - | 0.0954 | 3 | - | 0.8537 | 3 | - | - | - | - | - |
| PYRENE | - | 0.4488 | 3 | 0.1096 | 3 | - | 1.0500 | 3 | - | - | - | - | - |
| PESTICIDI | | | | | | | | | | | | | |
| LINDANE - GAMMA-HCH | - | - | - | - | - | - | - | 1.0756 | 3 | - | - | - | - |
| CHLORDANE - ALPHA(CIS) | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| CHLORDANE - GAMMA(TRANS) | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| CYPERMETHRIN | 0.1514 | 3 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| DACTHAL (DCPA) | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| DDD [p,p'] | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| DDE [p,p'] | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| DDT [p,p'] | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| DDT (TOTAL) | - | 0.1132 | 3 | 0.8467 | 3 | - | - | 4.0319 | 3 | - | - | - | - |
| Dieldrin | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| HEPTACHLOR EPOXIDE | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| HEXACHLORO BENZENE | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| NONACHLOR, CIS- | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| NONACHLOR, TRANS- | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PENTACHLORO BENZENE | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |

(segue)

| Sostanza | CAS Num | SF | RfD | Pesci | | | | | | | | | | Crostei | | Molluschi | | | | | |
|-----------------------------|------------|-------|----------|-----------------------|--------------------------|-------------------------------|------------------------------|--------------------------------|------------------------|----------------------------|----------------------------|-----------------------|----------------------------|-----------------------------|------------------------|---------------------------|-------------------------|---------------------------|---------------------------|-----------------------------|-----------------------|
| | | | | <i>Ameiurus melas</i> | <i>Anguilla Anguilla</i> | <i>Catostomus columbianus</i> | <i>Catostomus commersoni</i> | <i>Catostomus macrocheilus</i> | <i>Cyprinus carpio</i> | <i>Ictalurus nebulosus</i> | <i>Ictalurus punctatus</i> | <i>Mugil cephalus</i> | <i>Oncorhynchus mykiss</i> | <i>Prochilodus lineatus</i> | <i>Orconectes spp.</i> | <i>Orconectes virilis</i> | <i>Anodonta anatina</i> | <i>Corbicula fluminea</i> | <i>Dreissena bugensis</i> | <i>Dreissena polymorpha</i> | <i>Dreissena spp.</i> |
| PCB 128 | 38380-07-3 | - | 0.00002 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 135 | 52744-13-5 | - | 0.00002 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 136 | 38411-22-2 | - | 0.00002 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 138 | 35065-28-2 | - | 0.00002 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 141 | 52712-04-6 | - | 0.00002 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 149 | 38380-04-0 | - | 0.00002 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 151 | 52663-63-5 | - | 0.00002 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 153 | 35065-27-1 | - | 0.00002 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 156 | 38380-08-4 | 2 | - | 0.3453 | - | - | 0.0763 | - | 0.4453 | 0.3307 | - | - | - | - | - | - | - | 0.7115 | 2.4777 | - | - |
| PCB 157 | 69782-90-7 | 2 | - | - | - | - | 0.2218 | - | 2.0038 | 1.6744 | - | - | - | - | - | - | - | 0.7115 | 1.5485 | - | - |
| PCB 158 | 74472-42-7 | - | 0.00002 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 167 | 52663-72-6 | 2 | - | - | - | - | 0.1090 | - | 0.1255 | 0.1288 | - | - | - | - | - | - | - | 0.6061 | 1.4294 | - | - |
| PCB 169 | 32774-16-6 | 2 | - | - | - | - | - | - | 2.9689 | 2.7234 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| Total Hexachloro PCB | | 2 | 0.00002 | 0.2040 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 170 | 35065-30-6 | - | 0.00002 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 174 | 38411-25-5 | - | 0.00002 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 179 | 52663-64-6 | - | 0.00002 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 180 | 35065-29-3 | - | 0.00002 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 183 | 52663-69-1 | - | 0.00002 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 187 | 52663-68-0 | - | 0.00002 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 189 | 39635-31-9 | 2 | - | - | - | - | 0.1097 | - | 0.0844 | 0.1427 | - | - | - | - | - | - | - | 0.7115 | 1.9981 | - | - |
| Total Heptachloro PCB | | 2 | 0.00002 | 0.1915 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 194 | 35694-08-7 | - | 0.00002 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 195 | 52663-78-2 | - | 0.00002 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 196 | 42740-50-1 | - | 0.00002 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 199 | 52663-75-9 | - | 0.00002 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 200 | 52663-73-7 | - | 0.00002 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 201 | 52663-75-9 | - | 0.00002 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 202 | 2136-99-4 | - | 0.00002 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 203 | 52663-76-0 | - | 0.00002 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| Total Octachloro PCB | | - | 0.00002 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 206 | 40186-72-9 | - | 0.00002 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 207 | 52663-79-3 | - | 0.00002 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 208 | 52663-77-1 | - | 0.00002 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 209 | 2051-24-3 | - | 0.00002 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| Total Nonachloro PCB | | - | 0.00002 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| Total Decachloro PCB | | - | 0.00002 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| Total PCB | | 2 | 0.00002 | 0.6999 | - | - | 0.2626 | 0.0818 | 0.1724 | 0.2709 | 0.1736 | - | - | 0.0238 | 0.3828 | - | - | - | - | - | - |
| PAH | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| ACENAPHTHENE | 83-32-9 | - | 0.06 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| ANTHRACENE | 120-12-7 | - | 0.3 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| BENZ[A]ANTHRACENE | 56-55-3 | 0.73 | - | - | - | - | 668.3809 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | 3.0921 | - | - | - | - |
| BENZO[A]PYRENE | 50-32-8 | 7.3 | - | - | - | - | 77.5127 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| BENZO[B]FLUORANTHENE | 205-99-2 | 0.73 | - | - | - | - | 608.1179 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| BENZO[GHI]PERYLENE | 191-24-2 | - | 0.03 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| BENZO[K]FLUORANTHENE | 207-08-9 | 0.073 | - | - | - | - | 6430.0392 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| CHRYSENE | 218-01-9 | 0.007 | 0.03 | - | - | - | 61150.5369 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| DIBENZO[AH]ANTHRACENE | 53-70-3 | 7.3 | - | - | - | - | 69.8544 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| FLUORANTHENE | 206-44-0 | - | 0.04 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| FLUORENE | 86-73-7 | - | 0.04 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| INDENO[123CD]PYRENE | 193-39-5 | 0.73 | 0.03 | - | - | - | 757.5513 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| NAPHTHALENE | 91-20-3 | - | 0.02 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PYRENE | 129-00-0 | - | 0.03 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PESTICIDI | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| LINDANE - GAMMA (GAMMA-HCH) | 58-89-9 | 1.3 | 0.0003 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | 2.3408 | - | - | - |
| DACTHAL (DCPA) | 1861-32-1 | - | 0.01 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| DDD [p,p'] | 72-54-8 | 0.24 | 0.0005 | - | - | - | 1.1576 | 0.6182 | 8.6762 | 3.9965 | 13.5240 | - | 1.4360 | - | - | - | - | - | - | - | - |
| DDE [p,p'] | 72-55-9 | 0.34 | 0.0005 | - | - | 0.2505 | 0.2143 | 0.1051 | 2.4650 | 3.7994 | 3.5932 | - | 0.5304 | - | - | - | - | - | - | - | - |
| DDT [p,p'] | 50-29-3 | 0.34 | 0.0005 | - | - | 4.0444 | 2.1260 | 1.4015 | 6.3199 | - | 3.5603 | - | 4.4658 | - | - | - | - | - | - | - | - |
| Dieldrin | 60-57-1 | 16 | 0.00005 | - | - | - | 0.0197 | 0.0230 | 0.0027 | 0.0007 | 0.0168 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| HEPTACHLOR EPOXIDE | 1024-57-3 | - | 0.000013 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| HEXACHLOROBENZENE | 118-74-1 | 1.6 | 0.0008 | - | - | - | - | - | 0.7584 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PENTACHLOROBENZENE | 608-93-5 | - | 0.0008 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |

TABELLA 5: Valori degli SQG per le sostanze non cancerogene

| Sostanza | CAS Num | SF | RfD | Pesci | | | | | | | | | Crostei | | Molluschi | | | | | |
|-----------------------|------------|--------|---------|-----------------------|--------------------------|-------------------------------|------------------------------|--------------------------------|------------------------|----------------------------|----------------------------|-----------------------|----------------------------|-----------------------------|------------------------|---------------------------|-------------------------|---------------------------|---------------------------|-----------------------------|
| | | | | <i>Ameiurus melas</i> | <i>Anguilla Anguilla</i> | <i>Catostomus columbianus</i> | <i>Catostomus commersoni</i> | <i>Catostomus macrocheilus</i> | <i>Cyprinus carpio</i> | <i>Ictalurus nebulosus</i> | <i>Ictalurus punctatus</i> | <i>Mugil cephalus</i> | <i>Oncorhynchus mykiss</i> | <i>Prochilodus lineatus</i> | <i>Orconectes spp.</i> | <i>Orconectes virilis</i> | <i>Anodonta anatina</i> | <i>Corbicula fluminea</i> | <i>Dreissena bugensis</i> | <i>Dreissena polymorpha</i> |
| FURANI | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 1,2,3,4,6,7,8-HPCDF | 67562-39-4 | 1500 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| 1,2,3,4,7,8-HXCDF | 70648-26-9 | 15000 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| 1,2,3,4,7,8,9-HPCDF | 55673-89-7 | 1500 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| 1,2,3,6,7,8-HXCDF | 57117-44-9 | 15000 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| 1,2,3,7,8-PECDF | 57117-41-6 | 7500 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| 2,3,4,6,7,8-HXCDF | 60851-34-5 | 15000 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| 2,3,4,7,8-PECDF | 57117-31-4 | 75000 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| 2,3,7,8-TCDF | 51207-31-9 | 15000 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| OCTACDF (OCDF) | 39001-02-0 | 150 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| DIOSSINE | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 1,2,3,4,6,7,8-HPCDD | 35822-46-9 | 1500 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| 1,2,3,4,7,8-HXCDD | 39227-28-6 | 15000 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| 1,2,3,6,7,8-HXCDD | 57653-85-7 | 15000 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| 1,2,3,7,8-PECDD | 40321-76-4 | 75000 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| 1,2,3,7,8,9-HXCDD | 19408-74-3 | 15000 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| 2,3,7,8-TCDD | 1746-01-6 | 150000 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| OCTACDD (OCDD) | 3268-87-9 | 150 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Aroclor 1254 | 11097-69-1 | 2 | 0.00002 | 16.5958 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 004 | 13029-08-8 | - | 0.00002 | - | - | - | 14.1060 | - | 29.5615 | 186.0197 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 006 | 25569-80-6 | - | 0.00002 | - | - | - | 12.4080 | - | 54.7214 | 249.9646 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 008 | 34883-43-7 | - | 0.00002 | - | - | - | 43.2605 | - | 6159.1525 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 015 | 2050-68-2 | - | 0.00002 | - | - | - | - | - | 1451.7262 | 2738.7185 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| Total Dichloro PCB | | - | 0.00002 | 39.2817 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 018 | 37680-65-2 | - | 0.00002 | - | - | - | 9.8877 | - | 6.0747 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 019 | 38444-73-4 | - | 0.00002 | - | - | - | 7.6605 | - | 10.7743 | 163.0960 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 022 | 38444-85-8 | - | 0.00002 | - | - | - | 11.0269 | - | 17.3778 | 119.6606 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 025 | 55712-37-3 | - | 0.00002 | - | - | - | 39.6637 | - | 13.8042 | 272.6723 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 026 | 38444-81-4 | - | 0.00002 | - | - | - | 18.0940 | - | 9.2728 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 028 | 7012-37-5 | - | 0.00002 | - | 19.3561 | - | - | - | 14.8121 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 031 | 16606-02-3 | - | 0.00002 | - | - | - | 27.4009 | - | 49.5956 | 232.4562 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| Total Trichloro PCB | | 2 | 0.00002 | 14.1982 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 041 | 52663-59-9 | - | 0.00002 | - | - | - | 24.7967 | - | 7.7535 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 044 | 41464-39-5 | - | 0.00002 | 26.9053 | - | - | 10.7318 | - | 2.4564 | 118.1382 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 045 | 70362-45-7 | - | 0.00002 | - | - | - | 6.0582 | - | 2.5795 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 048 | 70362-47-9 | - | 0.00002 | - | - | - | 6.8895 | - | 34.1930 | 213.1865 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 049 | 41464-40-8 | - | 0.00002 | - | - | - | 2.1243 | - | 2.4482 | 3.7041 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 051 | 68194-04-7 | - | 0.00002 | - | - | - | - | - | 8.8910 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 052 | 35693-99-3 | - | 0.00002 | 20.1790 | 0.7900 | - | 3.3760 | - | 54.1013 | 4.4498 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 066 | 32598-10-0 | - | 0.00002 | - | - | - | 1.5436 | - | 4.5336 | 3.0423 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 070 | 32598-11-1 | - | 0.00002 | - | - | - | 5.6445 | - | 6.7426 | 21.6262 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 074 | 32690-93-0 | - | 0.00002 | - | - | - | 3.3258 | - | 2.3458 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 077 | 32598-13-3 | 2 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 081 | 70362-50-4 | 2 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| Total Tetrachloro PCB | | - | 0.00002 | 4.0358 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 082 | 52663-62-4 | - | 0.00002 | - | - | - | 4.2377 | - | 4.9600 | 214.1013 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 084 | 52663-60-2 | - | 0.00002 | - | - | - | 8.1811 | - | 19.1327 | 215.8026 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 085 | 65510-45-4 | - | 0.00002 | - | - | - | 2.6640 | - | 1.1506 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 086 | 55312-69-1 | - | 0.00002 | 25.3678 | - | - | 3.9587 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 087 | 38380-02-8 | - | 0.00002 | - | - | - | 3.0562 | - | 1.2181 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 090 | 68194-07-0 | - | 0.00002 | - | - | - | 3.2362 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 091 | 68194-05-8 | - | 0.00002 | - | - | - | 3.6825 | - | 1.2933 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 095 | 38379-99-6 | - | 0.00002 | - | - | - | - | - | 1.0931 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 097 | 41464-51-1 | - | 0.00002 | - | - | - | 2.9122 | - | 1.1702 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 099 | 38380-01-7 | - | 0.00002 | - | 2.1507 | - | 1.2648 | - | 1.6611 | 2.3102 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 101 | 37680-73-2 | - | 0.00002 | - | 2.0785 | - | 2.4047 | - | 66.1837 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 105 | 32598-14-4 | 2 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 106 | 70424-69-0 | - | 0.00002 | - | - | - | 1.5643 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 107 | 70362-41-3 | - | 0.00002 | - | - | - | 1.2369 | - | 0.7803 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 110 | 38380-03-9 | - | 0.00002 | - | - | - | 1.3174 | - | 3.2761 | 1.8705 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 114 | 74472-37-0 | 2 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 118 | 31508-00-6 | 2 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 119 | 56558-17-9 | - | 0.00002 | - | - | - | 4.0342 | - | 3.7467 | 6.9275 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 123 | 65510-44-3 | 2 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 126 | 57465-28-8 | 2 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| Total Pentachloro PCB | | 2 | 0.00002 | 2.9461 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |

(segue)

| Sostanza | CAS Num | SF | RfD | Pesci | | | | | | | | | | Crostacei | | Molluschi | | | | | |
|-----------------------------|------------|-------|---------|-----------------------|--------------------------|-------------------------------|------------------------------|--------------------------------|------------------------|----------------------------|----------------------------|-----------------------|----------------------------|-----------------------------|------------------------|---------------------------|-------------------------|---------------------------|---------------------------|-----------------------------|-----------------------|
| | | | | <i>Ameiurus melas</i> | <i>Anguilla Anguilla</i> | <i>Catostomus columbianus</i> | <i>Catostomus commersoni</i> | <i>Catostomus macrocheilus</i> | <i>Cyprinus carpio</i> | <i>Ictalurus nebulosus</i> | <i>Ictalurus punctatus</i> | <i>Mugil cephalus</i> | <i>Oncorhynchus mykiss</i> | <i>Prochilodus lineatus</i> | <i>Orconectes spp.</i> | <i>Orconectes virilis</i> | <i>Anodonta anatina</i> | <i>Corbicula fluminea</i> | <i>Dreissena bugensis</i> | <i>Dreissena polymorpha</i> | <i>Dreissena spp.</i> |
| PCB 128 | 38380-07-3 | - | 0.00002 | - | - | - | 1.4975 | - | - | 1.3228 | 2.1302 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 135 | 52744-13-5 | - | 0.00002 | - | - | - | 7.3162 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 136 | 38411-22-2 | - | 0.00002 | - | - | - | 8.8258 | - | - | 3.3078 | 47.2403 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 138 | 35065-28-2 | - | 0.00002 | 10.8277 | 0.6718 | - | - | - | - | 92.2339 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 141 | 52712-04-6 | - | 0.00002 | 7.6212 | - | - | 3.5783 | - | - | 2.6385 | 13.6364 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 149 | 38380-04-0 | - | 0.00002 | - | - | - | 3.1123 | - | - | 1.3114 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 151 | 52663-63-5 | - | 0.00002 | - | - | - | 3.9892 | - | - | 3.1234 | 3.3860 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 153 | 35065-27-1 | - | 0.00002 | - | 0.3066 | - | 1.6431 | - | - | 70.8512 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 156 | 38380-08-4 | 2 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 157 | 69782-90-7 | 2 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 158 | 74472-42-7 | - | 0.00002 | - | - | - | 0.4713 | - | - | 3.9548 | 2.3687 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 167 | 52663-72-6 | 2 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 169 | 32774-16-6 | 2 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| Total Hexachloro PCB | | 2 | 0.00002 | 3.4969 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 170 | 35065-30-6 | - | 0.00002 | - | - | - | 3.7781 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 174 | 38411-25-5 | - | 0.00002 | - | - | - | 6.2790 | - | - | 1.5112 | 11.1688 | - | - | 30.1932 | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 179 | 52663-64-6 | - | 0.00002 | - | - | - | - | - | - | 2.7385 | 13.9495 | - | - | 18.7869 | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 180 | 35065-29-3 | - | 0.00002 | 3.9994 | 1.6046 | - | 2.9240 | - | - | 1.6451 | 1.7615 | - | - | 28.1804 | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 183 | 52663-69-1 | - | 0.00002 | - | - | - | 3.8769 | - | - | 3.0879 | 3.9290 | - | - | 20.1288 | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 187 | 52663-68-0 | - | 0.00002 | 3.9200 | - | - | 1.2920 | - | - | 2.3563 | 1.4292 | - | - | 31.3115 | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 189 | 39635-31-9 | 2 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| Total Heptachloro PCB | | 2 | 0.00002 | 3.2826 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 194 | 35694-08-7 | - | 0.00002 | - | - | - | 4.8003 | - | - | 4.3460 | 4.2558 | - | - | 36.7570 | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 195 | 52663-78-2 | - | 0.00002 | - | - | - | 5.7431 | - | - | 4.9833 | 12.3500 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 196 | 42740-50-1 | - | 0.00002 | - | - | - | 5.6638 | - | - | 3.4927 | 8.6055 | - | - | 35.2254 | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 199 | 52663-75-9 | - | 0.00002 | - | - | - | 12.0368 | - | - | 9.3026 | - | - | - | 40.2576 | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 200 | 52663-73-7 | - | 0.00002 | - | - | - | - | - | - | 5.2398 | 12.7841 | - | - | 11.9072 | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 201 | 52663-75-9 | - | 0.00002 | 5.0447 | - | - | 3.4445 | - | - | 1.1223 | - | - | - | 12.2523 | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 202 | 2136-99-4 | - | 0.00002 | - | - | - | - | - | - | 3.9589 | 9.0642 | - | - | 19.2139 | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 203 | 52663-76-0 | - | 0.00002 | - | - | - | 3.3665 | - | - | 2.8852 | 17.7566 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| Total Octachloro PCB | | - | 0.00002 | 3.3574 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 206 | 40186-72-9 | - | 0.00002 | - | - | - | 6.9636 | - | - | 9.8454 | 11.8089 | - | - | 187.8690 | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 207 | 52663-79-3 | - | 0.00002 | - | - | - | 6.7602 | - | - | 14.4264 | 50.8035 | - | - | 35.2254 | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 208 | 52663-77-1 | - | 0.00002 | - | - | - | - | - | - | 21.6305 | 42.6106 | - | - | 56.3607 | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 209 | 2051-24-3 | - | 0.00002 | - | - | - | 13.5053 | - | - | 22.4744 | 130.2901 | - | - | 201.2882 | - | - | - | - | - | - | - |
| Total Nonachloro PCB | | - | 0.00002 | 4.6396 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| Total Decachloro PCB | | - | 0.00002 | 5.2144 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| Total PCB | | 2 | 0.00002 | 11.9983 | - | - | 4.5010 | 1.4024 | 2.9548 | 4.6438 | 2.9753 | - | 0.4080 | 6.5631 | - | - | - | - | - | - | - |
| PAH | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| ACENAPHTHENE | 83-32-9 | - | 0.06 | - | - | - | 581844.9004 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | 75137.9366 | - | - |
| ANTHRACENE | 120-12-7 | - | 0.3 | - | - | - | 9839300.1904 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | 447767.3061 | - | - |
| BENZ[A]ANTHRACENE | 56-55-3 | 0.73 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| BENZO[A]PYRENE | 50-32-8 | 7.3 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| BENZO[B]FLUORANTHENE | 205-99-2 | 0.73 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| BENZO[GHI]PERYLENE | 191-24-2 | - | 0.03 | - | - | - | 4865165.4156 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| BENZO[K]FLUORANTHENE | 207-08-9 | 0.073 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| CHRYSENE | 218-01-9 | 0.007 | 0.03 | - | - | - | 5503548.3182 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| DIBENZO[AH]ANTHRACENE | 53-70-3 | 7.3 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| FLUORANTHENE | 206-44-0 | - | 0.04 | - | - | - | 3831540.1065 | - | - | - | 966080.2714 | - | - | - | - | - | - | - | 64072.5450 | - | - |
| FLUORENE | 86-73-7 | - | 0.04 | - | - | - | 542606.5510 | - | - | - | 54098.9573 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| INDENO[1,2,3-CD]PYRENE | 193-39-5 | 0.73 | 0.03 | - | - | - | 7110159.7591 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| NAPHTHALENE | 91-20-3 | - | 0.02 | - | - | - | 186977.5601 | - | 57227.6662 | 13325.5983 | 88881.1378 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PYRENE | 129-00-0 | - | 0.03 | - | - | - | 5458497.3715 | - | - | - | 573746.6336 | - | - | - | - | - | - | - | 40076.7607 | - | - |
| PESTICIDI | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| LINDANE - GAMMA (GAMMA-HCH) | 58-89-9 | 1.3 | 0.0003 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | 391.2418 | - |
| DACTHAL (DCPA) | 1861-32-1 | - | 0.01 | - | - | - | - | 33707.9734 | 5922.2620 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| DDD [p,p'] | 72-54-8 | 0.24 | 0.0005 | - | - | - | 59.5346 | 31.7927 | 446.2061 | 205.5333 | 695.5212 | - | - | 73.8526 | - | - | - | - | - | - | - |
| DDE [p,p'] | 72-55-9 | 0.34 | 0.0005 | - | - | 18.2477 | 15.6160 | 7.6546 | 179.5952 | 276.8136 | 261.7902 | - | - | 38.6438 | - | - | - | - | - | - | - |
| DDT [p,p'] | 50-29-3 | 0.34 | 0.0005 | - | - | 294.6664 | 154.8922 | 102.1081 | 460.4510 | - | 259.3944 | - | - | 325.3646 | - | - | - | - | - | - | - |
| Dieldrin | 60-57-1 | 16 | 0.00005 | - | - | - | 6.7572 | 7.8994 | 0.9357 | 0.2392 | 5.7664 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| HEPTACHLOR EPOXIDE | 1024-57-3 | - | 0.00013 | - | - | - | 5.0801 | - | 1.4065 | - | 1.7733 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| HEXACHLOROBENZENE | 118-74-1 | 1.6 | 0.0008 | - | - | - | - | - | 416.0313 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PENTACHLOROBENZENE | 608-93-5 | - | 0.0008 | - | - | - | - | - | 1.3410 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |

TABELLA 6: Valori finali degli SQG

| Sostanza | CAS N | SF | RfD | Pesci | | | | | | | | | | Crostacei | | Molluschi | | | | | |
|-----------------------|------------|--------|---------|-----------------------|--------------------------|-------------------------------|------------------------------|--------------------------------|------------------------|----------------------------|----------------------------|-----------------------|----------------------------|-----------------------------|------------------------|---------------------------|-------------------------|---------------------------|---------------------------|-----------------------------|-----------------------|
| | | | | <i>Ameiurus melas</i> | <i>Anguilla Anguilla</i> | <i>Catostomus columbianus</i> | <i>Catostomus commersoni</i> | <i>Catostomus macrocheilus</i> | <i>Cyprinus carpio</i> | <i>Ictalurus nebulosus</i> | <i>Ictalurus punctatus</i> | <i>Mugil cephalus</i> | <i>Oncorhynchus mykiss</i> | <i>Prochilodus lineatus</i> | <i>Orconectes spp.</i> | <i>Orconectes virilis</i> | <i>Anodonta anatina</i> | <i>Corbicula fluminea</i> | <i>Dreissena bugensis</i> | <i>Dreissena polymorpha</i> | <i>Dreissena spp.</i> |
| FURANI | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 1,2,3,4,6,7,8-HPCDF | 67562-39-4 | 1500 | - | - | - | - | - | - | 0.1597 | 0.2625 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| 1,2,3,4,7,8-HXCDF | 70648-26-9 | 15000 | - | - | - | - | - | - | 0.0592 | 0.1496 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | 0.0074 |
| 1,2,3,4,7,8,9-HPCDF | 55673-89-7 | 1500 | - | - | - | - | - | - | 1.9557 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| 1,2,3,6,7,8-HXCDF | 57117-44-9 | 15000 | - | - | - | - | 0.0017 | - | 0.0013 | 0.0995 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| 1,2,3,7,8-PCDF | 57117-41-6 | 7500 | - | - | - | - | 0.0009 | - | 0.0003 | 0.0008 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| 2,3,4,6,7,8-HXCDF | 60851-34-5 | 15000 | - | - | - | - | 0.0024 | - | 0.0335 | 0.0508 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | 0.002324 |
| 2,3,4,7,8-PCDF | 57117-31-4 | 75000 | - | - | - | - | 0.0001 | - | 0.0017 | 0.0002 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | 0.000744 |
| 2,3,7,8-TCDF | 51207-31-9 | 15000 | - | - | - | - | 0.0001 | - | 0.0008 | 0.0067 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | 0.001328 |
| OCTACDF (OCDF) | 39001-02-0 | 150 | - | - | - | - | - | - | 45.6752 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | 0.7438 |
| DIOSSENE | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 1,2,3,4,6,7,8-HPCDD | 35822-46-9 | 1500 | - | - | - | - | 0.1917 | - | 0.0423 | 0.1251 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | 0.0877 |
| 1,2,3,4,7,8-HXCCD | 39227-28-6 | 15000 | - | - | - | - | 0.0016 | - | 0.0005 | 0.0009 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| 1,2,3,6,7,8-HXCCD | 57653-85-7 | 15000 | - | - | - | - | 0.0017 | - | 0.0005 | 0.0007 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| 1,2,3,7,8-PCDD | 40321-76-4 | 75000 | - | - | - | - | 0.0000 | - | 0.0001 | 0.0001 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| 1,2,3,7,8,9-HXCCD | 19408-74-3 | 15000 | - | - | - | - | 0.0070 | - | 0.0028 | 0.0034 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| 2,3,7,8-TCDD | 1746-01-6 | 150000 | - | - | - | - | 0.0000 | - | 0.0000 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | 0.0002 |
| OCTACDD (OCDD) | 3268-87-9 | 150 | - | - | - | - | - | - | 1.6937 | 8.5010 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | 1.8594 |
| PCB | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Aroclor 1254 | 11097-69-1 | 2 | 0.00002 | 0.9681 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 004 | 13029-08-8 | - | 0.00002 | - | - | - | 14.1060 | - | 29.5615 | 186.0197 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 006 | 25569-80-6 | - | 0.00002 | - | - | - | 12.4080 | - | 54.7214 | 249.9646 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 008 | 34883-43-7 | - | 0.00002 | - | - | - | 43.2605 | - | 6159.1525 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 015 | 2050-68-2 | - | 0.00002 | - | - | - | - | - | 1451.7262 | 2738.7185 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| Total Dichloro PCB | | - | 0.00002 | 39.2817 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 018 | 37680-65-2 | - | 0.00002 | - | - | - | 9.8877 | - | 6.0747 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 019 | 38444-73-4 | - | 0.00002 | - | - | - | 7.6605 | - | 10.7743 | 163.0960 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 022 | 38444-85-8 | - | 0.00002 | - | - | - | 11.0269 | - | 17.3778 | 119.6606 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 025 | 55712-37-3 | - | 0.00002 | - | - | - | 39.6637 | - | 13.8042 | 272.6723 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 026 | 38444-81-4 | - | 0.00002 | - | - | - | 18.0940 | - | 9.2728 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 028 | 7012-37-5 | - | 0.00002 | - | 19.3561 | - | - | - | 14.8121 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 031 | 16606-02-3 | - | 0.00002 | - | - | - | 27.4009 | - | 49.5956 | 232.4562 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| Total Trichloro PCB | | 2 | 0.00002 | 0.8282 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 041 | 52663-59-9 | - | 0.00002 | - | - | - | 24.7967 | - | 7.7535 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 044 | 41464-39-5 | - | 0.00002 | 26.9053 | - | - | 10.7318 | - | 2.4564 | 118.1382 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 045 | 70362-45-7 | - | 0.00002 | - | - | - | 6.0582 | - | 2.5795 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 048 | 70362-47-9 | - | 0.00002 | - | - | - | 6.8895 | - | 34.1930 | 213.1865 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 049 | 41464-40-8 | - | 0.00002 | - | - | - | 2.1243 | - | 2.4482 | 3.7041 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 051 | 68194-04-7 | - | 0.00002 | - | - | - | - | - | 8.8910 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 052 | 35693-99-3 | - | 0.00002 | 20.1790 | 0.7900 | - | 3.3760 | - | 54.1013 | 4.4498 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 066 | 32598-10-0 | - | 0.00002 | - | - | - | 1.5436 | - | 4.5336 | 3.0423 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 070 | 32598-11-1 | - | 0.00002 | - | - | - | 5.6445 | - | 6.7426 | 21.6262 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 074 | 32690-93-0 | - | 0.00002 | - | - | - | 3.3258 | - | 2.3458 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 077 | 32598-13-3 | 2 | - | 0.5988 | - | - | 0.7710 | - | 1.5720 | 24.5741 | - | - | - | - | - | - | - | 9.6263 | 16.8931 | - | - |
| PCB 081 | 70362-50-4 | 2 | - | - | - | - | - | - | 0.2641 | 4.2714 | - | - | - | - | - | - | - | 5.4549 | - | - | - |
| Total Tetrachloro PCB | | - | 0.00002 | 4.0358 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 082 | 52663-62-4 | - | 0.00002 | - | - | - | 4.2377 | - | 4.9600 | 214.1013 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 084 | 52663-60-2 | - | 0.00002 | - | - | - | 8.1811 | - | 19.1327 | 215.8026 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 085 | 65510-45-4 | - | 0.00002 | - | - | - | 2.6640 | - | 1.1506 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 086 | 55312-69-1 | - | 0.00002 | 25.3678 | - | - | 3.9587 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 087 | 38380-02-8 | - | 0.00002 | - | - | - | 3.0562 | - | 1.2181 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 090 | 68194-07-0 | - | 0.00002 | - | - | - | 3.2362 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 091 | 68194-05-8 | - | 0.00002 | - | - | - | 3.6825 | - | 1.2933 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 095 | 38379-99-6 | - | 0.00002 | - | - | - | - | - | 1.0931 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 097 | 41464-51-1 | - | 0.00002 | - | - | - | 2.9122 | - | 1.1702 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 099 | 38380-01-7 | - | 0.00002 | - | 2.1507 | - | 1.2648 | - | 1.6611 | 2.3102 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 101 | 37680-73-2 | - | 0.00002 | - | 2.0785 | - | 2.4047 | - | 66.1837 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 105 | 32598-14-4 | 2 | - | - | 0.0708 | - | 0.0599 | - | 0.0842 | 0.0482 | - | - | - | - | - | - | - | 1.4877 | 2.9496 | - | - |
| PCB 106 | 70424-69-0 | - | 0.00002 | - | - | - | 1.5643 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 107 | 70362-41-3 | - | 0.00002 | - | - | - | 1.2369 | - | 0.7803 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 110 | 38380-03-9 | - | 0.00002 | - | - | - | 1.3174 | - | 3.2761 | 1.8705 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 114 | 74472-37-0 | 2 | - | - | - | - | 0.1212 | - | 0.8415 | 3.4154 | - | - | - | - | - | - | - | 1.3637 | 3.6436 | - | - |
| PCB 118 | 31508-00-6 | 2 | - | - | 0.0836 | - | 0.0807 | - | 4.6743 | 0.1096 | - | - | - | - | - | - | - | 1.3637 | 4.6456 | - | - |
| PCB 119 | 56558-17-9 | - | 0.00002 | - | - | - | 4.0342 | - | 3.7467 | 6.9275 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 123 | 65510-44-3 | 2 | - | - | - | - | - | - | 3.8358 | 4.9859 | - | - | - | - | - | - | - | 0.9626 | 2.7327 | - | - |
| PCB 126 | 57465-28-8 | 2 | - | - | - | - | 0.2579 | - | 0.7964 | 2.2604 | - | - | - | - | - | - | - | 3.5575 | 7.7427 | - | - |
| Total Pentachloro PCB | | 2 | 0.00002 | 0.1719 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |

(segue)

| Sostanza | CAS N | SF | RfD | Pesci | | | | | | | | | | | Crostacei | | Molluschi | | | | |
|-----------------------|------------|-------|----------|-----------------------|--------------------------|-------------------------------|------------------------------|--------------------------------|------------------------|----------------------------|----------------------------|-----------------------|----------------------------|-----------------------------|------------------------|---------------------------|-------------------------|---------------------------|---------------------------|-----------------------------|-----------------------|
| | | | | <i>Ameiurus melas</i> | <i>Anguilla Anguilla</i> | <i>Catostomus columbianus</i> | <i>Catostomus commersoni</i> | <i>Catostomus macrocheilus</i> | <i>Cyprinus carpio</i> | <i>Ictalurus nebulosus</i> | <i>Ictalurus punctatus</i> | <i>Mugil cephalus</i> | <i>Oncorhynchus mykiss</i> | <i>Prochilodus lineatus</i> | <i>Orconectes spp.</i> | <i>Orconectes virilis</i> | <i>Anodonta anatina</i> | <i>Corbicula fluminea</i> | <i>Dreissena bugensis</i> | <i>Dreissena polymorpha</i> | <i>Dreissena spp.</i> |
| PCB 128 | 38380-07-3 | - | 0.00002 | - | - | - | 1.4975 | - | 1.3228 | 2.1302 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 135 | 52744-13-5 | - | 0.00002 | - | - | - | 7.3162 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 136 | 38411-22-2 | - | 0.00002 | - | - | - | 8.8258 | - | 3.3078 | 47.2403 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 138 | 35065-28-2 | - | 0.00002 | 10.8277 | 0.6718 | - | - | - | 92.2339 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 141 | 52712-04-6 | - | 0.00002 | 7.6212 | - | - | 3.5783 | - | 2.6385 | 13.6364 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 149 | 38380-04-0 | - | 0.00002 | - | - | - | 3.1123 | - | 1.3114 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 151 | 52663-63-5 | - | 0.00002 | - | - | - | 3.9892 | - | 3.1234 | 3.3860 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 153 | 35065-27-1 | - | 0.00002 | - | 0.3066 | - | 1.6431 | - | 70.8512 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 156 | 38380-08-4 | 2 | - | 0.3453 | - | - | 0.0763 | 2 | 0.4453 | 0.3307 | - | - | - | - | - | - | - | 0.7115 | 2.4777 | - | - |
| PCB 157 | 69782-90-7 | 2 | - | - | - | - | 0.2218 | - | 2.0038 | 1.6744 | - | - | - | - | - | - | - | 0.7115 | 1.5485 | - | - |
| PCB 158 | 74472-42-7 | - | 0.00002 | - | - | - | 0.4713 | - | 3.9548 | 2.3687 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 167 | 52663-72-6 | 2 | - | - | - | - | 0.1090 | - | 0.1255 | 0.1288 | - | - | - | - | - | - | - | 0.6061 | 1.4294 | - | - |
| PCB 169 | 32774-16-6 | 2 | - | - | - | - | - | - | 2.9689 | 2.7234 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| Total Hexachloro PCB | | 2 | 0.00002 | 0.2040 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 170 | 35065-30-6 | - | 0.00002 | - | - | - | 3.7781 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 174 | 38411-25-5 | - | 0.00002 | - | - | - | 6.2790 | - | 1.5112 | 11.1688 | - | 30.1932 | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 179 | 52663-64-6 | - | 0.00002 | - | - | - | - | - | 2.7385 | 13.9495 | - | 18.7869 | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 180 | 35065-29-3 | - | 0.00002 | 3.9994 | 1.6046 | - | 2.9240 | - | 1.6451 | 1.7615 | - | 28.1804 | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 183 | 52663-69-1 | - | 0.00002 | - | - | - | 3.8769 | - | 3.0879 | 3.9290 | - | 20.1288 | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 187 | 52663-68-0 | - | 0.00002 | 3.9200 | - | - | 1.2920 | - | 2.3563 | 1.4292 | - | 31.3115 | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 189 | 39635-31-9 | 2 | - | - | - | - | 0.1097 | - | 0.0844 | 0.1427 | - | - | - | - | - | - | - | 0.7115 | 1.9981 | - | - |
| Total Heptachloro PCB | | 2 | 0.00002 | 0.1915 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 194 | 35694-08-7 | - | 0.00002 | - | - | - | 4.8003 | - | 4.3460 | 4.2558 | - | 36.7570 | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 195 | 52663-78-2 | - | 0.00002 | - | - | - | 5.7431 | - | 4.9833 | 12.3500 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 196 | 42740-50-1 | - | 0.00002 | - | - | - | 5.6638 | - | 3.4927 | 8.6055 | - | 35.2254 | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 199 | 52663-75-9 | - | 0.00002 | - | - | - | 12.0368 | - | 9.3026 | - | - | 40.2576 | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 200 | 52663-73-7 | - | 0.00002 | - | - | - | - | - | 5.2398 | 12.7841 | - | 11.9072 | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 201 | 52663-75-9 | - | 0.00002 | 5.0447 | - | - | 3.4445 | - | 1.1223 | - | - | 12.2523 | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 202 | 2136-99-4 | - | 0.00002 | - | - | - | - | - | 3.9589 | 9.0642 | - | 19.2139 | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 203 | 52663-76-0 | - | 0.00002 | - | - | - | 3.3665 | - | 2.8852 | 17.7566 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| Total Octachloro PCB | | - | 0.00002 | 3.3574 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 206 | 40186-72-9 | - | 0.00002 | - | - | - | 6.9636 | - | 9.8454 | 11.81 | - | 187.8690 | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 207 | 52663-79-3 | - | 0.00002 | - | - | - | 6.7602 | - | 14.4264 | 50.80 | - | 35.2254 | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 208 | 52663-77-1 | - | 0.00002 | - | - | - | - | - | 21.6305 | 42.61 | - | 56.3607 | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PCB 209 | 2051-24-3 | - | 0.00002 | - | - | - | 13.5053 | - | 22.4744 | 130.29 | - | 201.2882 | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| Total Nonachloro PCB | | - | 0.00002 | 4.6396 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| Total Decachloro PCB | | - | 0.00002 | 5.2144 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| Total PCB | | 2 | 0.00002 | 0.6999 | - | - | 0.2626 | 0.0818 | 0.172 | 0.271 | 0.1736 | - | - | 0.0238 | 0.3828 | - | - | - | - | - | - |
| PAH | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| ACENAPHTHENE | 83-32-9 | - | 0.06 | - | - | - | 581844.90 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | 75137.94 | - | - | - |
| ANTHRACENE | 120-12-7 | - | 0.3 | - | - | - | 9839300.19 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | 447767.31 | - | - | - |
| BENZO[A]ANTHRACENE | 56-55-3 | 0.73 | - | - | - | - | 668.38 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | 3.0921 | - | - | - |
| BENZO[A]PYRENE | 50-32-8 | 7.3 | - | - | - | - | 77.51 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| BENZO[B]FLUORANTHENE | 205-99-2 | 0.73 | - | - | - | - | 608.12 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| BENZO[GHI]PERYLENE | 191-24-2 | - | 0.03 | - | - | - | 4865165.42 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| BENZO[K]FLUORANTHENE | 207-08-9 | 0.073 | - | - | - | - | 6430.04 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| CHRYSENE | 218-01-9 | 0.007 | 0.03 | - | - | - | 61150.54 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| DIBENZO[AH]ANTHRACENE | 53-70-3 | 7.3 | - | - | - | - | 69.85 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| FLUORANTHENE | 206-44-0 | - | 0.04 | - | - | - | 3831540.11 | - | - | 966080.27 | - | - | - | - | - | - | - | 64072.54 | - | - | - |
| FLUORENE | 86-73-7 | - | 0.04 | - | - | - | 542606.55 | - | - | 54098.96 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| INDENO[123CD]PYRENE | 193-39-5 | 0.73 | 0.03 | - | - | - | 757.55 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| NAPHTHALENE | 91-20-3 | - | 0.02 | - | - | - | 186977.56 | - | 57227.6662 | 13325.60 | 88881.14 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PYRENE | 129-00-0 | - | 0.03 | - | - | - | 5458497.37 | - | - | 573746.63 | - | - | - | - | - | - | - | 40076.76 | - | - | - |
| PESTICIDI | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| LINDANE - (GAMMA-HCH) | 58-89-9 | 1.3 | 0.0003 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | 2.3408 | - | - | - |
| DACTHAL (DCPA) | 1861-32-1 | - | 0.01 | - | - | - | - | 33707.9734 | 5922.2620 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| DDD [p,p'] | 72-54-8 | 0.24 | 0.0005 | - | - | - | 1.1576 | 0.6182 | 8.6762 | 3.9965 | 13.5240 | - | 1.4360 | - | - | - | - | - | - | - | - |
| DDE [p,p'] | 72-55-9 | 0.34 | 0.0005 | - | - | 0.2505 | 0.2143 | 0.1051 | 2.4650 | 3.7994 | 3.5932 | - | 0.5304 | - | - | - | - | - | - | - | - |
| DDT [p,p'] | 50-29-3 | 0.34 | 0.0005 | - | - | 4.0444 | 2.1260 | 1.4015 | 6.3199 | - | 3.5603 | - | 4.4658 | - | - | - | - | - | - | - | - |
| Dieldrin | 60-57-1 | 16 | 0.00005 | - | - | - | 0.0197 | 0.0230 | 0.0027 | 0.0007 | 0.0168 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| HEPTACHLOR EPOXIDE | 1024-57-3 | - | 0.000013 | - | - | - | 5.0801 | - | 1.4065 | - | 1.7733 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| HEXACHLOROBENZENE | 118-74-1 | 1.6 | 0.0008 | - | - | - | - | - | 0.7584 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PENTACHLOROBENZENE | 608-93-5 | - | 0.0008 | - | - | - | - | - | 1.3410 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |

ALLEGATO 4

TABELLA 1: Confronto tra i valori degli SQG ottenuti con i diversi approcci

| COMPOSTI ORGANICI | BSAF | | | EgP D.M. 56/09 | Mac Donald | | | Sed.Marini D.M. 56/09 |
|--|----------|----------|------------|-------------------|------------|----------|----------|--------------------------|
| | Min | Max | Media geom | | Min | Max | CB-TEC | |
| | µg/kg SS | | | | | | | |
| 1,2-DICLOROETANO | - | - | - | 1.74E+00 | - | - | - | - |
| 1,2,3,4,7,8-HXCDD | 4.72E-03 | 1.60E-02 | 8.81E-03 | - | - | - | - | - |
| 1,2,3,4,7,8-HXCDF | 7.44E-02 | 1.50E+00 | 4.04E-01 | - | - | - | - | - |
| 1,2,3,4,6,7,8-HPCCD | 4.23E-01 | 1.92E+00 | 9.71E-01 | - | - | - | - | - |
| 1,2,3,4,6,7,8-HPCDF | 1.60E+00 | 2.62E+00 | 2.05E+00 | - | - | - | - | - |
| 1,2,3,4,7,8,9-HPCCD | 1.96E+01 | 1.96E+01 | 1.96E+01 | - | - | - | - | - |
| 1,2,3,6,7,8-HXCDD | 4.95E-03 | 1.68E-02 | 8.37E-03 | - | - | - | - | - |
| 1,2,3,6,7,8-HXCDF | 1.29E-02 | 9.95E-01 | 6.05E-02 | - | - | - | - | - |
| 1,2,3,7,8-PECDD | 2.66E-04 | 5.86E-04 | 4.28E-04 | - | - | - | - | - |
| 1,2,3,7,8-PECDF | 3.42E-03 | 9.35E-03 | 6.40E-03 | - | - | - | - | - |
| 1,2,3,7,8,9-HXCDD | 2.76E-02 | 7.01E-02 | 4.05E-02 | - | - | - | - | - |
| 2,3,4,6,7,8-HXCDF | 2.32E-02 | 5.08E-01 | 9.91E-02 | - | - | - | - | - |
| 2,3,4,7,8-PECDF | 5.99E-04 | 1.69E-02 | 3.38E-03 | - | - | - | - | - |
| 2,3,7,8-TCDD | 1.66E-04 | 2.48E-03 | 4.18E-04 | - | - | - | - | - |
| 2,3,7,8-TCDF | 1.04E-03 | 6.66E-02 | 9.66E-03 | - | - | - | - | - |
| ACENAFTENE | 7.51E+05 | 5.82E+06 | 2.09E+06 | - | - | - | - | - |
| ALACLORO | - | - | - | 5.10E-01 | - | - | - | - |
| ALDRIN | - | - | - | - | - | - | - | 2.00E-01 |
| ALDRIN+DIELDRIN+ENDRIN+ISODRIN | - | - | - | 9.80E+00 | - | - | - | - |
| ALFA ENDOSULFAN | - | - | - | - | - | - | - | - |
| ANTRACENE | 4.48E+06 | 9.84E+07 | 2.10E+07 | 2.86E+01 | 1.00E+01 | 2.20E+02 | 5.72E+01 | 4.50E+01 |
| AROCLOR 1254 | 9.68E+00 | 9.68E+00 | 9.68E+00 | - | - | - | - | - |
| ATRAZINA | - | - | - | 4.48E+00 | - | - | - | - |
| BENZENE | - | - | - | 6.20E+00 | - | - | - | - |
| BENZ[A]ANTRACENE | 3.09E+01 | 6.68E+03 | 4.55E+02 | - | 1.60E+01 | 4.00E+02 | 1.08E+02 | - |
| BENZO[A]PIRENE | 7.75E+02 | 7.75E+02 | 7.75E+02 | 4.85E+02 | 3.19E+01 | 5.00E+02 | 1.50E+02 | 3.00E+01 |
| BENZO[B]FLUORANTENE | 6.08E+03 | 6.08E+03 | 6.08E+03 | - | - | - | - | 4.00E+01 |
| BENZO[GHI]PERILENE | 4.87E+07 | 4.87E+07 | 4.87E+07 | - | - | - | - | 5.50E+01 |
| BENZO[K]FLUORANTENE | 6.43E+04 | 6.43E+04 | 6.43E+04 | - | - | - | - | 2.00E+01 |
| BENZO[B]FLUORANTENE + BENZO[K]FLUORANTENE | - | - | - | 3.69E+02 | - | - | - | - |
| BENZO[GHI]PERILENE + INDENO[123CD]PIRENE | - | - | - | 4.71E+01 | - | - | - | - |
| CLORDANO | - | - | - | - | 5.00E-01 | 7.00E+00 | 3.24E+00 | - |
| CLORFENVINFOS | - | - | - | 1.29E+00 | - | - | - | - |
| CLORO ALCANI, C10-13 | - | - | - | 1.81E+01 | - | - | - | - |
| CLOROETENE (CLORURO DI VINILE) | - | - | - | - | - | - | - | - |
| CLORPIRIFOS (CLORPIRIFOS ETILE) | - | - | - | 1.50E+00 | - | - | - | - |
| CRISENE | 6.12E+05 | 6.12E+05 | 6.12E+05 | - | 2.70E+01 | 6.00E+02 | 1.66E+02 | - |
| DACTHAL (DCPA) | 5.92E+04 | 3.37E+05 | 1.41E+05 | - | - | - | - | - |
| DDD [p,p'] | 6.18E+00 | 1.35E+02 | 2.80E+01 | - | 2.00E+00 | 1.00E+01 | 4.88E+00 | 8.00E-01 |
| DDE [p,p'] | 1.05E+00 | 3.80E+01 | 7.20E+00 | - | 1.42E+00 | 7.00E+00 | 3.16E+00 | 1.80E+00 |
| DDT [p,p'] | 1.40E+01 | 6.32E+01 | 3.26E+01 | 6.78E+01 | 1.00E+00 | 9.00E+00 | 4.16E+00 | 1.00E+00 |
| DDT TOTALE | - | - | - | 6.58E+02 | 3.00E+00 | 7.00E+00 | 5.28E+00 | - |
| DECACLORO PCB totali | 5.21E+01 | 5.21E+01 | 5.21E+01 | - | - | - | - | - |
| DIBENZO[AH]ANTRACENE | 6.99E+02 | 6.99E+02 | 6.99E+02 | - | 1.00E+01 | 6.00E+01 | 3.30E+01 | - |
| DICLORO PCB totali | 3.93E+02 | 3.93E+02 | 3.93E+02 | - | - | - | - | - |
| DICLOROMETANO | - | - | - | 2.00E+00 | - | - | - | - |
| DIELDRIN | 6.98E-03 | 2.30E-01 | 6.80E-02 | - | 2.00E-02 | 1.10E+02 | 1.90E+00 | 2.00E-01 |
| DIFENILETERE BROMATO | - | - | - | 1.35E+00 | - | - | - | - |
| DIURON | - | - | - | 8.53E-01 | - | - | - | - |
| DI(2-ETILESIL) FTALATO (DEHP) | - | - | - | 1.44E+03 | - | - | - | - |
| ENDOSULFAN | - | - | - | 5.36E-01 | - | - | - | - |
| ENDRIN | - | - | - | - | 2.00E-02 | 4.20E+01 | 2.22E+00 | - |
| EPTACLORO EPOSSIDO | 1.41E+01 | 5.08E+01 | 2.33E+01 | - | 6.00E-01 | 5.00E+00 | 2.47E+00 | - |
| EPTACLORO PCB totali | 1.91E+00 | 1.91E+00 | 1.91E+00 | - | - | - | - | - |
| ESACLORO PCB totali | 2.04E+00 | 2.04E+00 | 2.04E+00 | - | - | - | - | - |
| ESACLOROBENZENE | 7.58E+00 | 7.58E+00 | 7.58E+00 | 4.00E+00 | - | - | - | 4.00E-01 |
| ESACLOROBUTADIENE | - | - | - | 1.48E-01 | - | - | - | - |
| ESACLOROCICLOESANO | - | - | - | 4.80E-01 | - | - | - | - |
| ESACLORICLOESANO-ALFA | - | - | - | - | - | - | - | 2.00E-01 |
| ESACLORICLOESANO-BETA | - | - | - | - | - | - | - | 2.00E-01 |
| FLUORANTENE | 6.41E+05 | 3.83E+07 | 6.19E+06 | 9.95E+01 | 3.10E+01 | 6.20E+03 | 4.23E+02 | 1.10E+02 |
| FLUORENE | 5.41E+05 | 5.43E+06 | 1.71E+06 | - | 1.00E+01 | 5.40E+02 | 7.74E+01 | - |
| IDROCARBURI POLICICLICI AROMATICI | - | - | - | - | 2.60E+02 | 4.00E+03 | 1.61E+03 | 8.00E+02 |
| INDENO[123CD]PIRENE | 7.58E+03 | 7.58E+03 | 7.58E+03 | - | - | - | - | 7.00E+01 |
| ISOPROTURON | - | - | - | 4.00E-01 | - | - | - | - |
| LINDANO - (GAMMA-HCH) | 2.34E+01 | 2.34E+01 | 2.34E+01 | - | 9.40E-01 | 3.70E+00 | 2.37E+00 | 2.00E-01 |
| NAFTALENE | 1.33E+05 | 1.87E+06 | 5.97E+05 | 4.78E+01 | 1.50E+01 | 4.70E+02 | 1.76E+02 | 3.50E+01 |
| NONACLORO PCB totali | 4.64E+01 | 4.64E+01 | 4.64E+01 | - | - | - | - | - |
| NONILFENOLO (4-NONILFENOLO) | - | - | - | 9.06E+03 | - | - | - | - |
| OCTACDD (OCDD) | 1.69E+01 | 8.50E+01 | 2.99E+01 | - | - | - | - | - |
| OCTACDF (OCDF) | 7.44E+00 | 4.57E+02 | 5.83E+01 | - | - | - | - | - |
| OCTACLORO PCB totali | 3.36E+01 | 3.36E+01 | 3.36E+01 | - | - | - | - | - |
| OTTILFENOLO (1,1,3,3-TETRAMETIL-4-BUTILFENOLO) | - | - | - | 2.74E+00 | - | - | - | - |

(segue)

| | BSAF | | | EqP D.M. 56/09 | Mac Donald | | | Sed.Marini D.M. 56/09 |
|--------------------------|-----------------|----------|------------|-------------------|------------|----------|----------|--------------------------|
| | Min | Max | Media geom | | Min | Max | CB-TEC | |
| COMPOSTI ORGANICI | µg/kg SS | | | | | | | |
| PCB 004 | 1.41E+02 | 1.86E+03 | 4.26E+02 | - | - | - | - | |
| PCB 006 | 1.24E+02 | 2.50E+03 | 5.54E+02 | - | - | - | - | |
| PCB 008 | 4.33E+02 | 6.16E+04 | 5.16E+03 | - | - | - | - | |
| PCB 015 | 1.45E+04 | 2.74E+04 | 1.99E+04 | - | - | - | - | |
| PCB 018 | 6.07E+01 | 9.89E+01 | 7.75E+01 | - | - | - | - | |
| PCB 019 | 7.66E+01 | 1.63E+03 | 2.38E+02 | - | - | - | - | |
| PCB 022 | 1.10E+02 | 1.20E+03 | 2.84E+02 | - | - | - | - | |
| PCB 025 | 1.38E+02 | 2.73E+03 | 5.30E+02 | - | - | - | - | |
| PCB 026 | 9.27E+01 | 1.81E+02 | 1.30E+02 | - | - | - | - | |
| PCB 028 | 1.48E+02 | 1.94E+02 | 1.69E+02 | - | - | - | - | |
| PCB 031 | 2.74E+02 | 2.32E+03 | 6.81E+02 | - | - | - | - | |
| PCB 041 | 7.75E+01 | 2.48E+02 | 1.39E+02 | - | - | - | - | |
| PCB 044 | 2.46E+01 | 1.18E+03 | 1.70E+02 | - | - | - | - | |
| PCB 045 | 2.58E+01 | 6.06E+01 | 3.95E+01 | - | - | - | - | |
| PCB 048 | 6.89E+01 | 2.13E+03 | 3.69E+02 | - | - | - | - | |
| PCB 049 | 2.12E+01 | 3.70E+01 | 2.68E+01 | - | - | - | - | |
| PCB 051 | 8.89E+01 | 8.89E+01 | 8.89E+01 | - | - | - | - | |
| PCB 052 | 7.90E+00 | 5.41E+02 | 6.65E+01 | - | - | - | - | |
| PCB 066 | 1.54E+01 | 4.53E+01 | 2.77E+01 | - | - | - | - | |
| PCB 070 | 5.64E+01 | 2.16E+02 | 9.37E+01 | - | - | - | - | |
| PCB 074 | 2.35E+01 | 3.33E+01 | 2.79E+01 | - | - | - | - | |
| PCB 077 | 5.99E+00 | 2.46E+02 | 3.78E+01 | - | - | - | - | |
| PCB 081 | 2.64E+00 | 5.45E+01 | 1.83E+01 | - | - | - | - | |
| PCB 082 | 4.24E+01 | 2.14E+03 | 1.65E+02 | - | - | - | - | |
| PCB 084 | 8.18E+01 | 2.16E+03 | 3.23E+02 | - | - | - | - | |
| PCB 085 | 1.15E+01 | 2.66E+01 | 1.75E+01 | - | - | - | - | |
| PCB 086 | 3.96E+01 | 2.54E+02 | 1.00E+02 | - | - | - | - | |
| PCB 087 | 1.22E+01 | 3.06E+01 | 1.93E+01 | - | - | - | - | |
| PCB 090 | 3.24E+01 | 3.24E+01 | 3.24E+01 | - | - | - | - | |
| PCB 091 | 1.29E+01 | 3.68E+01 | 2.18E+01 | - | - | - | - | |
| PCB 095 | 1.09E+01 | 1.09E+01 | 1.09E+01 | - | - | - | - | |
| PCB 097 | 1.17E+01 | 2.91E+01 | 1.85E+01 | - | - | - | - | |
| PCB 099 | 1.26E+01 | 2.31E+01 | 1.80E+01 | - | - | - | - | |
| PCB 101 | 2.08E+01 | 6.62E+02 | 6.92E+01 | - | - | - | - | |
| PCB 105 | 4.82E-01 | 2.95E+01 | 2.06E+00 | - | - | - | - | |
| PCB 106 | 1.56E+01 | 1.56E+01 | 1.56E+01 | - | - | - | - | |
| PCB 107 | 7.80E+00 | 1.24E+01 | 9.82E+00 | - | - | - | - | |
| PCB 110 | 1.32E+01 | 3.28E+01 | 2.01E+01 | - | - | - | - | |
| PCB 114 | 1.21E+00 | 3.64E+01 | 1.12E+01 | - | - | - | - | |
| PCB 118 | 8.07E-01 | 4.67E+01 | 5.29E+00 | - | - | - | - | |
| PCB 119 | 3.75E+01 | 6.93E+01 | 4.71E+01 | - | - | - | - | |
| PCB 123 | 9.63E+00 | 4.99E+01 | 2.66E+01 | - | - | - | - | |
| PCB 126 | 2.58E+00 | 7.74E+01 | 1.66E+01 | - | - | - | - | |
| PCB 128 | 1.32E+01 | 2.13E+01 | 1.62E+01 | - | - | - | - | |
| PCB 135 | 7.32E+01 | 7.32E+01 | 7.32E+01 | - | - | - | - | |
| PCB 136 | 3.31E+01 | 4.72E+02 | 1.11E+02 | - | - | - | - | |
| PCB 138 | 6.72E+00 | 9.22E+02 | 8.75E+01 | - | - | - | - | |
| PCB 141 | 2.64E+01 | 1.36E+02 | 5.60E+01 | - | - | - | - | |
| PCB 149 | 1.31E+01 | 3.11E+01 | 2.02E+01 | - | - | - | - | |
| PCB 151 | 3.12E+01 | 3.99E+01 | 3.48E+01 | - | - | - | - | |
| PCB 153 | 3.07E+00 | 7.09E+02 | 3.29E+01 | - | - | - | - | |
| PCB 156 | 7.63E-01 | 2.48E+01 | 4.36E+00 | - | - | - | - | |
| PCB 157 | 2.22E+00 | 2.00E+01 | 9.61E+00 | - | - | - | - | |
| PCB 158 | 4.71E+00 | 3.95E+01 | 1.64E+01 | - | - | - | - | |
| PCB 167 | 1.09E+00 | 1.43E+01 | 2.73E+00 | - | - | - | - | |
| PCB 169 | 2.72E+01 | 2.97E+01 | 2.84E+01 | - | - | - | - | |
| PCB 170 | 3.78E+01 | 3.78E+01 | 3.78E+01 | - | - | - | - | |
| PCB 174 | 1.51E+01 | 3.02E+02 | 7.52E+01 | - | - | - | - | |
| PCB 179 | 2.74E+01 | 1.88E+02 | 8.95E+01 | - | - | - | - | |
| PCB 180 | 1.60E+01 | 2.82E+02 | 3.40E+01 | - | - | - | - | |
| PCB 183 | 3.09E+01 | 2.01E+02 | 5.55E+01 | - | - | - | - | |
| PCB 187 | 1.29E+01 | 3.13E+02 | 3.51E+01 | - | - | - | - | |
| PCB 189 | 8.44E-01 | 2.00E+01 | 2.85E+00 | - | - | - | - | |
| PCB 194 | 4.26E+01 | 3.68E+02 | 7.56E+01 | - | - | - | - | |
| PCB 195 | 4.98E+01 | 1.24E+02 | 7.07E+01 | - | - | - | - | |
| PCB 196 | 3.49E+01 | 3.52E+02 | 8.80E+01 | - | - | - | - | |
| PCB 199 | 9.30E+01 | 4.03E+02 | 1.65E+02 | - | - | - | - | |
| PCB 200 | 5.24E+01 | 1.28E+02 | 9.27E+01 | - | - | - | - | |
| PCB 201 | 1.12E+01 | 1.23E+02 | 3.93E+01 | - | - | - | - | |
| PCB 202 | 3.96E+01 | 1.92E+02 | 8.83E+01 | - | - | - | - | |
| PCB 203 | 2.89E+01 | 1.78E+02 | 5.57E+01 | - | - | - | - | |
| PCB 206 | 6.96E+01 | 1.88E+03 | 1.97E+02 | - | - | - | - | |
| PCB 207 | 6.76E+01 | 5.08E+02 | 2.04E+02 | - | - | - | - | |
| PCB 208 | 2.16E+02 | 5.64E+02 | 3.73E+02 | - | - | - | - | |
| PCB 209 | 1.35E+02 | 2.01E+03 | 5.31E+02 | - | - | - | - | |
| PCB totali | 2.38E-01 | 7.00E+00 | 1.80E+00 | - | 3.20E+01 | 2.00E+02 | 5.98E+01 | 8.00E+00 |

(segue)

| | BSAF | | | EqP | Mac Donald | | | Sed. Marini |
|--|----------|----------|------------|------------|------------|----------|----------|-------------|
| | Min | Max | Media geom | D.M. 56/09 | Min | Max | CB-TEC | D.M. 56/09 |
| COMPOSTI ORGANICI | | | | | | | | |
| µg/kg SS | | | | | | | | |
| PENTACLOROBENZENE | 1.34E+01 | 1.34E+01 | 1.34E+01 | 2.21E+00 | - | - | - | - |
| PENTACLORO PCB totali | 1.72E+00 | 1.72E+00 | 1.72E+00 | - | - | - | - | - |
| PENTACLOROFENOLO | - | - | - | 1.64E+00 | - | - | - | - |
| PIRENE | 4.01E+05 | 5.46E+07 | 5.01E+06 | - | 4.40E+01 | 7.00E+02 | 1.95E+02 | - |
| SIMAZINA | - | - | - | 2.97E+00 | - | - | - | - |
| TETRACLORO PCB totali | 4.04E+01 | 4.04E+01 | 4.04E+01 | - | - | - | - | - |
| TETRACLOROETILENE (PERCLOROETILENE, PCE) | - | - | - | 1.55E+01 | - | - | - | - |
| TETRACLORURO DI CARBONIO (TETRACLORO METANO) | - | - | - | 5.74E+01 | - | - | - | - |
| TRIBUTILSTAGNO | - | - | - | 9.21E-04 | - | - | - | 5.00E+00 |
| TRICLORO PCB totali | 8.28E+00 | 8.28E+00 | 8.28E+00 | - | - | - | - | - |
| TRICLOROBENZENI | - | - | - | 3.48E+01 | - | - | - | - |
| TRICLOROETILENE | - | - | - | 9.43E+00 | - | - | - | - |
| TRICLOROMETANO (CLOROFORMIO) | - | - | - | 9.95E-01 | - | - | - | - |
| TRIFLURALIN | - | - | - | 4.11E+00 | - | - | - | - |
| METALLI | | | | | | | | |
| mg/kg SS | | | | | | | | |
| ARSENICO | - | - | - | - | 5.90E+00 | 3.30E+01 | 9.79E+00 | - |
| CADMIO | - | - | - | - | 5.80E-01 | 5.00E+00 | 9.90E-01 | 3.00E-01 |
| CROMO | - | - | - | - | 2.60E+01 | 8.00E+01 | 4.34E+01 | - |
| MERCURIO | - | - | - | - | 1.50E-01 | 2.00E-01 | 1.80E-01 | 3.00E-01 |
| NICKEL | - | - | - | - | 1.60E+01 | 3.50E+01 | 2.27E+01 | 3.00E+01 |
| PIOMBO | - | - | - | - | 3.10E+01 | 4.20E+01 | 3.58E+01 | 3.00E+01 |
| RAME | - | - | - | - | 1.60E+01 | 7.00E+01 | 3.16E+01 | - |
| ZINCO | - | - | - | - | 9.80E+01 | 1.50E+02 | 1.21E+02 | - |