

LA GESTIONE DEI SEDIMENTI MARINI: VERSO UN PERCORSO UNIVOCO DI VALUTAZIONE DELLA QUALITÀ NEI NUOVI DISPOSTI NORMATIVI

Francesca Giaime^{1,*}, Fulvio Onorati¹, Mario Sprovieri²,
Enza Maria Quinci², Fulvio Ferrara³, Mario Carere³

¹ Istituto superiore per la protezione e la ricerca ambientale (ISPRA), Roma.

² Consiglio Nazionale delle Ricerche, Istituto per l'Ambiente Marino Costiero (CNR – IAMC), Granitola Torretta.

³ Istituto Superiore di Sanità (ISS), Roma.

Sommario – La recente evoluzione del quadro normativo inerente alla valutazione della qualità dei sedimenti marini è stata resa possibile con il contributo di due Tavoli Tecnici (TT) istituiti dal Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare (MATTM): uno dedicato all'Allegato Tecnico al D.M. 173/2016 (ex art. 109 del D.Lgs. 152/2006), recante le modalità di immersione in mare dei sedimenti di dragaggio al di fuori dei Siti di Interesse Nazionale (SIN); il secondo dedicato alla definizione di una procedura per la determinazione di valori chimici di riferimento nelle aree ricadenti nei SIN (D.D. 8 giugno 2016). Benchè i procedimenti giuridico-amministrativi rimangano distinti, i criteri adottati in entrambi i TT indirizzano il processo di valutazione della qualità verso un percorso univoco, basato sull'integrazione di più linee di evidenza secondo il cosiddetto approccio Weight Of Evidence (WOE). La valutazione ecotossicologica si basa su un indice sintetico del pericolo (Hazard Quotient, HQ) nel quale le variabili fondamentali di ciascun saggio biologico vengono integrate in maniera ponderata. La valutazione chimica è invece differenziata in funzione delle finalità dei TT: al di fuori dei SIN è basata sull'applicazione di un analogo HQ che integra in maniera ponderata le concentrazioni chimiche misurate rispetto a valori di riferimento stabiliti, tipologia di contaminante, numero ed entità dei superamenti; nel caso dei SIN, è stata invece sviluppata una procedura per l'individuazione di valori chimici di riferimento, mediante l'applicazione di uno specifico modello additivo generalizzato (GAM) per la stima della probabilità di ottenere risposte tossiche, e per la valutazione dei potenziali impatti sulla salute umana mediante un approccio indiretto, basato sul confronto della concentrazione tissutale di organismi con i valori di riferimento di cui al Reg. Eu. 1881/2006/CE. Il quadro valutativo complessivo che è stato definito tiene conto degli obblighi normativi derivanti dall'applicazione della Direttiva Quadro Acque. Alcuni esempi applicativi dimostrano come tale approccio integrato consenta di superare i limiti di un convenzionale approccio tabellare e di ottenere una migliore discriminazione della qualità dei sedimenti.

Parole chiave: qualità dei sedimenti marini, approccio multidisciplinare WOE, linee di evidenza, valori chimici di riferimento, salute umana.

MARINE SEDIMENTS MANAGEMENT: TOWARDS THE MERGING OF ENVIRONMENTAL QUALITY ASSESSMENT CRITERIA

* Per contatti: Via Vitaliano Brancati 48, 00144, Roma.
Tel 06.50074688, francesca.giaime@isprambiente.it.

Abstract – Considering the development of the regulatory framework currently in progress and the latest scientific findings regarding the sediment quality assessment, the Italian Ministry of Environment has promoted two technical committees, one referred to dredging sediments in coastal areas outside the Contaminated Sites of National Relevance (SINs), the second, related to SINs, concerns the procedure for deriving chemical reference values for sediments and the assessment of potential and indirect impacts on human health, with the aim to reduce the extension of SINs to really hazardous areas. Although the legal and administrative procedures are developed into separate ways, both approaches of the committees are gradually leading towards a unique path of the sediment quality assessment, using a multidisciplinary WOE approach where the most important lines of evidence (LOEs) are ecotoxicology, sediment chemistry and bioaccumulation for human health aspects. The ecotoxicological evaluation is based on a synthetic index that weighting endpoint, type of exposure, analysed matrix and statistical significance of test results gives an integrated Hazard Quotient (HQ) referred to the specific battery of bioassays. The sediment chemistry evaluation depends on the committees purposes: outside SINs, for dredging sediment management, it is based on the application of a synthetic index where chemical measured concentrations are weighted considering the type of contaminants (priority and/or priority hazardous substances), number and amount of exceedances referred to established Action Levels, giving an integrated HQ referred to each sample; in the case of the sediment quality evaluation in the SINs, chemical reference values must be determined using a statistical approach developed on the basis of a Generalized Additive Model (GAM) that allows to estimate the probability (P) of toxic responses in correspondence of contaminant concentration; potential impacts on human health are evaluated in the SINs by an indirect approach based on bioaccumulation analysis of several contaminants, comparing tissue concentrations of native or transplanted organisms with reference values reported for edible species on 1881/Reg. EC. The evaluation framework in both cases is in line with the obligations of the EU WFD. Some case studies demonstrate how the adoption of a WOE approach allows to overcome the limitations of a conventional tabular approach with the aim to obtain a better power discrimination of the sediments quality.

Keywords: sediment quality assessment, WOE approach, lines of evidence, chemical reference values, human health.

Ricevuto il 26-9-2016. Correzioni richieste il 30-11-2016. Accettazione il 19-12-2016.

1. INTRODUZIONE

Un aspetto fondamentale nell'approccio alla gestione dei sedimenti delle aree marino costiere e di transizione è costituito dalla valutazione della loro qualità ambientale. Tale problematica è in parte inquadrata nell'ambito di Convenzioni internazionali (Convenzione di Barcellona, Convenzione di Londra, OSPAR, ecc.), di Direttive comunitarie (2013/39/CE, 2000/60/CE, ecc.) e di disposti normativi nazionali e/o linee guida (Sediment Quality Guidelines, SQGs) basate sull'utilizzo di livelli chimici di riferimento. Questi ultimi presentano denominazioni differenti in funzione della loro applicazione (ad esempio attività di dragaggio, ripascimenti, obiettivi di qualità nell'ambito di programmi di monitoraggio, ecc.) e del contesto geografico nel quale sono stati sviluppati: Sediment Quality Criteria (CCME, 2007), Targets (MPCA, 2007; Crane and MacDonald, 2003), Standard di Qualità Ambientali basati sul concetto di Predicted no effect concentration (PNEC) (TGD-WFD; D.Lgs. n. 172/2015), Benchmarks (USEPA, 2012; Burgess et al., 2013), Action Levels (IMO, 2013; OSPAR, 2014; CIEM, 2015).

Le diverse SQG, la maggior parte delle quali basate sull'integrazione di dati chimici e biologici, sono state nel tempo determinate utilizzando differenti approcci, in relazione ai recettori finali considerati (ad es.: organismi bentonici, fauna ittica), all'area geografica di riferimento e soprattutto al grado di rischio ritenuto accettabile in funzione del contesto ambientale e delle esigenze amministrative (Chapman, 1989; MacDonald et al., 2000a, b).

Le SQG più note sono quelle sviluppate nel contesto geografico nord-atlantico: Apparent Effects Threshold (Barrick et al., 1988), Effects Range Low/Effects Range Median (Long et al., 1995; 1998; 2000; 2006), Threshold Effects Level/Probable Effects Level (MacDonald et al., 2000 a, b), Threshold Effect Concentrations/Probable Effect Concentrations (MacDonald, 1994; Long e Morgan, 1990). In particolare i livelli di riferimento Threshold Effect Concentrations (TEC) e Probable Effect Concentrations (PEC), in virtù del metodo "Consensus Based" con cui sono stati derivati, sono considerati maggiormente affidabili, poiché costituiscono una sintesi di valori già esistenti riportati da studi scientifici e tengono conto degli effetti della compresenza di miscele complesse di con-

Tabella 1 – Principali riferimenti utilizzati con il metodo "Consensus Based" per l'elaborazione dei livelli chimici di riferimento TEC e PEC

Denominazione SQG	Acronimo	Descrizione
Lowest Effect Level	LEL	Rappresenta la concentrazione al di sotto della quale nessun effetto sulla maggioranza degli organismi bentonici è atteso (Persaud et al., 1993).
Threshold Effect Level	TEL	Rappresenta la concentrazione al di sotto della quale effetti avversi sono attesi solo raramente (MacDonald, 1994).
Effects Range Low	ERL	Rappresenta la concentrazione chimica al di sotto della quale effetti avversi sarebbero raramente osservati (Long e Morgan, 1990).
Threshold Effect Level (su <i>Hyalella azteca</i>)	TEL-HA28	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 (esposizione a 28 giorni) (US EPA, 1996).
Minimal Effect Threshold	MET	Rappresenta la concentrazione chimica al di sotto della quale nessun effetto sulla maggioranza degli organismi bentonici (85%) è atteso (Environment Canada e MENVIQ, 1992).
Chronic Equilibrium Partitioning Threshold	SQAL	Rappresenta la concentrazione nei sedimenti che produce una concentrazione nell'acqua interstiziale inferiore ad un criterio di qualità delle acque in termini di tossicità cronica (Zarba, 1992; USEPA, 1997).
Severe Effect Level	SEL	Rappresenta la concentrazione chimica al di sopra della quale effetti avversi sono attesi sulla maggioranza degli organismi bentonici (Persaud et al., 1993).
Probable Effects Level	PEL	Rappresenta la concentrazione al di sopra della quale effetti biologici avversi sono attesi frequentemente (MacDonald et al. 1994).
Effects Range Median	ERM	Rappresenta la concentrazione chimica al di sopra della quale effetti avversi sarebbero frequentemente osservati (Long e Morgan, 1990).
Probable Effects Level (su <i>Hyalella Azteca</i>)	PEL-HA28	Rappresenta la concentrazione al di sopra della quale effetti avversi per la sopravvivenza o la crescita dell'amfipode <i>Hyalella azteca</i> sono attesi frequentemente (esposizione a 28 giorni) (USEPA, 1996).
Toxic Effect Threshold	TET	Rappresenta la concentrazione chimica al di sopra della quale effetti avversi sono attesi sulla maggioranza (90%) degli organismi bentonici (Environment Canada e MENVIQ, 1992).

taminanti nei sedimenti (Swartz 1999; MacDonald et al., 2000a, b). In tabella 1 vengono sinteticamente riportate le principali SQG prese in considerazione per elaborare i consensus-based TEC e PEC.

Tuttavia, indipendentemente dalle finalità e dal criterio utilizzato per la derivazione delle SQG, il loro limite intrinseco è rappresentato dalla impossibilità di ricavare un nesso di causalità tra la concentrazione nell'ambiente di una specifica sostanza ed i suoi effetti nei confronti delle comunità acquatiche e, indirettamente, della salute umana, in quanto tali effetti scaturiscono dalla "risultante" dell'azione combinata di miscele complesse di inquinanti e dalla loro interazione con le condizioni fisico chimiche del comparto abiotico.

L'utilizzo *sic et simpliciter* delle suddette SQG implica ulteriori limitazioni dovute alle diverse caratteristiche geochemiche dei sedimenti delle coste del continente americano rispetto a quelle notevolmente eterogenee del Mediterraneo e agli organismi utilizzati nei saggi biologici (ad esempio *Hyalella azteca*), generalmente non presenti nei nostri mari.

Occorre inoltre sottolineare che i metodi descritti non considerano i meccanismi di bioaccumulo per la stima degli effetti su organismi acquatici ai vertici della catena alimentare e, indirettamente, sugli esseri umani che consumano prodotti ittici. Un approccio che tenta di superare tale limitazione è quello basato sull'utilizzo dei fattori di ripartizione biota/sedimento, denominato BSAF (Biota Sediment Accumulation Factor), che permette di derivare criteri di qualità dei sedimenti che consentano il rispetto dei limiti normativi nel biota a tutela della salute umana e/o di predatori quali uccelli acquatici (USEPA, 2009). Tale approccio tuttavia si riferisce solo agli inquinanti organici apolari e non ai metalli (ad eccezione del metilmercurio) ed ha il limite principale di dover essere applicato in aree di ridotte dimensioni attraverso studi *ad hoc*.

Per tale motivo, un requisito essenziale per una valutazione realistica della qualità dei sedimenti marino-costieri è quello di disporre di valori chimici di riferimento sito specifici, ricorrendo ad un approccio basato su più linee di evidenza (chimica, ecotossicologia, bioaccumulo, comunità bentoniche, biomarker, ecc.) e supportato da un'analisi statistica riferita ad ampi e affidabili dataset.

In tale contesto, nel 2015 il Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare (MATTM) ha istituito due Tavoli Tecnici (TT), uno dedicato alla stesura dell'Allegato Tecnico al D.M. 173/2016 (ex art. 109 del D.Lgs. 152/2006), che disciplina la caratterizzazione, classificazione e ge-

stione dei sedimenti di dragaggio negli interventi di movimentazione dei fondali di carattere "ordinario" (al di fuori dei Siti di Interesse Nazionale) nell'ambito dell'iter autorizzatorio all'immersione in mare; il secondo dedicato alla definizione di una procedura per la determinazione di valori chimici di riferimento per i sedimenti delle aree marino-costiere e di transizione ricadenti nei SIN, recepita nel D.D. 8 giugno 2016 del MATTM.

Benchè i procedimenti giuridico-amministrativi rimangano distinti nei due campi di applicazione, l'evoluzione in corso del quadro normativo e le più recenti acquisizioni scientifiche stanno conducendo il processo di valutazione della qualità dei sedimenti verso un percorso univoco basato su più linee di evidenza, secondo il cosiddetto Weight Of Evidence (WOE) approach (Chapman, 2007; Chapman and Hollert, 2006; Chapman *et al.*, 2002) e sulla integrazione ponderata dei risultati (Piva *et al.*, 2011; Benedetti *et al.*, 2011).

2. L'APPROCCIO WEIGHT OF EVIDENCE E L'INTEGRAZIONE PONDERATA

Il WOE è un approccio integrato chimico-ecotossicologico-biologico che riflette l'esigenza di superare le limitazioni dell'approccio "pass to fail" di tipo tabellare per valutare lo stato di pericolosità di un sistema complesso come il comparto dei sedimenti. Tale comparto è infatti caratterizzato da fenomeni di mobilità inter- ed intra-matrice dei contaminanti in relazione al cambiamento dei parametri chimico-fisici dell'ambiente, da fenomeni di speciazione chimica, così come da effetti dovuti all'interazione sinergica e/o antagonistica di miscele di inquinanti, i cui effetti nei confronti delle comunità biologiche non sono descrivibili né tantomeno prevedibili mediante relazioni "dose-risposta" di tipo lineare.

Sulla scorta di tale approccio, in un'ottica di applicabilità e fruibilità dei disposti normativi nei loro campi di applicazione, nonché di una ottimizzazione delle risorse da destinare alle indagini in rapporto all'entità degli interventi, nei lavori dei TT sono state considerate due principali linee di evidenza (LOE): chimica ed ecotossicologia.

La LOE relativa ai test ecotossicologici, le cui caratteristiche principali sono indicate in Tabella 2, costituisce la base comune dei percorsi di valutazione. Essa è basata sull'utilizzo di un indice sintetico di pericolo ecotossicologico (Hazard Quotient, HQ), che consente di formulare una valutazione oggettiva della tossicità, indipendentemente dalla specifica batteria di saggi biologici utilizzata.

Tabella 2 – Caratteristiche principali dei saggi biologici indicati nel D.M. 173/2016 (a = sedimento intero; b = acqua interstiziale; c = elutriato; d = sedimento umido (privato di acqua interstiziale))

Species	Endpoint (E)	Soglia (%)	Esposizione (T)	Matrice (M)
<i>Acartia tonsa</i>	Sviluppo larvale	20	Cronica/sub let.	a, d
	Mortalità	15	Acuta	b, c
<i>Amphibalanus amphitrite</i>	Mortalità	10	Acuta	b, c
<i>Corophium insidiosum</i>	Mortalità	15	Acuta	a, d
<i>Corophium orientale</i>	Mortalità	15	Acuta	a, d
<i>Crassostrea gigas</i>	Sviluppo	15	Cronica/sub let.	c
<i>Dunaliella tertiolecta</i>	Crescita algale	10	Cronica/sub let.	b, c
<i>Mytilus galloprovincialis</i>	Sviluppo	15	Cronica/sub let.	b, c
<i>Paracentrotus lividus</i>	Fecondazione	15	Acuta	b, c
	Sviluppo	15	Cronica	b, c
<i>Phaeodactylum tricornutum</i>	Crescita algale	10	Cronica	b, c
<i>Skeletonema costatum</i>	Crescita algale	10	Cronica	b, c
<i>Tigriopus fulvus</i>	Mortalità	10	Acuta	b, c
<i>Vibrio fischeri</i>	Bioluminescenza	15	Acuta	b, c
		25		a, d

Sulla base di criteri di integrazione ponderata, l'indice attribuisce pesi specifici ad alcune variabili fondamentali caratteristiche dei saggi biologici, tra cui la significatività statistica della differenza di effetto tra campione e controllo (contemplando così anche la variabilità tra le repliche di origine biologica, ma anche quella dovuta alla correttezza di esecuzione del saggio); la severità dell'effetto (tipologia di endpoint), inteso come gravità del danno biologico misurato (dalle alterazioni comportamentali fino alla morte degli individui); la tipologia di esposizione (acuta o a breve termine, cronica o a lungo termine); la rappresentatività ambientale della matrice testata rispetto alle finalità dell'indagine.

L'applicazione di tale indice prevede infatti per ciascun saggio biologico una correzione dell'effetto percentuale misurato in funzione della sua significatività statistica e un confronto con la specifica soglia di tossicità, superata la quale l'effetto è considerato biologicamente rilevante. L'effetto pesato così ottenuto viene ulteriormente corretto in funzione della tipologia di matrice, di end-point e di esposizione. La sommatoria degli effetti pesati dell'intera batteria viene quindi confrontata con l'effetto massimo teorico ottenibile dalla specifica batteria di saggi biologici utilizzata ed il rapporto normalizzato in una scala compresa tra 0 e 10, secondo la seguente equazione:

$$HQ_{Batteria} = \sum_{k=1}^N Effetto_w(k) * W_2$$

dove $Effetto_w$ è l'effetto percentuale del singolo saggio corretto rispetto ad un fattore (compreso tra

0 e 1) funzione della significatività statistica della differenza tra campione e controllo, rapportato poi alla specifica soglia di tossicità; W_2 corrisponde al prodotto dei pesi assegnati alla tipologia di endpoint, alla matrice testata e alla esposizione degli organismi specifici per ciascun saggio biologico. I pesi assegnati a tali variabili ed adottati nell'Allegato Tecnico al D.M. 173/2016 sono riportati nella Tabella 3.

L'indice di pericolo ecotossicologico HQ così ottenuto è infine collocato in una delle 5 classi nelle quali è suddivisa la scala di pericolo. I dettagli delle equazioni sono riportati in Piva *et al.*, 2011.

Il valore di HQ pari a 1 costituisce la soglia discriminante (dal punto di vista matematico-statistico) tra campioni privi di pericolo ecotossicologico e campioni con pericolo ecotossicologico (non tossici e tossici rispettivamente), in quanto coincidente con la soglia di tossicità della specifica batteria di saggi biologici.

Per quanto riguarda la LOE chimica, la valutazione dei risultati procede secondo percorsi differenti, in funzione delle diverse finalità dei due TT.

Nel caso dell'Allegato Tecnico al D.M. 173/2016, l'obiettivo è quello di elaborare i risultati rispetto a valori chimici di riferimento già definiti su base nazionale (L1 e L2, che tengono conto anche degli aspetti sanitari connessi agli Standard di Qualità Ambientale e, nel caso degli arenili, della destinazione d'uso delle aree); mentre nel caso del D.D. 8 giugno 2016 relativo ai SIN, l'obiettivo è proprio quello di individuare livelli chimici di riferi-

Tabella 3 – Pesi attribuiti alle variabili endpoint biologico, matrice, tempo di esposizione e biostimolazione algale, utilizzati per il calcolo del coefficiente W_2

Endpoint biologico	
Biostimolazione algale	$E \leq 40\%$ 0
	$40\% \leq E \leq 100\%$ 1.25
	$E > 100\%$ 1.5
Fecondazione	1.5
Sviluppo	1.9
Crescita algale	2.1
Bioluminescenza	2.4
Sopravvivenza	3
Matrice	
Sedimento intero (tal quale)	1
Acqua interstiziale	0.8
Elutriato	0.7
Sedimento umido (es. centrifugato)	0.6
Esposizione	
Acuta	1
Cronica	0.7

mento sulla base della probabilità che le concentrazioni delle sostanze hanno di concorrere all'insorgenza di effetti ecotossicologici avversi, così come descritto nel capitolo 4.

La valutazione della qualità chimica dei sedimenti nel caso dell'Allegato Tecnico al D.M. 173/2016 si avvale di uno specifico indice di pericolo chimico HQ_C che tiene conto della tipologia delle sostanze, del numero dei contaminanti che eccedono il/i riferimento/i (L1, L2 o riferimenti locali), nonché dell'entità di tali superamenti. Viene dunque abbandonata la logica del mero superamento del valore tabellare ("pass to fail"), anche minimo e da parte di un unico parametro, come principio fondamentale per la classificazione chimica.

L'elaborazione dei dati chimici inizia con il calcolo del rapporto tra le concentrazioni dei contaminanti misurate nei sedimenti ed L1 e L2, ovvero il Ratio To Reference (RTR); il valore di RTR viene corretto in funzione del "peso" dello specifico contaminante (pari a 1 se non contemplato dalla Direttiva 2013/39/UE; pari a 1.1 se inserito nella lista delle sostanze "prioritarie"; pari a 1.3 se inserito nella lista delle sostanze "pericolose e prioritarie" o annoverato nella convenzione di Stoccolma sui POP) per ottenere un valore di RTR_w pesato, al fine di enfatizzare l'importanza delle variazioni osservate per i contaminanti pericolosi. Il calcolo dell'indice HQ_C è ottenuto dalla

media degli RTR_w delle sostanze con $RTR \leq 1$ (cioè con valori inferiori rispetto al riferimento), addizionato con la sommatoria degli RTR_w dei contaminanti con $RTR > 1$:

$$HQ_C = \frac{\sum_{j=1}^N RTR_w(j)_{RTR(j) \leq 1}}{N} + \sum_{k=1}^M RTR_w(k)_{RTR(k) > 1}$$

dove N and M sono il numero dei parametri con RTR rispettivamente \leq o > 1 , mentre j e k sono indici che permettono di ripetere il calcolo per N o M volte. A seguito di simulazioni teoriche e applicazioni a dati reali, tale espressione dell'indice, con la distinzione tra parametri con $RTR \leq$ o > 1 , è quella che consente di discriminare le diverse casistiche possibili (conservando un approccio cautelativo), riconducibili, con tutte le forme intermedie, a tre situazioni "tipo":

- 1) una o poche sostanze superano ampiamente il rispettivo riferimento;
- 2) diverse sostanze presentano concentrazioni nell'intorno dei rispettivi riferimenti;
- 3) nessuna sostanza supera il riferimento.

Analogamente al pericolo ecotossicologico, l'indice HQ_C è assegnato ad una delle 6 classi nelle quali è suddivisa la scala di pericolo chimico. I dettagli delle equazioni sono riportati in Piva *et al.*, 2011. Entrambi gli indici costituiscono parte integrante di un modello software-assistito per la valutazione ponderata ed integrata del pericolo associato ai sedimenti, sviluppato da ISPRA in collaborazione con l'Università Politecnica delle Marche con specifico riferimento all'applicazione dell'Allegato Tecnico al D.M. 173/2016 (SediquaSoft 109.0®). La versione generale del modello comprende anche una LOE dedicata al bioaccumulo (Piva *et al.*, 2011; Benedetti *et al.*, 2011), da considerare nel caso dei monitoraggi ambientali.

L'applicazione corretta del modello prevede che i dati di input abbiano determinati requisiti quantitativi e qualitativi. In particolare, per quanto riguarda le determinazioni analitiche, i livelli di prestazione devono essere conformi ai requisiti di cui al D.Lgs. 219/2010; per quanto riguarda le analisi ecotossicologiche, esse devono essere riferite ad una batteria di saggi biologici costituita da almeno 3 organismi-test, la cui selezione, in termini di esposizione, end-point, matrice e sensibilità, deve seguire i criteri indicati nelle normative di riferimento (Allegato A al D.M. 7 novembre 2008; Allegato Tecnico al D.M. 173/2016), a loro volta derivati dalla produzione manualistica ISPRA (APAT-ICRAM, 2007; ISPRA, Manuali e Linee Guida 67/2011 e 88/2013).

3. ALLEGATO TECNICO AL D.M. 173/2016 (EX ART. 109 DEL D.LGS. 152/2006)

Il TT inerente all'art. 109 del D.Lgs. 152/2006, incaricato della definizione di criteri per "l'immersione in mare di materiale derivante da attività di escavo", ha coinvolto gli Istituti scientifici ISPRA, CNR e ISS, alcune Regioni ed ARPA delegate. I lavori del TT hanno riguardato i temi della caratterizzazione, classificazione e gestione dei sedimenti di dragaggio nell'ambito di interventi di movimentazione dei fondali di carattere "ordinario" (al di fuori dei SIN), con la proposta di un testo finale condiviso, in buona parte derivato dal manuale APAT-ICRAM (2007), unico documento tecnico di riferimento nazionale. L'Allegato Tecnico disciplina l'intero percorso di caratterizzazione e gestione dei sedimenti da movimentare, includendo le fasi di pianificazione e attuazione del campionamento, di analisi di laboratorio (fisiche, chimiche, ecotossicologiche, biologiche e microbiologiche) e di classificazione della qualità dei sedimenti, fino alla formulazione di ipotesi di gestione ambientalmente compatibili ed allo sviluppo di piani di monitoraggio delle attività. Esso introduce, oltre ai nuovi criteri di valutazione integrata e ponderata, importanti elementi di novità, quali la Scheda di Inquadramento dell'area, per una rac-

colta e valorizzazione delle informazioni pregresse, propedeutica alle successive fasi; la possibilità di semplificazione della caratterizzazione in funzione della tipologia di ambiente (porti, imboccature portuali, foci fluviali, ecc.) e dei dati pregressi disponibili; il ruolo prioritario attribuito alla LOE ecotossicologia; la rivisitazione delle classi di qualità dei sedimenti, in termini di numero delle classi e opzioni gestionali compatibili (Tabella 4).

Rispetto a quanto previsto dal Manuale APAT-ICRAM (2007), la combinazione di tali elementi innovativi si traduce, in linea generale, in una migliore discriminazione tra le diverse classi di qualità, soprattutto per quanto concerne le volumetrie da gestire in ambiente conterminato e quelle che possono essere destinate a ripascimento. Infatti, sulla base di un confronto tra la classificazione secondo il Manuale (2007) e secondo l'Allegato Tecnico, applicando i criteri di integrazione ponderata su un database di circa 500 campioni provenienti da alcuni porti nazionali con caratteristiche diverse, emerge una evidente tendenza alla diminuzione dei volumi da gestire in ambiente conterminato impermeabilizzato (classe B2 vs. C) ed una chiara individuazione della qualità dei sedimenti compatibili con attività di ripascimento (classe A1+A2 vs. A) (Figura 1).

Tabella 4 – Classi di qualità dei sedimenti e relative opzioni di gestione compatibili previste dal Manuale APAT-ICRAM (2007) e dall'Allegato Tecnico al D.M. 173/2016

Manuale APAT – ICRAM 2007		D.M. 173/2016 (ex art. 109 del D.Lgs. 152/2006)	
Classe	Opzioni di gestione prioritarie	Classe	Opzioni di gestione prioritarie
A1	Sabbie per ripascimento di arenili.	A	Ripascimento emerso e/o sommerso.
	Ricostruzione di strutture naturali.		Immersione in mare oltre 3 mn.
	Riempimenti di banchine e terrapieni.		
	Immersione in mare oltre 3 mn.		
A2	Ricostruzione di strutture naturali.	B	Immersione in ambiente conterminato.
	Riempimenti di banchine e terrapieni.		Immersione in mare oltre 3 mn.
	Immersione in ambiente conterminato.		
	Immersione in mare oltre 3 mn.		
B1	Immersione in ambiente conterminato in grado di trattenere di tutte le frazioni granulometriche (incluso il riempimento di banchine).	C	Immersione in ambiente conterminato in grado di trattenere di tutte le frazioni granulometriche
B2	Immersione in ambiente conterminato impermeabilizzato.	D	Immersione in ambiente conterminato impermeabilizzato.
	Conferimento in discarica.		
C1	Materiale da sottoporre a procedure di particolare cautela ambientale.	E	Rimozione in sicurezza dall'ambiente marino dopo valutazione di rischio.
C2	Materiale da sottoporre a procedure di particolare cautela ambientale la cui rimozione e gestione devono essere valutate caso per caso.		

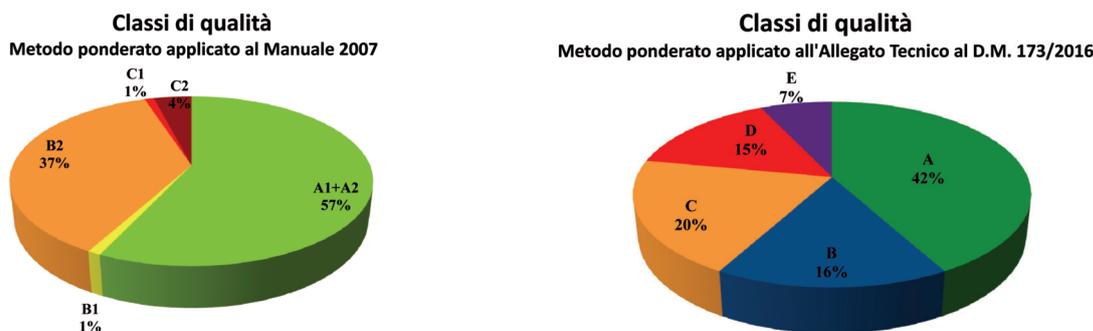


Figura 1 – Confronto tra classificazione secondo il Manuale APAT-ICRAM (2007) e secondo l'Allegato Tecnico al D.M. 173/2016 (ex art. 109 del D.Lgs. 152/2006), applicando i criteri di integrazione ponderata a un database di circa 500 campioni

4. PROCEDURA PER LA DERIVAZIONE DI VALORI CHIMICI DI RIFERIMENTO PER SEDIMENTI MARINI IN AREE SIN

Nell'ambito dei lavori del TT relativo ai SIN, che ha visto la partecipazione di rappresentanti dei Ministeri della Salute, delle Infrastrutture e dello Sviluppo Economico, di esperti delle Regioni e delle ARPA, gli Istituti Scientifici Nazionali ISPRA, ISS e CNR hanno formulato una proposta scientifica di procedura per l'individuazione di criteri finalizzati alla determinazione di valori chimici di riferimento per i sedimenti marini, utili alla gestione di aree SIN, anche in relazione ad una eventuale rimodulazione del loro perimetro (recepita nel D.D. 8 giugno 2016 del MATTM).

È necessario precisare, come riportato in premessa alla procedura, che la conformità ai valori di riferimento stabiliti non coincide con il raggiungimento del buono stato chimico ed ecologico dei corpi idrici superficiali previsto dalla Direttiva Quadro Acque e dai decreti nazionali di recepimento (D.M. 260/2010, D.Lgs. 219/2010, D.Lgs. 172/2015 e ss.mm.ii.); sono stati utilizzati infatti criteri differenti, in particolare per gli aspetti ecotossicologici, che tengono conto del grado di contaminazione storica e di compromissione delle matrici ambientali presente nell'ambito dei SIN. L'obiettivo finale a lungo termine è comunque quello di tendere al raggiungimento di un buono stato di qualità dei corpi idrici anche all'interno dei SIN.

La procedura, da considerarsi valida esclusivamente nell'ambito dei SIN, è stata elaborata a partire da un'attenta analisi degli approcci metodologici adottati a livello internazionale nella derivazione delle diverse SQGs, con adattamenti rispetto al contesto italiano, dovuti anche alla diversa finalità che essa si pone, ossia quella di individuare all'interno del-

l'attuale perimetrazione dei SIN le aree realmente critiche sotto il profilo ambientale e/o sanitario.

Al fine di superare le limitazioni già descritte delle SQG e di rispondere in modo realistico all'esigenza di valutare gli effetti sull'ambiente acquatico delle sostanze presenti nei sedimenti e gli effetti potenziali (indiretti) sulla salute umana, è stato proposto un approccio suddiviso in due fasi di valutazione, tra loro indipendenti. La prima, di tipo ambientale, permette di identificare tramite un approccio statistico valori di riferimento sito specifici per i contaminanti mediante l'integrazione di informazioni chimiche ed ecotossicologiche; la seconda, di tipo sanitario, valuta gli effetti potenziali in relazione al bioaccumulo. Le aree con caratteristiche tali da soddisfare le condizioni previste sia sotto il profilo ambientale che sotto quello sanitario possono essere escluse dal perimetro del SIN previo parere favorevole della Conferenza di Servizi ai sensi dell'art. 242, comma 13, del D.Lgs. 152/2006.

4.1. Fase I: valutazione di carattere ambientale

La valutazione ambientale è basata sull'integrazione di informazioni chimiche ed ecotossicologiche e sulla loro successiva elaborazione mediante un approccio statistico. In questo caso l'approccio chimico/ecotossicologico ha l'obiettivo di definire dei valori chimici di riferimento variabili in funzione del livello di pericolo ecotossicologico accettabile rispetto alle caratteristiche della specifica area di studio; in particolare, la procedura elaborata prevede la stima della probabilità (P) attesa di effetti tossici rispetto alla concentrazione $[X]$ di un determinato contaminante, consentendo quindi l'individuazione di valori/soglia sito-specifici. L'affidabilità dei valori individuati ha dei limiti che possono dipendere da errori intrinseci di tipo statistico, dalla qualità/quantità dei dati disponibili, dal-

lo loro distribuzione e dalla ridotta numerosità dei contaminanti comunemente ricercati rispetto a quelli potenzialmente presenti (noti e non noti), di cui per lo più si ignorano cinetica e interazioni reciproche, anche sulla base delle condizioni fisico-chimiche del comparto abiotico (es. temperatura, pH, potenziale redox, ecc.).

La valutazione ambientale si articola in tre step successivi: 1) la verifica dell' idoneità del set di dati disponibili in termini qualitativi e quantitativi; 2) l'attribuzione di un giudizio di tossicità integrata a ciascun campione sulla base delle risultanze ecotossicologiche; 3) l'elaborazione statistico/probabilistica dei risultati attraverso l'utilizzo di un Modello Additivo Generalizzato (GAM).

4.1.1. Requisiti del set analitico

I dati derivanti dalle due linee di evidenza (chimica ed ecotossicologia), oltre a soddisfare i requisiti descritti al capitolo 2 (ultimo capoverso), devono essere riferiti al medesimo campione. Inoltre, affinché l'applicazione della procedura restituisca valori di riferimento maggiormente realistici, le concentrazioni di ciascuna sostanza dovrebbero essere comprese in un ampio range, rappresentativo dell'area indagata, ed i risultati ecotossicologici dovrebbero essere il più possibile equamente ripartiti tra campioni tossici e non tossici.

Non è possibile stabilire un numero minimo di osservazioni (campioni) che renda la stima affidabile, in quanto essa dipende dalla ripartizione tra campioni tossici e non tossici e dalla distribuzione di probabilità dei dati. Quest'ultima dovrebbe mostrare una tendenza positiva, seppur con pendenza variabile, ovvero una tendenza all'aumento della frequenza di casi tossici al crescere della concentrazione del contaminante.

4.1.2. Attribuzione del giudizio di tossicità

La discriminazione tra campioni tossici e non tossici viene effettuata avvalendosi dei medesimi criteri di integrazione ponderata previsti dall'Allegato Tecnico al D.M. 173/2016 (HQ ecotossicologia), lasciando in via subordinata la possibilità di adottare ancora l'approccio "pass to fail" (calibrato sul risultato peggiore), previsto nel Manuale APAT-ICRAM (2007).

4.1.3. Elaborazione dei risultati: il modello GAM (Modello Additivo Generalizzato)

Per stimare la probabilità di effetti tossici in relazione alla concentrazione delle diverse sostanze possono essere utilizzati i Modelli Additivi Generalizzati

(modelli GAMs; Hasti e Tibshirani, 1990), estensioni semi-parametriche dei più classici modelli lineari. Non conoscendo la migliore interpolazione tra probabilità di effetti tossici e contaminante, date le numerose variabili in gioco, essi costituiscono un approccio flessibile all'identificazione e alla descrizione di complesse relazioni di tipo non lineare. Tale flessibilità può essere ottenuta introducendo una funzione di smoothing per ciascun predittore:

$$g(E(Y)) = \beta_0 + \sum_{i=1}^p s(X_i)$$

dove le funzioni s sono i lisciatori di regressione (smoothers) e g è detta "funzione di link".

I modelli GAM sono quindi basati sulla somma di p funzioni non parametriche relative a p variabili, oltre al termine costante, e sull'impiego di una funzione parametrica legame (g) nota, che collega la parte additiva del modello alla parte dipendente. La sola assunzione è che le variabili risposta (Y) siano indipendenti e che abbiano una distribuzione di probabilità nota.

Rispetto ai modelli lineari, quindi, il vantaggio principale è quello di poter includere nel modello i predittori con una forma interamente determinata dalle informazioni contenute nei dati. Una volta selezionati i dati idonei e predisposto il database, viene infatti costruita la variabile Y binaria con valori "1" per i campioni tossici ($HQ > 1$) e "0" per i campioni non tossici ($HQ \leq 1$). Tale funzione, per come è costruita, possiede una distribuzione di probabilità nota: la distribuzione binomiale. Quindi, il modello GAM sviluppato per la presente finalità utilizza una distribuzione dell'errore binomiale e come funzione di link la funzione "logit" = $\log[(\text{probabilità tossico})/(\text{probabilità non tossico})]$. Tramite quest'ultima, la variabile binaria (tossico/non tossico) viene trasformata in una variabile con range da 0 a 1, che rappresenta la probabilità (P) di riscontrare un effetto tossico ad ogni concentrazione $[X]$ del contaminante. Quindi, stimate le probabilità, è possibile derivare la concentrazione $[X]$ del contaminante in corrispondenza di qualunque valore di p compreso tra 0 e 1.

La stima della funzione di smoothing viene determinata mediante la procedura descritta in Wood (2000), utilizzando le "penalized regression splines", con polinomi di grado non superiore a 3. In tal modo viene stimata la forma funzionale che interpola meglio i dati, basandosi esclusivamente sulle informazioni contenute nei campioni osservati. Alla funzione di smooth è stato imposto un limite massimo di 4 gradi di libertà, che è un buon compromesso tra curve con gradi di libertà inferiori, troppo smussate, e superiori, troppo sinuose.

Pertanto, se alimentato correttamente, il modello è in grado di stimare, per ciascun contaminante, qualsiasi probabilità di riscontrare generici effetti tossici (senza specificare la tipologia e la gravità degli effetti), quali: il Livello di Effetto Certo (LEC), in corrispondenza del 95% di probabilità ($P = 0.95$); il Livello di Effetto Molto Probabile (LEMP), in corrispondenza di una probabilità attesa del 75% ($P = 0.75$); il Livello di Effetto Probabile (LEP), in corrispondenza di una probabilità attesa del 60% ($P = 0.60$); il Livello di Effetto Soglia (LES), quando la probabilità di misurare effetti tossici e quella di non riscontrare alcun effetto si equivalgono ($P = 0.5$), superata la quale il contributo della sostanza agli effetti biologici complessivi inizia ad essere statisticamente distinguibile ($P > 0.5$). Poiché il grado di rischio ritenuto accettabile deve essere anche funzione del contesto ambientale sito-specifico, il cosiddetto “Livello di Effetto Accettabile” (LEA) deve essere scelto in funzione di alcune importanti variabili ambientali, quali la presenza di impianti di acquacoltura, di aree marine a vario titolo protette, di biocenosi sensibili, nonché delle pressioni che insistono nell’area (porti, impianti industriali attivi o dismessi, effluenti, ecc.) e degli impatti già individuati.

L’elaborazione dei dati può essere effettuata avvalendosi di uno script specifico (sviluppato dal CNR) per l’applicazione del modello GAM da utilizzare nell’ambito del software statistico open source R.

4.1.4. Un caso studio: il SIN di Piombino

La procedura descritta è stata applicata, sotto il profilo ambientale, all’area costiera del SIN di Piombino esterna al porto, utilizzando i risultati della caratterizzazione condotta da ISPRA nel 2014-2015 nell’ambito di una convenzione con il MATTM, che ha interessato i primi 2 m di spessore di sedimento.

A titolo esemplificativo, sono stati considerati i livelli di probabilità $P = 0.95$ (LEC), $P = 0.85$, $P = 0.75$ (LEMP), $P = 0.60$ (LEP) e $P = 0.5$ (LES), che, confrontati con le caratteristiche chimiche dei campioni, hanno consentito di delineare alcuni scenari di pericolo ambientale, illustrati rispetto ai primi 50 cm di spessore di sedimento in Figura 2. In via cautelativa, ciascun campione è stato considerato conforme quando le concentrazioni dei contaminanti sono risultate tutte inferiori o uguali al corrispettivo riferimento.

Al diminuire di P è possibile osservare una estensione della superficie coinvolta, passando dall’area prospiciente al Poggio Batteria, risultata maggiormente impattata, verso la località La Chiusa e procedendo progressivamente verso il largo. Parallelamente, la lista delle sostanze non conformi ai valori di riferimento si amplia, passando da un contributo prevalente alla tossicità a carico di alcuni IPA e secondariamente di alcuni elementi in tracce ad un contributo complessivo nettamente determinato da questi ultimi.

In Tabella 5 sono riportati i valori chimici di riferimento delle sostanze che presentano le maggiori frequenze di superamento e che condizionano pertanto la distribuzione del pericolo ecotossicologico nei sedimenti superficiali.

Nel caso del LES è stato individuato uno scenario relativamente omogeneo (Figura 2), con superamenti dei valori di riferimento che riguardano praticamente l’intera area di indagine. Tali valori, infatti, sono risultati talmente cautelativi da interessare, con poche eccezioni, almeno una sostanza in ogni campione esaminato. Tuttavia la lista delle sostanze per le quali è stato possibile individuare il livello di riferimento è ridotta rispetto agli altri scenari, poiché le probabilità di effetto e di non effetto si equivalgono e le distribuzioni probabilistiche restituite dal modello GAM per alcune sostanze non mostrano andamenti

Tabella 5 – Valori chimici di riferimento delle sostanze che presentano le maggiori frequenze di superamento negli scenari delineati in corrispondenza delle diverse probabilità di effetti ecotossicologici (mg kg^{-1} s.s.)

Sostanza	LEC $P = 0.95$	$P = 0.85$	LEMP $P = 0.75$	LEP $P = 0.6$	LES $P = 0.50$	Range di applicazione dei valori di riferimento*
Fe	n.d.	n.d.	88513	52363	32211	410 - 110000
Hg	2.37	1.41	0.91	0.37	n.d.	0.03 - 3.40
Pb	448	238	154	80	43	1.4 - 1362
Benzo(e)pirene	2.042	1.187	0.737	0.247	n.d.	0.001 - 3.475
Benzo(j)fluorantene	2.195	1.289	0.812	0.293	n.d.	0.001 - 3.200
Σ IPA (16 EPA)	82.129	50.278	33.550	15.315	4.661	0.001 - 101.253

* Range all’interno del quale sono distribuite le concentrazioni misurate e per il quale i valori di riferimento individuati hanno validità.

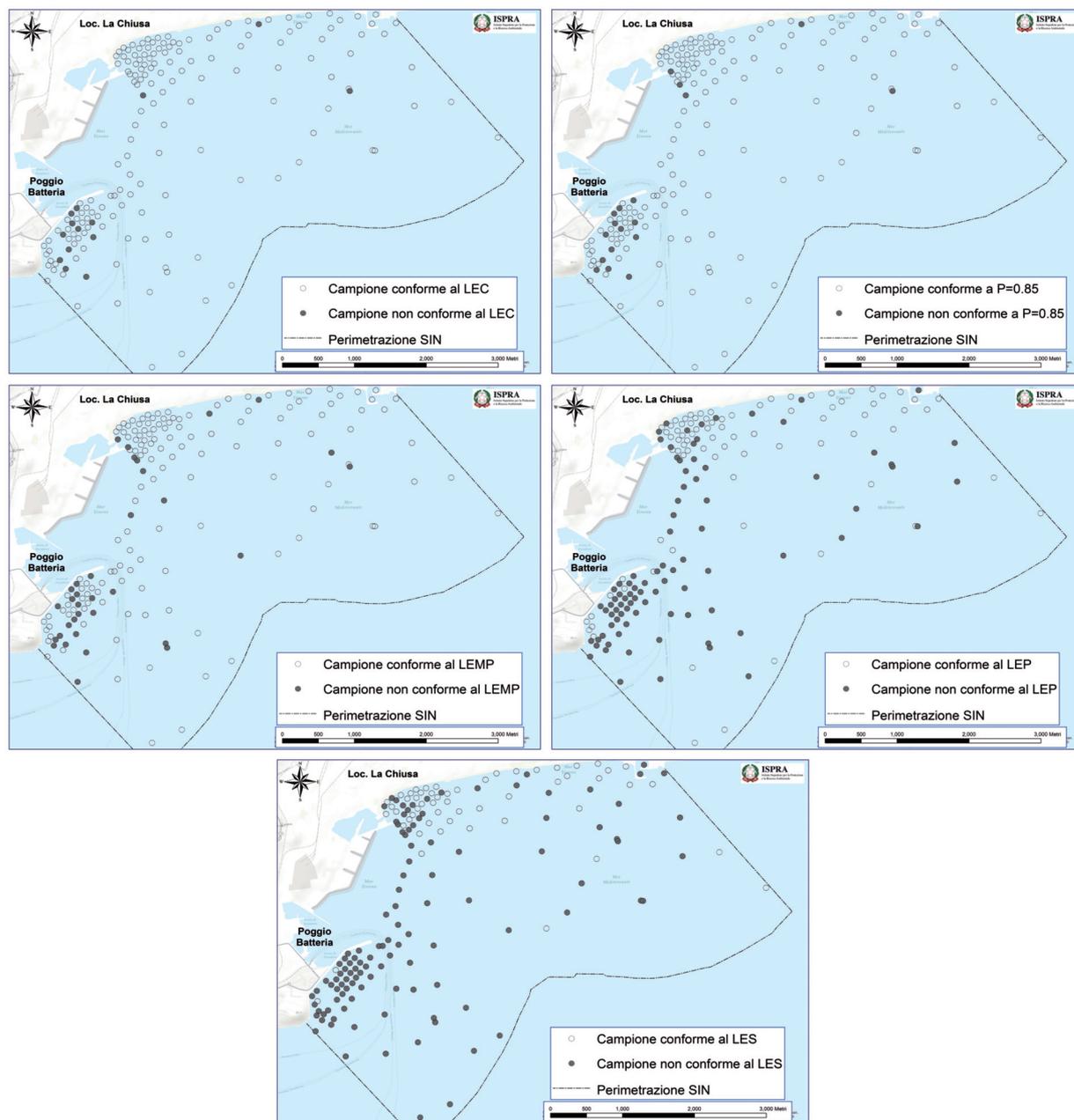


Figura 2 – Rappresentazione complessiva della conformità dello strato 0 – 50 cm rispetto a LEC, Livello di Effetto corrispondente a $P=0.85$, LEMP, LEP e LES (Mappa di base: Esri, HERE, DeLorme, Intermap, increment P Corp., GEBCO, USGS, FAO, NPS, NRCAN, GeoBase, IGN, Kadaster NL, Ordnance Survey, Esri Japan, METI, Esri China (Hong Kong), swisstopo, MapmyIndia, © OpenStreetMap contributors, and the GIS User Community)

omogenei, impedendo la stima del corrispondente valore di riferimento.

Anche il LEC, nonostante esso individui uno scenario caratterizzato da una “certezza statistica” del pericolo ecotossicologico, presenta una minore affidabilità statistica in quanto in genere basato su un numero relativamente esiguo di dati.

Appare pertanto verosimile che il LEA sito specifico possa essere individuato escludendo i due estremi (LEC e LES) e quindi, nel caso specifico, tra gli scenari descritti nell’ambito dell’intervallo di p compreso tra 0.6 e 0.85.

4.2. Fase II: valutazione di carattere sanitario

In assenza di metodi condivisi a livello internazionale che consentano di ricavare un nesso di causalità tra la concentrazione nel sedimento di una specifica sostanza ed i suoi effetti nei confronti della salute umana, è stata proposta una procedura indiretta che prevede la valutazione dei fenomeni di trasferimento di contaminanti con caratteristiche di bioaccumulabilità nella rete alimentare mediante il confronto con le concentrazioni indicate nel regolamento europeo 1881/2006/CE

e ss.mm.ii. e l'analisi dei trend su un arco temporale di almeno 3 anni.

I contaminanti da considerare sono Cd, Hg, Pb, Benzo(a)pirene e Diossine (inclusi PCB Diossina simili). Tali sostanze sono infatti bioaccumulabili, risultano frequentemente rilevate nei SIN e sono classificate come prioritarie o pericolose prioritarie nell'ambito della Direttiva Quadro Acque (2000/60/CE).

Le sostanze chimiche menzionate devono essere ricercate in organismi stanziali, preferibilmente bentonici ed edibili (es. *Tapes philippinarum*, *Mullus barbatus*). Nel caso in cui siano presenti impianti di acquacoltura e/o sia consentita attività di pesca, o vi siano evidenze di contaminazione, l'analisi del mercurio deve comunque includere specie ittiche, al fine di tenere conto di eventuali fenomeni di biomagnificazione. La valutazione del benzo(a)pirene, invece, non può riguardare i pesci, poiché essi presentano meccanismi di regolazione biologica specifica. I dati analitici devono essere conformi ai requisiti di cui al D.Lgs. 219/2010 e risalenti a non oltre 6 anni, purché non siano accaduti eventi che abbiano modificato lo stato dei luoghi (es. sversamenti accidentali).

Nel caso in cui i dati disponibili relativi alle sostanze previste soddisfino i requisiti citati, siano conformi ai valori del regolamento europeo 1881/2006/CE (con una tolleranza del 20% rispetto al valore medio annuale) e non evidenzino un trend crescente di bioaccumulo almeno negli ultimi tre anni, l'area di indagine del SIN viene ritenuta conforme sotto il profilo sanitario nell'ambito della procedura di cui al citato D.D. 8 giugno 2016 del MATTM. Nel caso in cui tali requisiti non siano soddisfatti è necessario procedere ad integrazioni analitiche su organismi trapiantati (procedura "Mussel Watch"; Ministero dell'Ambiente-ICRAM, 2001) e/o stanziali e, in aggiunta nel caso del mercurio, anche su specie ittiche.

5. CONCLUSIONI

Con il recepimento normativo di importanti acquisizioni scientifiche, sia sotto il profilo ambientale sia sotto quello sanitario, i recenti disposti hanno consentito di superare rilevanti limitazioni nella valutazione e nella gestione dei sedimenti marini sia nelle aree SIN sia al di fuori di esse.

È stata infatti superata la logica dell'approccio tabellare, in molti casi eccessivamente rigida, a favore di un approccio basato sull'integrazione ponderata, in cui la componente ecotossicologica assume

un ruolo di rilievo, al fine di fornire una misura maggiormente realistica dei potenziali effetti delle miscele di sostanze nei riguardi del comparto biotico. Nell'ambito di ciascuna linea di evidenza considerata, infatti, l'approccio adottato attribuisce un peso diverso alle variabili in gioco, avvalendosi di strumenti informatizzati per agevolare la corretta elaborazione dei dati e, nel caso dell'Allegato Tecnico al D.M. 173/2016, anche la classificazione dei sedimenti.

Ad ulteriore integrazione del processo di valutazione della qualità dei sedimenti sono stati inoltre introdotti aspetti di carattere sanitario, in precedenza considerati solo in modo indipendente.

Il quadro valutativo complessivo che è stato definito tiene comunque conto degli obblighi normativi derivanti dall'applicazione della Direttiva Quadro Acque e della Strategia Marina e non varia la classificazione dello stato chimico ed ecologico dei corpi idrici marino-costieri e di transizione.

Tenuto conto della novità delle procedure descritte è ragionevole prevedere un fisiologico periodo di messa a regime nel quale, con il coinvolgimento delle ARPA e degli istituti scientifici nazionali, saranno possibili implementazioni, ad esempio inerenti all'elaborazione geostatistica dei dati finalizzata ad una individuazione oggettiva delle aree, facilitando così il processo di gestione ambientale.

In conclusione si ritiene che l'elaborazione delle procedure descritte abbia permesso di introdurre nella legislazione vigente dei criteri di valutazione della qualità dei sedimenti basati su approcci scientificamente validi che tengono conto delle specificità presenti nel territorio nazionale e che consentono di facilitarne la gestione garantendo come obiettivo primario la salvaguardia dell'ambiente e della salute umana.

6. RIFERIMENTI BIBLIOGRAFICI

APAT-ICRAM (2007) Manuale per la movimentazione di fondali marini. <http://www.isprambiente.gov.it/it/pubblicazioni/manuali-e-linee-guida/manuale-per-la-movimentazione-di-sedimenti-marini>.

Barrick R., Becker S., Brown L., Beller H., Pastorok R. (1988) Sediment Quality Values Refinement: 1988 Update and Evaluation of Puget Sound AET Vol 1. PTI Environmental Services, Bellevue, WA, USA.

Benedetti M., Ciaprini F., Piva F., Onorati F., Fattorini D., Notti A., Ausili A., Regoli F. (2011) A multidisciplinary weight of evidence approach for classifying polluted sediments: integrating sediment chemistry, bioavailability, biomarkers responses and bioassays. *Environment International*, 38, 17-28.

Burgess R.M., Berry W.J., Mount D.R., Di Toro D.M. (2013) Mechanistic sediment quality guidelines based on contaminant bioavailability: equilibrium partitioning sediment benchmarks. *Environ. Toxicol. Chem.*, 32(1): 102-114.

- Carere M., Dulio V., Hanke G., Polesello S. (2012) Guidance for sediment and biota monitoring under the common implementation strategy for the water framework directive. *Trends Analyt. Chem.* 36, 15-24.
- Chapman P.M. (1989) Current approaches to developing sediment quality criteria. *Environ. Toxicol. Chem.*, 8:589-599.
- Chapman, P.M. (2007) Determining when contamination is pollution – weight of evidence determinations for sediments and effluents. *Environ. Int.* 33, 492-501.
- Chapman, P.M., MacDonald, B.G., Lawrence, G.S. (2002) Weight-of-evidence issues and frameworks for sediment quality (and other) assessments. *Hum. Ecol. Risk Assess.* 8, 1489-1515.
- Chapman, P.M., Hollert, H. (2006) Should the sediment quality triad become a tetrad, a pentad, or possibly even a heptad? *J. Soil Sediments* 6, 4-8.
- CCME (2007) A Protocol for the Derivation of Water Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life. Canadian Sediment Quality Guidelines for the protection of Aquatic Life. 37pp.
- CIEM (2015) Directrices para la caracterización del material dragado y su reubicación en aguas del dominio público marítimo-terrestre. Comisión Interministerial de Estrategias Marinas, 173pp (http://www.magrama.gob.es/es/costas/temas/proteccion-medio-marino/directrices2015_tcm7-325119.pdf).
- Crane J.L., MacDonald D.D. (2003) Applications of numerical quality targets for assessing sediment quality conditions in US Great Lakes area of concern. *Environ. Manag.*, 32(1): 128-140.
- Hastie T.J. e Tibshirani R.J. (Eds) (1990) *Generalized Additive Models*. Chapman and Hall, New York, 335pp.
- Environment Canada 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.
- IMO (2013) Review of the Specific Guidelines for assessment of dredged material. LC-SG 36-WP.3. 32 pp.
- ISPRA (2011) Batterie di saggi ecotossicologici per sedimenti di acque salate e salmastre. A cura di Baudo R., Faimali M., Onorati F., Pellegrini D. *Manuali di ecotossicologia* Vol. 67, 2011.
- ISPRA (2013) Batterie di saggi ecotossicologici per sedimenti e acque interne. A cura di Baudo R., Faimali M., Onorati F., Pellegrini D., Mugnai C. *Manuali di ecotossicologia* Vol. 88, 2013.
- 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 (<http://www.cma.nos.noaa.gov/publications/tm52.pdf>).
- Long E.R., MacDonald D.D., Smith S.L., Calder F.D. (1995) Incidence of adverse effects within ranges of chemical concentrations in marine and estuarine sediments. *Environ. Manag.*, 19:81-97.
- Long E.R., Field L.J., MacDonald D.D. (1998) Predicting toxicity in marine sediments with numerical sediment quality guidelines. *Environ. Toxicol. Chem.*, 17: 714-727.
- Long E.R., MacDonald D.D., Severn C.G., Hong C.B. (2000) Classifying probabilities of acute toxicity in marine sediments with empirically derived sediment quality guidelines. *Environ. Toxicol. Chem.*, 19: 2598-2601.
- Long E.R., Ingersoll C.G., MacDonald D.D. (2006) Calculation and uses of mean sediment quality guideline quotients: A critical review. *Environ. Sci. Technol.*, 40: 1726-1736.
- MacDonald D.D. (1994) Development and evaluation of Sediment Quality Assessment Guidelines. Report prepared for Florida Department of Environmental Protection (MacDonald Environmental Sciences Ltd. 2376 Yellow Point Road, RR #3 Ladysmith, British Columbia).
- MacDonald D.D., Ingersoll C.G. and Berger T.A. (2000a). Development and evaluation of consensus-based sediment quality guidelines for freshwater ecosystems. *Environ. Contam. Toxicol.*, 39: 20-31.
- MacDonald D.D., Di Pinto L.M., Field J., Ingersoll C.G., Long E.R., Swartz R.C. (2000b) Development and evaluation of consensus-based sediment effect concentrations for polychlorinated biphenyls (PCBs). *Environ. Toxicol. Chem.*, 19: 1403-1413.
- MPCA (2007) Guidance for the use and application of sediment quality targets for the protection of sediment-dwelling organisms in Minnesota. Minnesota Pollution Control Agency, Document Number: tdr-gl-04. 64pp.
- OSPAR (2014) Guidelines for the management of dredged material at sea (Agreement 2014-06). 38pp.
- 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.
- Piva F., Ciaprini F., Onorati F., Benedetti M., Fattorini D., Ausili A., Regoli F. (2011) Assessing sediment hazard through a weight of evidence approach with bioindicator organisms: A practical model to elaborate data from sediment chemistry, bioavailability, biomarkers and ecotoxicological bioassays. *Chemosphere*, 83: 475-485.
- Swartz R.C. (1999) Consensus sediment quality guidelines for PAH mixtures. *Environ. Toxicol. Chem.*, 18: 780-787.
- USEPA (1996) Calculation and evaluation of sediment effect concentrations for the amphipod *Hyalella azteca* and the midge *Chironomus riparius*. EPA 905-R-96-009. Great Lakes National Program Office. Regione 5. Chicago, U.S.A.
- USEPA (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.
- USEPA (2009) Estimation of biota sediment accumulation factor (BSAF) from paired observations of chemical concentrations in biota and sediment. EPA/600/R-06/047.
- USEPA (2012) Equilibrium Partitioning Sediment Benchmarks (ESBs) for the Protection of Benthic Organisms: Procedures for the Determination of the Freely Dissolved Interstitial Water Concentrations of Nonionic Organics. EPA/600/R-02/012 | December 2012.
- Wood S.N. (2000) Modeling and smoothing parameter estimation with multiple quadratic penalties. *J. R. Stat. Soc. B* 62:413-428.
- 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.

RINGRAZIAMENTI

Gli autori ringraziano Lorenzo Rossi (ISPRA) per l'elaborazione dei dati e la realizzazione delle immagini in ambiente GIS. Questo articolo riprende parte di un contributo presentato a SIDISA 2016.



INGEGNERIA DELL'AMBIENTE

per il 2016 è sostenuta da:

