

# IL QUADRO NORMATIVO AMBIENTALE NELLA LAGUNA DI VENEZIA. PROPOSTA DI UNA NUOVA PROCEDURA DI GESTIONE DEI SEDIMENTI

Elisa Morabito<sup>1,\*</sup>, Fabiana Corami<sup>2</sup>, Paolo Cescon<sup>2</sup>, Anna Volpi Ghirardini<sup>1</sup>, Andrea Gambaro<sup>1,2</sup>, Carlo Barbante<sup>2,1</sup>

<sup>1</sup> Università Ca' Foscari di Venezia, Dipartimento di Scienze Ambientali, Informatica e Statistica (DAIS), Venezia-Mestre.

<sup>2</sup> CNR, Istituto per la Dinamica dei Processi Ambientali (IDPA), c/o Campus Scientifico Università di Venezia, Venezia-Mestre.

**Sommario** – In un articolo riguardante l'analisi della legislazione nazionale ed europea sulla qualità e gestione dei sedimenti è stato evidenziato come, nel caso di ecosistemi fragili e complessi come la laguna di Venezia, per l'ottimale gestione di sedimenti, sia indispensabile aggiornare la legislazione vigente, grazie all'apporto di nuove conoscenze acquisite dalla comunità scientifica. Nonostante il quadro legislativo negli ultimi anni si sia arricchito, la gestione dei sedimenti lagunari è una problematica rilevante ancora da risolvere, oggetto di serrato dibattito. Per consentire la viabilità navale in laguna sono necessari il dragaggio e la movimentazione periodica d'ingenti quantità di sedimenti, spesso fortemente contaminati. Queste operazioni sono disciplinate dal protocollo d'intesa del 1993, che determina il destino dei sedimenti dragati in base alle concentrazioni totali di alcuni inquinanti. Come ormai riconosciuto da decenni nella comunità scientifica però, le concentrazioni totali non danno indicazioni circa la reale tossicità, piuttosto ne costituiscono un *face value*. Il Protocollo risulta quindi ormai obsoleto poiché adotta un approccio puramente tabellare e non è basato sull'effettiva tossicità dei sedimenti e quindi sul rischio dovuto ad una loro movimentazione. È perciò necessario un approccio legislativo differente che implementi le più recenti conoscenze scientifiche per valutare la reale pericolosità dei sedimenti e che comprenda la legislazione europea recente. La linea guida proposta per la gestione e movimentazione di sedimenti lagunari, ma applicabile anche in altri ambienti, è frutto di approfondite ricerche scientifiche rivolte in particolare alla relazione tra biodisponibilità e tossicità. Essa prevede l'applicazione di un approccio TRIAD: dall'integrazione delle concentrazioni totali degli inquinanti, delle concentrazioni biodisponibili dei metalli e della tossicità, s'individuano sette diversi gradi di pericolosità dei sedimenti da movimentare, in base ai quali sono proposte diverse destinazioni o trattamenti. Procedendo in tal modo si superano i limiti dell'approccio puramente tabellare, s'implementano nozioni fondamentali della legislazione europea e, sulla base del principio di precauzione, si considerano il rischio per l'ambiente e la salute umana.

**Parole chiave:** gestione sedimenti contaminati, biodisponibilità, geospeciazione, approccio TRIAD, ambiente di transizione, tossicità.

\* Per contatti: Elisa Morabito – Via Torino 155, 30172 Mestre (Venezia). Tel. 041.2348667, elisa.morabito@unive.it.

## THE REGULATORY FRAMEWORK IN THE VENICE LAGOON. PROPOSAL OF A NEW PROCEDURE FOR SEDIMENTS MANAGEMENT

**Abstract** – A sustainable management of contaminated sediments, in particular in composite and fragile ecosystems, needs the updating of the legislation with new scientific knowledge. This is especially actual in the Venice lagoon, as has been pointed out in a recent article regarding the national and European legislation on dredged sediments administration. Although during the last few years legislative framework has been improved, sediments' management in the Lagoon is a highly problematic and weighty matter, which still needs to be addressed. In this environment recurrent dredging and handling of large amounts of matter, often highly polluted, are indispensable in order to allow the navigation in the lagoon channels. These operations are regulated by the Protocollo d'Intesa of 1993, which establishes the fate of dredged sediments on the basis of their total concentration in terms of few organic and inorganic pollutants. As well acknowledged for decades by the scientific community, total metals concentration don't give indication about their true toxicity, but rather represents its face value. Moreover, the Venice lagoon is in a continuing state of erosion, losing huge quantity of fine sediments towards the sea. For these reasons it occurs a deficit of sedimentary material required for rehabilitation and maintenance of lagoon's morphology and, at the same time, there are large volumes of dredged sediments that, according to the Protocol, are treated as waste. This is why a different legislative approach is necessary, with the improvement by new scientific knowledge in evaluating the real risk from contaminated sediments, and taking due consideration the European legislation in force. The proposed guideline, product of in-depth scientific searches focused in particular on bioavailability, has been created for lagoon sediment management, but it is relevant also for other environments. The guideline provides for the application of a TRIAD approach, which consists of an incorporation of chemical, toxicological, and biological data. From the integration of total concentration (of both organic and inorganic pollutants), bioavailable concentration of metals, and results of toxicity tests, seven different classes for the sediments are individuated. Each class corresponds to one distinct degree of risk in dredging the sediment, on the basis of which, different destination, treating or further investigations, are considered. The application of the proposed procedure overcomes the limitations of local legislation, based on a merely tab-

ular approach. Moreover, the proposed guideline takes into account the new directives of the legislation in Europe and takes care of human health and environmental protection.

**Keywords:** *contaminated sediments management, bioavailability, geospeciation, TRIAD approach, transitional environment.*

*Ricevuto il 29-5-2018; Correzioni richieste il 22-6-2018; Accettazione finale il 12-7-2018.*

## 1. LEGISLAZIONE: LO STATO

In un precedente lavoro, dal titolo “Analisi critica della normativa europea e italiana per la gestione dei sedimenti marini e lagunari: il caso della Laguna di Venezia” (Corami et al. 2014a), riguardante l’analisi della legislazione nazionale ed europea relativa allo stato di qualità e alla gestione dei sedimenti, è stato evidenziato come, una sostenibile gestione dei sedimenti contaminati richiede l’aggiornamento della legislazione vigente con il contributo di nuove conoscenze riconosciute dalla comunità scientifica. Questa necessità è particolarmente evidente nel caso della laguna di Venezia, per la quale è indispensabile adottare normative specifiche che si adattino alla sua peculiarità di ecosistema fragile e complesso.

Per quanto concerne la legislazione riguardante la qualità ambientale e, quindi, il recepimento della direttiva quadro sulle acque 2000/60 CE, al quadro normativo (D.Lgs 152/2006, Legge n. 13 del 27 febbraio 2009 e D.M. 260/2010) si è aggiunto il D.Lgs 172/2015 in recepimento alla direttiva europea 2013/39 CE (che a sua volta modifica la 2000/60 CE e la 2008/105 CE riguardo alle sostanze prioritarie nel settore della politica delle acque).

La direttiva europea 2013/39 CE è rilevante per i sedimenti, poiché nell’articolo 2 si parla specificamente di sedimenti come matrice, negli articoli 3 bis, 4 e 6 si parla di standard di qualità dei sedimenti e nell’articolo 8 (riesame dell’allegato X della 2000/60 CE) è evidenziata la necessità di fissare gli standard di qualità ambientale (SQA) delle sostanze prioritarie e delle sostanze pericolose prioritarie per i sedimenti, oltre che per le acque ed il biota.

Nel D.Lgs 172/2015, come nel precedente D.M. 260/2010, sono stati fissati SQA specifici per contaminanti organici e inorganici relativi alla qualità delle acque, dei sedimenti e del biota. Sebbene per molti contaminanti gli SQA siano stati stabiliti in base alla concentrazione totale, l’aspetto più innovativo di tale decreto legislativo è l’introdu-

zione del concetto di concentrazione biodisponibile e di biodisponibilità di alcuni metalli nella matrice acqua.

La concentrazione totale di un elemento è intesa come somma di tutte le specie chimiche che contengono l’elemento senza distinzione, per esempio, tra la forma ionica e i complessi inorganici o organici. Eseguire uno studio di speciazione significa quindi conoscere le concentrazioni di tutte le distinte forme chimico-fisiche di un elemento che assieme costituiscono la sua concentrazione totale. La bioaccessibilità è riferita alla quantità di metallo disponibile nell’ambiente che può interagire con gli organismi attraverso le membrane cellulari e altre superfici di contatto (pelle, mucose, etc.) e potenzialmente disponibile per essere adsorbita. La biodisponibilità è invece definita come la frazione di metallo cui un organismo è esposto sotto determinate condizioni, ossia quanto del metallo bioaccessibile possa essere realmente adsorbito e assimilato passando attraverso le membrane cellulari del biota (Fairbrother et al., 2007). Nel decreto 172/2015 (e nel manuale “Linee guida per il monitoraggio delle sostanze prioritarie (secondo D.Lgs 172/2015)” di ISPRA, 2016) gli SQA nelle acque interne, per il nichel (Ni) e per il piombo (Pb), si riferiscono alla concentrazione biodisponibile, ovvero alla concentrazione nelle condizioni ambientali di massima disponibilità. Diverso è invece il caso del Cd per il quale sono stati fissati SQA nelle acque interne in relazione alla durezza dell’acqua.

Il D.Lgs 172/2015 e le relative linee guida di Ispra quindi, recepiscono ed implementano le guide europee più recenti in materia di biodisponibilità, come la Technical Guidance for deriving Environmental Quality Standards (Guidance n. 27, (EC, 2011)) ed anche la Technical Guidance for Chemical Monitoring of Sediment and Biota (Guidance n. 25, (EC, 2010)). Infatti, il D.Lgs 172/2015 sostituisce l’articolo 78 del D.Lgs 152/2006, inserendo un art. 78 undecies (Elenco di controllo), dal quale si legge testualmente: «*Ai fini della classificazione delle acque superficiali il monitoraggio chimico viene eseguito nella colonna d’acqua e nel biota. A tal fine, entro il 22 marzo 2016, sulla base delle linee guida europee n. 25 – Chemical Monitoring of Sediment and Biota, n. 32 – Biota Monitoring e n. 33 – Analytical Methods for Biota Monitoring è resa disponibile una linea guida italiana, predisposta dagli istituti scientifici nazionali di riferimento, con le informazioni pratiche, necessarie per l’utilizzo di taxa di biota alternativi ai fini*

della classificazione. La linea guida riporta, inoltre, i riferimenti ai criteri fisico-chimici per valutare la concentrazione di piombo e nichel in base alla biodisponibilità sito-specifica nelle acque interne. Le regioni e le province autonome possono utilizzare, limitatamente alle sostanze di cui alla tabella 2/A, la matrice sedimento al fine della classificazione dei corpi idrici marino-costieri e di transizione».

Come evidenziato nella Technical Guidance n. 27 (EC, 2011), la concentrazione totale degli inquinanti è un *face value*, un valore che non fornisce alcuna informazione riguardo la biodisponibilità del contaminante considerato. La tossicità esercitata da un metallo nell'ambiente acquatico è data dalla sua capacità di interagire con il biota e quindi di attraversare le membrane cellulari. Poiché non tutte le specie in cui si può trovare un metallo hanno la stessa tendenza ad interagire con il biota, ma solo le forme libere o legate in complessi facilmente scindibili, è necessario conoscere la speciazione dell'elemento per avere informazioni circa la sua reale tossicità. Pertanto, come evidenziato da decenni dalla comunità scientifica, per valutare lo stato di qualità ambientale in base al livello di contaminazione, diventa indispensabile conoscere la speciazione dei metalli.

Per le acque è inoltre di grande interesse il recepimento del Biotic Ligand Model (BLM, validato da Di Toro (2001), presente nelle linee guida di Ispra. L'approccio del BLM permette di calcolare la frazione biodisponibile di un metallo nella matrice acqua, partendo unicamente dalle misure chimiche, come la sua concentrazione totale e altri parametri rilevanti: la durezza dell'acqua, la temperatura, il pH, ma anche il carbonio inorganico, il carbonio organico, la concentrazione di ioni maggiori, ecc. L'utilizzo del BLM per la valutazione della biodisponibilità dei metalli nelle acque è stata validata dal comitato scientifico europeo SCHER (Scientific Committee on Health and Environmental Risks) (2010). Poiché il BLM richiede la conoscenza di diversi parametri, i ricercatori hanno sviluppato e validato alcuni BLM semplificati in grado comunque di prevedere la frazione biodisponibile dei metalli in acqua a partire da un numero ridotto di parametri. Attualmente sono disponibili BLM semplificati e validati per nichel (Ni) (Hoang et al., 2004; Keithly et al., 2004; rame (Cu) (De Schampelaere et al., 2003; Santore et al., 2001), zinco (Zn) (Heijerick et al., 2002a, 2002b) e piombo (Pb) (Flouty e Khalaf, 2015) e disponibili su <https://bio-met.net> e [\*lakes-metal-bioavailability-assessment-tool-m-bat\*. Nelle linee guida per la 172/2015 \(ISPRA, 2016\), finalizzate alla classificazione dello stato di qualità delle acque è stato proposto uno schema a più livelli, comprendente l'implementazione dei modelli di biodisponibilità, le analisi chimiche e le eventuali misure di ripristino.](http://www.wfduk.org/resources/rivers-</a></p></div><div data-bbox=)

Negli ambienti acquatici, così com'è importante lo stato di qualità dell'acqua, altrettanto lo è lo stato di qualità dei sedimenti, come ben evidenziato nella Technical Guidance 25 (EC, 2010), nella quale i sedimenti sono designati come «*matrice raccomandata per la valutazione dello stato chimico di metalli e di alcuni composti idrofobici (composti organici) nei corpi d'acqua marini e lentici (laghi, stagni, acque di transizione)*» e il materiale particolato, derivato dalla risospensione dei sedimenti (suspendend particulate matter, SPM), è la matrice di riferimento per i corpi d'acqua lotici (acque correnti come ruscelli e fiumi). Inoltre, i sedimenti, o in alternativa l'SPM dovuto alla loro risospensione, e il biota sono indicati come matrici di riferimento per il monitoraggio di diversi contaminanti poiché, rispetto alle acque, questi comparti ambientali possono mettere in relazione nel tempo e nello spazio i cambiamenti relativi all'inquinamento e alla contaminazione e permettono quindi di valutare lo stato di qualità ambientale su una scala temporale a lungo termine, come è poi richiesto dalla Direttiva Europea 2008/105 UE.

Come già visto per le acque, anche nei sedimenti il concetto di biodisponibilità è fondamentale.

Mentre per le acque è stato messo a punto il BLM (Di Toro et al., 2001) (e le sue versioni semplificate), che permette di valutare la biodisponibilità, e le analisi chimiche (con lo studio della speciazione) sono effettuate al momento del superamento degli SQA, nel caso dei sedimenti non esistono ad oggi modelli analoghi al BLM. Così, per conoscere la biodisponibilità dei metalli all'interno di un sedimento è necessario effettuare lo studio della geospeciazione, che permette di conoscere le concentrazioni dei metalli in diverse fasi presenti all'interno del sedimento, ciascuna con diversa mobilità. Maggiore sarà la mobilità dell'elemento, maggiore sarà la sua tendenza a entrare in circolo nell'ambiente acquatico e diventare quindi accessibile al biota. La geospeciazione, quindi la conoscenza della mobilità e biodisponibilità, è eseguita attraverso una procedura operativa di estrazione sequenziale (sequential extraction procedure, SEP), come anche indicato nel Manuale per la Movimentazio-

ne dei Sedimenti Marini (ICRAM – APAT, 2007). Per altri contaminanti diversi dai metalli la frazione biodisponibile nei sedimenti può essere valutata tramite l'applicazione di varie tecniche, come illustrato nella Guidance n. 27 (EC, 2011).

L'importanza dei sedimenti per determinare lo stato di qualità degli ambienti acquatici è acclarata nella 152/2006 (e suoi successivi emendamenti) e nel D.Lgs 172/2015, che modifica così l'art. 78 del D.Lgs 152/2006:

*«(Standard di qualità ambientale per le acque superficiali). – 1. Ai fini della determinazione del buono stato chimico delle acque superficiali si applicano, con le modalità disciplinate dal presente articolo, gli SQA elencati alla tabella 1/A per la colonna d'acqua e per il biota e gli SQA elencati alla tabella 2/A per i sedimenti, di cui al paragrafo A.2.6 dell'allegato 1 alla parte terza.»*

Il D.Lgs 172/2015 porta modifica anche all'articolo 74, comma 2, lettera z) del D.Lgs 152/2006:

*«Buono stato chimico delle acque superficiali: lo stato chimico richiesto per conseguire gli obiettivi ambientali per le acque superficiali fissati dalla presente sezione secondo le modalità previste all'articolo 78, comma 2, lettere a) e b), ossia lo stato raggiunto da un corpo idrico superficiale nel quale la concentrazione degli inquinanti non superi gli standard di qualità ambientali fissati per le sostanze dell'elenco di priorità di cui alle tabelle 1/A (acque) e 2/A (sedimenti) del paragrafo A.2.6 dell'allegato 1 alla parte terza».*

Pertanto, l'analisi della qualità dei sedimenti è imprescindibile per la determinazione dello stato di qualità dell'ambiente acquatico o del corpo idrico (l'insieme di acqua, sedimenti e biota).

I sedimenti, però, non sono soltanto regolamentati dalla legislazione relativa allo stato di qualità ambientale, ma sono anche disciplinati dalla legislazione riguardante i sottoprodotti, le norme tecniche e le modalità di dragaggio. A tal riguardo sono di recente emanazione il D.M. 172/2016, recante la disciplina delle norme tecniche e delle modalità di dragaggio nei siti di interesse nazionale (SIN) ed il D.M. 173/2016, recante modalità e criteri tecnici per l'autorizzazione all'immersione in mare dei materiali di escavo dei fondali marini, e le relative linee guida (Giaime et al., 2016), che si uniscono al D.Lgs 152/2006 e ss.mm.ii.

Dal 2014 ad oggi quindi, il quadro legislativo è stato molto arricchito, anche con approcci di tipo modellistico per la gestione dei sedimenti marini (Giaime et al., 2016). Negli ambienti di transizione però, e in particolare nella Laguna di Venezia

che è un ecosistema complesso e fragile, la gestione dei sedimenti è una problematica rilevante ancora da affrontare, oggetto di serrato dibattito in sede scientifica e amministrativa.

Per consentire la viabilità navale e mantenere la necessaria quota di profondità nei canali, in laguna di Venezia si rende necessario il dragaggio e la movimentazione periodica di ingenti quantità di sedimenti, che possono essere contaminati da composti organici e metalli. Gli escavi e la movimentazione dei sedimenti in laguna di Venezia sono regolamentati, in virtù della Legge Speciale (la terza, Legge 139/1992), dal tuttora vigente protocollo d'intesa del 1993 recante "Criteri di sicurezza ambientale per gli interventi di escavazione, trasporto e impiego dei fanghi estratti dai canali di Venezia". Il protocollo fanghi determina l'eventuale utilizzo e conferimento dei sedimenti lagunari secondo la classe di appartenenza (A, B, C e "Oltre C"), stabilita in base alle concentrazioni nei sedimenti di alcuni inquinanti organici e alle concentrazioni totali di alcuni metalli. Esso adotta quindi un approccio puramente tabellare, troppo semplicistico per un ambiente così complesso, e considera esclusivamente le concentrazioni totali di alcuni elementi, senza prendere in considerazione il concetto di biodisponibilità e tossicità. Alla luce della più recente legislazione europea e italiana, il protocollo fanghi rivela tutti i suoi limiti, mettendo in luce la sua obsolescenza.

Inoltre, in laguna di Venezia si osserva uno stato di degrado morfologico, dovuto a un'erosione generalizzata dei fondali e delle barene (la struttura geomorfologica più diffusa della laguna di Venezia: terreni tabulari di forma e dimensioni variabili periodicamente sommersi durante le alte maree) a causa di agenti naturali (marea e vento) e antropici (escavo di profondi canali navigabili, il passaggio di grandi navi, la pesca invasiva dei molluschi, il moto ondoso generato dai natanti di medio-piccole dimensioni che spesso viaggiano a velocità eccessiva, ecc.).

L'alterazione dei fondali lagunari e l'erosione dei fondali e delle barene comporta la perdita importante e definitiva di materiale sedimentario, trasportato dalla laguna al mare attraverso le correnti, ed il conseguente appiattimento della geomorfologia lagunare, con la perdita delle forme tipiche lagunari e quindi di habitat per diverse specie (itiche, di avifauna, etc.) autoctone. Orientativamente l'attuale perdita annuale netta di materiale fine negli scambi laguna-mare è stimata in  $\sim 500 \cdot 10^3 \text{ m}^3$  (D'Alpaos, 2010).

Pertanto, quanto si osserva in laguna è da un lato un deficit di materiale sedimentario, necessario per la ricostruzione di barene e messa a punto di opere volte a recuperare o proteggere la geomorfologia lagunare, e nel contempo la presenza di ingenti quantità di sedimenti dragati da gestire, per i quali il conferimento in discarica spesso sembra essere l'unica opzione. Una possibile alternativa al conferimento in discarica può essere la destinazione in cassa di colmata (come previsto dall'Accordo Moranzani, AdP Moranzani, 2008), previa inertizzazione.

Una minima parte dei sedimenti lagunari (classe A secondo il protocollo fanghi) è stata e può essere utilizzata per la ricostruzione morfologica del paesaggio lagunare. D'altro canto, vista la sua qualità dal punto di vista chimico, la maggior parte dei sedimenti (dalla classe B a "Oltre C", secondo il protocollo fanghi) è considerata come rifiuto e non un'importante risorsa e, quindi, la sua gestione è gravosa in termini economici e ambientali.

Ai sensi della direttiva 2000/60 e del D.Lgs 152/2006 e suoi successivi emendamenti (e D.M. 56/2009), sono stati eseguiti dei cicli di monitoraggio per determinare la classificazione dello stato ecologico e chimico dei corpi idrici della laguna di Venezia. In ottemperanza alle leggi citate sono state eseguite analisi chimiche sulle acque, sui sedimenti e sul biota, e saggi biologici per evidenziare problemi ecotossicologici relativi ai sedimenti (programma MODUS: "Monitoraggio dei corpi idrici lagunari a supporto della loro classificazione e gestione (direttiva 2000/60/CE e D.M. 56/2009)"). Dai risultati del primo ciclo di monitoraggio 2010/2012, i cui esiti sono stati resi pubblici dal D.G.R. 140/2014, è emerso uno stato di qualità delle acque complessivamente *buono*, mentre lo stato di qualità dei sedimenti lagunari è risultato complessivamente *non buono* per le sostanze dell'elenco di priorità e *sufficiente/buono* per le sostanze non appartenenti all'elenco di priorità. Lo stato di qualità dei sedimenti è supportato dal giudizio integrato dei test di tossicità, che vede nel 2012 la maggior parte dei corpi idrici caratterizzati da sedimenti tossici, e dai superamenti dei parametri di qualità rilevati nel biota (tabelle contenute nell'allegato A al D.G.R. 140/2014).

Tale situazione di apparente incongruenza (tra acque e sedimenti) è facilmente spiegabile conoscendo i cicli biogeochimici dei metalli e considerando la mobilità e la biodisponibilità. Infatti, i

metalli presenti nei sedimenti sono distribuiti in frazioni più o meno mobili e con una differente accessibilità/biodisponibilità per il biota. A seguito della rimobilizzazione dei sedimenti, causata dalla risospensione (per via delle correnti, del traffico navale o della pesca), dalla bioturbazione o più considerevolmente dalle operazioni di dragaggio, tutte le frazioni mobili dei metalli vengono rimesse in circolo e quindi diventano nuovamente biodisponibili. Pertanto, caratterizzare la contaminazione dei sedimenti e conoscerne la qualità non è soltanto necessario al fine di movimentare i sedimenti e determinarne la destinazione, ma è basilare per la completa valutazione dello stato di qualità del corpo idrico.

In considerazione di tutto questo, è incontrovertibile la necessità di un approccio legislativo differente, che superi il protocollo fanghi, che recepisca la legislazione europea più recente e che permetta di valutare la reale pericolosità dei sedimenti in base ad indagini di caratterizzazione accurate, che implementino le conoscenze ormai acclarate dalla comunità scientifica. Va sottolineato che la notevole quantità di sedimenti in gioco e la necessità di recuperare e riutilizzare gli stessi per favorire la conservazione dell'ecosistema, impongono una gestione basata su procedure di caratterizzazione innovative, efficaci e coerenti con le normative più moderne.

D'altro canto, va ricordato che utilizzare i sedimenti dragati per il recupero e la protezione della morfologia lagunare non può far perdere di vista l'obiettivo principale della Legge Speciale per Venezia, ovvero la salvaguardia del suo patrimonio culturale ed ambientale, ed è indubbio che il principio di precauzione (dichiarazione di Rio, 1992: «*Al fine di proteggere l'ambiente, un approccio cautelativo dovrebbe essere ampiamente utilizzato dagli Stati in funzione delle proprie capacità*») debba guidare ogni decisione in campo ambientale, a maggior ragione in un ecosistema così complesso.

Quindi, la gestione e la movimentazione dei sedimenti della laguna di Venezia può seguire un solo percorso possibile, che individua i sedimenti come fondamentale risorsa ambientale, individuando percorsi di riutilizzo per interventi di salvaguardia (come il ripristino di barene, ecc.), soprattutto individuando opportune modalità di caratterizzazione, affinché lo stato dei sedimenti non comporti il peggioramento dello stato di qualità delle acque, non sia nocivo per il biota e/o non costituisca pericolo per la salute umana.

*Conditio sine qua non* per la gestione, la movimentazione e la reintroduzione dei sedimenti della Laguna di Venezia è perciò la conoscenza della biodisponibilità dei contaminanti, poiché va stabilita la non pericolosità dei sedimenti, in altre parole, i sedimenti da reintrodurre in Laguna non devono essere tossici per il biota e non devono peggiorare lo stato ambientale del corpo idrico tutto. Pertanto, la gestione, la movimentazione e la reintroduzione dei sedimenti della laguna di Venezia devono seguire il percorso legislativo della qualità ambientale, tenendo presente gli SQA presenti nelle tabelle del D.Lgs 172/2015 relativi alle matrici costituenti il corpo idrico: acque (Tabb. 1A e 1B), sedimenti (Tabb. 2A e 3B) e valutando la biodisponibilità, come anche il bioaccumulo.

Considerando sia il rischio per l'ambiente (Ecological Risk Assessment, ERA), sia il rischio per la salute umana (Health Risk Assessment, HERA), nonché il principio di precauzione, la linea guida di seguito proposta per la gestione e la movimentazione dei sedimenti in laguna di Venezia, ma applicabile anche in ambienti di transizione e/o in ambienti complessi, prevede la valutazione dei dati chimici di inquinanti organici e inorganici, la conoscenza della mobilità, accessibilità/biodisponibilità per i metalli (quindi lo studio della geospeciazione) e l'integrazione di queste conoscenze con i test tossicologici, come prevede l'approccio TRIAD (Chapman, 1990, Chapman et al., 1997, Environment Canada and Ontario Ministry of the Environment, 2008, USEPA, 2002). L'approccio denominato "*Sediment Quality Triad*" integra tre diverse componenti: la chimica dei sedimenti (con l'individuazione delle concentrazioni degli inquinanti), la tossicità potenziale (valutata tramite test) e la verifica dello stato ecologico mediante lo studio della comunità bentonica. Qualora dall'integrazione risultassero criticità, si prevedono successive e approfondite indagini, come i test di bioaccumulo e approfondimenti per l'individuazione dell'agente responsabile della tossicità come il Toxicity Identification Evaluation (TIE). Attraverso questa valutazione integrata si propongono diverse modalità di riutilizzo e conferimento dei sedimenti da movimentarsi e movimentati.

## 2. PROPOSTA PER LA GESTIONE E MOVIMENTAZIONE DEI SEDIMENTI DELLA LAGUNA DI VENEZIA

Le regole per una corretta gestione e movimentazione dei sedimenti marini sono presenti nel "Ma-

nuale per la movimentazione dei sedimenti marini" (ICRAM, APAT, 2007). In questo manuale sono indicati i test necessari per legge per la valutazione della tossicità che, assieme allo stato chimico, determina la possibilità, o meno, del recupero e della reintroduzione in ambiente dei sedimenti movimentati.

Sempre nel citato manuale ICRAM-APAT si legge (pag. 28) «In specifiche situazioni locali, *per favorire una migliore conoscenza delle caratteristiche geochimiche dei sedimenti da movimentare può essere utile l'esecuzione di mineralizzazioni frazionate finalizzate alla speciazione chimica degli elementi di interesse*».

Le importanti indicazioni riguardo alla speciazione chimica nei sedimenti, presenti nel manuale ICRAM-APAT, si uniscono quindi agli altrettanto importanti riferimenti presenti nelle linee guida e nelle direttive europee e nella legislazione italiana di più recente aggiornamento, relativi ai sedimenti marini e di ambienti d'acqua dolce ed anche a quelli di ecosistemi di transizione, ambienti caratterizzati da una rilevante eterogeneità spaziale e temporale.

Questo è il caso della laguna di Venezia; in relazione alle sue caratteristiche peculiari e in considerazione della richiesta di reintrodurre i sedimenti lagunari dragati al suo interno, la conoscenza della geospeciazione chimica si rende necessaria contestualmente alla valutazione della tossicità potenziale (valutata tramite test). Lo studio della geospeciazione chimica, come evidenziato nel paragrafo precedente, permette di stimare la accessibilità/biodisponibilità e la mobilità degli elementi in tracce. Nel caso di reintroduzione dei sedimenti nell'ambiente senza conterminazione e senza impermeabilizzazione diventa quindi fondamentale lo studio della geospeciazione poiché i dati ottenuti, assieme alla valutazione della tossicità, permettono di evidenziare l'eventuale non pericolosità dei sedimenti. La reintroduzione di sedimenti non pericolosi diventa pertanto possibile in quanto non va a determinare un peggioramento delle condizioni di qualità del corpo idrico ricevente.

Qualora i sedimenti movimentati a seguito dello studio della geospeciazione e dei test di tossicità, vengano dichiarati pericolosi, la loro reintroduzione nell'ambiente risulterebbe impossibile ai sensi della legislazione vigente. In questo caso quindi verrebbero considerati rifiuti dal punto di vista legislativo ed il loro smaltimento non prevede in nessun caso il conferimento in acque di transizione, o in altri bacini (art. 192, D.Lgs 152/2006.) Nell'ottica di gestire

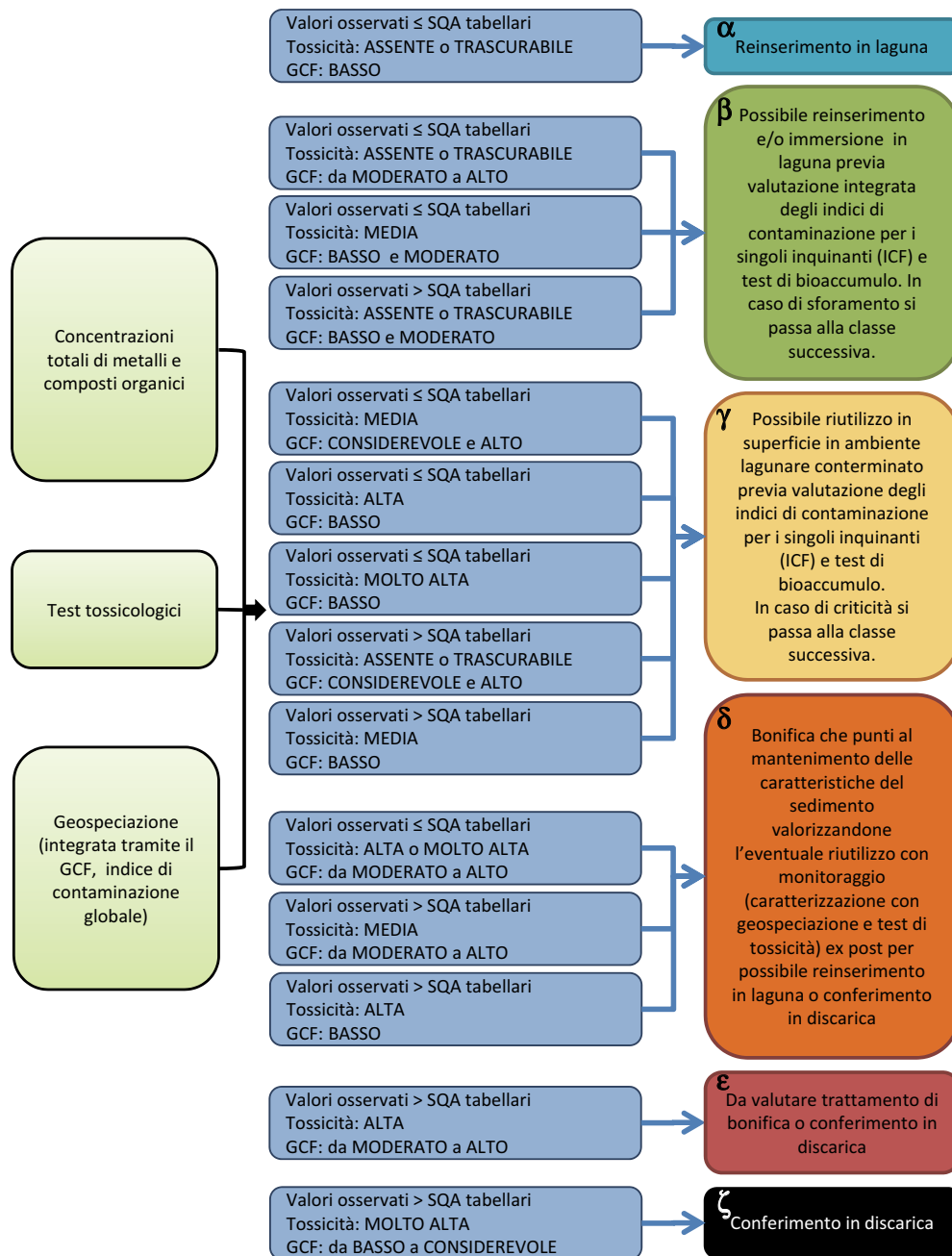


Figura 1 – Schema riassuntivo dei possibili casi sulla base dei risultati delle analisi chimiche e tossicologiche

in maniera ecologicamente sostenibile i sedimenti e la loro reintroduzione in laguna, è quindi primario stabilire la loro *non pericolosità* (con riferimento all'art. 185, comma 3, D.Lgs 152/2006).

L'importanza del concetto di biodisponibilità è stata chiaramente esplicitata nella già citata Technical Guidance n. 27 (EC, 2011); infatti, a pagina 30 si legge il seguente richiamo alla 2000/60 e alla 2008/105: «La Water Framework Directive (2000/60) esplicitamente riconosce l'importanza della accessibilità e della biodisponibilità dei metalli e del loro livello naturale».

Inoltre, l'importanza del conoscere la biodisponibilità è sottolineata anche nelle linee guida e nei

protocolli legislativi degli USA (dal framework sui metalli del 2003) e del Canada (CCME, 1999).

Pertanto, una gestione efficace ed ecologicamente sostenibile dei sedimenti per una loro reintroduzione nell'ambiente non può prescindere dallo studio della geospecazione, che permette di valutare il loro grado di pericolosità per l'ambiente e il biota.

In relazione ai concetti sopra espressi, ai sensi della legislazione vigente europea e italiana, si propone di valutare la qualità dei sedimenti e quindi la loro eventuale pericolosità ai fini della loro reintroduzione o meno in laguna di Venezia, secondo lo schema in Figura 1.

La linea guida proposta in questo lavoro utilizza un approccio di tipo TRIAD: attraverso la valutazione integrata delle concentrazioni totali degli inquinanti presenti nei sedimenti, delle concentrazioni accessibili/biodisponibili e mobili dei metalli e della tossicità, s'individuano diversi gradi di pericolosità dei sedimenti da movimentare, in base ai quali sono proposte diverse destinazioni, trattamenti, o indagini ulteriori.

I test di bioaccumulo non sono previsti come analisi da eseguire a priori ma ulteriori, in caso si palesi l'esigenza di indagare ulteriormente lo stato di qualità del sedimento in questione o sia necessario conoscere la causa della tossicità rilevata nei test. Procedendo in tal modo e sempre considerando l'importante principio di precauzione (art. 191 Trattato sul funzionamento dell'Unione Europea, Comunicazione della Commissione Europea, 2000), il protocollo fanghi del 1993 può essere superato e si potrà operare ai sensi della legislazione vigente, (come richiesto nel documento relativo del Provveditorato Interregionale per le Opere Pubbliche Veneto – Trentino Alto Adige – Friuli Venezia Giulia prot. N.193/15/CO22), implementando tutte le nozioni fondamentali della legislazione europea, evidenziate anche nel Manuale per la movimentazione dei sedimenti marini (ICRAM – APAT 2007).

All'interno di questa proposta sono valutati attentamente sia gli inquinanti organici (IPA, PCB, diossine, furani, ecc.) sia inorganici (metalli e metalloidi) al fine di una completa valutazione della qualità ambientale dei sedimenti. Le concentrazioni totali degli inquinanti organici vengono misurate parallelamente a quelle degli inorganici ed in seguito confrontate con gli SQA presenti nelle tabelle 2/A, 3/A e 3/B del D.Lgs 172/2015. Quindi sono presi in considerazione i due casi: concentrazioni totali trovate nei sedimenti  $\leq$  degli SQA tabellari e concentrazioni totali trovate nei sedimenti  $>$  degli SQA tabellari.

La tossicità viene valutata in base ad una batteria di test presenti nel D.M. 173/2016, nel manuale per la movimentazione dei sedimenti marini (ICRAM-APAT, 2007) e nel manuale "Batterie di saggi ecotossicologici per sedimenti di acque salate e salmastre" (ISPRA, 2011) secondo una scala di quattro valori: Assente o Trascurabile, Media, Alta, Molto Alta. Per i test ecotossicologici è importante considerare la sito-specificità, quindi è bene prendere in considerazione metodi che sono stati oggetto di appositi studi di validazione ed applicabilità all'ambiente in questione e risultano di con-

seguenza più consolidati rispetto ad altri. Per quanto riguarda la laguna di Venezia questi sono:

- il test su sedimento con *Corophium orientale* e/o *Monocorophium insidiosum* (Picone et al., 2008);
- il test su sedimento con gli stadi larvali del copepode *Acartia tonsa* (Picone et al., 2018);
- il test su matrice liquida con *Mytilus galloprovincialis* (Losso et al., 2007; Volpi Ghirardini et al., 2005a);
- il test su matrice liquida con *Crassostrea gigas* (Libralato et al., 2008; Losso et al., 2007; Picone et al., 2016);
- il test su matrice liquida con i gameti di *Paracentrotus lividus* (Picone et al., 2016; Volpi Ghirardini et al., 2005b);
- il test su matrice liquida con gli embrioni di *P. lividus* (Losso et al., 2007; Volpi Ghirardini et al., 2005b).

Per questi saggi sono già disponibili delle soglie di tossicità sito-specifiche e matrice-specifiche calcolate a partire dai dataset storici disponibili per la laguna di Venezia. La disponibilità di studi di applicabilità e di una soglia sito-specifica fa sì che questi saggi siano da considerarsi prioritari nella composizione della batteria. Per i fattori ponderali da attribuire a matrici ed *end-point* può essere opportuno fare riferimento all'indice WATI (Weight Averaged Toxicity Index, Volpi Ghirardini et al., 2007), che attribuisce un peso specifico ad ogni coppia test-matrice prendendo in considerazione diversi parametri tra cui rappresentatività della specie per l'ambiente, rappresentatività del test relativamente alla matrice usata, tipo di *end-point*, sensibilità del test, riproducibilità, disponibilità della specie, influenza dei fattori di confusione, rapidità di esecuzione, facilità di esecuzione e costi.

Per i test di tossicità da utilizzare nelle matrici liquide (elutriato e acqua interstiziale) è fondamentale utilizzare accoppiamenti fissi in relazione alle relative sensibilità dimostrate dai vari organismi e in relazione agli *end-point* misurati. Questi accoppiamenti riguardano in particolare le seguenti combinazioni test-matrice: test *M. galloprovincialis* – elutriato; test con *C. gigas* – acqua interstiziale; test embriotossicità con *P. lividus* – elutriato; test spermiotossicità con *P. lividus* – acqua interstiziale; test di riproduzione algale – elutriato.

Inoltre, la caratterizzazione tossicologica dei sedimenti profondi, per quanto concerne le matrici liquide, è opportuno che sia accompagnata da pro-



cedure di Toxicity Identification Evaluation (TIE). Tali procedure mirano alla valutazione del contributo fornito dalle principali classi di contaminanti (metalli, organici non polari, ammoniaca e solfuri) alla tossicità misurata con i saggi. Le procedure di TIE sono state standardizzate a livello internazionale (USEPA) e applicate anche in ambiente lagunare.

Le concentrazioni delle specie accessibili/biodisponibili per i metalli vengono misurate tramite lo studio di geospeciazione ottenuto attraverso estrazione sequenziale (Tessier, 1979 e Corami, 2009). Tale procedura analitica permette di conoscere la geospeciazione dei metalli presenti nei sedimenti ovvero le loro singole concentrazioni nelle diverse frazioni: bioaccessibile/biodisponibile-bioaccessibile, riducibile, ossidabile e residua. Come osservato nelle acque, la frazione bioaccessibile è quella in grado di esercitare effetti tossici sull'ambiente e sugli organismi (biota); nel caso dei sedimenti la parte di metallo che può avere immediatamente effetti sull'ambiente e sugli organismi è data dall'insieme della frazione prontamente accessibile e della frazione legata ai carbonati. Nel caso di dragaggio e movimentazione dei sedimenti, anche la frazione mobile è da valutarsi attentamente, poiché potrebbe tornare nuovamente accessibile al biota in seguito ai cambiamenti di variabili come il pH, il potenziale redox, ecc. I risultati della geospeciazione di ogni elemento studiato vengono poi integrati per mezzo dell'indice GCF (Global Contamination Factor, indice di contaminazione globale per tutti i metalli analizzati) ottenuto dall'equazione:

$$GCF = \sum_{i=1}^n ICF_i \quad (1)$$

Dove ICF (Individual Contamination Factor) è l'indice di contaminazione individuale per ogni singolo metallo. L'ICF si calcola tramite l'equazione:

$$ICF = \frac{Bioacc + Red + Ox}{Res} \quad (2)$$

Dove Bioacc, Red, Ox e Res sono le concentrazioni del metallo rispettivamente nelle frazioni accessibile/biodisponibile, riducibile, ossidabile e residua (Chen et al., 2013; Ikem et al., 2003; Zhao et al., 2012). Quindi le concentrazioni accessibili al biota, studiate tramite geospeciazione ottenuta con estrazione sequenziale, vengono integrate attraverso

Tabella 1 – *Categorie di contaminazione basate sul GCF (Zhao et al., 2012)*

Classificazione dell'inquinamento da metalli in base al Global Contamination Factor	
Valore di GCF	Classificazione
<6	Basso
6–12	Moderato
12–24	Considerevole
>24	Alto

so il GCF secondo una scala di quattro valori corrispondente a quattro livelli di inquinamento da metalli: Basso, Moderato, Considerevole e Alto (Tabella 1) (Zhao et al., 2012).

Dalla valutazione integrata delle tre variabili (concentrazioni totali degli inquinanti organici e inorganici, tossicità e biodisponibilità dei metalli), si possono presentare diversi casi, come schematizzato in Tabella 2 e Figura 1, che sono stati raggruppati in sette classi finali di gestione dei sedimenti che vengono spiegate di seguito. Per completezza sono stati riportati tutti i casi possibili in base ai valori che possono assumere le tre variabili considerate, sebbene non tutti i casi presi in considerazione abbiano la medesima probabilità di verificarsi.

- La classe ALPHA ( $\alpha$ ) comprende i sedimenti per i quali le concentrazioni totali degli inquinanti siano inferiori agli SQA tabellari, la tossicità sia assente o trascurabile e l'indice GCF sia basso. Per questa classe di sedimenti si prevede l'inserimento in laguna senza ulteriori indagini.
- La classe BETA ( $\beta$ ) comprende tre casi: 1) concentrazioni totali inferiori ai limiti tabellari, tossicità assente o trascurabile, valori di GCF da moderato ad alto; 2) concentrazioni totali inferiori ai limiti tabellari, tossicità media, valori di GCF da basso a moderato e 3) concentrazioni totali maggiori dei limiti tabellari, tossicità assente o trascurabile, valori di GCF da basso a moderato. Per questa classe di sedimenti si prevede un possibile reinserimento e/o immersione nelle acque lagunari previa valutazione integrata degli indici di contaminazione per i singoli metalli (ICF) ed i test di bioaccumulo e/o approfondimenti per l'individuazione dell'agente responsabile della tossicità (es. TIE). In caso di criticità (come per esempio elevate concentrazioni di mercurio) i sedimenti vengono trattati come appartenenti alla classe successiva (GAMMA).

Tabella 2 – Schema dei possibili casi sulla base dei risultati delle analisi delle concentrazioni totali degli inquinanti, dei test di tossicità e della geospecazione

Concentrazioni totali di inquinanti organici ed inorganici	Tossicità	GCF	Classe
Valori osservati ≤ SQA Tabellari	Assente o trascurabile	Basso	ALPHA
		Moderato	BETA
		Considerevole	
	Media	Alto	BETA
		Basso	
		Moderato	GAMMA
		Considerevole	
	Alta	Alto	DELTA
		Basso	
		Moderato	GAMMA
		Considerevole	
	Molto alta	Alto	DELTA
Basso			
Moderato		GAMMA	
Considerevole			
Valori osservati > SQA Tabellari	Assente o trascurabile	Basso	BETA
		Moderato	
		Considerevole	GAMMA
		Alto	
	Media	Basso	GAMMA
		Moderato	DELTA
		Considerevole	
		Alto	
	Alta	Basso	DELTA
		Moderato	EPSILON
		Considerevole	
		Alto	
Molto alta	Basso	ZETA	
	Moderato		
	Considerevole		
	Alto		

- La classe GAMMA ( $\gamma$ ) comprende cinque casi possibili: 1) concentrazioni totali inferiori ai limiti tabellari, tossicità media, valori di GCF da considerevole ad alto; 2) concentrazioni totali inferiori ai limiti tabellari, tossicità alta, valore di GCF basso; 3) concentrazioni totali inferiori ai limiti tabellari, tossicità molto alta, valore di GCF basso; 4) concentrazioni totali maggiori dei limiti tabellari, tossicità assente o trascurabile, valori di GCF da considerevole ad

alto e 5) concentrazioni totali maggiori dei limiti tabellari, tossicità media, valore di GCF basso. Per questi sedimenti è possibile il riutilizzo in superficie in ambiente lagunare conterminato previa valutazione integrata degli indici di contaminazione per i singoli metalli (ICF) ed i test di bioaccumulo e approfondimenti per l'individuazione dell'agente responsabile della tossicità (es. TIE). Anche per questa classe, in caso di criticità (come per esempio elevate concentrazioni di mercurio) i sedimenti vengono trattati come appartenenti alla classe successiva (DELTA).

- La classe DELTA ( $\delta$ ) comprende 3 possibili casi: 1) concentrazioni totali inferiori ai limiti tabellari, tossicità alta o molto alta, valori di GCF da moderato ad alto; 2) concentrazioni totali maggiori dei limiti tabellari, tossicità media, valori di GCF da moderato ad alto e 3) concentrazioni totali maggiori dei limiti tabellari, tossicità alta, valore di GCF basso. I sedimenti ricadenti in questa classe devono essere trattati tramite bonifica, che punti al mantenimento delle caratteristiche geochimiche del sedimento valorizzandone l'eventuale riutilizzo. A seconda dei casi si possono predisporre degli approfondimenti per individuare l'agente responsabile della tossicità (TIE). In seguito alla bonifica, (che non comprende la messa in sicurezza), si prevede un monitoraggio *ex-post* che dovrà comprendere una nuova caratterizzazione del sedimento bonificato con geospecazione e test di tossicità per valutarne il possibile inserimento in laguna. Il sedimento bonificato seguirà quindi l'iter di partenza. Se non si sceglie la bonifica, il sedimento dovrà essere considerato come rifiuto e/o rifiuto pericoloso e quindi la destinazione finale sarà la discarica.
- La classe EPSILON ( $\epsilon$ ) comprende i sedimenti che hanno concentrazioni totali maggiori dei limiti tabellari, tossicità alta e valore di GCF da moderato ad alto. In questo caso viene prevista la bonifica o il conferimento in discarica, scelta da valutare caso per caso a seconda della tipologia d'inquinanti responsabili delle criticità osservate. Nel caso in cui si scelga la bonifica, essa dovrebbe comunque puntare al mantenimento delle caratteristiche del sedimento e, in relazione al trattamento di bonifica scelto, va previsto un piano di monitoraggio *ex post*, che deve prevedere la caratterizzazione chimica e i test di tossicità.

- Alla classe ZETA ( $\zeta$ ) appartengono i sedimenti che presentano concentrazioni totali degli inquinanti maggiori dei limiti tabellari, tossicità molto alta e GCF da basso a considerevole. In questo caso si prevede esclusivamente il conferimento in discarica.

In caso di possibile reinserimento in laguna, va aggiunto che condizione necessaria per il riutilizzo è che lo stato del sito donatore (inteso come valutazione integrata chimica-ecotossicologia) sia migliore o confrontabile rispetto a quello del sito recettore (in questa fase possono essere predisposti degli approfondimenti relativi a misure di bioaccumulo/biomagnificazione, indagini su comunità bentoniche ed eventuali test cronici per valutare se livelli confrontabili ma leggermente peggiorativi del sito donatore possano impattare il sito recettore). Inoltre, rilevanti differenze granulometriche tra sito donatore e sito recettore dovrebbero sempre rappresentare una condizione ostativa sufficiente per impedire il riutilizzo, anche in caso di compatibilità chimica tra i sedimenti.

Nel caso di un approfondimento dell'indagine con il bioaccumulo è necessario lavorare con sole specie bentoniche in contatto diretto con la matrice sedimento (infauna ed epifauna) e non con organismi filtratori associati alla colonna d'acqua (*M. galloprovincialis*). Gli organismi bentonici maggiormente utilizzati in laguna di Venezia per il bioaccumulo sono la vongola *Ruditapes philippinarum*, il cuore di laguna *Cerastoderma glaucum*, il gobide *Zosterisessor ophiocephalus* ed i policheti nereidi *Hediste diversicolor*, *Perinereis cultrifera* e *Alitta (Nereis) succinea*.

La proposta così articolata consentirà una maggiormente sostenibile gestione e movimentazione dei sedimenti negli ecosistemi di transizione, ma anche in tutte quelle aree portuali, caratterizzate dall'appartenenza al tessuto urbano, nelle quali il *waterfront* può divenire l'area strategica per la riqualificazione dell'intero tessuto urbano. In particolare, per quanto concerne gli ecosistemi di transizione, tale proposta è assolutamente concorde con la Legge Speciale per Venezia, che punta alla salvaguardia e alla promozione ambientale dell'ecosistema lagunare anche mediante il recupero della morfologia con la selezione e il riutilizzo sostenibile dei sedimenti di dragaggio, caratterizzati secondo criteri basati sulle più avanzate conoscenze scientifiche.

Studi scientifici effettuati in passato (Scarponi et al., 1996; Caroli et al., 2000; Corami et al., 2009; Cescon et al., 2000), e più recentemente (Corami

et al., 2011, Corami 2014) nella laguna di Venezia suffragano inequivocabilmente il ruolo rilevante della speciazione nella gestione ambientale. Inoltre, diverse ricerche scientifiche condotte sul sistema lagunare hanno evidenziato che il maggior contributo alla contaminazione dei sedimenti deriva da metalli pesanti ed è stato determinato dalla storica presenza del polo chimico di Marghera; assieme all'inquinamento di origine agricola e urbana, le attività industriali passate hanno influenzato la qualità ambientale della laguna anche con ricadute attuali, in virtù del fatto che i sedimenti sono al contempo archivio storico e fonte della contaminazione.

Tutto ciò supporta la necessità di inserire l'analisi della geospeciazione, quindi lo studio della biodisponibilità e mobilità dei metalli, da tempo approfondite in sede scientifica e già presenti nella normativa di vari paesi, in questa procedura per la gestione e la movimentazione dei sedimenti in laguna di Venezia.

In conclusione la proposta è di validità generale, ma è altamente e prioritariamente specifica per la Laguna di Venezia, in quanto soddisfa gli obiettivi della Legge Speciale e concretizza operativamente le indicazioni del protocollo fanghi del 1993 che, emanato con validità temporanea, sottolineava la necessità di approfondire la conoscenza della speciazione dei contaminanti.

### 3. CASO DI STUDIO: LA LAGUNA DI VENEZIA

Per verificare la fattibilità della proposta, vengono di seguito riportati gli esiti di uno studio di caratterizzazione dei sedimenti della Laguna di Venezia eseguito nel 2015 per conto dell'Autorità Portuale di Venezia (APV). L'attività ha avuto lo scopo di caratterizzare in maniera esaustiva l'area interessata dal possibile scavo di sedimenti per la creazione di un canale di accesso per le navi da crociera con stazza superiore alle 40.000 TSL alla Stazione Marittima. Lo studio, i cui risultati sono in corso di pubblicazione, ha previsto la caratterizzazione profonda di otto carote di sedimento (S1-S8) della lunghezza di circa 10 m, con campioni prelevati alle diverse profondità. Le carote sono state frazionate in sezioni da 10 cm al momento del campionamento; in seguito sono stati omogenizzati tutti i sedimenti dello stesso metro di profondità per ottenere dei campioni rappresentativi: l'omogeneizzazione (tramite il metodo dei quarti) di ogni metro è stata eseguita in atmosfera

controllata (box glove) per non interferire sugli equilibri chimici e redox del campione.

Sono stati presi in considerazione i parametri di geospeciazione chimica, le concentrazioni totali d'inquinanti organici e inorganici, le misure tossicologiche e il *body burden* (carico corporeo: stima delle concentrazioni degli elementi in tracce negli organismi) facendo ricorso a consolidate metodologie analitiche e di determinazione della tossicità (Libralato et al., 2008, 2016; Losso et al., 2007; Volpi Ghirardini et al., 2005a, 2005b).

Sono stati calcolati i valori dell'indice di contaminazione globale (GCF), quelli della concentrazione totale degli inquinanti, ed effettuati i test di tossicità per giungere all'individuazione delle classi di appartenenza di ogni singolo metro di sedimento analizzato.

Vengono qui riportati gli esiti delle analisi per alcuni sedimenti della carota S1.

### 3.1. Concentrazione totale degli inquinanti organici e inorganici

Nelle Tabelle 3 e 4 sono riportate rispettivamente le concentrazioni degli inquinanti inorganici e di

alcuni degli inquinanti organici analizzati nella carota, i limiti tabellari (SQA-MA) previsti dal D.Lgs 172/2015 nelle tabelle 2/A, 3/A e 3/B ed evidenziati gli eventuali superamenti. I dati per gli IPA ed i PCB non vengono riportati poiché tutti inferiori ai limiti tabellari. Come previsto nel decreto di riferimento, «in considerazione della complessità della matrice sedimento è ammesso, ai fini della classificazione del buono stato chimico, uno scostamento pari al 20% del valore riportato in tabella» (nota 2 alla tabella 2/A del decreto). È stata effettuata la valutazione della qualità del dato analitico e sono risultate le seguenti incertezze espresse come deviazione standard relativa percentuale, RSD%: per le concentrazioni totali dei metalli  $\leq 5\%$ , per le concentrazioni degli inquinanti organici  $\leq 4\%$  e RSD% compresa tra il 5% ed il 10% per le concentrazioni dei metalli nelle diverse fasi ottenute dalla geospeciazione.

Le analisi chimiche hanno rilevato un superamento dei limiti tabellari (+ 20%) nei primi due metri di sedimento in particolare a causa delle elevate concentrazioni totali di: cadmio, piombo, arsenico, cromo, gamma-esaclorocicloesano lindano, esaclorobenzene e la tossicità equivalente (T.E. cal-

Tabella 3 – Concentrazioni totali dei metalli nella carota S1 e relativi SQA-MA

Campione	Profondità [m]	Hg [mg kg <sup>-1</sup> ]	Cd [mg kg <sup>-1</sup> ]	Pb [mg kg <sup>-1</sup> ]	As [mg kg <sup>-1</sup> ]	Cr [mg kg <sup>-1</sup> ]
S1M0	da 0 a -1	0,2	<b>0,7</b>	<b>38,0</b>	<b>26,3</b>	<b>68,3</b>
S1M1	da -1 a -2	0,1	0,3	<b>42,0</b>	<b>24,9</b>	<b>95,2</b>
S1M3	da -3 a -4	0,0	0,2	17,3	11,3	41,9
S1M5	da -5 a -6	0,0	0,3	19,0	13,4	43,2
S1M7	da -7 a -8	<LOQ	<LOQ	32,6	11,8	48,9
SQA-MA		0,3	0,3	30	12	50
Tabella D.Lgs 172/2015		2/A	2/A	2/A	3/B	3/B

Tabella 4 – Concentrazioni totali dei pesticidi e tossicità equivalente nella carota S1 e relativi SQA-MA

Campione	Profondità [m]	Aldrin [ug kg <sup>-1</sup> ]	Dieldrin [ug kg <sup>-1</sup> ]	Gamma esaclorocicloesanolindano [ug kg <sup>-1</sup> ]	Esaclorobenzene [ug kg <sup>-1</sup> ]	DDD [ug kg <sup>-1</sup> ]	DDE [ug kg <sup>-1</sup> ]	DDT [ug kg <sup>-1</sup> ]	Sommat. T.E. PCDD,PCDF e PCB diossina simili [ng kg <sup>-1</sup> ]
S1M0	da 0 a -1	<0.001	<0.001	<b>0,4</b>	<b>0,6</b>	<0.001	<0.001	<0.001	<b>3,93</b>
S1M1	da -1 a -2	<0.001	<0.001	0,1	0,2	0,06	<0.001	1,00	0,95
S1M3	da -3 a -4	<0.001	<0.001	<0.001	0,0	<0.001	0,01	<0.001	0,92
S1M5	da -5 a -6	<0.001	<0.001	0,0	0,0	0,01	<0.001	0,02	0,01
S1M7	da -7 a -8	<0.001	<0.001	0,2	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	0,00
SQA-MA		0,2	0,2	0,2	0,4	0,8	1,8	1	2
Tabella D.Lgs 172/2015		2/A	2/A	2/A	3/A	2/A	2/A	2/A	3/A

colata, come previsto dal decreto, come sommatoria della tossicità equivalente di diossine, furani e PCB diossina simili). Negli altri metri di sedimento analizzati, le concentrazioni sono inferiori dei limiti, considerando sempre il discostamento del 20% dovuto alla complessità della matrice analizzata (come previsto da D.Lgs 172/2015). Si evidenzia quindi una diminuzione delle concentrazioni totali d'inquinanti andando dalla superficie ai metri sottostanti.

### 3.2. Tossicità

Per gli stessi sedimenti è stata eseguita anche una batteria di test di tossicità con modelli biologici standardizzati, previsti dalle normative vigenti (D.M. 260/2010 e s.m.i. e ICRAM-APAT, 2007) e scelti opportunamente sulla base della rilevanza ecologica per l'ambiente in questione. I test compresi nella batteria sono i seguenti, differenziati per matrici: *V. fischeri* e *C. orientalis* per il sedimento tal quale (la fase solida), *C. gigas* e *P. lividus* per l'acqua interstiziale e *D. tertiolecta*, *P. tricorutum*, *M. galloprovincialis*, *A. amphitrite* e *P. lividus* per gli elutriati. I risultati dei singoli test sono stati quindi integrati secondo il metodo utilizzato nel manuale ICRAM-APAT (2007) per ottenere un giudizio finale, che è riportato in Tabella 5. L'integrazione dei vari test tossicologici eseguiti ha portato ad un grado di tossicità Molto Alta per tutti i sedimenti presi in considerazione in questa carota.

### 3.3. Biodisponibilità dei metalli

In Tabella 6 vengono riportati i risultati delle analisi di geospeciazione effettuati sugli stessi sedimenti tramite estrazione sequenziale. Come detto in precedenza, l'estrazione sequenziale permette di conoscere le concentrazioni degli inquinanti inorganici (metalli) nelle diverse fasi presenti nel sedimento, quindi fornisce una stima della loro biodisponibilità. Tali concentrazioni vengono poi utilizzate per conoscere il GCF che permette di avere una valutazione della contaminazione globale (da metalli) presente nel sedimento in questione. Il GCF e la scala di valutazione utilizzata per classificarlo (Tabella 1) rendono la metodica proposta facilmente applicabile a livello decisionale.

Per i sedimenti presi in considerazione in questo caso di studio si ottiene un indice di contaminazione globale Moderato nei primi due metri di sedimento, Considerevole nelle porzioni centrali della carota ed Alto in profondità.

Tabella 5 – Giudizio finale della tossicità per la carota S1

Campione	Profondità[m]	Tossicità
S1M0	da 0 a -1	Molto Alta
S1M1	da -1 a -2	Molto Alta
S1M3	da -3 a -4	Molto Alta
S1M5	da -5 a -6	Molto Alta
S1M7	da -7 a -8	Molto Alta

Tabella 6 – Indice di contaminazione globale (GCF) nella carota S1

Campione	Profondità [m]	Valore di GCF	Classificazione
S1M0	da 0 a -1	8,5	Moderato
S1M1	da -1 a -2	6,1	Moderato
S1M3	da -3 a -4	13,5	Considerevole
S1M5	da -5 a -6	22,0	Considerevole
S1M7	da -7 a -8	83,4	Alto

Si può notare quindi un peggioramento dell'indice, quindi un aumento della biodisponibilità dei metalli, con la profondità. Tale andamento è opposto a quello emerso dalle concentrazioni totali degli inquinanti organici ed inorganici (Tabelle 3 e 4). Un aumento delle concentrazioni bioaccessibili degli elementi in tracce è legato all'impatto antropico (ad esempio quello proveniente dalla zona industriale di Porto Marghera). La presenza di diversi acquiferi a differenti profondità può spiegare la presenza di alte concentrazioni bioaccessibili nei sedimenti più profondi: gli acquiferi, infatti, contribuiscono al trasporto degli inquinanti, quindi anche quelli provenienti da zone ad alto impatto antropico, verso differenti aree della laguna, come dimostrato da Teatini et al., (2017). La diversità tra gli andamenti delle due specie dei metalli (totale e bioaccessibile) evidenzia come la concentrazione totale dei metalli non può fornire alcuna indicazione circa la loro biodisponibilità, il loro potenziale effetto tossico e quindi non consente decisioni rigorose sulla gestione dei sedimenti.

### 3.4. Valutazione dei sedimenti secondo la procedura proposta

I risultati delle concentrazioni totali degli inquinanti organici ed inorganici, i giudizi finali sulla tossicità e i valori dell'Indice di Contaminazione

Tabella 7 – Valutazione finale secondo la procedura proposta

Campione	Profondità [m]	Concentrazioni totali di inquinanti	Tossicità	GCF	Classe
S1M0	da 0 a -1	Concentrazioni > SQA-MA per Cd, Pb, As, Cr, gamma-esaclorocicloesano lindano, HCB e T.E.	Molto Alta	Moderato	ZETA
S1M1	da -1 a -2	Concentrazioni > SQA-MA per Pb, As, Cr	Molto Alta	Moderato	ZETA
S1M3	da -3 a -4	Concentrazioni < SQA-MA	Molto Alta	Considerevole	DELTA
S1M5	da -5 a -6	Concentrazioni < SQA-MA	Molto Alta	Considerevole	DELTA
S1M7	da -7 a -8	Concentrazioni < SQA-MA	Molto Alta	Alto	DELTA

Globale (per la stima della accessibilità/biodisponibilità dei metalli), sono stati integrati secondo la procedura proposta (si veda Tabella 2 e Figura 1) e schematizzati in Tabella 7. I primi due metri di sedimento ricadono nella classe ZETA, i restanti nella classe DELTA.

Secondo lo schema di gestione proposto, i primi due metri di sedimento della carota, riportando alte concentrazioni totali sia di inquinanti organici sia di inorganici, questi ultimi con una moderata biodisponibilità, e inoltre tossicità molto alta, verrebbero conferiti in discarica (o in cassa di colmata, previa inertizzazione).

Per gli altri metri della carota si può considerare un trattamento di bonifica per riutilizzare i sedimenti, eventualmente dopo però aver eseguito degli approfondimenti per individuare uno o più inquinanti responsabili dell'elevata tossicità.

#### 4. CONCLUSIONI

La caratteristica principale della nostra proposta sta in un nuovo approccio nella valutazione della qualità dei sedimenti, infatti, rispetto alla procedura prevista dal protocollo '93 emerge la valutazione del livello di contaminazione basata sulla conoscenza del reale comportamento degli inquinanti grazie all'introduzione del parametro tossicità e alla chiara correlazione fra tossicità e geospeciazione chimica.

La conoscenza dello stato reale e non “face value” dei sedimenti determina quindi le migliori decisioni sulla gestione degli stessi.

Si fa notare che questa procedura rientra nelle normative attualmente in vigore, tiene conto dei contributi segnalati nei quaderni UE a supporto della normativa sui sedimenti, delle più recenti conoscenze scientifiche internazionali, nonché delle approfondite esperienze acquisite nelle attività di ricerca svolte nella laguna di Venezia che hanno portato alla elaborazione di questa proposta.

Essa è basata sull'elevata specificità del sistema lagunare veneziano, oggetto della Legge Speciale per la salvaguardia di Venezia emanata per specifiche esigenze nelle quali è rientrato il “protocollo '93”, il quale segnala a sua volta la necessità di nuovi approfondimenti per la gestione dei sedimenti, fatti propri in questa normativa.

Un'attenta analisi dei risultati dell'applicazione nel nostro caso di studio dimostra la sostenibilità della procedura in quanto richiede l'impiego di normale strumentazione di laboratorio e necessità di competenze già esistenti presso enti pubblici di controllo ambientale a livello nazionale e regionale.

#### 5. RIFERIMENTI BIBLIOGRAFICI

- AdP Moranzani (2008) Accordo di Programma per la gestione dei sedimenti di dragaggio dei canali di grande navigazione e la riqualificazione ambientale, paesaggistica, idraulica e viabilistica dell'area di Venezia – Malcontenta – Marghera.
- CCME (1999) Canadian Council of Ministers of the Environment. 1995. Protocol for the derivation of Canadian sediment quality guidelines for the protection of aquatic life. CCME EPC-98E. Prepared by Environment Canada, Guidelines Division, Technical Secretariat of the CCME Task Group on Water Quality Guidelines, Ottawa. [Reprinted in Canadian environmental quality guidelines, Chapter 6, Canadian Council of Ministers of the Environment, 1999, Winnipeg.]
- Caroli S., Caimi S., Senofonte O., et al. (2000) Frazionamento e speciazione di arsenico, bario e stagno nelle acque della laguna veneziana. In: Istituto veneto di scienze lettere ed arti (ed) La ricerca scientifica per Venezia. Progetto Sistema lagunare Veneziano. Venezia: Istituto veneto di scienze lettere ed arti, Volume 2, Tomo 1, 548-555.
- Cescon P., Barbante C., Capodaglio G., et al. (2000) Speciazione di metalli pesanti nelle acque della laguna di Venezia al fine di una più completa valutazione della loro ecotossicità. In: Istituto veneto di scienze lettere ed arti (ed) La ricerca scientifica per Venezia. Progetto Sistema lagunare Veneziano. Venezia: Istituto veneto di scienze lettere ed arti, Volume 2, Tomo 1, 538-547.

- Chapman P.M. (1990) The sediment quality triad approach to determining pollution-induced degradation. *Science of the Total Environment* 97-98:815-825.
- Chapman P.M., Anderson B., Carr S., et al. (1997) General guideline for using the sediment quality TRIAD. *Marine Pollution Bulletin* 34(6): 368-372.
- Chen C.F., Dong C.D. e Chen C.W. (2013) Metal Speciation and Contamination in Dredged Harbor Sediments from Kaohsiung Harbor, Taiwan. *Soil Sediment Contamination* 22: 546-561.
- Corami F. (2009) Remediation and Bioremediation of dredged polluted sediments of the Venice Lagoon, Italy: an environmental-friendly approach. International congress Centenary- 100th Anniversary of the Italian Chemical Society, Università di Padova, Padova, Italia.
- Corami F. (2011) Geospeciation of Trace Elements and Speciation Analysis of Mercury in the Venice Lagoon. EuroLag: 5th EU Coastal Lagoons Symposium, University of Aveiro, Aveiro, Portugal.
- Corami, Morabito, Gambaro, et al. (2014a) Analisi Critica della Normativa Europea ed Italiana per la Gestione dei Sedimenti Marini e Lagunari: il Caso della Laguna di Venezia. *Gazzetta Ambiente*, XX(4): 7-34.
- Corami F. (2014b) Could Temperature Affect the Geospeciation of Trace Elements in sediments? LATECC Project (Lagoon, Temperature and Chemical Contamination) in the Venice Lagoon. SISC2014, Università Ca' Foscari, Venezia, Italia.
- D'Alpaos (2010) Fatti e misfatti di idraulica lagunare. La laguna di Venezia dalla diversione dei fiumi alle nuove opere alle bocche di porto. Venezia: Istituto Veneto di Scienze, Lettere ed Arti.
- D.Lgs 3 aprile 2006, n. 152 (2006) Norme in materia ambientale.
- D.Lgs 13 ottobre 2015, n. 172 (2015) Attuazione della direttiva 2013/39/UE, che modifica le direttive 2000/60/CE per quanto riguarda le sostanze prioritarie nel settore della politica delle acque.
- D.M. Ambiente 14 aprile 2009, n. 56 (2009) 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».
- D.M. Ambiente 8 novembre 2010, n. 260 (2010) Regolamento recante i criteri tecnici per la classificazione dello stato dei corpi idrici superficiali, 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 medesimo decreto legislativo.
- D.M. Ambiente 10 agosto 2012, n. 161 (2012). Regolamento recante la disciplina dell'utilizzazione delle terre e rocce da scavo.
- D.M. Ambiente 15 luglio 2016, n. 172 (2016) Regolamento recante la disciplina delle modalità e delle norme tecniche per le operazioni di dragaggio nei siti di interesse nazionale, ai sensi dell'articolo 5-bis, comma 6, della legge 28 gennaio 1994, n. 84.
- D.M. Ambiente 15 luglio 2016, n. 173 (2016) Regolamento recante modalità e criteri tecnici per l'autorizzazione all'immersione in mare dei materiali di escavo di fondali marini.
- D.P.R. 13 giugno 2017, n. 120 (2017) Regolamento recante la disciplina semplificata della gestione delle terre e rocce da scavo, ai sensi dell'articolo 8 del decreto-legge 12 settembre 2014, n. 133, convertito, con modificazioni, dalla legge 11 novembre 2014, n. 164.
- De Schamphelaere K.A.C., Vasconcelos F.M., Heijerick D.G., et al. (2003) Development and field validation of a predictive copper toxicity model for the green alga *Pseudokirchneriella subcapitata*. *Environmental Toxicology and Chemistry* 22 (10): 2454-2465.
- Direttiva del parlamento europeo e del consiglio 23 ottobre 2000, n. 60 (2000) che istituisce un quadro per l'azione comunitaria in materia di acque.
- Direttiva del parlamento europeo e del consiglio 16 dicembre 2008, n. 105 (2008) 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, 4/15.
- Direttiva del parlamento europeo e del consiglio 12 agosto 2013, n. 39 (2013) che modifica le direttive 2000/60/CE e 2008/105/CE per quanto riguarda le sostanze prioritarie nel settore della politica delle acque.
- Di Toro D.M., Allen H.E., Bergamn H.L., et al. (2001) Biotic ligand model of the acute toxicity of metals. 1. Technical Basis. *Environmental Toxicology and Chemistry* 20(10): 2383-2396.
- EC (2010) Common implementation strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC): Guidance Document No. 25 on chemical monitoring of sediment and biota under the Water Framework Directive.
- EC (2011) Common implementation strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC): Guidance Document No. 27. Technical guidance for deriving environmental quality standards.
- Environment Canada and Ontario Ministry of the Environment (2008) Canada-Ontario Decision-Making Framework for assessment of great lakes Contaminated sediment.
- Fairbrother A., Wenstel R., Sappington K., et al. (2007) Framework for Metals Risk Assessment. *Ecotoxicology Environmental Safety* 68: 145-227.
- Flouty R. e Khalaf G. (2015) Role of Cu and Pb on Ni bioaccumulation by *Chlamydomonas reinhardtii*: Validation of the biotic ligand model in binary metal mixtures. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 113: 79-86.
- Giaime F., Onorati F., Sprovieri M., et al. (2016) La gestione dei sedimenti marini: verso un percorso univoco di valutazione della qualità nei nuovi dispositivi normativi. *Ingegneria dell'ambiente* 3(4): 295-306.
- Heijerick D.G., De Schamphelaere K.A.C. e Janssen C.R. (2002a) Biotic Ligand Model development predicting Zn toxicity to the alga *Pseudokirchneriella subcapitata*: possibilities and limitations. *Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Toxicology & Pharmacology* 133: 207-218.

- Heijerick D.G., De Schampelaere K.A.C. e Janssen C.R. (2002b) Predicting acute zinc toxicity for *Daphnia magna* as a function of key water chemistry characteristics: Development and validation of a Biotic Ligand Model. *Environmental Toxicology and Chemistry* 21: 1309-1315.
- Hoang T.C., Tomasso J.R. e Klaine S.J. (2004) Influence of water quality and age on nickel toxicity to fathead minnows (*Pimephales promelas*). *Environmental Toxicology and Chemistry* 23: 86-92.
- ICRAM-APAT (2007) Manuale per la movimentazione dei sedimenti marini.
- Ikem A., Egiebor N.O. and Nyavor K. (2003) Trace elements in water, fish and sediment from Tuskegeelake, southeastern Usa. *Water Air Soil Pollution* 49: 51-75.
- ISPRA (2011) Batterie di saggi ecotossicologici per sedimenti di acque salate e salmastre. Linea guida 67.
- ISPRA (2016) Linea guida per il monitoraggio delle sostanze prioritarie (secondo D.Lgs 172/2015). Linea guida 143.
- Keithly J., Brooker J.A., De Forest D.K., et al. (2004). Acute and chronic toxicity of nickel to a cladoceran (*Ceriodaphnia dubia*) and an amphipod (*Hyaella azteca*). *Environmental Toxicology and Chemistry* 23: 691-696.
- Legge 27 febbraio 2009, n. 13 (2009) Conversione in legge, con modificazioni, del decreto-legge 30 dicembre 2008, n. 208, recante misure straordinarie in materia di risorse idriche e di protezione dell'ambiente.
- Legge 5 febbraio 1992, n. 139 (1992) Interventi per la salvaguardia di Venezia e della sua laguna.
- Libralato G., Losso C., Arizzi Novelli A., et al. (2008) Ecotoxicological evaluation of industrial port of Venice (Italy) sediment samples after a decontamination treatment. *Environmental Pollution* 156(3): 644-650.
- Libralato G., Gentile E., Volpi Ghirardini A., et al. (2016) Wastewater effects on *Phaeodactylum tricornutum* (Bohlin): setting up a classification system. *Ecological Indicators* 60: 31-37.
- Losso C., Picone M., Arizzi Novelli A., et al. (2007) Developing toxicity scores for embryotoxicity tests on elutriates with the sea urchin *Paracentrotus lividus*, the oyster *Crasostrea gigas*, and the mussel *Mytilus galloprovincialis*. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 53(2): 220-226.
- Picone M., Bergamin M., Arizzi Novelli A., et al. (2008) Evaluation of *Corophium orientale* as bioindicator for Venice Lagoon: Sensitivity assessment and toxicity-score proposal. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 70(1): 174-184.
- Picone M., Bergamin M., Losso C., et al. (2016) Assessment of sediment toxicity in the Lagoon of Venice (Italy) using a multi-species set of bioassays. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 123: 32-44.
- Picone M., Bergamin M., Delaney E. et al. (2018) Testing lagoonal sediments with early life stages of the copepod *Acartia tonsa* (Dana): An approach to assess sediment toxicity in the Venice Lagoon. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 147: 217-227.
- Provveditorato Interregionale per le Opere Pubbliche Veneto – Trentino Alto Adige – Friuli Venezia Giulia prot. N.193/15/CO22.
- Santore R.C., Di Toro D.M., Paquin P.R., et al. (2001) A Biotic Ligand Model of the Acute Toxicity of Metals. II. Application to Acute Copper Toxicity in Freshwater Fish and *Daphnia*. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 20 (10): 2397-2402.
- Scarponi G., Capodaglio G., Barbante C., et al. (1996) The Anodic Stripping Voltammetric Titration Procedure for Study of Trace Metal Complexation in Seawater, In Caroli (ed) *Element speciation in bioinorganic chemistry*. New York: Wiley, 363-418.
- SCHER 2010 Opinion on the Chemicals and the Water Framework Directive: Technical Guidance for Deriving Environmental Quality Standards.
- Tessier A., Campbell P.G.C. e Bisson M. (1979) Sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace metals. *Analytical Chemistry* 51: 844-851.
- US EPA (2002) A Guidance Manual to Support the Assessment of Contaminated Sediments in Freshwater Ecosystems.
- Volpi Ghirardini A., Losso C., Arizzi Novelli A., et al. (2005a) *Mytilus galloprovincialis* as bioindicator in embryotoxicity test to evaluate the sediment quality of the Lagoon of Venice (Italy). *Chemistry and Ecology* 21(6): 455-463.
- Volpi Ghirardini A., Arizzi Novelli A. e Tagliapietra D. (2005b) Sediment toxicity assessment in the Lagoon of Venice (Italy) using *Paracentrotus lividus* (Echinodermata: Echinoidea) fertilization and embryo bioassays. *Environment International* 31: 1065-1077.
- Volpi Ghirardini A., Losso C., Arizzi Novelli A., et al. (2007) A toxicity index for the Venice lagoon. In: Pierpaolo Camprostrini (ed) *Scientific research and safeguarding of Venice*. CORILA Research Programme 2004-2006: 2006 Results. Venezia, 249-256.
- Zhao S., Feng C., Yang Y., et al. (2012) Risk assessment of sedimentary metals in the Yangtze Estuary: New evidence of the relationships between two typical index methods. *Journal of Hazardous Materials*. 241-242: 164-172.

## RINGRAZIAMENTI

Gli autori ringraziano l'Autorità Portuale di Venezia (APV) per il supporto alla ricerca, il Dr. Marco Picone (DAIS – Univ. Ca' Foscari, Venezia) e il Dr. Giovanni Libralato (Univ. Federico II, Napoli) per il contributo all'ecotossicologia, il Dr. Rossano Piazza (DAIS – Univ. Ca' Foscari, Venezia), la Dr. Elena Gregoris (DAIS – Univ. Ca' Foscari, Venezia), la Dr. Sarah Pizzini (CNR-IDPA) ed il Dr. Marco Vecchiato (DAIS – Univ. Ca' Foscari, Venezia) per il contributo nelle determinazioni analitiche dei composti organici.





# INGEGNERIA DELL'AMBIENTE

per il 2018 è sostenuta da:



ecopneus  
il futuro dei pneumatici fuori uso, oggi



[www.ingegneriadellambiente.net](http://www.ingegneriadellambiente.net)

