



**CARATTERIZZAZIONE E RISANAMENTO
DEI SEDIMENTI CONTAMINATI**

Ing. Camilla Cicerone

Ing. Diana Cavalli

Dr.ssa Raffaella Meffe

Francesco Marasco

Tutor: Ing. Angelo Felli

Dr.ssa Tiziana Forte

Abstract

Characterization and remediation of contaminated sediments

A major cause of water pollution is contamination of sediments in water bodies. The origins of sediment contamination can be divided into point and non-point sources of pollution, represented by solid or liquid wastes that come from industrial and urban activities, agricultural runoff and urban storm water runoff, accidental spilling and infiltration.

Many contaminants are able to adsorb on the sediments and persist in them for many years, even after the elimination of the primary source of pollution. When released from sediments, due to natural or anthropogenic forces, these contaminants can produce toxic effects on biological resources and cause health problems in people if exposed to them.

Indeed, to solve the problem of contaminated sediments is necessary to analyse and control not only the water quality, but also the sediment quality.

This document provides information about contaminated sediment, from characterization to remediation, and introduces technical and economical criteria and evaluations that lead to select the potential remedial alternative.

It describes several remedial approaches, that are:

- Monitored Natural Recovery (MNR);
- In-Situ Capping;
- Sediment Removal: Dredging and Excavation;
- In-Situ or Ex-Situ Treatment Technologies:
 - ✓ Pre-treatment;
 - ✓ Bioremediation;
 - ✓ Chemical Oxidation;
 - ✓ Sediment Washing;
 - ✓ Sediment Extraction;
 - ✓ Thermal Treatments;
 - ✓ Solidification/Stabilization.

The remedy selection must be based on a detailed analysis of these approaches at every site

in which they are might be appropriate, given site-specific conditions, to find the most suitable one to the specific contaminated sediment site, that should be the result of the optimization of all the parameters that lead to reach the cleanup goal (removal/containment of the sediment contamination), for the respect of human health and the environment. The remedy selection should also consider and evaluate the cost for the implementation of the remediation alternative with a detailed cost-benefit analysis.

INDICE

1	PREMESSA	8
2	SEDIMENTI CONTAMINATI.....	9
3	TIPOLOGIA DI CONTAMINANTI.....	10
4	CARATTERIZZAZIONE DEL SITO.....	12
4.1	Tipi di dati	13
4.2	Dati di Background	16
4.3	Quadro normativo	17
5	MODELLO CONCETTUALE DEL SITO.....	19
6	SORGENTI DI CONTAMINAZIONE.....	21
6.1	Controllo delle sorgenti di contaminazione	22
7	VIE DI TRASPORTO DEI CONTAMINANTI.....	22
7.1	Caratteristiche dei sedimenti.....	24
7.2	Interazioni tra contaminanti e sedimenti.....	32
7.3	Il trasporto di massa nell'ambiente acquatico.....	38
7.4	Bioturbazione	38
7.5	Il percorso dei microrganismi	40
7.6	Bioaccumulo	40
8	VIE E MODALITÀ DI ESPOSIZIONE.....	42
9	CAMPIONAMENTO	47
9.1	Definizione dell'area di studio e del sito di studio	47
9.2	Controllo delle fonti di variabilità	48
9.3	Tipologie di campionamento	51
9.4	Campionamento probabilistico	52
9.5	Campionamento deterministico.....	56
9.6	Volume del campione	56
9.7	Numero di campioni	59
9.8	Campioni secondari e campioni compositi	60
9.9	Misure ed osservazioni di campo	62
9.10	Raccolta del sedimento.....	62
9.11	Profondità di campionamento	65
9.12	Raccolta dell'acqua interstiziale in situ	66
9.13	Preparazione e trasporto del campione	67

9.14	<i>Tipologia dei contenitori e condizioni di conservazione del campione</i>	69
9.15	<i>Rimozione degli organismi contenuti nel sedimento</i>	69
9.16	<i>Setacciatura del sedimento ed estrazione dell'acqua interstiziale in laboratorio</i>	70
10	<i>ALTERNATIVE DI RISANAMENTO.....</i>	72
10.1	<i>Valutazione degli effetti indotti dall'attività di recupero</i>	78
10.2	<i>Analisi delle alternative di recupero</i>	83
10.2.1	<i>Recupero Naturale Monitorato (MNR)</i>	83
10.2.2	<i>Capping</i>	84
10.2.3	<i>Dragaggio e Scavo</i>	84
10.2.4	<i>Metodologie alternative.....</i>	87
10.2.5	<i>No Action Alternative</i>	88
10.3	<i>Analisi dei costi</i>	88
10.4	<i>Scelta delle alternative di risanamento</i>	90
11	<i>RECUPERO NATURALE MONITORATO (MNR).....</i>	93
11.1	<i>Vantaggi e limitazioni potenziali.....</i>	95
11.2	<i>Processi di recupero naturale</i>	97
11.2.1	<i>Processi fisici.....</i>	99
11.2.2	<i>Processi chimico-biologici</i>	100
11.2.3	<i>I processi biochimici per gli idrocarburi aromatici policiclici (PAHs).....</i>	100
11.3	<i>Dimostrazione dell'efficacia del recupero naturale monitorato attraverso la caratterizzazione del sito</i>	102
11.4	<i>Tecniche e criteri di monitoraggio</i>	103
11.5	<i>Siti per i quali è appropriato il recupero naturale</i>	105
12	<i>IN SITU CAPPING (ISC).....</i>	107
12.1	<i>Vantaggi e limitazioni del capping.....</i>	110
12.2	<i>Elementi da valutare per l'applicazione della tecnologia.....</i>	110
12.2.1	<i>Caratteristiche fisiche del sito.....</i>	111
12.2.2	<i>Condizioni idrodinamiche</i>	111
12.2.3	<i>Condizioni geotecniche/geologiche.....</i>	112
12.2.4	<i>Condizioni idrogeologiche</i>	113
12.2.5	<i>Caratteristiche dei sedimenti contaminati.....</i>	113
12.2.6	<i>Uso del corpo idrico e presenza di infrastrutture</i>	115
12.2.7	<i>Caratteristiche dell'habitat</i>	116
12.3	<i>Requisiti del cap</i>	116

12.3.1	<i>Stabilizzazione/Protezione dall'erosione</i>	<i>116</i>
12.3.2	<i>Isolamento fisico.....</i>	<i>118</i>
12.3.3	<i>Isolamento chimico.....</i>	<i>120</i>
12.3.4	<i>Perdite a breve termine</i>	<i>121</i>
12.4	<i>Scelta del materiale del cap.....</i>	<i>127</i>
12.4.1	<i>I materiali del cap</i>	<i>127</i>
12.4.2	<i>Cap reattivi.....</i>	<i>131</i>
12.5	<i>Tecniche di messa in opera</i>	<i>133</i>
12.5.1	<i>Tecniche di messa in opera per materiale granulare.....</i>	<i>134</i>
12.5.2	<i>Tecniche di messa in opera per armature in pietra.....</i>	<i>139</i>
12.5.3	<i>Tecniche di messa in opera per geosintetici.....</i>	<i>140</i>
12.6	<i>Impatti ambientali</i>	<i>140</i>
12.7	<i>Monitoraggio del capping</i>	<i>142</i>
12.7.1	<i>Piano di monitoraggio.....</i>	<i>142</i>
12.7.2	<i>Obiettivi del monitoraggio</i>	<i>142</i>
12.7.3	<i>Elementi del piano di monitoraggio</i>	<i>143</i>
12.7.4	<i>Monitoraggio di costruzione</i>	<i>144</i>
12.7.5	<i>Monitoraggio dell'efficienza della copertura.....</i>	<i>156</i>
13	<i>DRAGAGGIO E SCAVO.....</i>	<i>166</i>
13.1	<i>Vantaggi e limitazioni del dragaggio e dello scavo</i>	<i>167</i>
13.2	<i>Elementi da valutare per l'applicazione della tecnologia.....</i>	<i>168</i>
13.3	<i>Tecnologia di scavo.....</i>	<i>169</i>
13.4	<i>Tecnologia di dragaggio</i>	<i>170</i>
13.4.1	<i>Dragaggio meccanico</i>	<i>170</i>
13.4.2	<i>Dragaggio idraulico.....</i>	<i>172</i>
13.4.3	<i>Fattori rilevanti per la scelta della draga.....</i>	<i>174</i>
13.5	<i>Trasporto e Stoccaggio.....</i>	<i>177</i>
13.6	<i>Impatti ambientali</i>	<i>178</i>
13.7	<i>Monitoraggio nell'area di dragaggio</i>	<i>183</i>
13.8	<i>Monitoraggio nell'area di trasporto</i>	<i>185</i>
13.9	<i>Monitoraggio nell'area di ripascimento</i>	<i>186</i>
14	<i>TECNOLOGIE DI TRATTAMENTO</i>	<i>188</i>
14.1	<i>Pretrattamenti.....</i>	<i>189</i>
14.1.1	<i>Tipologia di pretrattamento</i>	<i>189</i>

14.1.2	<i>Impatti ambientali</i>	197
14.2	<i>Biorisanamento</i>	198
14.2.1	<i>Contaminanti trattati</i>	198
14.2.2	<i>Tipologie realizzative</i>	199
14.2.3	<i>Contaminanti trattati</i>	201
14.2.4	<i>Impatti ambientali</i>	201
14.2.5	<i>Monitoraggio</i>	201
14.3	<i>Ossidazione chimica</i>	202
14.3.1	<i>Reagenti ossidanti impiegati</i>	202
14.3.2	<i>Contaminanti trattati</i>	204
14.3.3	<i>Condizioni di applicabilità</i>	205
14.3.4	<i>Parametri che influenzano il processo</i>	205
14.3.5	<i>Tipologie realizzative</i>	206
14.3.6	<i>Impatti ambientali</i>	209
14.3.7	<i>Monitoraggio dell'ossidazione chimica in situ</i>	209
14.4	<i>Sediment washing</i>	211
14.4.1	<i>Solvente ed additivi utilizzati</i>	212
14.4.2	<i>Contaminanti trattati</i>	212
14.4.3	<i>Parametri che interferiscono con il processo</i>	213
14.4.4	<i>Tipologie realizzative</i>	214
14.5	<i>Estrazione</i>	216
14.5.1	<i>Solventi utilizzati</i>	216
14.5.2	<i>Contaminanti trattati</i>	217
14.5.3	<i>Meccanismi di trasferimento dei contaminanti</i>	217
14.5.4	<i>Fattori che influenzano il trattamento</i>	218
14.5.5	<i>Tipologie realizzative</i>	220
14.5.6	<i>Impatti ambientali</i>	220
14.6	<i>Trattamenti termici</i>	221
14.6.1	<i>Desorbimento termico</i>	222
14.6.2	<i>Termodistruzione</i>	222
14.6.3	<i>Contaminanti trattati</i>	224
14.6.4	<i>Elementi da valutare per selezionare la tecnologia</i>	225
14.6.5	<i>Tipologie realizzative</i>	226
14.6.6	<i>Impatti ambientali</i>	233

14.6.7	<i>Monitoraggio del trattamento termico</i>	234
14.7	<i>Solidificazione e Stabilizzazione.....</i>	235
14.7.1	<i>Materiali utilizzati</i>	235
14.7.2	<i>Leganti inorganici</i>	235
14.7.3	<i>Leganti organici</i>	237
14.7.4	<i>Vantaggi e svantaggi</i>	238
14.7.5	<i>Contaminanti trattati</i>	239
14.7.6	<i>Meccanismi di immobilizzazione</i>	240
14.7.7	<i>Parametri che influenzano il trattamento.....</i>	241
14.7.8	<i>Tipologie realizzative</i>	242
14.7.9	<i>Impatti ambientali</i>	244
14.7.10	<i>Monitoraggio della solidificazione/stabilizzazione</i>	244
BIBLIOGRAFIA		245

1 PREMESSA

Il termine “sedimenti” indica tutti i materiali solidi che si depositano sul fondo di un generico corpo idrico. Le acque superficiali ricevono apporti puntuali o diffusi provenienti da reflui liquidi o solidi di diversa natura prodotti da attività di natura urbana ed industriale, dal dilavamento e/o erosione dei suoli, da sversamenti accidentali e da infiltrazioni.

Molti di tali apporti contengono contaminanti pericolosi che si adsorbono sui sedimenti e possono persistere in essi per lunghi periodi. I tempi di persistenza diventano notevolmente più lunghi per corpi idrici a debole ricambio.

La presenza di contaminanti nei sedimenti può produrre effetti dannosi per la salute umana e per l’ambiente; l’uomo può essere esposto agli inquinanti contenuti nei sedimenti contaminati attraverso meccanismi di infiltrazione in acque di falda, passaggio e/o accumulo nella catena alimentare e contatto diretto. Gli organismi bentonici possono assorbire sostanze tossiche dall’ambiente circostante i sedimenti contaminati ed influenzare la catena alimentare di organismi appartenenti ad un livello trofico superiore.

La descrizione dello stato di salute di un determinato ambiente acquatico necessita di un’attenta analisi e monitoraggio sia delle acque che dei sedimenti in esso presenti in quanto, quest’ultimi sono la memoria storica dei fenomeni che hanno interessato quel sito e possibile **serbatoio** (sia in entrata che in uscita) di sostanze inquinanti.

I sedimenti presenti in un determinato sito acquatico costituiscono, dunque, una memoria delle vicissitudini a cui è stato soggetto nel tempo il materiale in sospensione, inoltre la naturale deposizione di tale materiale fa sì che gli strati più superficiali di sedimenti siano continuamente rinnovati da nuovi strati di particelle sottratte alla fase acquosa.

Il presente documento vuole essere una raccolta delle conoscenze fin qui acquisite in materia di sedimenti contaminati, a partire la loro caratterizzazione per arrivare ai processi di trattamento e disinquinamento forniti dalla moderne tecnologie, passando in rassegna i criteri e le valutazioni, di carattere tecnico ed economico, che devono guidare alla scelta delle possibili alternative di risanamento.

Per il recupero dei sedimenti contaminati si fa ricorso alle seguenti tecnologie:

- **Recupero Naturale Monitorato (MNR);**
- **In Situ Capping;**
- **Dragaggio e Scavo;**
- **Tecnologie di trattamento:**

- ✓ Prettattamento;
- ✓ Biorisanamento;
- ✓ Ossidazione chimica;
- ✓ Sediment washing;
- ✓ Estrazione;
- ✓ Trattamenti termici;
- ✓ Solidificazione e stabilizzazione;

La scelta del tipo di trattamento deve basarsi su una dettagliata analisi di tutte le diverse alternative di risanamento possibili, fino a pervenire all'individuazione dell'intervento più idoneo alla specifica area contaminata. La selezione dell'alternativa di risanamento deve dunque ricadere sull'intervento che, meglio adattandosi ad un determinato contesto socio-ambientale, garantisca allo stesso tempo l'eliminazione o il contenimento della contaminazione; inoltre devono essere valutati i costi riferiti alle diverse tecnologie di risanamento, mediante un'attenta analisi costi-benefici.

Nella pratica corrente, i parametri che concorrono alla definizione di un progetto di risanamento assumono diversa importanza in relazione alle specificità del sito pertanto, è difficile determinare progetti tipici da applicare per vari siti. Generalmente, per ogni sito deve essere progettata una specifica soluzione che è il risultato dell'ottimizzazione di tutti i parametri che concorrono alla determinazione del risanamento dello specifico sito di sedimenti contaminati.

2 *SEDIMENTI CONTAMINATI*

L'EPA (Environmental Protection Agency) definisce come sedimento contaminato il terreno, la sabbia, la materia organica o altri minerali che si accumulano sul fondo del corpo idrico e che, contenendo materiali tossici o pericolosi, possono danneggiare la salute umana e l'ambiente. I sedimenti contaminati possono essere presenti nelle zone paludose, nei corsi d'acqua, nei fiumi, nei laghi, nei serbatoi, nei porti, lungo le coste marine e fluviali, o in altri corpi d'acqua.

I contaminanti presenti nei sedimenti hanno origine da sorgenti antropogeniche o da sorgenti naturali (molti metalli ed alcuni residui organici), come ad esempio:

- scarichi diretti o indiretti nei corpi idrici provenienti dalle attività industriali, dagli

impianti di trattamento delle acque reflue, dagli scarichi delle precipitazioni eccezionali, o dagli scolmatori delle fognature miste;

- versamento di prodotti chimici nel corpo idrico;
- ruscellamento superficiale o erosione di terreno delle golene e dei suoli contaminati, quali discariche di rifiuti, impianti di stoccaggio di sostanze chimiche, materiale o scorie di miniera, materiale agricolo o derivante dalle aree urbane;
- emissioni atmosferiche dalle centrali elettriche, dagli inceneritori, dall'utilizzo dei pesticidi, dai processi industriali, dalle attività di combustione e da altre fonti che possono essere trasferite ad un corpo idrico attraverso precipitazione o deposizione diretta;
- risalita o infiltrazione di acqua sotterranea contaminata o della fase liquida non-acquosa (NAPL) in un corpo idrico;
- smaltimento diretto dalle navi ancorate e dalle piattaforme, nonché il traffico navale stesso.

3 TIPOLOGIA DI CONTAMINANTI

Per quanto attiene alla natura della contaminazione, ai sedimenti sono tipicamente associate una o più categorie di inquinanti, quali idrocarburi policiclici aromatici, pesticidi idrocarburi clorurati, idrocarburi mono-aromatici, ftalati, metalli pesanti, nutrienti, cianuri e composti organo-metallici.

Tali tipi di contaminanti appartengono a sei gruppi fondamentali:

- nutrienti: composti contenenti fosforo e azoto;
- sostanze organiche;
- composti organostannici: composti organici dello stagno;
- IPA: composti organici aromatici che si accumulano generalmente in forma solida nei bacini fluviali;
- composti organici persistenti: PCB e DDT;
- metalli: soprattutto ferro, manganese, piombo, cadmio, zinco e mercurio.

Dalle esperienze condotte negli Stati Uniti su 60 siti caratterizzati da sedimenti inquinati, è stato osservato che la tipologia di inquinanti si distribuisce come mostrato nel grafico di seguito riportato.

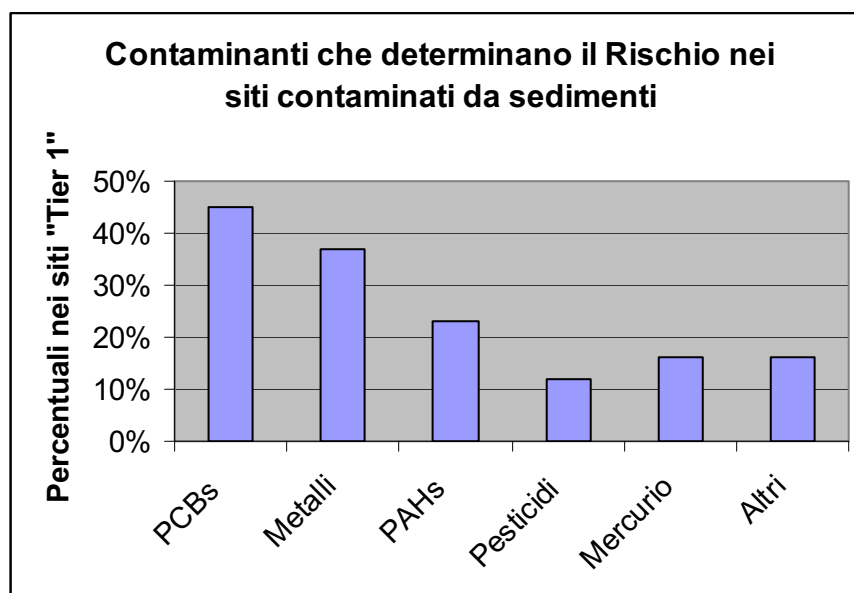


Figura 3.1 Distribuzione principali contaminanti nei siti Tier1 del programma Usa Superfund (Contaminated Sediment Remediation Guidance for Hazardous Waste Sites, U.S. EPA. 2005)

La pericolosità dei contaminanti è associata a specifiche caratteristiche della sostanza come la tossicità, la persistenza e la biodisponibilità.

I contaminanti organici, presenti nel sedimento, in parte si adsorbono sulle particelle fini ed in parte sono intrappolati nell'acqua interstiziale del sedimento. Inoltre tali inquinanti si distribuiscono diversamente nel suolo e in falda a seconda dei valori di solubilità in acqua, densità e coefficiente di ripartizione suolo-acqua. I composti organici caratterizzati da bassa solubilità non si dissolvono completamente in acqua rimanendone separati in una fase definita liquida non acquosa (NAPL).

I composti presenti in tale fase liquida non acquosa si distinguono in leggeri (LNAPL) o densi (DNAPL) a seconda che presentino una densità inferiore o superiore alla densità dell'acqua (Fountain, 1998 e Newell *et al.*).

I solventi clorurati, che costituiscono i più comuni DNAPL, presentano una distribuzione molto irregolare nel suolo, caratterizzata dalla formazione di accumuli con andamento lenticolare. In falda i DNAPL si diffondono debolmente, ed hanno la tendenza a percolare e a depositarsi nella parte inferiore del mezzo saturo.

Tra i contaminanti rappresentativi dei LNAPL troviamo il benzene, toluene, etilbenzene e i xileni (BTEX). Nel suolo tali composti mostrano tendenza a percolare, sotto l'azione della gravità, fino ad incontrare una barriera fisica (per es. uno strato a bassa permeabilità), mentre in falda formano un plume localizzato nella parte più superficiale della zona satura.

I metalli si adsorbono nei sedimenti e possono combinarsi ai solfuri presenti nel sedimento. La proporzione relativa dei contaminanti fra sedimento e acqua interstiziale dipende dal tipo di contaminante e dalle proprietà fisiche e chimiche del sedimento e dell'acqua. L'acqua interstiziale nel sedimento è collegata generalmente sia con l'acqua sotterranea che con l'acqua superficiale, anche se il grado di interconnessione può variare da sito a sito, e con il flusso cambia nell'acqua di superficie e dell'acqua sotterranea.

Nella maggior parte dei sistemi acquatici, la frazione di sedimenti in sospensione e gli strati superiori dei sedimenti depositati sono caratterizzati da concentrazioni di inquinanti superiori a quelle della colonna d'acqua sovrastante. Di conseguenza, i sedimenti costituiscono una fonte di contaminazione che può successivamente ritrasferirsi alla colonna d'acqua. Il trasferimento dei contaminanti dai sedimenti alla colonna d'acqua sovrastante può essere provocato da una serie di reazioni in grado di alterare il comportamento delle specie chimiche originarie. Ad esempio, i metalli legati alla sostanza organica o quelli in forma di solfuri insolubili possono essere rilasciati per effetto di processi di ossidazione; altri metalli in traccia (in particolar modo il mercurio) possono subire reazioni di mutilazione o essere convertiti per via biologica in altre forme metallo-organiche.

4 CARATTERIZZAZIONE DEL SITO

La caratterizzazione dei sedimenti contaminati deve perseguire i seguenti obiettivi generali:

- identificazione e misura dei contaminanti presenti nel sedimento, nelle acque superficiali, nel biota, nei terreni di golena ed in alcuni casi, nelle acque sotterranee;
- definizione della distribuzione verticale ed orizzontale dei contaminanti all'interno del sedimento e nella golena;
- identificazione delle fonti di contaminazione storica e misura di tutte le fonti continue;
- identificazione della composizione e dei processi geomorfologici e sedimentologici (per esempio, sospensione, trasporto, deposito, degradazione) che riguardano la stabilità di sedimento;
- identificazione delle caratteristiche chimico fisiche e dei processi biologici che

determinano il destino, il trasporto e la biodisponibilità dei contaminanti;

- identificazione delle vie di esposizione, reali o potenziali, ai contaminanti per gli esseri umani e per l'ambiente;
- identificazione dei rischi, reali o potenziali, per gli esseri umani e per l'ambiente comportati dai contaminanti;
- raccolta dei dati necessari per valutare l'efficacia potenziale del recupero naturale, degli interventi di confinamento in situ (*capping*), della rimozione del sedimento e delle nuove tecnologie;
- definizione di un sistema di gestione dati per controllare l'efficacia del risanamento in ciascuna matrice ambientale (generalmente sedimento, acqua e biota).

La complessità e la scala di dettaglio di ciascuno degli obiettivi succitati dipende dalle specifiche caratteristiche del sito studiato. A tal proposito durante, o meglio, all'inizio della fase di caratterizzazione dello specifico sito andranno definiti gli obiettivi sito-specifici relativi alla complessità ed alle caratteristiche del sito.

Lo studio di caratterizzazione comporta, inizialmente, la raccolta e l'analisi dei dati disponibili in letteratura, al fine di descrivere, con buona approssimazione, la storia ambientale sia del sito studiato che delle zone limitrofe approfondendo tutte le circostanze che potrebbero avere causato contaminazione del sito stesso. Inoltre, devono essere ricercate tutte le informazioni circa le destinazioni d'uso (aree destinate alla molliscoltura, aree destinate allo sversamento dei materiali portuali, zone di divieto di ancoraggio e pesca, strutture offshore) e le norme di protezione (Siti di Importanza Comunitaria, Zone a Protezione Speciale, Oasi Blu WWF, Aree Marine Protette ecc.) riguardanti il sito in questione o le zone ad esso limitrofe.

Inoltre, particolare attenzione dovrà essere posta, soprattutto in previsione della fase di risanamento, nell'identificazione di quelle aree generalmente sensibili alle attività di movimentazione dei fondi, quali ad esempio le aree di nursey (aree di concentrazione di giovanili) e/o quelle in cui sono presenti habitat sensibili, come identificati ai sensi della Direttiva Habitat e dalla Convenzione di Barcellona.

4.1 Tipi di dati

I tipi di dati da raccogliere sono determinati principalmente dalle seguenti esigenze:

- sviluppare il modello concettuale del sito;
- valutare il destino e il trasporto del sedimento e dei contaminanti;

- svolgere una valutazione di rischio per la salute umana e per l'ambiente;
- valutare l'efficacia del controllo alla fonte;
- valutare i rimedi potenziali;
- documentare le condizioni di una baseline di dati prima dell'implementazione del rimedio;
- progettare ed implementare il rimedio selezionato.

I siti di sedimenti possono presentare un'ampia varietà di composizione fisico-chimica e di caratteristiche biologiche ed ecotossicologiche, evidenziate nella successiva tabella.

Fisiche	Chimiche	Biologiche
<ul style="list-style-type: none"> – dimensione delle particelle sedimentate/distribuzione e mineralogia nei nuclei – in-situ porosità/densità apparente – bearing strength (resistenza di contatto) – peso specifico – profilo di salinità dei nuclei del sedimento – geometria /batimetria del corpo idrico – torbidità – temperatura – sedimenti in sospensione e tassi di deposito – profondità dello strato di miscelazione/grado e profondità della bioturbazione – risultati delle indagini geofisiche – frequenza delle inondazioni, e velocità delle correnti – regime di marea – regime del flusso delle acque sotterranee e delle acque superficiali/interazione acque sotterranee – copertura del ghiaccio e modelli di rottura – usi dell'acqua che causano dispersione fisica dei sedimenti 	<ul style="list-style-type: none"> – concentrazione dei contaminanti sulla superficie dei sedimenti – profilo dei contaminanti nei nuclei dei sedimenti – concentrazione dei contaminanti (specie metalli) nel tessuto del biota, nelle acque sotterranee e nelle acque interstiziali – carbonio organico totale (TOC) nei sedimenti – concentrazione dei contaminanti disciolti, sospesi e colloidali nelle acque superficiali – metalli estratti simultaneamente (SEM) e acidi volatili solfurei (AVS) nei sedimenti – profili di datazione radiometrica nei nuclei dei sedimenti – specie chimiche non contaminanti che possono interessare la mobilità dei contaminanti – profilo di ossidoriduzione dei nuclei di sedimenti – profilo del pH nei nuclei dei sedimenti – rapporto carbonio/azoto/fosforo – concentrazione di ammoniaca non ionizzata nei sedimenti 	<ul style="list-style-type: none"> – tossicità dei sedimenti – limite di raccolta occasionale/commerciale pesci/crostacei per il consumo umano – limite dei predatori dipendenti dal ciclo alimentare acquatico (visone, lontra, kingfisher, airone) – abbondanza/diversità delle sottodimore delle specie e dei pesci – abbondanza/diversità della vegetazione emersa e sommersa – analisi del fattore di sforzo dell'habitat – biodisponibilità dei contaminanti – condizione patologica, quale presenza dei tumori in pesci – presenza di specie indicatori

Figura 4.1 – Caratteristiche fisiche, chimiche e biologiche (Contaminated Sediment Remediation Guidance for Hazardous Waste Sites, U.S. EPA. 2005)

La composizione (contenuto di argilla, di sostanza organica, di ossidi di ferro e di manganese, ecc.) e le caratteristiche ad essa associate (granulometria, pH, potenziale redox, salinità, ecc.) influiscono sulle interazioni tra le particelle di sedimento e i contaminanti.

Alla frazione fine dei sedimenti (siltiti, peliti) risultano associate concentrazioni di contaminanti maggiori; inoltre, le particelle di dimensioni più minute possono rimanere in sospensione all'interno del corpo idrico anche per lunghi periodi, possono venire facilmente risospese a seguito di turbolenza in presenza di forti correnti, piene od eventi meteorici di forte intensità e migrare verso zone anche notevolmente lontane dalla fonte di contaminazione.

Durante la fase di caratterizzazione è inoltre prioritario analizzare come alcune di queste caratteristiche fisiche, chimiche e biologiche variano nel tempo (per esempio come varia la batimetria del corpo idrico, la distribuzione dei contaminanti sulla superficie e sotto la superficie dei sedimenti, dell'acqua e del biota) o a seconda della stagione e sotto vari flussi e condizioni termiche. L'importanza relativa di questi tipi di variabilità di dati dipende dal sito. È inoltre importante capire le proprietà che interessano la zona di miscelazione o la zona biologicamente attiva di sedimento. I contaminanti presenti sullo strato biologicamente attivo della superficie del sedimento spesso guidano l'esposizione e per ridurre il rischio è necessario ridurre la concentrazione della superficie dei sedimenti.

I siti di sedimenti richiedono tipicamente più tipologie di dati per una efficace caratterizzazione rispetto ad altri tipi di siti, inoltre il tipo e la quantità di dati richiesti dipendono dalla complessità del sito e dal peso della decisione.

4.2 Dati di Background

Nel caso in cui i contaminanti presenti nel sito abbiano sorgenti naturali o antropogeniche (artificiali) non-sito-relative, può essere importante stabilire dei dati di *background* (dato di fondo) o di riferimento per il sito.

Le concentrazioni di fondo valutabili ai fini della caratterizzazione di un sito sono riferite a:

- fondo naturale: è determinato da elementi e composti inorganici che appartengono al ciclo geochimico e che non sono stati influenzati dalle attività dell'uomo (per esempio metalli derivati dalle rocce, fibre di asbesto che derivano da giacimenti e miniere, contaminazione proveniente da attività vulcaniche);

- fondo antropogenico è determinato da sostanze prodotte dall'uomo e che sono presenti in modo ubiquitario nell'ambiente in cui è ubicata l'area contaminata oggetto dello studio. La definizione di un fondo antropogenico deve essere sito specifica, esaminando in particolare e non in via esclusiva, tutti i contributi attuali che derivano dalle infrastrutture presenti sul territorio fra cui: traffico veicolare, ricadute prodotte dalle emissioni atmosferiche autorizzate, ruscellamento di fertilizzanti ed altre attività autorizzate presenti sul territorio. Il livello di contaminazione di fondo antropogenico, nel tempo, potrebbe assumere valori diversi in funzione delle variazioni dei livelli di emissioni prodotte dalle sorgenti sopraindicate e/o regolamentazione dell'utilizzo e/o diffusione dei fertilizzanti nel settore agricolo.

La definizione del valore di background viene fatta esaminando i risultati delle misurazioni effettuate nell'ambiente circostante il sito in esame. Generalmente, queste misure non concordano in un singolo valore, ma si osserva una distribuzione caratterizzata da valori medi e da una deviazione standard. Tale distribuzione deriva oltre che dagli errori di misura anche da diverse altre cause fra cui l'eterogeneità del mezzo in cui tali valori sono misurati e condizioni geochimiche diverse caratterizzanti lo stesso sito.

Per poter pervenire ad un risultato corretto devono essere stabilite specifiche procedure che definiscano delle metodologie di trattazione statistiche di questi dati.

Il grado di contaminazione può essere stabilito da un confronto dei valori di concentrazione di sostanze considerate inquinanti presenti nei sedimenti rispetto ai valori considerati di **background** per quel sito.

4.3 Quadro normativo

Le normative relative alla manipolazione dei sedimenti sono complesse, poiché toccano una sfera di attività posta ai confini tra gli ambiti trattati dalle politiche in materia di risorse idriche, di difesa del suolo e di smaltimento dei rifiuti. Il quadro normativo tuttavia è in fase di espansione, grazie all'implementazione di atti quali la direttiva relativa alle discariche di rifiuti (EU Landfill Directive), la direttiva quadro sullo smaltimento dei rifiuti (EU Waste Framework Directive) e la direttiva quadro sulle risorse idriche (WFD); questi atti legislativi comunitari non affrontano, per ora, adeguatamente il problema dei sedimenti.

Benché numerose linee guida accennino alla questione dei sedimenti e dei materiali di

dragaggio, al momento non esiste un approccio integrato.

La direttiva quadro europea sulle risorse idriche (WFD) non affronta in modo specifico il tema della gestione dei sedimenti. Qualora, tuttavia, la qualità del materiale sedimentario comprometta lo stato chimico o ecologico delle acque, può essere necessario adottare interventi correttivi. La direttiva offre l'opportunità di approfondire ulteriormente le conoscenze sulla relazione esistente fra qualità del sedimento e qualità dell'acqua, nonché di armonizzare le valutazioni qualitative su scala di bacino fluviale.

Lo scopo della direttiva 2000/60 è quello quindi di istituire un quadro per la protezione delle acque superficiali interne, delle acque di transizione, delle acque costiere e sotterranee. Per attuare questa strategia è necessario combattere l'inquinamento idrico, processo che nel lungo periodo può innalzare a tal punto il livello qualitativo dei sedimenti da consentire di trasferirli liberamente o di farne un uso diretto. Oltre alle emissioni provenienti da fonti puntuali e diffuse, sotto questo profilo diventa sempre più importante il ruolo della contaminazione storica, che rappresenta l'eredità del passato (*Gestione dei Sedimenti, SedNet, 2005*).

La normativa nazionale che recepisce la Direttiva WFD è il recente D. Lgs. 152/06, che all'articolo 78, comma 3 recita che: “Con decreto del Ministro dell'ambiente e della tutela del territorio viene data attuazione al disposto dell'articolo 16 della direttiva 2000/ 60/ CE entro il 31 dicembre 2015. Entro gli stessi termini le acque a specifica destinazione di cui all'articolo 79 devono essere conformi agli standard dettati dal medesimo decreto.”

In particolare, il comma 7 dell'articolo 16 della direttiva 2000/ 60/ CE stabilisce che: “*Commissione presenta proposte riguardanti gli standard di qualità relativi alla concentrazione delle sostanze, prioritarie nelle acque superficiali, nei **sedimenti** e nel biota.*”

5 MODELLO CONCETTUALE DEL SITO

Il modello concettuale del sito (CSM, Conceptual Site Model) è finalizzato a fornire una rappresentazione del sistema ambientale e dei processi fisici, chimici e biologici che determinano il trasporto dei contaminanti dalle sorgenti ai recettori. Per i siti di sedimenti, forse ancor più che per le altre tipologie di siti, il CSM è un strumento importante per l'individuazione dei meccanismi e delle sorgenti che hanno determinato lo stato d'inquinamento del sito. Il *CSM iniziale* è tipicamente un insieme di ipotesi derivate dalle informazioni disponibili del sito e dall'esperienza operativa maturata nello studio di siti con caratteristiche analoghe; in questa fase, le informazioni sull'ecosistema raccolte nell'ambito di studi pregressi sono di particolare importanza per lo sviluppo del modello in quanto input all'investigazione iniziale del sito. Questo modello iniziale, formulato sulla base dei dati raccolti, fornisce al personale addetto al programma di investigazione una comprensione schematica del sito utile per la pianificazione e la determinazione del piano di caratterizzazione. Gli elementi essenziali di un CSM includono generalmente informazioni e/o ipotesi sulle sorgenti dei contaminanti, sulle vie di trasporto, sulle vie di esposizione e sui recettori. Gli elementi tipici di un CSM specifico per il risanamento dei sedimenti contaminati sono elencati nella successiva tabella.

<p>Fonti di Contaminanti Indice:</p> <ul style="list-style-type: none"> - Suoli adiacenti le aree di golena (piane di esondazione) - Suoli di golena - Acque superficiali - Acque sotterranee - Fase liquida non-acquosa (<i>NAPL</i>: "non aqueous phase liquid") e altre fonti materiali - Sedimenti "HOT SPOTS" - Sbocchi delle fognature miste - Contaminanti atmosferici 	<p>Vie di esposizione per gli uomini:</p> <ul style="list-style-type: none"> - Ingestione di pesci/crostacei - Assorbimento cutaneo determinato dal contatto diretto con le acque superficiali e con il sedimento (nuotando o guadando) - Ingestione di acqua - Inalazione di sostanze volati <p>Vie di esposizione per il biota:</p> <ul style="list-style-type: none"> - Ingestione di pesci/crostacei/invertebrati bentonici - Ingestione accidentale di sedimenti - Assorbimento diretto di acqua
<p>Vie di trasporto dei contaminanti:</p> <ul style="list-style-type: none"> - Risospensione dei sedimenti - Trasporto acque superficiali - Scolo/Ruscellamento superficiale - Erosione degli argini - Avvezione (filtrazione) acque sotterranee - Bioturbazione - Ciclo alimentare 	<p>Recettori umani:</p> <ul style="list-style-type: none"> - Pescatori occasionali - Pescatori di sussistenza - Nuotatori - Operai e passeggeri <p>Recettori ecologici:</p> <ul style="list-style-type: none"> - Invertebrati bentonici e epibentonici - Pesci pelagici della dimora inferiore - Mammiferi ed uccelli (visone, lontra, airone, aquila)

Figura 5.1- Elementi tipici del MCS (Contaminated Sediment Remediation Guidance for Hazardous Waste Sites, U.S. EPA. 2005)

6 SORGENTI DI CONTAMINAZIONE

Le sorgenti di contaminazione sono differenziate in primarie e secondarie. Le sorgenti primarie sono rappresentate dall'elemento che è causa di inquinamento, mentre quelle secondarie sono identificate con gli elementi soggetti alla contaminazione diretta, che a loro volta diventano fattori di trasferimento degli inquinanti verso altri comparti ambientali o verso i bersagli.

Le sorgenti di contaminazione dei sedimenti possono essere altresì distinte in naturali o antropiche. Le sorgenti naturali sono identificate con le eruzioni vulcaniche, gli incendi boschivi, la biosintesi effettuata dalle piante o dai batteri, cioè tutti quei fenomeni per i quali è possibile escludere l'intervento o l'azione antropica.

Le sorgenti artificiali sono rappresentate da tutte le attività che producono e/o usano sostanze tossiche o nocive e che in ogni caso modificano l'ecosistema nel quale vengono rilasciate. Dette attività possono essere praticate sulla terra ferma, nei corpi idrici o in mare aperto; queste ultime di particolare interesse perché possono avere effetto diretto sui fondali marini, che rappresentano la riserva più ampia di sedimenti.

Queste sorgenti possono essere ulteriormente distinte in puntuali (per esempio gli scarichi industriali) o diffuse (per esempio deposizione atmosferica).



Figura 6.1 - Sorgenti di contaminazione (Dispense del corso di: *Trattamenti chimici fisici dei sedimenti contaminati*- di Rodolfo M. A. Napoli e al. – www.campusuniparthenope.it)

6.1 *Controllo delle sorgenti di contaminazione*

L'identificazione e il controllo delle sorgenti della contaminazione rappresentano tipicamente le fasi critiche ai fini dell'efficacia di tutto il processo di risanamento del sedimento contaminato. Generalmente il controllo delle sorgenti è definito l'insieme degli interventi volti ad eliminare o a ridurre, per quanto possibile, il rilascio dei contaminanti dalle fonti dirette ed indirette verso corpo idrico in esame (U.S. EPA, 2005).

In alcuni casi, le sorgenti primarie di contaminazione possono essere già state rimosse, come tra l'altro prescrive la normativa, ma sorgenti secondarie continue, quali ad esempio terreni contaminati della golena, scarichi di acque pluviali, infiltrazioni di acque sotterranee o di liquidi della fase non acquosa (NAPL) possono continuare a contaminare il sito. Infatti nei siti che presentano una significativa mobilità del sedimento, le zone ad alta concentrazione del contaminante possono addirittura fungere da fonti continue per le zone meno contaminate (U.S. EPA, 2005).

Gli interventi di controllo delle sorgenti sono spesso a largo-raggio di portata e possono includere quanto segue:

- eliminazione o trattamento dei contaminanti dalle acque reflue o dagli efflussi delle acque sotterranee (per esempio, installando i sistemi di trattamento supplementari prima dello scarico);
- isolamento o contenimento delle sorgenti (per esempio, il capping del terreno contaminato) con i relativi controlli ingegneristici;
- riduzione del carico inquinante delle sorgenti puntuali e diffuse basata sul TMDL (*Total Maximum Daily Load*, massimo carico inquinante che un corpo idrico può ricevere in un giorno, parametro introdotto dall'EPA nel 1999);
- implementazione di migliori pratiche di gestione (per esempio, riducendo i rilasci chimici nei canali di scolo delle acque piovane);
- rimozione o contenimento dei sedimenti potenzialmente mobili negli *hot spots*.

7 *VIE DI TRASPORTO DEI CONTAMINANTI*

I sedimenti rappresentano il comparto ambientale identificabile come il punto di raccolta sia dei materiali provenienti dalle rocce nelle terre emerse, sia di quanto sversato nell'ambiente dalle attività dell'uomo. Inoltre nei sedimenti si riscontrano biocenosi acquatiche, principalmente organismi bentonici, dei quali occorre tener conto sia per ciò che concerne gli effetti dei contaminanti sulle biocenosi, sia per ciò che concerne gli impatti prodotti nella fase di risanamento.

Inoltre la contaminazione può interessare direttamente gli organismi bentonici (Ciborowski e Corkum, 1988; Giesy *et al.*, 1988a; Schloesser, 1988; Giesy e Hoke, 1989; 1990) o indirettamente altri organismi attraverso la catena alimentare o per fenomeni di risospensione e rilascio che rendono di nuovo biodisponibili gli inquinanti (Lee *et al.*, 1978; Jones e Lee, 1978; Malueg *et al.*, 1983; Nebeker *et al.*, 1983).

Inoltre, come sottolineano Power e Chapman (1992), numerosi tossici vengono normalmente riscontrati solo a livello di tracce nelle acque, mentre gli stessi elementi e composti tendono generalmente ad essere accumulati nei sedimenti anche in concentrazioni estremamente elevate. Infatti, i sedimenti tendono ad integrare nel tempo gli apporti di sostanze chimiche. Per questo, i sedimenti possono essere considerati sia come “deposito” che come “fonte” per tali inquinanti. Un volume della Commissione Europea (Adriaanse *et al.*, 1995) indica che i sedimenti sono ormai il mezzo di elezione per lo studio dei fenomeni di contaminazione da parte di fosforo (elemento eutrofizzante), metalli, PAHs, VOX, HCB, PCBs, pesticidi organoclorurati, fenoli clorurati, olii, ecc.

In tal senso lo studio dei sedimenti e, in particolare, l'analisi del livello di inquinamento ad essi associato permette di ottenere importanti informazioni sul livello di contaminazione dell'ambiente al quale sono direttamente riconducibili.

Due sono gli aspetti più preoccupanti dei fenomeni di contaminazione:

- l'alterazione, soprattutto chimica e biologica, dell'ambiente sedimentario (marino o lacustre e fluviale) naturale;
- l'accumulo e la trasformazione di "sostanze nocive" entro il sedimento, la loro successiva cessione alle acque sovrastanti ed il possibile trasferimento nella catena trofica.

I contaminanti seguono tutti i normali processi sedimentari dei composti naturali: trasporto, deposizione, (ri)mobilizzazione, ecc.

Il trasporto dei contaminanti nell'ambiente acquatico è pertanto governato:

- dalle caratteristiche dei sedimenti e dei contaminanti;
- dalle interazioni tra contaminanti e sedimenti;
- dai fenomeni di trasporto di massa che si sviluppano nell'ambiente acquatico;

Il problema può essere abbastanza schematizzato nel caso di contaminanti organici ed inorganici, per i quali i meccanismi di trasporto nell'ambiente acquatico sono governati dagli stessi fenomeni che governano la formazione dei sedimenti.

Si può quindi considerare l'inquinamento dei sedimenti come un aspetto particolare dei processi sedimentari (Forstner, 1989, Salomos & Forstner, 1980).

Più complesso è invece la schematizzazione del percorso dei microrganismi perché occorre considerare anche i parametri che ne condizionano lo sviluppo.

7.1 Caratteristiche dei sedimenti

Il **sedimento** può essere definito come materiale solido prodotto da processi di degradazione ed alterazione delle rocce terrestri per opera di molteplici fattori che agiscono nell'atmosfera, nella idrosfera e nella biosfera (termoclastismo, crioclastismo, azioni meccaniche causate da precipitazioni meteoriche, venti, ed acque superficiali, azione di agenti chimici, azione di organismi viventi); il sedimento è, pertanto, il prodotto di “una serie di eventi e trasformazioni che le rocce subiscono ripetutamente nel tempo”.

I sedimenti una volta prodotti, vengono trasportati per azione della forza di gravità, delle acque, del vento o dei ghiacci (alte latitudini ed altitudini) in zone dove avviene la sedimentazione e l'accumulo (bacini di sedimentazione marini e continentali) subendo, lungo il tragitto tra il luogo di provenienza e di deposizione finale, numerosi processi di trasformazione (variazione delle modalità di trasporto e della tessitura del materiale).

Nei bacini sedimentari, i sedimenti posti a maggiore profondità, sono soggetti ad un processo di diagenesi, processo che implica delle modificazioni chimico-fisiche, che concorrono alla trasformazione dei sedimenti in rocce sedimentarie e che successivamente, al variare delle condizioni di temperatura e pressione, possono trasformarsi in rocce metamorfiche (ciclo litogenetico). Le rocce sedimentarie, le rocce metamorfiche e le rocce vulcaniche, esposte agli agenti esogeni (alterazione e degradazione) riescono a dare origine a nuovi sedimenti.

Gli ambienti sedimentari, intesi come ambienti deposizionali (in contrapposizione agli ambienti nei quali avviene l'erosione del sedimento) si possono distinguere in continentali (lacustri, fluviali o glaciali), marini e di transizione o misti (lagune, estuari, delta).

Ambiente Fluviale

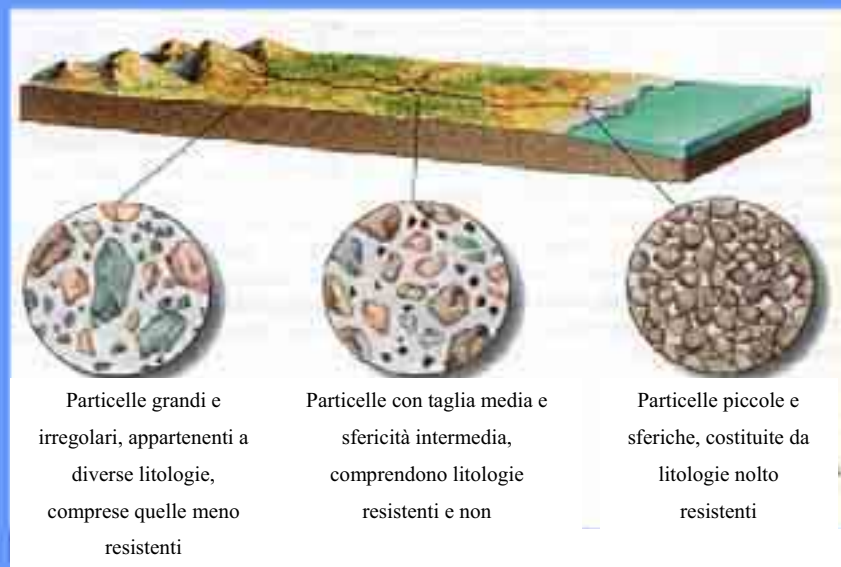


Figura 7.1- Ambiente Fluviale

I fiumi sono i maggiori responsabili del trasporto del materiale eroso dall'ambiente continentale verso quello marino. I depositi fluviali sono organizzati generalmente in **strati**¹ e/o lenti classati, gradati, a giacitura orizzontale costituiti da alternanze di ghiaie, sabbie, limi ed argille. La gradazione è un indice dell'energia del corso d'acqua, può essere diretta, quando le particelle più grossolane stanno alla base e le loro dimensioni diminuiscono progressivamente verso l'alto del deposito, a testimonianza di una diminuzione dell'energia del mezzo di trasporto. La gradazione è inversa nel caso opposto, quando si registra un aumento dell'energia del corso d'acqua che causa la deposizione verso l'alto di particelle di maggiori dimensioni. In ambiente marino i diversi tipi di depositi sono associati anche alle variazioni del livello marino (Figura 7.2); si possono così distinguere successioni sedimentarie che testimoniano il passaggio dall'ambiente continentale a quello tipicamente marino (innalzamento del livello marino) caratterizzati alla base dalla presenza di sedimenti di natura continentale (depositi fluviali, dune) su cui si appoggiano i depositi marini. Contemporaneamente verso il mare aperto si sviluppa una successione marina con alla base depositi riconducibili all'ambiente di mare costiero su cui si appoggiano depositi di mare più profondo (fanghi calcarei e silicei). Naturalmente in

¹ Con **strato** si intende un singolo livello di prodotti, con spessore superiore al centimetro, con caratteristiche che lo differenzino dai prodotti sopra e sottostanti.

caso di un abbassamento del livello marino si registrerebbero delle successioni inverse con depositi marini alla base, coperti da depositi di transizione (lagune) e continentali (fluviali).

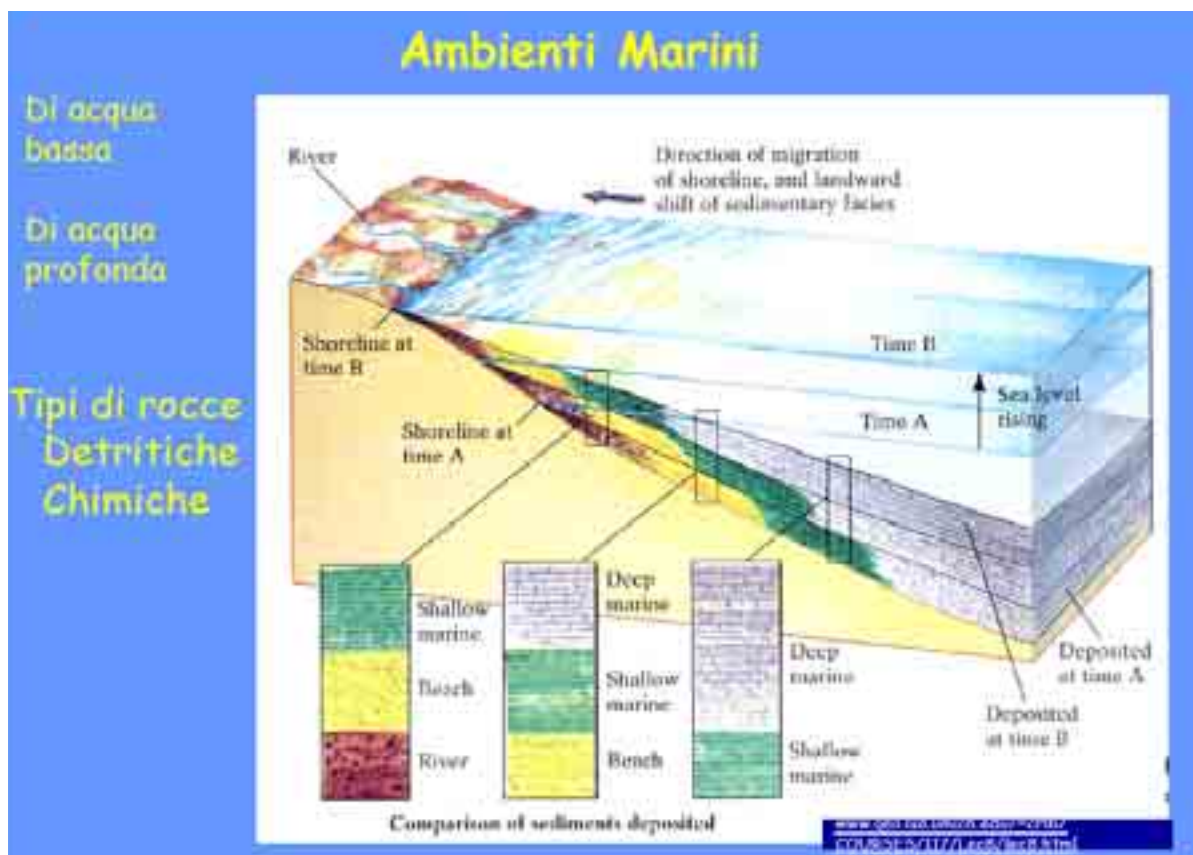


Figura 7.2- Ambiente Marino

Gli ambienti di transizione, come le lagune costiere, rappresentano un ecosistema in grado di accumulare temporaneamente o definitivamente molti contaminanti trasportati dai fiumi verso il mare. Le sostanze contaminanti sono trasportate in associazione al particolato sospeso, inorganico e organico, oppure disciolte. La deposizione in ambiente lagunare avviene sia per perdita di competenza della corrente fluviale, che per l'interazione fra acqua dolce e acqua salata. L'interazione fra acqua dolce e salata porta ad un aumento della forza ionica e ad un cambiamento delle condizioni fisico-chimiche. I principali processi che presiedono i mutamenti di fase degli elementi sono la precipitazione, l'adsorbimento e la dissoluzione (Salomons e Forstner, 1984). Lo studio degli ambienti di transizione risulta fondamentale nel comprendere il destino degli elementi in traccia di prevalente origine antropogenica (contaminanti), specialmente se questi ambienti si collocano all'interno di aree fortemente antropizzate.

I principali costituenti dei sedimenti sono qui di seguito elencati (*Angelucci, 1989*):

- **GRANULI O CLASTI:** sono elementi che hanno subito un trasporto e un'azione meccanica; si tratta di frammenti (clasti) o granuli (se arrotondati) di natura eterogenea appartenenti a minerali, rocce (sedimentarie, metamorfiche e vulcaniche intrusive) e sedimenti preesistenti, ma anche di particelle originatesi per accrescimento o aggregazione. Dalla natura e dall'aspetto di questi elementi si possono ricavare notizie sulla provenienza (luogo d'origine) e sul trasporto subito dal sedimento.
- **FRAMMENTI VULCANICI e PIROCLASTICI:** comprendono materiali prodotti dall'attività vulcanica durante le manifestazioni effusive (lave) ed esplosive (piroclasti). I frammenti di natura vulcanica sono prodotti da fenomeni di alterazione e disgregazione delle rocce vulcaniche e subiscono il trasporto per arrivare entro il bacino sedimentario.
- **PRECIPITATI CHIMICI:** sono cristalli e aggregati cristallini separatisi da una soluzione acquosa per via inorganica (o anche mediante biotrasformazioni), oppure sostanze inorganiche amorfe provenienti dalla coagulazione di colloidali dispersi nei mezzi idrici. Questi riflettono le condizioni chimico-fisiche del mezzo o dell'ambiente di deposito, come la temperatura, la concentrazione di vari ioni, la salinità, il pH, l'Eh, la tensione di vapore di gas, la pressione, etc.
- **SPOGLIE ORGANOGENE RESISTENTI (GUSCI o SCHELETRI):** sono i resti fossili nei sedimenti del passato e derivano dalla fissazione di minerali dentro o intorno al corpo degli organismi (precipitazione biochimica diretta).
- **MATERIALI ORGANICI ("parti molli"):** sono i resti delle cellule e dei tessuti, cioè di quella che era la parte vivente degli organismi; tutti i sedimenti attuali contengono sostanze organiche.
- Altri costituenti minori possono essere materiali meteorici o extra-terrestri (particelle fini, microscopiche come meteoriti e micrometeoriti) ed altre particelle indigene di origine mista.

La caratteristica principale dei sedimenti ai fini del trasporto nell'ambiente acquatico, e quindi della diffusione dei contaminanti ad essi associati, è la granulometria, che influenzando il comportamento dinamico dei granuli del sedimento nel fluido, ne determina l'espansione e lo spostamento nello spazio e nel tempo.

La classificazione granulometrica prescinde dalla natura chimica o chimico-mineralogica

delle particelle e prende in considerazione esclusivamente la dimensione. Le particelle sono distinte in classi granulometriche. Il primo problema che si presenta quando si vuole analizzare la granulometria di un sedimento è quello di stabilire una **scala granulometrica**. La scala utilizzata attualmente è quella di Wentworth (1922). I limiti di classe della scala di Wentworth possono essere espressi come potenze di 2: 4mm è 2^2 , 8 è 2^3 etc. Krumbein (1934) propose inoltre la scala ϕ ($\phi = -\log_2 \text{diam (mm)}$).

In generale, a prescindere dai parametri dimensionali adottati dai diversi sistemi di classificazione, le classi granulometriche sono 5, in ordine di dimensione decrescente:

- blocchi $d > 6 \text{ mm}$;
- ghiaia $2 < d < 6 \text{ mm}$;
- sabbia $0,06 < d < 2 \text{ mm}$;
- limo $0,002 < d < 0,02 \text{ mm}$;
- argilla $d < 0,002$.

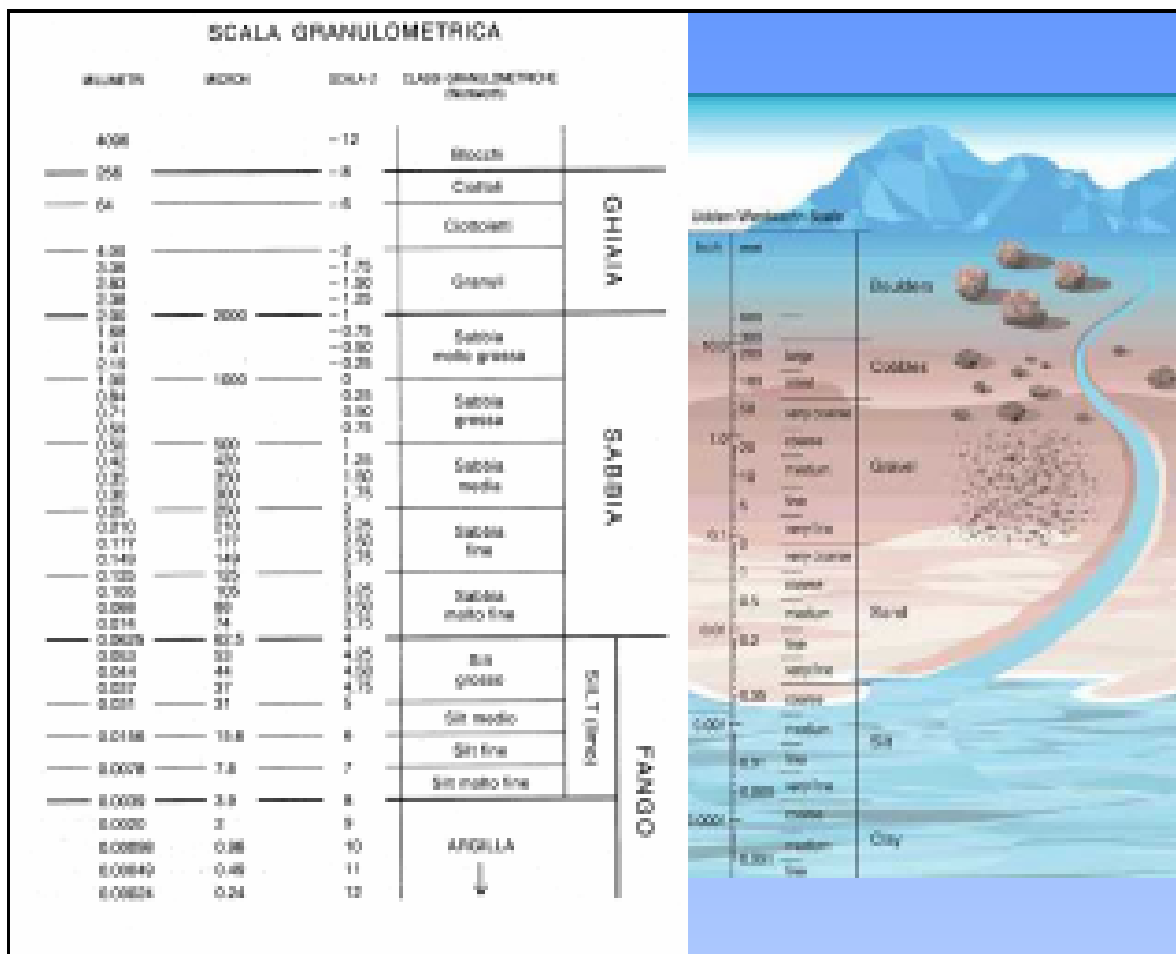


Figura 7.3 -Scala di Wentworth.

Il **Diagramma di Shepard** si basa sulla quantità di sabbia, silt e argilla contenute in un sedimento, i sedimenti di fondo vengono generalmente classificati usando questo diagramma. Il diagramma di Shepard è un esempio di diagramma ternario, un modo per diagrammare tre componenti di cui la somma è 100%. In questo caso i componenti sono le percentuali di sabbia, silt e argilla che formano un campione. Ciascun campione è un punto dentro al diagramma. Se un campione è composto di un solo componente, es: 100% sabbia, questo cadrà al vertice del triangolo. Un campione che manca totalmente di un componente cadrà sull'asse opposto a tale componente. Per classificare i sedimenti, Shepard (1954) divise il diagramma in 10 classi. Per esempio: "Clay" contiene almeno il 75% di particelle di argilla; "Silty sands" contiene non più di 20% di particelle di argilla.



Figura 7.4 - Diagramma di Shepard.

La mobilità dei sedimenti dipende dall'interazione tra la sollecitazione idrodinamica della corrente, che tende a mobilitare la singola particella, e le azioni resistenti (peso, attrito, ecc) che tendono ad opporsi al movimento.

Una volta messe in moto le particelle di sedimento sono soggette all'azione della corrente che se dispone di sufficiente energia può trasportarle nella direzione di flusso per una distanza ed un tempo variabile a seconda delle caratteristiche idrauliche della corrente stessa.

Una particella solida che si trova sospesa nel fluido e presenta densità superiore a questo, è soggetta a caduta libera; la velocità di caduta è espressa dalla *legge di Stokes* in condizioni viscose e dalla *legge d'impatto* in condizioni inerziali. In entrambe i casi essa dipende dal comportamento idraulico del granulo, dalla viscosità e dalla densità del fluido.

Mantenendo costanti i parametri fluidi, la velocità di caduta decresce con il diminuire delle dimensioni della particella, con la forma che si scosta da quella sferica (caso limite di una forma a lamella) del peso specifico ed in condizioni d'elevata concentrazione, quando è disturbata dalle altre particelle.

La relazione di Reynolds afferma che, nel caso di particelle aventi piccole dimensioni ($<100\ \mu\text{m}$), gli effetti viscosi sono più importanti rispetto a quelli inerziali.

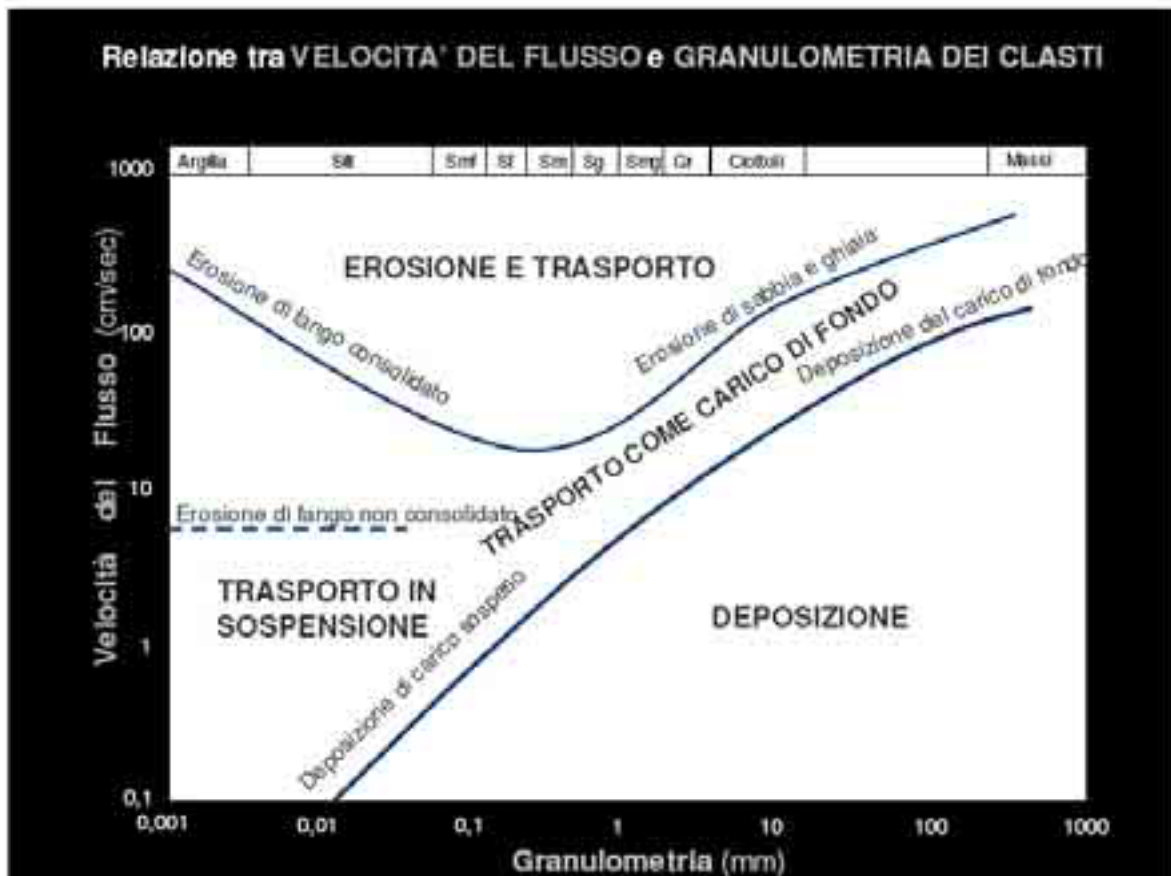


Figura 7.5 - Digramma di Hjulstrom delle velocità di sedimentazione e di risospensione.

Le particelle più fini, come le argille o i limi, necessitano di una energia di flusso bassissima per essere trasportate; infatti durante gli eventi di piena, queste particelle possono essere trasportate facilmente in sospensione per lunghissime distanze, rimanendo in sospensione quasi indefinita. I tempi di sedimentazione sono ancora più lunghi se le particelle non sono sferiche (in ragione dell'aumento del rapporto superficie-volume) e/o in presenza di fenomeni di turbolenza (Ricci Lucchi, 1980).

Alla frazione fine dei sedimenti risultano generalmente associate concentrazioni di contaminanti maggiori, in quanto queste particelle rimangono in sospensione per tempi lunghissimi.

In assenza di forze tangenziali, la caduta della particella, avverrebbe lungo la verticale; in un ambiente fluido solitamente è presente una pressione tangenziale rappresentata dal campo dinamico, così le particelle seguiranno delle traiettorie balistiche (Ricci Lucchi, 1980).

Le classi granulometriche inferiori, argilla e limo, richiedono una particolare attenzione, poiché presentano *velocità di sedimentazione* molto basse. Impiegano conseguentemente molto tempo per raggiungere il fondo e quindi rimangono per un lungo periodo in sospensione nella colonna d'acqua, sottoponendosi per un maggiore intervallo di tempo a forze tangenziali che provocano trasferimenti orizzontali.

Le particelle solide, rilasciate in un ambiente marino o fluviale, sono pertanto soggette a delle forze verticali ed orizzontali, queste ultime sono indotte dai moti avvettivi, di differente scala spaziale e temporale, che agiscono orizzontalmente o, in ogni caso, è possibile individuare una loro componente prevalente sul piano orizzontale. Allo stesso tempo le particelle possono affondare, galleggiare o mantenersi in una posizione neutrale in funzione della loro densità, rispetto al mezzo circostante.

Durante lo spostamento verticale, la particella sarà movimentata dal campo di forze orizzontale, generato dalla corrente locale prevalente in quel luogo, a quella profondità ed in quel particolare momento.

In conclusione, la posizione finale di ogni particella è data dal vettore risultante di due velocità simultanee, verticale ed orizzontale, diviso il tempo di caduta della particella. Le particelle neutre o che galleggiano saranno trasportate a lungo rimanendo in sospensione nel mezzo; le argille fini e molto fini, che hanno dimensioni inferiori ad un μm , presentano una *velocità di sedimentazione* estremamente bassa, tale da rimanere in sospensione nel fluido ed essere trasportate per periodi indefiniti (Kavanaugh e Leckie, 1980).

I clasti più grandi invece si metteranno in moto soltanto al superamento di un certo valore critico di portata e si sposteranno in aderenza al fondo o per salti intermittenti, coprendo distanze variabili a seconda delle dimensioni.

L'interazione flusso-sedimenti comporta due fenomeni principali: la diminuzione della granulometria lungo l'alveo o nella direzione di flusso della corrente e lo sviluppo di forme di fondo.

7.2 Interazioni tra contaminanti e sedimenti

Le interazioni tra contaminanti e sedimenti sono regolate dai processi unitari riportati nella tabella che segue nella quale sono annotati i rispettivi effetti sulla mobilità riferiti al tipo di contaminazione.

Processi	Tipo di contaminazione	Effetto
Adsorbimento	Organica/Inorganica	Ritardo
Scambio Ionico	Inorganica	Ritardo
Precipitazione	Inorganica	Ritardo
Dissoluzione	Organica/Inorganica	Aumento di mobilità
Ossido-riduzione	Organica/Inorganica	Trasformazione/Ritardo
Idrolisi	Organica/Inorganica	Trasformazione
Complessazione	Organica/Inorganica	Ritardo/aumento di mobilità
Volatilizzazione	Organica	Trasferimento ad altra fase
Intrappolamento e filtrazione	Organica/Inorganica	Ritardo
Trasformazioni mediate biologicamente	Organica/Inorganica	Trasformazione/Ritardo
Trasferimento di massa	Organica	Aumento di mobilità

Figura 7.6- Interazioni tra contaminanti e sedimenti

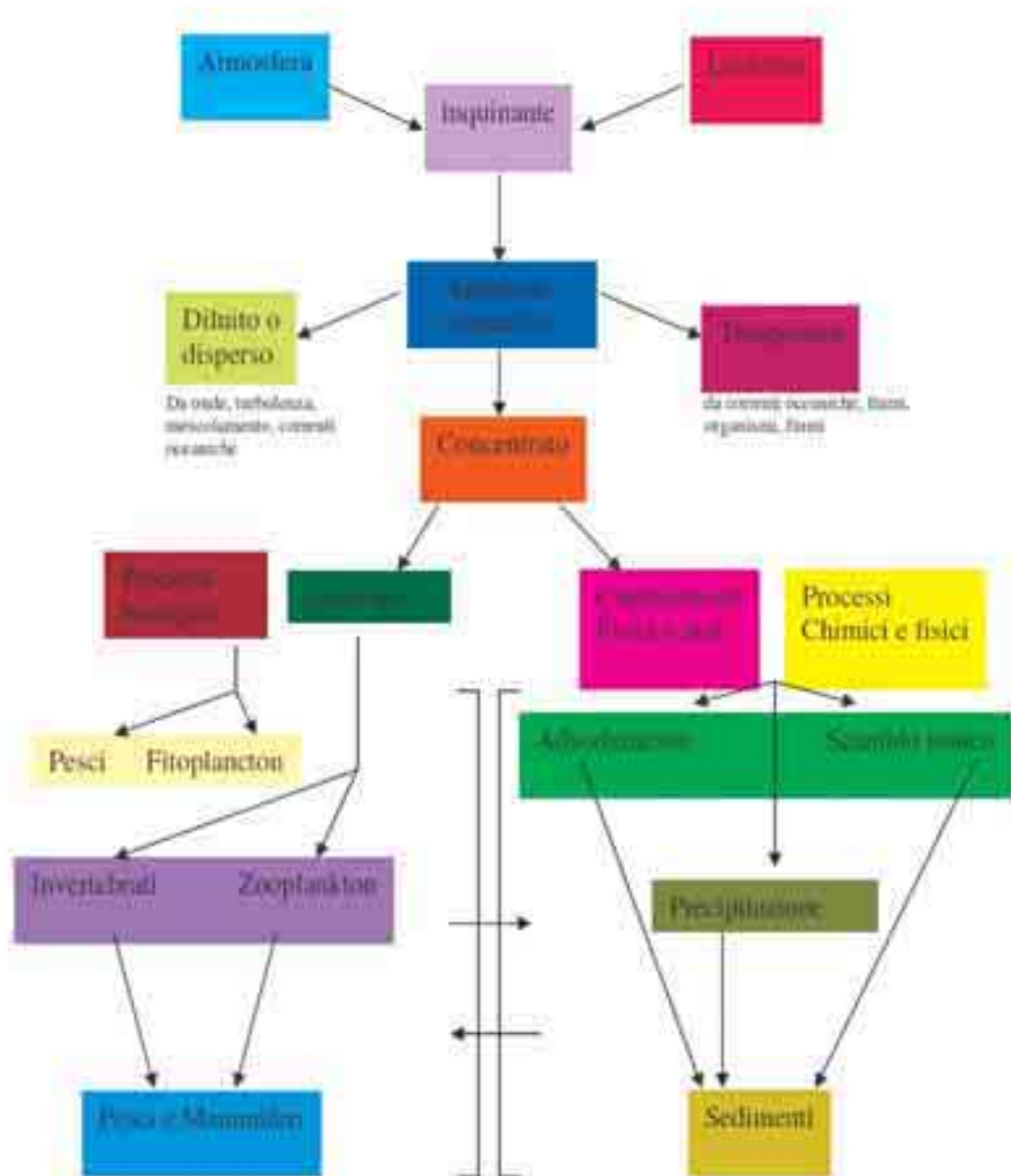


Figura 7.7 - Possibili equilibri a cui sono sottoposti i contaminanti (Ferguson, 1982).

Nella figura che segue sono schematizzate le possibili interazioni tra contaminanti e sedimenti in ambiente acquatico.

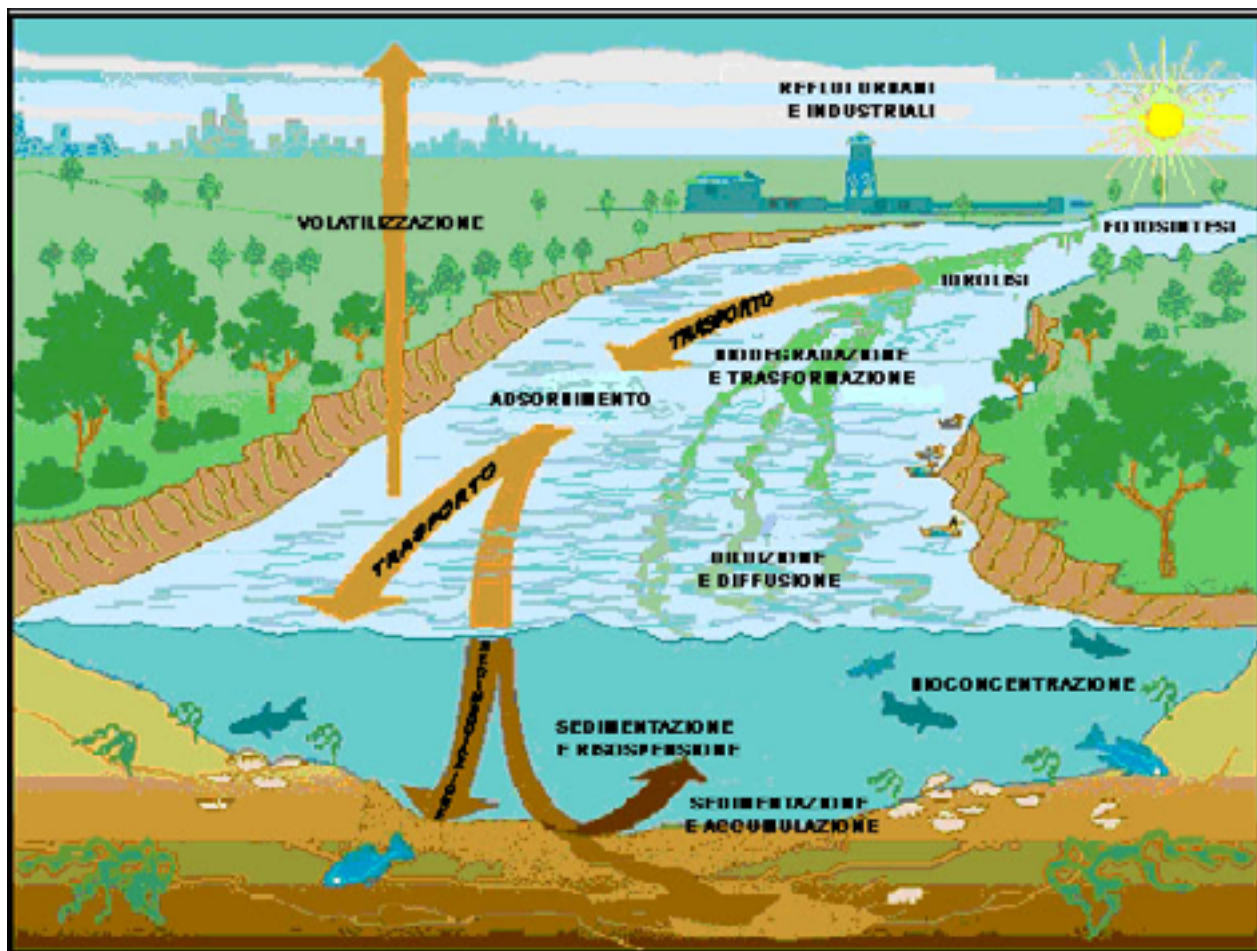


Figura 7.8-Interazioni tra contaminanti e sedimenti

Adsorbimento

L'adsorbimento è un fenomeno superficiale, determinato dall'attrazione esercitata tra cariche o gruppi funzionali non ionizzati dei contaminanti (che in questo caso rappresentano l'adsorbato) nei confronti della componente minerale o organica del terreno (specie adsorbente), che consente un trasferimento selettivo dei composti costituenti il contaminante da una fase liquida ad una fase solida.

I parametri che incidono sull'adsorbimento sono:

- proprietà chimico-fisiche dell'adsorbato (es. carica netta, distribuzione di carica, peso molecolare, ecc);
- parametri fisici (temperatura, ecc);
- presenza di specie chimiche in competizione;
- caratteristiche del sedimento (es. composizione mineralogica, tessitura, pH, ecc).

A seconda della natura delle forze in gioco e dunque dell'entità dell'energia dei legami che si generano tra le molecole del contaminante e il materiale adsorbente, vale a dire il

sedimento, si distinguono, in genere, diversi tipi di adsorbimento:

- fisico (reversibile): le forze responsabili del processo sono di natura fisica, quali forze di attrazione elettrostatica e forze di Van der Waals, per cui le energie in gioco risultano di entità relativamente modesta (dell'ordine di 10- 20 kJ/mol), di conseguenza il processo di adsorbimento non dà luogo in tal caso ad una significativa ridistribuzione della densità elettronica né per le molecole di adsorbato né per il materiale adsorbente. Tale adsorbimento è un processo reversibile e, data la sua stessa natura, dà luogo alla formazione di uno strato multimolecolare di contaminante sulla superficie del sedimento;
- chimico (irreversibile o solo parzialmente reversibile): ha luogo a seguito della formazione di legami chimici tra le molecole del contaminante e il materiale adsorbente. Poiché le energie in gioco (dell'ordine di 50-150 kJ/mol) risultano di entità superiore a quelle caratteristiche dell'adsorbimento fisico, si assiste ad una significativa alterazione della densità elettronica delle specie coinvolte. L'adsorbimento di tipo chimico è spesso di natura irreversibile, inoltre in conseguenza del fatto che le forze di legame diminuiscono rapidamente al crescere della distanza, esso dà luogo alla formazione di uno strato monomolecolare di contaminante sulla superficie del sedimento.

Dissoluzione

La dissoluzione (passaggio in soluzione di una specie chimica solida, liquida o gassosa), corrisponde alla formazione di legami tra le molecole del soluto con le molecole del solvente ed è regolata dalla concentrazione di soluto in soluzione.

Lo stato di saturazione della soluzione può essere valutato confrontando la concentrazione di soluto (C_s) con la solubilità (S):

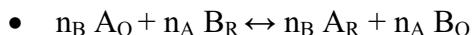
- $C_s < S \rightarrow$ stato di sottosaturazione (dissoluzione);
- $C_s = S \rightarrow$ stato di saturazione (equilibrio);
- $C_s > S \rightarrow$ stato di sovrasaturazione (precipitazione).

Precipitazione

La precipitazione porta all'accumulo della sostanza chimica in fase solida e per alcune sostanze, in presenza di impurezze, può avvenire anche in assenza di condizioni di sottosaturazione.

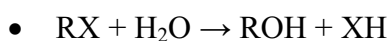
Ossidoriduzione

Le reazioni di ossido-riduzione si hanno quando una specie chimica (*accettore*) riceve elettroni (riduzione) e un'altra (*donatore*) ne cede (ossidazione) secondo la relazione:



Idrolisi

L'idrolisi è un processo di rottura/formazione di legami, al quale possono essere soggette sostanze chimiche sia organiche che inorganiche in soluzioni acquose o ad un'interfaccia solido/liquido, descritta dalla seguente relazione:



Complessazione

La complessazione si ha quando uno ione metallico si lega a molecole organiche formando:

- complessi (il legame esiste esclusivamente tra lo ione metallico e la sostanza organica);
- chelati (le molecole organiche hanno legami chimici anche tra loro).

Volatilizzazione

La volatilizzazione è il processo di transizione dalla fase solida/liquida a quella di vapore, legato principalmente dalla pressione di vapore, ma anche a:

- temperatura;
- solubilità in acqua;
- adsorbimento;
- umidità del terreno.

Nel terreno la quantità di una determinata sostanza chimica che può volatilizzare è inferiore a quella fissata dalla pressione di vapore della sostanza pura, per effetto dell'adsorbimento di parte della sostanza alla matrice solida e della sua dissoluzione nella soluzione del terreno.

Intrappolamento e filtrazione

L'intrappolamento e la filtrazione sono forme di ritenzione degli inquinanti nel terreno che

si verificano principalmente per gli NAPL o gli inquinanti adsorbiti a particolato sospeso.

Trasferimento di massa

Il trasferimento di massa di una sostanza chimica nei sedimenti dipende dalla forma in cui esso è presente.

Tutti i soluti, indipendentemente dalle loro proprietà, sono soggetti a:

- convezione (o advezione): il cui principale effetto è che la massa di contaminante viene veicolata con la stessa velocità del flusso e lungo la direzione delle linee di flusso;
- dispersione idrodinamica per cui la massa di contaminanti si sparge al di fuori della regione in cui si muove per effetto della convezione:
 - dispersione meccanica: processo di natura fisica dovuto alla variazione locale della velocità;
 - diffusione molecolare: processo di natura chimica legato all'attività molecolare.

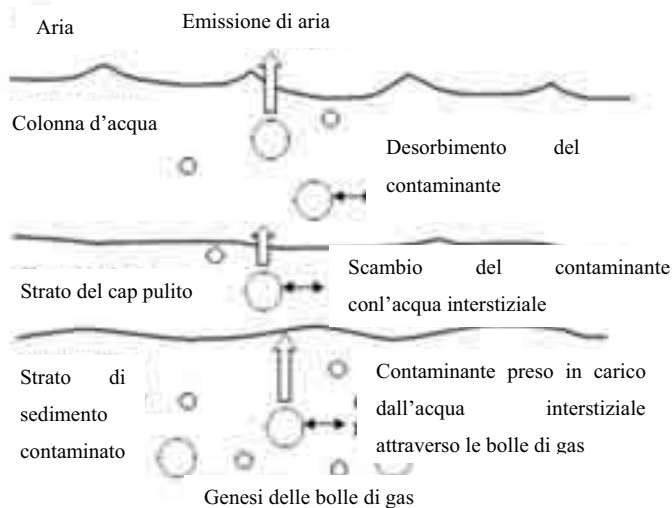


Figura 7.9 - Trasporto di contaminanti legato alla generazione e migrazione di una bolla di gas attraverso uno strato di sedimenti contaminati.

7.3 *Il trasporto di massa nell'ambiente acquatico*

Nel processo di trasporto di massa nell'ambiente acquatico, i bacini più importanti ai fini del percorso degli inquinanti, sono quelli marini: nel mare, infatti, confluiscono per effetto di fenomeni di trasporto, la maggior parte dei sedimenti che interessano il comparto idrico. Giunti nel mare, i sedimenti sono ulteriormente soggetti a mobilitazione per:

- sedimentazione;
- movimentazione del fondo marino;
- risospensione.

Tralasciando la movimentazione del fondo marino causata dalle attività antropiche, i fenomeni di trasporto cui i sedimenti sono soggetti dipendono da:

- proprietà dei sedimenti (dimensioni, forma e peso specifico);
- tasso di deposito dei sedimenti;
- caratteristiche della corrente (velocità e direzione);
- batimetria.

7.4 *Bioturbazione*

In alcuni ambienti deposizionali il processo naturale più importante che causa la risalita dei contaminanti agli strati superficiali del sedimento è la *bioturbazione*, definita come il movimento di sedimento derivante dalle attività degli organismi acquatici. Anche se questo movimento può avvenire secondo diverse direzioni, predomina il mescolamento verticale che porta gli agenti inquinanti agli strati superficiali, da cui si attiva la maggior parte dei meccanismi di esposizione. La bioturbazione dipende sia dall'attività degli organismi della dimora inferiore, quali ad esempio i molluschi, che di organismi più grandi, quali pesci e mammiferi acquatici. Gli effetti della bioturbazione includono:

- la miscelazione degli strati del sedimento;
- l'alterazione delle forme chimiche degli agenti inquinanti;
- la bioaccumulazione ed il trasporto degli agenti inquinanti dal sedimento all'acqua interstiziale o alla colonna d'acqua.

Molti organismi della dimora inferiore spostano fisicamente le particelle del sedimento durante le attività quali locomozione, alimentazione e costruzione del riparo. Queste attività possono alterare la struttura, la biologia e la chimica del sedimento, ma il limite e la grandezza dell'alterazione dipende dall'ubicazione, dal tipo del sedimento, dal tipo di contaminanti e di organismi presenti nel sedimento.

Un fattore che influenza l'esposizione è la profondità a cui avviene la miscelazione fisica

del sedimento, conosciuta come “la zona di miscelazione”. La profondità della zona di miscelazione può essere determinata dall’esame dei nuclei del sedimento (particolarmente analisi del radioisotopo delle sezioni di nucleo), o da altri dati di descrizione del sito che mostrano i risultati cumulativi della bioturbazione al variare del tempo.

Tipicamente, la popolazione degli organismi bentonici è più estesa nello strato superiore (alcuni centimetri) del sedimento. In acque dolci, il decrescere della densità demografica con la profondità è tale che lo strato miscelato è comunemente profondo 5 - 10 centimetri (Nrc 2001), anche se può essere più profondo, in particolare nelle acque marine nelle quali si riscontrano elevate percentuali di organismi della dimora inferiore.

Per valutare la profondità della zona di miscelazione e quindi la potenziale bioturbazione è necessario analizzare i seguenti parametri:

- caratteristiche del sito: salinità, temperature dell'acqua, profondità, variazione stagionale;
- tipo di sedimento: distribuzione granulometrica, contenuto di sostanza organica, densità del sedimento;
- tipo di organismo: organismi presenti e/o probabili a colonizzare la zona.

Questa analisi può essere fatta per un sedimento naturalmente depositato così come per i sedimenti utilizzati nel capping o derivanti dal ricollocamento del materiale dragato.

Per i siti per cui vi è un’elevata probabilità che si verifichi la bioturbazione è importante valutare la profondità al di sopra della quale si potrebbe verificare una miscelazione significativa dei sedimenti, usando i dati sito-specifici e l’assistenza dagli esperti tecnici, per valutare i metodi di risanamento per il sito.

7.5 *Il percorso dei microrganismi*

Per quanto riguarda il percorso dei microrganismi occorre considerare che al trasporto meccanico associato ai sedimenti, si affiancano anche altri fenomeni che consentono ai microrganismi di raggiungere il bersaglio, quali la migrazione all'interno della catena trofica. La nicchia occupata da una certa specie determina i rapporti che essa instaura con il sedimento, stabilendo la principale via di esposizione ai contaminanti oltre che il risultato finale dell'esposizione (Harkley *et al.*, 1994).

Ma i fenomeni che più degli altri meritano attenzione sono quelli legati alle modifiche delle colonie batteriche e precisamente:

- le modifiche dello stadio di sviluppo cellulare;
- le modifiche dell'aspetto del rapporto tra i diversi generi.

Queste modifiche sono determinate da variazioni delle condizioni ambientali e/o dalla movimentazione dei fondali che influiscono:

- sulla disponibilità dell'ossigeno e degli elementi nutritivi (con effetti sulla respirazione, sulle dimensioni e sulle riserve cellulari, sui cambiamenti morfologici);
- sull'azione sedimentogena;
- sui fenomeni di bioturbazione.

Il problema è viepiù complicato dal fatto che questi fenomeni non hanno lo stesso effetto su tutti i microrganismi: per esempio il vibrio cholerae sopravvive in condizioni ambientali avverse (carenza di ossigeno e di elementi nutritivi).

7.6 *Bioaccumulo*

Il processo mediante il quale alcuni organismi riescono ad incorporare sostanze estranee nei loro tessuti prendendole dall'ambiente acquoso e con l'alimentazione, si definisce bioaccumulo (U.S EPA, 2000) ed è un processo di equilibrio dinamico tra assunzione, accumulo, eliminazione.

L'entità dell'accumulo di una sostanza in un organismo dipende dal tasso con cui viene assimilata dalla fonte e dalla velocità con cui viene eliminata.

Il bioaccumulo è un fenomeno molto variabile tra le varie specie, e può dipendere dal contenuto di lipidi dell'individuo, dalla taglia (Landrum *et al.*, 1992), dalla dieta e dalle condizioni chimico fisiche dell'ambiente circostante. La temperatura e l'ossigeno disciolto svolgono un ruolo importante perché le reazioni metaboliche sono dipendenti da questi

parametri. Un aumento della temperatura, è potenzialmente in grado di aumentare la velocità delle reazioni biochimiche degli organismi, di conseguenza può aumentare l'assunzione di sostanze tossiche anche se questo non sempre si verifica perché vengono velocizzate anche le reazioni di escrezione (Luoma 1983).

Inoltre basse concentrazioni di ossigeno determinano un aumento del tasso di ventilazione di alcuni organismi acquatici che, in questo modo, possono assumere maggiori quantità di sostanze tossiche (Connel and Milller, 1984).

Le sostanze tossiche assunte possono seguire destini diversi perché vi sono organismi regolatori, caratterizzati da efficienti meccanismi di escrezione ed organismi non regolatori, che riescono ad immagazzinare i composti nocivi in forme detossificate, come fanno alcuni invertebrati marini, i quali accumulano i metalli pesanti legandoli a particolari proteine ricche di gruppi sulfidrilici dette metallotioneine (Depledge and Rainbow, 1990).

8 VIE E MODALITÀ DI ESPOSIZIONE

Le vie e le modalità di esposizione sono quelle mediante le quali il potenziale bersaglio entra in contatto con le sostanze inquinanti.

Secondo il Decreto Legislativo 152/06 si ha *una esposizione diretta se la via di esposizione coincide con la sorgente di contaminazione mentre l'esposizione indiretta si verifica nel caso in cui il contatto del recettore con la sostanza inquinante avviene a seguito della migrazione dello stesso e quindi avviene ad una certa distanza dalla sorgente.*

Nel caso di siti di sedimenti contaminati le vie di esposizione per le quali occorre definire i parametri da introdurre nei vari tipi di modelli e nella fase di caratterizzazione sono le seguenti:

- acque superficiali;
- acque sotterranee (falda superficiale e/o profonda);
- atmosfera;
- suolo;

Le modalità di esposizione attraverso le quali può avvenire il contatto tra il contaminante ed il bersaglio variano in funzione delle vie di esposizione sopra riportate e sono distinguibili in:

- vie di esposizione per gli uomini:
 - ingestione di pesci/crostacei;
 - assorbimento cutaneo determinato dal contatto diretto con le acque superficiali;
 - ingestione di acqua;
 - inalazione di sostanze volatili;
- vie di esposizione per il biota:
 - ingestione di pesci/crostacei/invertebrati bentonici;
 - ingestione accidentale di sedimenti;
 - assorbimento diretto di acqua;

Sempre secondo il D.Lgs. 152/06 l'individuazione e l'analisi dei potenziali percorsi di esposizione e dei bersagli e la definizione degli obiettivi di bonifica, in coerenza con gli orientamenti strategici più recenti, devono tenere presente la destinazione d'uso del sito prevista dagli strumenti di programmazione territoriale.

<i>Percorso di esposizione</i>	<i>Uso Residenziale</i>	<i>Uso Commerciale e Industriale</i>	<i>Uso Ricreativo</i>
<i>Acque sotterranee (ingestione)</i>	L	—	—
<i>Acque superficiali (ingestione)</i>	L	—	L, C
<i>Acque superficiali (contatto epidermico)</i>	L	A	L, C
<i>Sedimenti (contatto epidermico)</i>	C	A	L, C
<i>Aria (inalazione contaminanti in fase vapore)</i>	L	A, L	L
<i>Aria (inalazione particolato)</i>	L	A, L	L
<i>Terreno Polvere (ingestione accidentale)</i>	L, C	A	L, C
<i>Terreno Polvere (contatto epidermico)</i>	L, C	A	L, C
<i>Cibo (ingestione)</i>	L	—	—

L = esposizione per tutta la vita
C = esposizione maggiore nei bambini
A = elevata esposizione possibile in attività lavorative

Figura 8.1- Percorsi di esposizione in funzione della destinazione d'uso del sito

Per poter caratterizzare il rischio, prioritariamente all'individuazione delle vie e delle modalità di esposizione, occorre individuare i cosiddetti Contaminanti Indice (COC, *Chemical of Concern*), che rappresentano le sostanze che costituiscono la maggior fonte di rischio in un sito.

Criteri di scelta dei COC sono:

- tossicità, persistenza, mobilità;
- prevalenza (come distribuzione e concentrazione media e massima nello spazio);
- coinvolgimento nelle esposizioni più significative;
- frequenza di determinazione;
- legame con le attività che hanno interessato il sito;
- trattabilità.

Il Criterio USEPA (1989) per la scelta dei COC è quello di escludere:

- le sostanze che, al termine dell'indagine sul sito, risultino presenti con una frequenza minore o uguale al 5%;
- le sostanze il cui contributo al rischio totale, per ciascun comparto, risulta inferiore a un limite percentuale dell'1%.

Dopo aver individuato i COC, per poter caratterizzare il rischio, occorre valutare i danni alla salute che determina l'esposizione ai COC e contestualizzare il rischio al sito da

bonificare. A tal fine viene effettuata una *valutazione dose-risposta* per valutare i danni alla salute umana e definire la mortalità indotta sulla popolazione campione al variare delle dosi di contaminate assunte.

Il risultato di questa valutazione consiste nella definizione di parametri di tossicità relativi a ciascuna delle sostanze indice (COC).

Per svilupparla occorre recuperare le seguenti informazioni:

- caratteristiche di esposizione:
 - acuta;
 - cronica.
- tipologia di contaminanti:
 - cancerogeni;
 - non cancerogeni

Generalmente nella valutazione del *rischio sanitario (inteso come rischio per la salute umana)* si dovrebbero considerare sia i rischi cancerogeni che non cancerogeni connessi con le seguenti vie di esposizione:

- ingestione di pesci o altro biota caratteristico del sito (per esempio crostacei, anatre);
- contatto cutaneo con i sedimenti contaminati;
- ingestione accidentale di sedimenti contaminati;
- inalazione di contaminati in fase di vapore o di particolato;
- ingestione di acque superficiali allorché queste siano utilizzate come potabili.

Apposite analisi dovrebbero valutare i rischi da esposizione ai terreni di golena, per i quali le modalità di esposizione possono includere il contatto diretto, ingestione e consumo di raccolti, bovini e prodotti a loro volta esposti ai contaminanti presenti nel terreno di golena. L'attinenza e l'importanza delle vie e delle modalità di esposizione al rischio variano a seconda dello specifico contaminante, inoltre la valutazione di rischio dovrebbe includere un'analisi del rischio derivante dall'esecuzione delle diverse alternative correttive.

Nella definizione del CSM dovrebbero essere analizzate sia le vie di esposizione relativamente ai recettori umani che in merito al biota, basilari per l'analisi del rischio sanitario e del rischio ecologico.

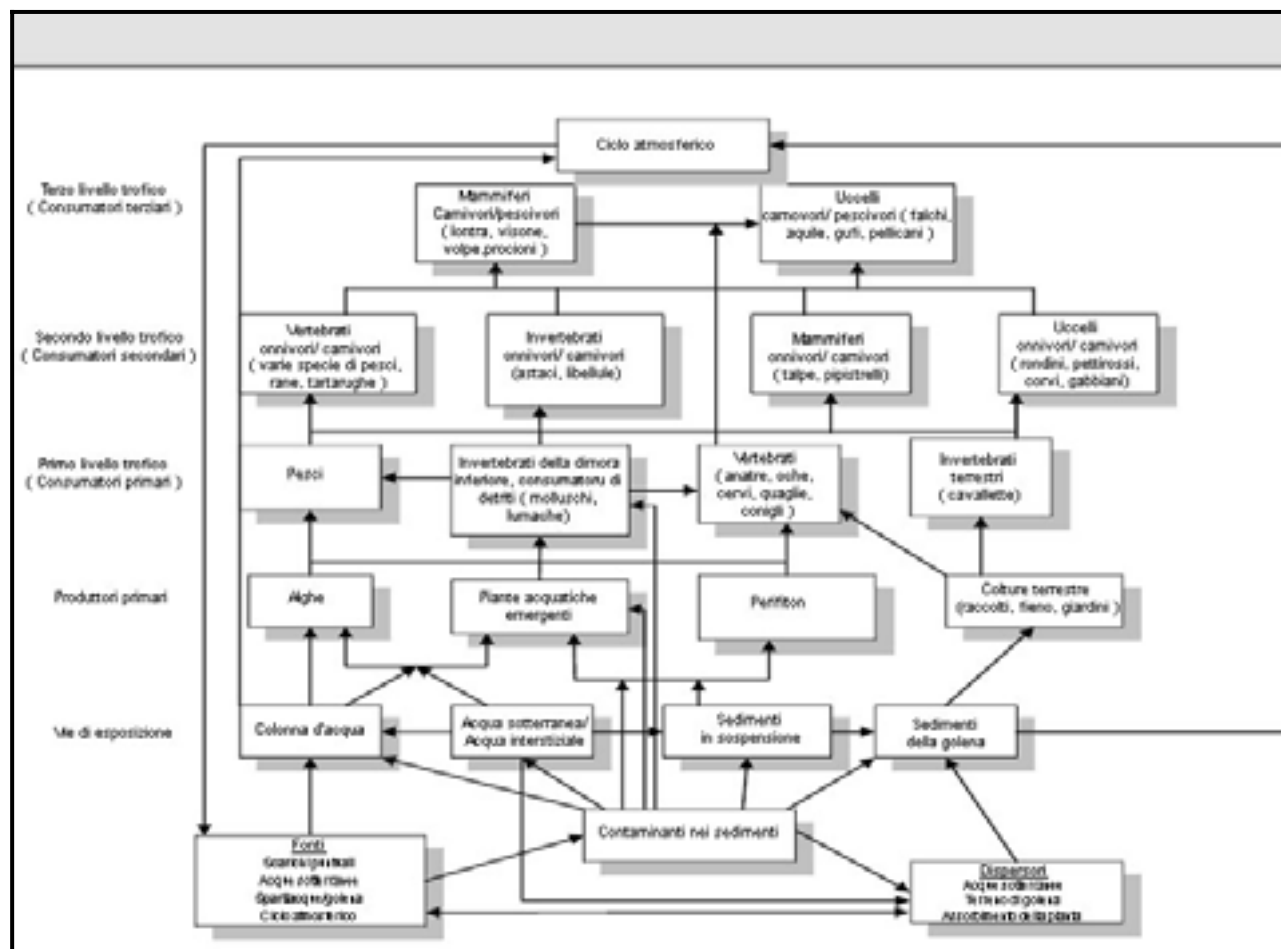


Figura 8.2 – Modello Concettuale del Sito focalizzato sulle Minacce ecologiche
 (Contaminated Sediment Remediation Guidance for Hazardous Waste Sites, U.S. EPA. 2005)

Generalmente nei siti di sedimenti contaminati, e soprattutto laddove si riscontrino contaminanti soggetti a bioaccumulazione, la principale modalità di esposizione per i recettori umani è rappresentata dall'ingestione di biota, più comunemente pesci, anche se in base al tipo di contaminante e all'uso del sito può essere significativo il rischio derivante dal contatto diretto con i sedimenti, l'acqua o i terreni di golena, attraverso l'ingestione accidentale o il contatto epidermico.

Per valutare il rischio connesso al sito da bonificare occorre definire il livello di esposizione dei recettori ai contaminanti presenti nel sedimento.

La definizione dell'esposizione è indispensabile per valutare l'accettabilità del rischio e, di conseguenza, definire gli obiettivi della bonifica; la definizione dell'esposizione ha come obiettivo la stima dell'esposizione della popolazione potenzialmente a rischio rispetto al fenomeno di contaminazione.

9 CAMPIONAMENTO

Nella scelta delle procedure e delle metodologie da utilizzare durante la fase di campionamento occorre considerare che il campionamento da una parte può essere finalizzato allo studio delle caratteristiche ambientali delle aree marine, lagunari o fluviali, dall'altro può essere finalizzato al monitoraggio e al controllo degli interventi di risanamento di dette aree.

Gli studi di valutazione ambientale e di monitoraggio sono svolti per una varietà di motivi e possono avere molti scopi differenti. Sviluppare un appropriato piano di campionamento è uno dei punti più critici negli studi di valutazione e di monitoraggio. Il piano di campionamento, che comprende la definizione dei confini del sito e dello schema di campionamento, sarà un prodotto degli obiettivi dello studio generale.

La scelta e l'ubicazione dei punti di campionamento, nonché i metodi stessi di campionamento necessariamente, devono seguire un piano di studio che dovrebbe controllare le fonti estranee di variabilità o di errore in modo che i dati raccolti rappresentino correttamente il sedimento e consentano di raggiungere gli obiettivi dello studio.

9.1 Definizione dell'area di studio e del sito di studio

L'area di studio si riferisce al corpo idrico che contiene il sito (o i siti) di studio, da monitorare e/o valutare, come pure le aree adiacenti (suolo o acqua) che potrebbero interessare o influenzare le condizioni del sito di studio. Il sito di studio si riferisce al corpo idrico e ai sedimenti ad esso associati da monitorare e/o valutare. L'EMAP (Environmental Monitoring and Assessment Program - EPA, USA), per esempio, definisce spesso un sito come un'area di interesse (AOC, *area of concern*) che potrebbe estendersi anche per parecchie miglia in lunghezza, o che può comprendere grandi aree geografiche o costiere. CERCLA (Comprehensive Response Compensation and Liability Act - USA) definisce un sito, in termini della specifica fonte di contaminazione, come un'area di smaltimento di rifiuti.

Le dimensioni dell'area di studio influenzeranno notevolmente lo schema di campionamento e la localizzazione dei punti di campionamento. I limiti dell'area di studio devono essere ben definiti fin dall'inizio e devono essere descritti su una carta idrografica o topografica. Per far ciò è necessario acquisire la cartografia recente, nonché, se possibile, cartografie informatizzate, rappresentate con appositi GIS.

Sulla base cartografica devono inoltre essere evidenziate le fonti di contaminazione esistenti o

potenziali, rintracciate attraverso l'analisi della letteratura specifica e/o la consultazione degli esperti locali. Le informazioni storiche necessarie alla caratterizzazione dell'area di studio sono:

- informazioni idrologiche e geomorfologiche (qualità e quantità del dilavamento delle aree emerse, apporti di materiale in sospensione derivato dall'erosione dei terreni, ecc.);
- informazioni relative alla batimetria (profondità, localizzazione delle zone di erosione e di deposizione, topografia del fondale, distribuzione e spessore dei sedimenti, direzione e velocità delle correnti, tasso di sedimentazione).
- informazioni relative all'urbanizzazione dell'area (ubicazione dei centri urbani, uso attuale e passato dei suoli, presenza e tipologia delle industrie, localizzazione delle discariche dei trattamenti delle acque reflue, localizzazione, quantità e qualità degli effluenti).
- informazioni geochimiche (costituzione dei fondali, proprietà chimiche e fisiche delle acque).
- informazioni climatiche (venti, temperature stagionali, precipitazioni, escursioni mareali).
- informazioni relative alla granulometria dei sedimenti, in particolare per quanto concerne la localizzazione delle classi più fini, generalmente associate alle aree interessate da una bassa energia cinetica e con maggiori contenuti di contaminanti (Baudo et al., 1990; Holland et al., 1991).

9.2 *Controllo delle fonti di variabilità*

Un fattore chiave nella progettazione di uno studio di qualità del sedimento è il controllo delle *fonti di variabilità*.

Tutti i dati d'osservazione e le misurazioni di qualsivoglia grandezza fisica comportano delle variazioni.

Queste variazioni, oltre a derivare dall'imprecisione dello strumento di misura di volta in volta utilizzato, sono dovute alla diversità del parametro considerato fra individui ed anche, nell'ambito dello stesso individuo, da un'occasione all'altra, da un osservatore all'altro, ecc.

Per i suddetti motivi, la valutazione dei dati biologici e/o chimici necessita di tecniche

statistiche utili ad ovviare agli inconvenienti che potrebbero derivare dalla variabilità stessa.

In termini statistici, le due fonti di variabilità sono l'errore di campionamento e l'errore di misura (USEPA 2000b; Solomon ed altri., 1997). L'errore di campionamento è l'errore attribuibile alla scelta di un determinato punto di campionamento che non rappresenta adeguatamente il sito o la popolazione dell'unità campionaria (per esempio, un estuario).

L'errore di campionamento si verifica per:

- variazione casuale: deriva essenzialmente da un fattore ineliminabile, vale a dire il caso. Si ottiene comunque un buon campione, perché l'errore dovuto alla variazione casuale può essere stimato. La **variazione casuale** è dovuta al caso, cioè a *“quell'insieme di fattori o cause, piccole o grandi, che agiscono su un fenomeno senza che noi possiamo o vogliamo controllarli esattamente e prevederne quindi l'azione”* (Cavalli-Sforza). La variazione casuale ha portato alla nostra osservazione gli individui che costituiscono il campione, nei quali la misura che vogliamo studiare assume un valore più alto o più basso, senza una regola precisa. La variazione casuale fa sì che una misura effettuata su un campione non fornisca un valore identico alla misura effettuata sulla popolazione: ci potrebbe essere - ed in effetti c'è sempre - un certo errore, che viene detto **errore campionario**. L'errore campionario deriva semplicemente dal fatto che stiamo osservando soltanto una parte della popolazione.
- selezione viziata: fatta su una porzione non rappresentativa della popolazione, il campione in questo caso si dice *distorto*, ottenendosi un *cattivo campione*, perché l'errore dovuto alla selezione viziata non può essere stimato. La **selezione viziata** è quella che viene effettuata su un segmento non rappresentativo della popolazione. Questo avviene quando la scelta delle unità che costituiranno il campione viene effettuata con regole non rigorosamente causali. Talvolta, è lo stesso sperimentatore che, definendo delle regole estemporanee volte a neutralizzare - nelle intenzioni - gli effetti del caso e di ottenere un campione più aderente alla popolazione, commette un errore che rende i dati inutilizzabili. Infatti, un campione che non è stato ottenuto correttamente fornisce misurazioni e risultati per i quali è impossibile calcolare il cosiddetto «errore di campionamento». La selezione viziata fa sì che all'errore campionario si sommi un altro tipo di errore, detto **errore non campionario** o **bias**. In conclusione, si può affermare che soltanto quando la scelta degli individui che compongono il campione è stata dettata dal puro e semplice caso, è possibile **prevedere** e

calcolare l'entità della differenza tra campione e popolazione. In caso contrario, il campione si dice «**distorto**». Con un campione distorto, non è possibile calcolare l'errore di campionamento ed i dati ottenuti saranno difficilmente utilizzabili. Più precisamente, per «**bias**» si intende “un processo, effettuato in qualsiasi stadio della *inferenza*, che tende a fornire risultati che si discostano sistematicamente dai valori veri”.

A differenza del bias (che influenza i dati *sistematicamente* in una direzione o nell'altra), la variazione casuale fornisce dati che possono essere parimenti al di sopra o al di sotto del valore vero. Di conseguenza, la *media* di molte osservazioni non-distorte si avvicina al valore vero della popolazione, anche se i singoli dati utilizzati per ottenere la media possono discostarsi di molto dal valore vero.

L'errore di campionamento è controllato usando metodi non distorti (imparziali) per selezionare le stazioni se si sta realizzando il monitoraggio generale di dato sito (USEPA, 2000b), oppure scegliendo diverse stazioni lungo un gradiente spaziale se si sta scegliendo una posizione specifica.

L'errore di misura è il grado con cui il ricercatore caratterizza esattamente l'unità di campionamento o la stazione. Quindi, l'errore di misura include le componenti di variabilità spaziale e temporale naturale all'interno dell'unità di campionamento così come gli errori empirici commessi dal ricercatore. L'errore di misura è controllato usando metodi standardizzati e confrontabili: i metodi standardizzati includono un'adeguata formazione del personale e delle procedure di garanzia della qualità. Per contribuire a minimizzare l'errore di misura, ogni punto di campionamento dovrebbe essere testato nello stesso senso, all'interno di un sito o di uno studio, usando un set standardizzato di procedure e nello stesso istante di tempo per minimizzare le fonti di confusione di variabilità. Nelle procedure analitiche di laboratorio o di tossicità, l'errore di misura è valutato duplicando le analisi su un certo sottoinsieme di campioni (ma non necessariamente di tutti). Similmente, nelle indagini di campo, un certo sottoinsieme di unità di campionamento (per esempio, 10% dei siti) dovrebbe essere misurato più di una volta per valutare l'errore di misura.

L'errore di misura può essere ridotto analizzando osservazioni multiple per ogni stazione di campionamento (per esempio, prelevando campioni multipli con la benna ad ogni stazione di campionamento, effettuando osservazioni multiple durante la stagione), o raccogliendo campioni a profondità-integrata, o raccogliendo campioni nello spazio integrati (del

composto).

9.3 Tipologie di campionamento

La tipologia di campionamento, e di conseguenza la selezione dei punti di campionamento, dipende dagli obiettivi che lo studio si prefigge di raggiungere e più specificamente, dal tipo di domande a cui lo studio si propone di rispondere.

Se l'obiettivo del campionamento è quello di valutare la contaminazione originata da un'area ben determinata, la definizione delle aree di campionamento può essere fatta ipotizzando che la concentrazione dei contaminanti decresca con la distanza dalla sorgente; è possibile determinare le distanze dal punto di origine dell'inquinante attraverso una progressione geometrica (x , $2x$, $4x$, $8x$, dove x è la distanza dal primo punto di campionamento). Se al contrario l'obiettivo dello studio è quello di determinare i sedimenti contaminati, è opportuno definire una maglia di campionamento regolare e sistematica il più possibile appropriata con il piano di monitoraggio.

Nel caso in cui la sorgente della contaminazione sia all'interno del corpo idrico e la dispersione non sia unidirezionale, le stazioni di campionamento dovrebbero essere posizionate in un'area concentrica.

Un sommario dei vari schemi di campionamento è presentato nella figura 9, con le indicazioni in merito alle circostanze in cui un dato schema può essere usato. Generalmente, gli schemi di campionamento rientrano in due importanti categorie: casuale o probabilistico e deterministico o non probabilistico (USEPA, 2000b), entrambi si riferiscono all'allineamento, o alla rete, dei punti di campionamento selezionati per un programma di monitoraggio.

- Campionamento probabilistico: la rete include punti di campionamento selezionati a random, casualmente, in modo tale da fornire una valutazione oggettiva delle condizioni del corpo idrico.
- Campionamento deterministico: la rete include punti di campionamento selezionati in base alle conoscenze relative al sito, alle conoscenze degli eventi accorsi nel bacino, o su una zona circostante tale bacino, che interesseranno negativamente il corpo idrico, quali lo sviluppo o il disboscamento, o eventi di ripristino dell'habitat intesi a migliorare la qualità corpo idrico.

9.4 Campionamento probabilistico

Il **campionamento probabilistico o casuale** evita errori nei risultati di campionamento attraverso la valutazione e la scelta casuale dell'ubicazione dei punti di campionamento. Uno schema probabilistico richiede che tutte le unità di campionamento abbiano una nota probabilità di essere selezionate. Sia il *Environmental Monitoring Assessment Program* dell'EPA che il *National Status and Trends Program* della NOAA, usano uno schema di campionamento probabilistico per dedurre i modelli regionali e nazionali di contaminazione o per valutare gli effetti biologici di quest'ultima. I siti possono essere selezionati in base ad uno schema veramente casuale o in senso sistematico (per esempio, campionare ogni 10 metri lungo un transetto scelto a caso).

All'interno del campionamento probabilistico troviamo diverse tipologie di campionamento:

- il **campionamento casuale semplice**, nel quale tutte le unità di campionamento hanno la stessa probabilità di essere selezionate (ogni singola unità ha la stessa probabilità di essere scelta). Questa tipologia di campionamento è adatta per stimare i valori medi e totali di variabili ambientali nel caso in cui la popolazione è omogenea. Per applicare il campionamento casuale semplice, è necessario identificare tutti i potenziali punti di campionamento e successivamente selezionare a random le effettive posizioni oggetto di campionamento e i diversi periodi;
- nel **campionamento sistematico o a griglia**, il primo punto di campionamento è scelto a caso e tutte le stazioni successive sono disposte a intervalli regolari (per esempio ogni 50m) all'interno dell'area di studio. Chiaramente, il numero dei punti di campionamento potrebbe essere elevato se l'area di studio è grande oppure se si cercano informazioni relativamente ai sedimenti contaminanti “a grana fine” o informazioni tossicologiche. Quindi, in base al tipo di analisi desiderata, il campionamento potrebbe essere anche molto onerosa, a meno che l'area di studio sia relativamente piccola e/o la densità delle stazioni (disposizione dei punti di campionamento) sia relativamente bassa. Il campionamento a griglia si è dimostrato molto efficace per la rilevazione degli “hot spots” precedentemente sconosciuti in una zona limitata di studio;
- nel **campionamento stratificato**, le probabilità di selezione possono differire da strato a strato. Il campionamento casuale stratificato consiste di dividere la popolazione

obiettivo in parti non sovrapponibili o *subregioni* (per esempio, ecoregioni, spartiacque, o siti specifici di risanamento o di dragaggio) chiamati strati, per ottenere una stima migliore del valore medio o totale per l'intera popolazione. Le informazioni richieste per delineare gli strati e per stimare la frequenza di campionamento devono essere conosciute prima del campionamento usando i dati storici, le informazioni disponibili e la conoscenza della funzione ecologica, o essere ottenute in uno studio pilota. I punti di campionamento sono scelti a caso all'interno di ciascuno degli strati. Il campionamento casuale stratificato è usato spesso nel monitoraggio qualitativo dei sedimenti perché determinate variabili ambientali possono variare in base all'ora, alla stagione, all'idrodinamica, o ad altri fattori. Uno svantaggio nell'uso dei campionamenti probabilistici è la possibilità di incontrare punti non campionabili selezionati a caso dal calcolatore. Tali problemi provocano la necessità di riposizionare il campionario in una posizione alternativa. Se si effettua un campionamento per determinare l'estensione spaziale esistente della contaminazione/degradazione, potrebbe essere importante campionare oltre i contorni dell'area di studio al fine di valutare meglio i limiti dell'area impattante;

- un **campionamento è a multistadio** quando vengono selezionate, all'interno dell'area di studio, estese subaree (solitamente in base a conoscenze professionali o alle informazioni precedentemente raccolte). All'interno di queste sub-aree vengono posizionate a caso le stazioni per calcolare la media delle variabili di interesse (per esempio, la concentrazione di un particolare contaminante o la tossicità acuta per *Hyalella*) per ogni subarea.

Questo tipo di campionamento è particolarmente utile per confrontare statisticamente le variabili fra le specifiche parti dell'area di studio.

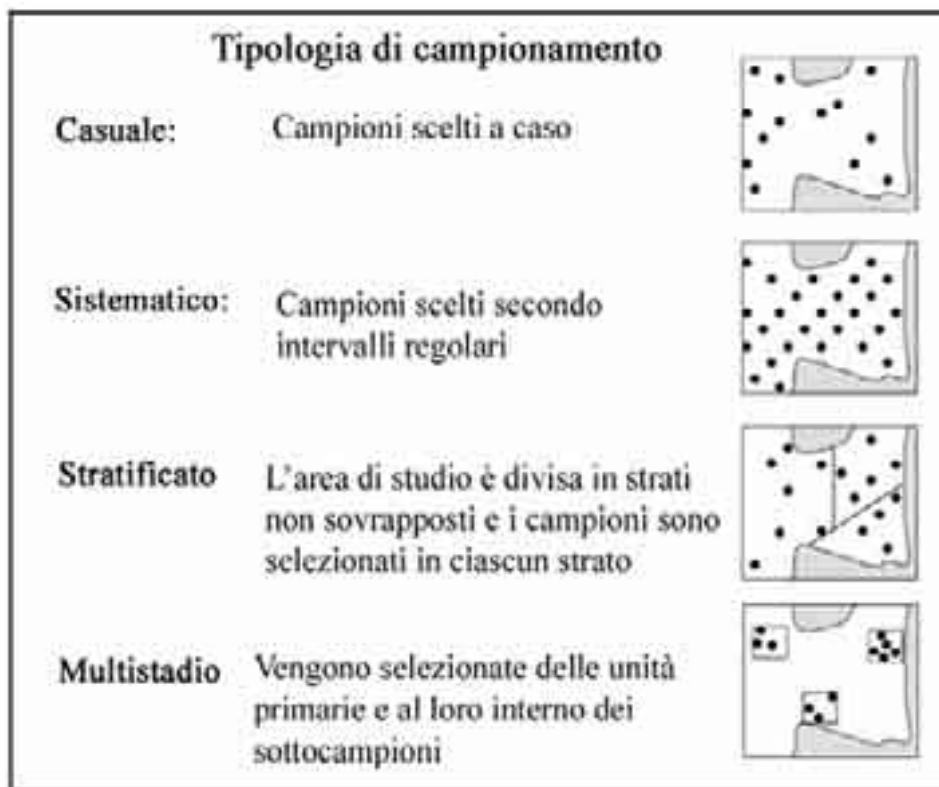


Figura 9.1 - Descrizione dei vari metodi di campionamento. Tratto da USEPA, 2000c.

L'uso di schemi di campionamento casuale potrebbe anche mancare i rapporti fra le variabili, particolarmente se vi è un rapporto fra la causa di inquinamento e la variabile indicativa della risposta ambientale. Ad esempio, la valutazione della risposta bentonica o la concentrazione del contaminante, rispetto ad uno scarico o ad un flusso di percolato, richiede un campionamento deterministico nell'intorno della potenziale fonte di contaminazione, comprese le stazioni di campionamento presumibilmente inalterate dalla fonte (Warwick e Clarke, 1991).

Se state...	E se avete...	Userete...	Per...
effettuando una fase di screening nella caratterizzazione e con una comprensione del problema a scala ridotta	<ul style="list-style-type: none"> un budget limitato e/o un programma limitato 	<ul style="list-style-type: none"> Campionamento soggettivo o mirato 	<ul style="list-style-type: none"> Valutare se sono necessarie ulteriori campionamenti probabilistici
ricercando quando la contaminazione è presente	<ul style="list-style-type: none"> un budget adeguato per un numero di campionamenti necessari 	<ul style="list-style-type: none"> Campionamento sistematico 	<ul style="list-style-type: none"> per coprire l'intervallo di tempo di interesse
ricercando dove la contaminazione è presente	<ul style="list-style-type: none"> un budget adeguato per un numero di campionamenti necessari 	<ul style="list-style-type: none"> Campionamento a griglia 	<ul style="list-style-type: none"> Per coprire l'area di interesse e avere un dato livello di confidenza per ogni "hot spot" rilevato di una data dimensione
stimando la popolazione media	<ul style="list-style-type: none"> un budget adeguato un budget vincolato e costi analitici elevati in rispetto ai costi del campionamento un budget vincolato e conoscenze professionali o misure di screening che possono valutare il relativo apporto del contaminante in una specifica porzione della zona di campionamento 	<ul style="list-style-type: none"> campionamento sistematico o a griglia composizione campionamento settato allineato 	<ul style="list-style-type: none"> produrre informazioni circa la configurazione spaziale e temporale produrre una stima ugualmente precisa o più precisa della media con poche analisi e a basso costo ridurre il numero di analisi necessarie per un dato livello di precisione
stimando la popolazione media o una proporzione	<ul style="list-style-type: none"> informazioni spaziali o temporali sullo schema della contaminazione 	<ul style="list-style-type: none"> campionamento stratificato 	<ul style="list-style-type: none"> aumentare la precisione della stima con lo stesso numero di campioni o raggiungere la stessa precisione con un minor numero di campioni e a basso costo
definendo i limiti dell'area contaminata	<ul style="list-style-type: none"> un metodo di screening del campo 	<ul style="list-style-type: none"> campionamento stratificato 	<ul style="list-style-type: none"> usare simultaneamente tutte le osservazioni nella stima della media
stimando la prevalenza dello sporadico tratto	<ul style="list-style-type: none"> costi analitici elevati rispetto ai costi di campionamento 	<ul style="list-style-type: none"> campionamento composito e casuale 	<ul style="list-style-type: none"> produrre una uguale precisione o una maggiore precisione nella stima della prevalenza con poche analisi e a basso costo
valutando se la popolazione contiene uno sporadico tratto	<ul style="list-style-type: none"> la capacità di mescolare fisicamente le aliquote di campioni e ritestare le aliquote aggiuntive 	<ul style="list-style-type: none"> campionamento composito e ritesting 	<ul style="list-style-type: none"> classificare ogni campione a costo ridotto non analizzando ogni campione

Figura 9.2- Suggerimenti per scegliere un appropriato tipo di campionamento.

9.5 Campionamento deterministico

Nel campionamento deterministico (detto anche *judgmental* o *model-based*), i punti di campionamento sono selezionati in base alla conoscenza di altri fattori, quali carico del contaminante, profondità, salinità ed il tipo del substrato. I campionamenti non probabilistici sono utili se l'obiettivo della ricerca è di selezionare una zona (o più zone) in base alla presenza o all'assenza di contaminazione a livelli di interesse, come i *livelli di screening risk-based (RBSL)* o la tossicità, o per confrontare la qualità dei sedimenti rispetto a precisi standard qualitativi. Generalmente, il campionamento non probabilistico è adatto nelle seguenti situazioni (USEPA, 2000b):

- i contorni del sito sono ben definiti o il sito è fisicamente distinto;
- occorre un piccolo numero di campioni per le analisi di caratterizzazione;
- occorrono informazioni relativamente ad una condizione particolare (per esempio, “nel peggiore dei casi”) o in un determinato punto;
- esiste una conoscenza storica e fisica attendibile circa la caratteristiche o condizioni del sito in esame;
- l'obiettivo della caratterizzazione è quello di selezionare un'area (o più aree) per la presenza o l'assenza di contaminazione ai livelli di interesse, come i *livelli di screening risk-based (RBSL)*;
- il programma o le limitazioni di budget precludono la possibilità di implementare il progetto (campionamento) statistico;
- nel caso occorra effettuare una prova sperimentale a seguito dell'esistenza di un gradiente di inquinamento, per sviluppare o verificare i metodi o i modelli di prova (cioè, come nelle valutazioni dei test tossicità, Long ed altri., 1990).

Poiché il *campionamento deterministico* è effettuato spesso rapidamente e ad un costo relativamente basso, questo tipo di campionamento è spesso inserito nei programmi di monitoraggio, soprattutto quando esistono limitazioni di budget, che non permettono l'uso e l'implementazione di modelli probabilistici.

9.6 Volume del campione

Il volume o il peso del sedimento per ciascun campione, il numero delle stazioni e il numero delle repliche per stazione è specifico per ogni studio e deve essere previsto nel piano di

monitoraggio. Prima di predisporre un programma di campionamento devono essere noti il numero di parametri che devono essere analizzati e il peso o il volume di campione da raccogliere. Ogni prova fisico-chimica e biologica richiede una quantità specifica di sedimento che, per le analisi chimiche, dipende dai limiti di rilevabilità e dall'efficienza esecutiva della procedura e, per la prova biologica, dipende dagli organismi della prova e dal metodo della prova. Nella successiva tabella vengono proposti alcuni parametri analitici generalmente ricercati per un'adeguata descrizione del sedimento ed il loro possibile uso.

Variabile del sedimento	Uso
Carbonio organico totale (TOC)	<ul style="list-style-type: none"> • Normalizzazione della concentrazione dei componenti organici non ionizzabili • Identificazione di un appropriato riferimento di sedimenti per i tests biologici
Acidi volatili solfidi (AVS)	<ul style="list-style-type: none"> • Normalizzazione della concentrazione dei metalli divalenti nei sedimenti in condizione anossica
Granulometria dei sedimenti	<ul style="list-style-type: none"> • Identificazione di un appropriato riferimento dei sedimenti per i tests biologici • Interpretazione dei dati ricavati dai test di tossicità e abbondanza di dati sui macroinvertebrati bentonici • Valutazione del trasporto e della deposizione dei sedimenti • Valutazione delle alternative di risanamento
Solidi Totali	<ul style="list-style-type: none"> • Espressione della concentrazione chimica in base al peso asciutto
Ammoniaca	<ul style="list-style-type: none"> • Interpretazione dei dati relativi ai test di tossicità
Solfuri totali	<ul style="list-style-type: none"> • Interpretazione dei dati relativi ai test di tossicità

Figura 9.3 - Variabili tipiche dei sedimenti e il loro uso.

Nel determinare i volumi di campione necessari, è necessario conoscere che cosa è richiesto per tutte le analisi del campione (tenendo conto della replicabilità della prova) ed è inoltre utile conoscere le caratteristiche generali dei sedimenti da analizzare. Per esempio, se devono essere condotte analisi sull'acqua interstiziale o sull'elutriato, la percentuale di acqua (o percentuale di peso secco) del sedimento condizionerà notevolmente la quantità di acqua

estratta. Molti sedimenti deposizionali non-compresi, hanno un contenuto di acqua interstiziale che varia dal 30 al 70%. Tuttavia, le acque interstiziali sono molto difficili da rimuovere dai sedimenti sabbiosi o ghiaia-ricchi. Per le analisi biologiche sui macroinvertebrati bentonici, il campionamento necessita non solo di un dato volume di sedimento ma anche che il campionamento sia condotto su un'ampia area di substrato bentonico. In molti programmi, i macroinvertebrati sono campionati usando i campioni multipli prelevati con una benna all'interno di dato punto di campionamento, tipicamente ad una profondità standard del sedimento (per esempio, per 10-20 centimetri di sedimento; Klemm ed altri., 1990; GLNPO, 1994; Long ed altri., 1996; USEPA 2000c). Per questo tipo di analisi potrebbero essere necessari più di 6 litri di sedimento su ogni stazione per avere un numero sufficiente di organismi, particolarmente nel caso di laghi, estuari e grandi fiumi (Barbour ed altri., 1999). Se è usato il triplo approccio di qualità del sedimento (analisi biologiche, tossicologiche e fisico-chimiche effettuate sui campioni dello stesso stazione), potrebbero essere richiesti, in base alle specifiche analisi condotte, più di 10 litri di sedimento per ogni sito. NOAA raccoglie ordinariamente 7-8 litri di sedimento ad ogni stazione per le prove multiple di tossicità e le analisi chimiche (Long ed altri., 1996).

Il volume minimo richiesto per ogni campione è sintetizzato nella successiva tabella:

Analisi sui sedimenti	Volume Minimo di Campionamento
Prodotto chimico inorganico	90 mL
Prodotto chimico organico non petrolifero	230 mL
Altri parametri chimici (TOC, contenuto di umidità...)	300 mL
Dimensione delle particelle	230 mL
Idrocarburi petroliferi ²	250-1000mL
Tests di tossicità cronica o acuta sul sedimento ³	1-2 L
Tests di bioaccumulazione ⁴	15 L
Valutazione degli macroinvertebrati bentonici	8-16 L
Estrazione acqua interstiziale	2 L
Preparazione elutriato	1 L

Figura 9.4 - Volume minimo richiesto.

² Il volume massimo (1000 ml) è richiesto soltanto per analisi del grasso e del petrolio; altrimenti, 250 ml sono sufficienti.

³ La quantità necessaria per un test completo (uno per specie) presuppone 8 repliche per campione e prova (USEPA, 2000d)

⁴ Sulla base di una media di 3 L di sedimento per l'alloggiamento della prova e 5 repliche (USEPA, 2000d).

9.7 *Numero di campioni*

Il numero di campioni raccolti interessa direttamente la rappresentatività e la completezza dei dati. Come regola generale, più grande è il numero di campioni maggiore e migliore sarà la definizione del limite areale della contaminazione o della tossicità. Molti programmi specificano un certo numero di campioni per posizione. Di conseguenza, i requisiti del campione dovrebbero essere determinati su una base che varia da caso a caso. Il numero di campioni da raccogliere infine sarà il risultato delle domande poste. Per esempio, se si è interessati a caratterizzare gli effetti di una fonte puntuale o di un gradiente (per esempio, effetti di determinati tributari o di utilizzazioni delle terre su un lago o su un estuario), dovrebbero essere raccolti e di analizzati molti campioni in una area relativamente piccola. Se, invece, si è interessati allo screening in “hot spots” o in posizioni di alta contaminazione all’interno di uno bacino di drenaggio o di un corpo idrico, potrebbe essere appropriato raccogliere relativamente pochi campioni secondo una griglia regolare. Nella maggior parte degli studi di valutazione e di monitoraggio, il numero di campioni da raccogliere rappresenta un compromesso fra l’ideale ed il pratico. I vincoli pratici principali sono i costi delle analisi e della logistica della raccolta dei campioni.

I maggiori costi associati con la raccolta di campioni di sedimento sono quelli relativi al viaggio e alle analisi del campione. I costi del campionamento on-site reale sono minimi per confronto. Di conseguenza, è buona pratica raccogliere un numero eccedente di campioni e tra questi selezionare il numero minimo richiesto per le analisi. I campioni archiviati possono essere usati per sostituire i campioni persi, per la verifica di dati, per ripetere le analisi che danno i risultati discutibili, o per la prova indipendente a posteriori delle ipotesi che potrebbero risultare dal selezionare i dati iniziali. Tuttavia, l’immagazzinamento dei sedimenti potrebbe provocare cambiamenti nella biodisponibilità degli agenti inquinanti chimici. Di conseguenza, prima dell’uso dovrebbe essere effettuata una prova di aggiornamento dei campioni archiviati.

Il numero di campioni che generalmente è necessario raccogliere dipende da:

- dimensioni dell’area di studio;
- obiettivi dello studio;
- tipologia e distribuzione dei contaminanti che devono essere determinati;
- caratteristiche ed omogeneità del sedimento;

- concentrazioni dei contaminati che potrebbero essere rinvenuti nei sedimenti;
- volume analitico richiesto;
- livello desiderato di risoluzione statistica dei dati.

9.8 *Campioni secondari e campioni compositi*

Come accennato nel paragrafo precedente, il numero di campioni da raccogliere ed analizzare sarà sempre un compromesso fra il desiderio di ottenere dati di alta qualità ed i vincoli imposti dai costi analitici. Tale compromesso può essere raggiunto attraverso i cosiddetti campioni secondari (repliche) e i campioni compositi.

La replica è usata per valutare la precisione di una misura particolare e può prendere molte forme secondo il tipo di precisione voluta. Il limite della replica analitica (duplicato) varia con il programma o lo studio DQOs. Effettuando le analisi duplicate almeno sul 10% dei campioni raccolti è considerato soddisfacente per la maggior parte dei programmi (GLNPO, 1994; USEPA/ACOE, 1991; PSEP, 1997a; USEPA/ACOE, 1998).

Molti studi di valutazione ambientale e di monitoraggio hanno spesso preso in considerazione unicamente una replica per punto di campionamento; purtroppo nel caso si debbano valutare sedimenti molto eterogenei un'unica replica può risultare insufficiente. Se in base al piano di monitoraggio sono state preventivate delle repliche, queste devono essere almeno tre, preferibilmente cinque, per ogni stazione di campionamento. Normalmente il numero di repliche dovrebbe essere più alto i stazioni posizionate vicino alla sorgente di contaminazione rispetto a quelle più lontane. In genere i maggiori costi associati agli studi di monitoraggio sono imputabili alle spese di viaggio e alle analisi di laboratorio, mentre il costo per ottenere maggiori repliche non incide significativamente sul campione che quindi generalmente può essere raccolto in eccesso.

I campioni raccolti per ogni stazione sono normalmente miscelati *in situ* per comporre un campione medio dal quale verranno separati diversi subcampioni che saranno utilizzati per le differenti esigenze analitiche.

Il campionamento composito consiste nell'unire fisicamente più campioni in un unico campione tramite miscelazione e omogeneizzazione, secondo procedure da seguire scrupolosamente per evitare errori.

Per ridurre al minimo le possibilità di errore nell'utilizzo dei campioni compositi, è necessario che le procedure di raccolta e conservazione dei campioni vengano preventivamente specificate nel piano di campionamento, soprattutto al fine di garantire una buona miscelazione del campione composito. La formazione di campioni compositi è da effettuarsi solo in casi particolari e comunque non per verifiche sulla presenza di VOC.

L'utilizzo del campionamento composito è tendenzialmente applicabile se si verificano le seguenti casistiche:

- tipo di contaminante: si deve essere in presenza di elementi o composti contaminanti che non presentino evidenze organolettiche di contaminazione che potrebbero giustificare o richiedere verifiche più rappresentative mediante campionamento puntuale.
- tipo di sorgente: la contaminazione deve essere di tipo diffuso, cioè non essere collegata ad una sorgente puntuale;
- tipo di litologia: la litologia deve essere uniforme per quanto riguarda le aliquote che andranno a comporre lo stesso campione. Nel caso su una parete affiorino litologie diverse si dovrà ottenere almeno un dato per ciascuna litologia.

Per formare un campione composito è necessario omogeneizzare adeguatamente il campione, dopo aver unito tutte le aliquote che comporranno il campione, a loro volta preventivamente omogeneizzate, si omogeneizza il tutto mediante l'ausilio di attrezzatura adeguata e pulita (palette in acciaio inox, palette usa e getta in PVC, etc).

Per suddividere un campione in più aliquote da conservare ed analizzare separatamente è necessaria un'omogeneizzazione preliminare.

Successivamente si riempiono i contenitori delle aliquote contemporaneamente, mettendo aliquote alternate nei contenitori del campione omogeneo fino a completo riempimento. I campioni compositi danno un'idea della concentrazione media dei contaminanti su un certo numero di campioni. Bisogna comunque operare con una certa cautela. Si deve innanzitutto specificare il metodo di scelta delle aliquote da comporre ed il fattore di composizione. Il fattore di composizione è il numero di aliquote che verranno composte in un campione unico. Ovviamente ogni singola aliquota che andrà a comporre il campione deve essere uguale alle altre in termini di volume o peso.

Fintanto che, non si dispone dei risultati analitici relativi al campione composito, è utile che

vengano conservate adeguatamente le singole aliquote che lo hanno costituito.

9.9 Misure ed osservazioni di campo

Le misure di campo e le osservazioni circa le caratteristiche generali dei sedimenti sono molto importanti per l'interpretazione dei dati finali e dovrebbero essere documentate chiaramente su un quaderno di campagna. Le principali informazioni che devono essere registrate per ciascun punto sono le seguenti:

- data e ora di campionamento;
- numero del campione, della replica, della stazione ed identificazione del sito di campionamento;
- condizioni ambientali al momento del campionamento, incluse velocità del vento e sua direzione, altezza di marea, presenza di onde, traffico marittimo o fluviale, temperatura dell'acqua e dell'aria;
- localizzazione geografica del punto di campionamento e delle varie repliche;
- tipo di imbarcazione utilizzata;
- tipologia del sistema di campionamento utilizzato ed eventuali modifiche apportate;
- la profondità per ciascuna stazione di campionamento;
- dettagli relativi ad eventuali eventi inusuali, che possono essere occorsi durante il campionamento;
- descrizione preliminare del sedimento (granulometria, colore, odore, presenza di biota, quantità di sedimento raccolto e profondità raggiunta per ogni bennata).

Le misure che devono essere fatte in situ sono le seguenti: temperatura e pH del sedimento all'interfaccia tra acqua e sedimento, misura del potenziale redox sulla parte superficiale del sedimento per definire le condizioni di ossigenazione, temperatura, salinità e conducibilità dell'acqua. Tutte queste misure devono essere facilmente utilizzabili per la fase di interpretazione dei risultati analitici.

9.10 Raccolta del sedimento

La strumentazione idonea per le diverse tipologie di campionamento varia a seconda dell'ambiente nel quale lo studio ha luogo: ambiente d'acqua dolce, estuarino o marino.

Ci sono numerosi metodi e procedure riportate in letteratura, che descrivono come si possono

campionare le diverse tipologie di sedimento. L'ideale strumentazione per il campionamento deve poter soddisfare i seguenti requisiti: rendere possibile il passaggio in fase di discesa dell'acqua attraverso lo strumento, deve permettere un approfondimento nella superficie del sedimento netto senza disturbarlo, poter consentire la variazione del peso della strumentazione a seconda della consistenza del substrato, non contaminare il sedimento, essere facilmente trasportabile sul luogo di campionamento. Negli schemi successivi sono riportati alcuni esempi di scelta della strumentazione a seconda dell'ambiente nel quale si deve operare.

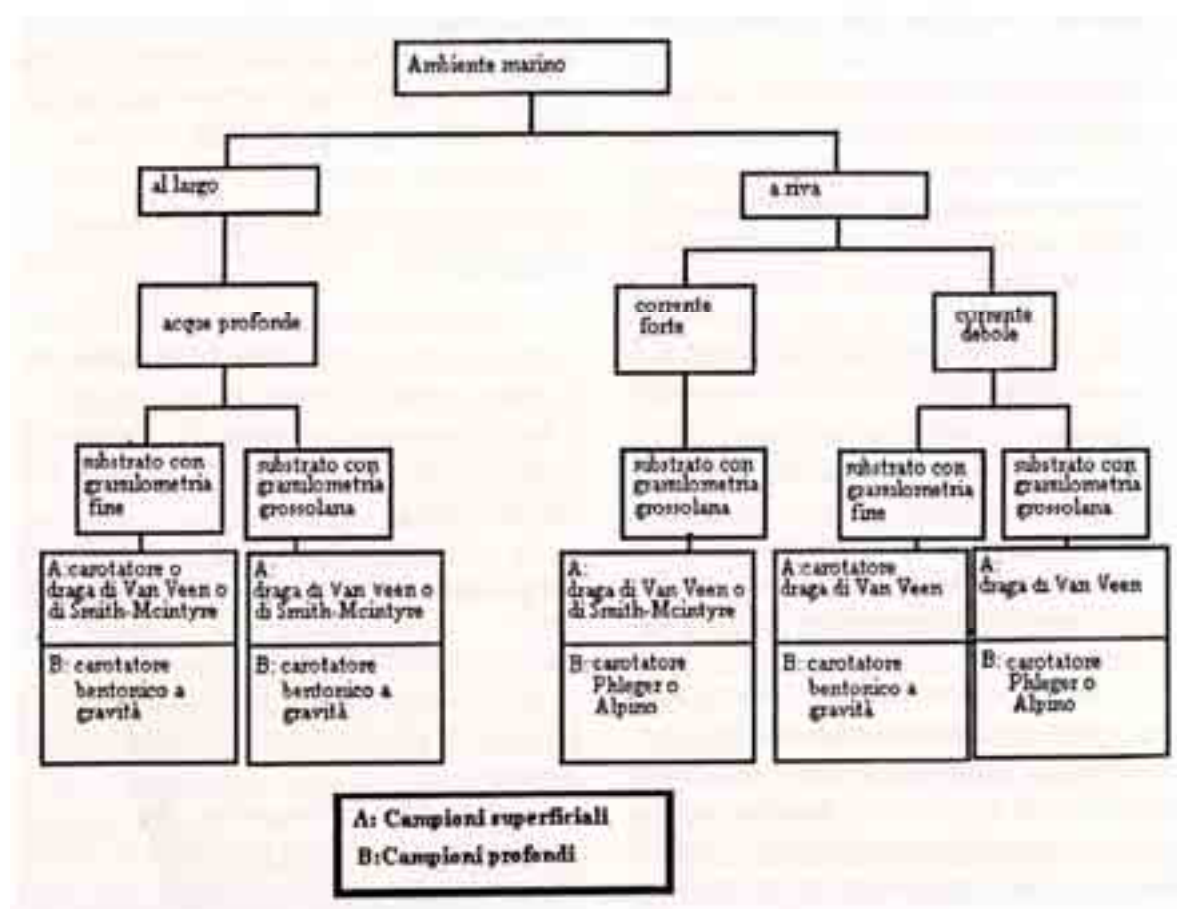


Figura 9.5 - Criteri e considerazioni per la selezione della strumentazione di campionamento in ambiente marino.

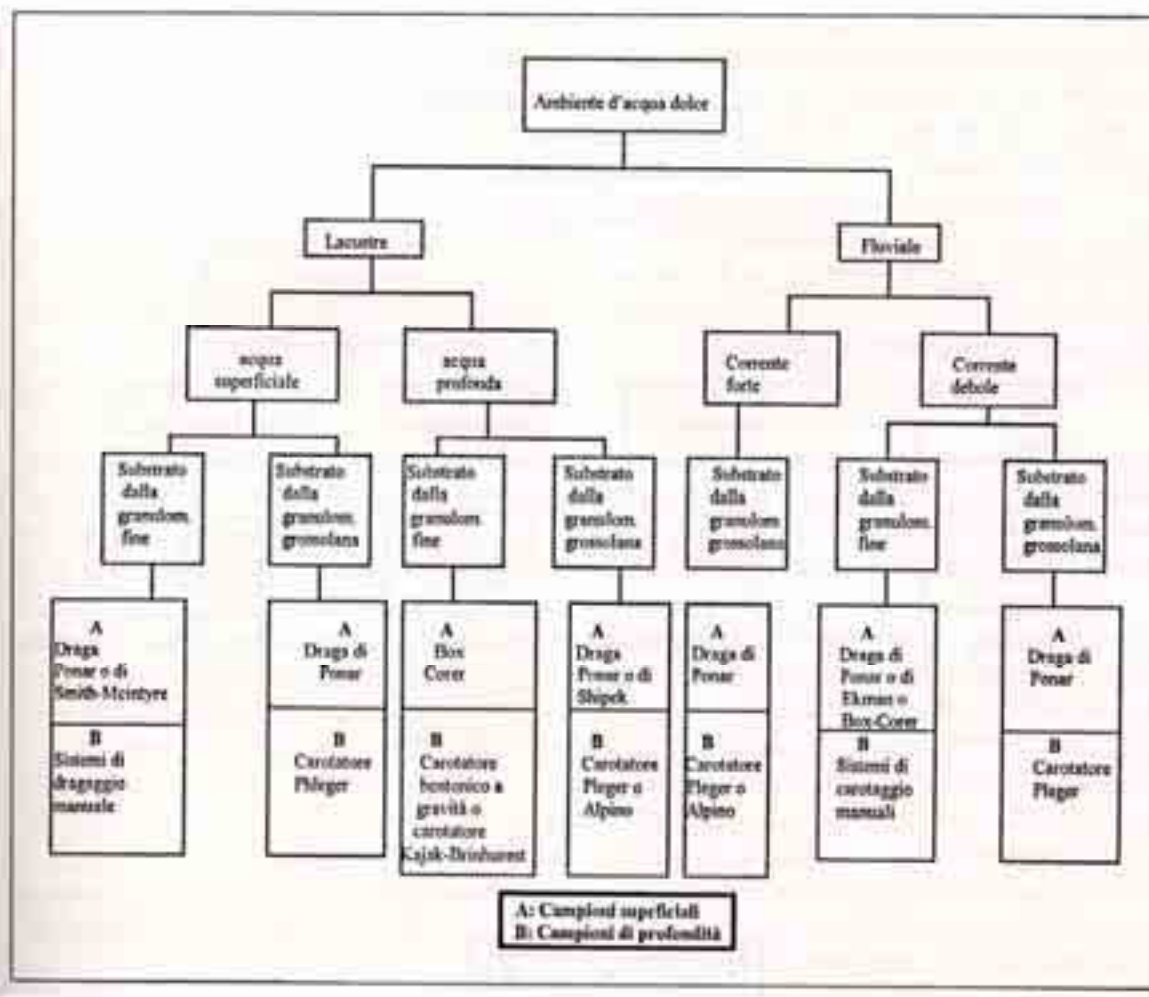


Figura 9.6 - Criteri e considerazioni per la selezione della strumentazione di campionamento in ambiente d'acqua dolce.

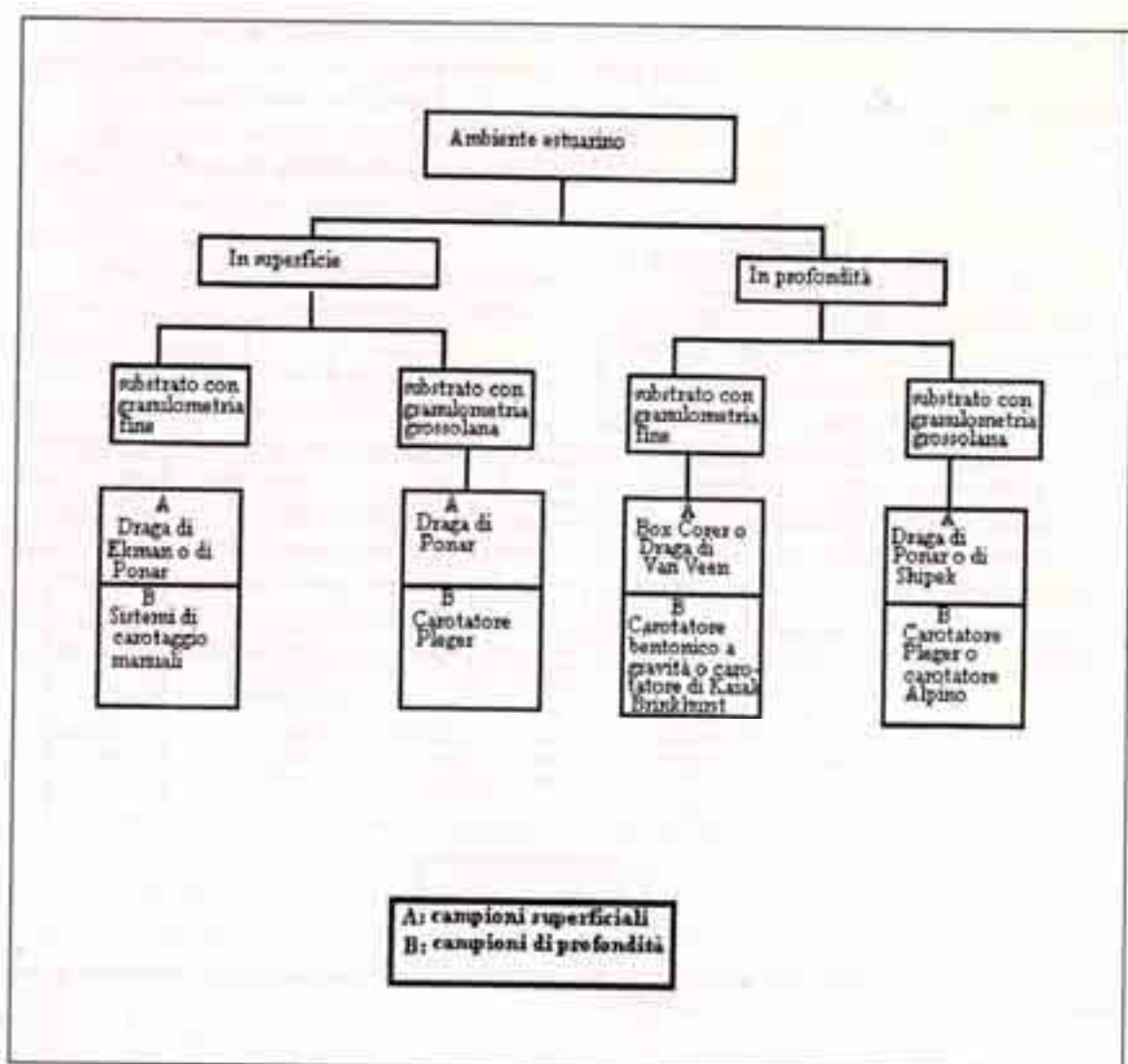


Figura 9.7 - Criteri e considerazioni per la selezione della strumentazione di campionamento in ambiente estuario.

9.11 Profondità di campionamento

La profondità di campione prelevato dipenderà principalmente dagli obiettivi dello studio, dal tipo di campionatore utilizzato, dalla natura del sedimento e dal volume di sedimento richiesto per l'analisi. Per la maggior parte degli studi ambientali i primi cinque centimetri di sedimento sono gli orizzonti di interesse per l'analisi chimica e per la valutazione tossicologica. Ultimamente molti studi di tossicologia ambientale hanno preso in esame solo la porzione superficiale del sedimento (0-2 cm), quella che oggi viene ritenuta la parte biologicamente attiva (BURTON, 1992).

Tutti i campioni devono essere valutati visivamente dopo il campionamento per poter decidere se si è ottenuto effettivamente un campione indisturbato di sedimento. Questa valutazione può essere fatta sulla base di una serie di osservazioni relative alle circostanze seguenti: torbidità dell'acqua surnatante (se presente), se l'interfaccia acqua sedimento è intatta, assenza di anomalie sulla superficie del campione, raggiungimento della profondità di penetrazione desiderata.

9.12 Raccolta dell'acqua interstiziale in situ

L'acqua interstiziale può essere raccolta sia in situ che estratta dal campione di sedimento raccolto in campo; anche in questo settore le possibilità di ottenere un campione di acqua interstiziale rappresentativo sono diverse a seconda della natura del substrato. La suddivisione degli inquinanti tra sedimento ed acqua interstiziale è generalmente dipendente dalla quantità di materia organica presente, dalla dimensione delle particelle, dalla forma chimica dei contaminanti e dalle condizioni chimico-fisiche del sedimento (pH, temperatura, potenziale redox). Per quanto riguarda l'analisi tossicologica, l'acqua interstiziale raccolta in situ rappresenta una fase importante nella distribuzione degli inquinanti in quanto rappresenta la fase nella quale una percentuale considerevole delle sostanze inquinanti disciolte in acqua risultano biodisponibili. Generalmente piccoli volumi di acqua interstiziale sono sufficienti per l'analisi geochemica, mentre è spesso difficile riuscire ad ottenere sufficienti volumi di acqua interstiziale per l'analisi tossicologica attraverso un'estrazione in situ.

Studi comparativi tra campioni di acqua interstiziale raccolti in situ ed altri ottenuti in laboratorio, mostrano come vi possano essere delle differenze tra campioni ottenuti in campo o in laboratorio; tali variazioni sono dovute in particolare alla modifica della temperatura, della pressione (ad esempio si può avere il degassaggio della CO₂ e di altri gas) e per l'esposizione di entrambe le fasi, la liquida e la solida, all'ossigeno dell'aria.

Le metodiche di campionamento in situ dell'acqua interstiziale dipendono principalmente dalla profondità alla quale si deve campionare e generalmente prevedono: l'utilizzo di lunghe siringhe che rappresentano dei sistemi chiusi che minimizzano la possibilità di contaminazione del sedimento, sonde appositamente studiate, la filtrazione sotto vuoto o ad idropressione e sistemi appropriati di dialisi attraverso membrane che possono assicurare una certa selettività nei soluti (Carignan et Lean, 1991).

9.13 Preparazione e trasporto del campione

I campioni di sedimento raccolto devono essere maneggiati con cura, garantendo che le condizioni chimico fisiche del sedimento non vengano alterate prima di effettuare le analisi; una delle principali alterazioni a cui il campione di sedimento è soggetto successivamente al campionamento è la sua esposizione all'aria. Campioni provenienti da sedimenti atossici non devono venire a contatto con l'aria e dovrebbero quindi essere trattati in un'apposita scatola di plexiglas nella quale vi sia un gas inerte. Anche il trasporto del campione deve essere fatto garantendo che non avvenga la miscelazione dei vari orizzonti sedimentari e che siano utilizzati appositi contenitori termici che possano assicurare una temperatura di 4° C. Il congelamento prima del trasporto non è consigliabile in quanto in tali condizioni si ha anche un aumento di volume, aumento che varierà in funzione del contenuto di acqua interstiziale, oltre che della struttura del sedimento.

La decisione di ottenere dei subcampioni è generalmente già stata prevista dal protocollo di indagine in funzione degli obiettivi dello studio, della natura e dell'eterogeneità del sedimento e del volume richiesto per l'analisi chimica e tossicologica. I subcampioni possono essere ottenuti separando i vari orizzonti sedimentari tra loro, ma nel caso di studi che utilizzano solamente il campione superficiale la composizione di più subcampioni deriva dall'esigenza di ottenere un unico campione rappresentativo proveniente da più repliche. Se è possibile sarebbe meglio effettuare la suddivisione dei subcampioni direttamente in situ e comunque non oltre le 24 ore. L'omogeneizzazione del campione deve essere fatta manualmente o attraverso l'utilizzo di un apposito miscelatore automatico. Nel caso non sia necessario omogeneizzare i subcampioni, la suddivisione verrà fatta attraverso la separazione di strati omogenei tenendo conto della loro profondità. I sedimenti raccolti ed eventualmente suddivisi in subcampioni devono essere mantenuti in un contenitore refrigerato a 4°C, con ghiaccio secco o con gel packs apposito e trasferiti in laboratorio il più presto possibile. Per essere certi che durante il trasporto dei campioni non avvenga una variazione considerevole della temperatura è necessario inserire nel contenitore un termometro con la registrazione del valore di minima e di massima. Il materiale e la tipologia del contenitore utilizzato per la conservazione del campione dipendono dal tipo di analisi richiesta. In genere il sedimento tal quale è trasferito direttamente dal sistema di carotaggio in un contenitore pretrattato di polietilene ad alta densità; questo materiale è relativamente inerte e garantisce la non contaminazione del

campione. Se gli inquinanti che si vogliono campionare sono composti organici è necessario utilizzare dei contenitori di vetro (purtroppo in questo caso sono maggiori i rischi di rottura del contenitore e generalmente prendono più spazio). I campioni di acqua interstiziale raccolti in situ devono essere conservati in bottiglie di vetro scuro o in vials precedentemente trattato.

Sedimento			
Parametro da analizzare	Tipologia del contenitore	Condizioni di mantenimento	Tempo di conservazione
Granulometria	Teflon Vetro Polietilene HD	$4 \pm 40^{\circ}\text{C}$ Non surriscaldare	6 mesi
Ioni maggiori Ca, Cl, C, Cr, Fe, H, K, Mn, Mg, Na, P, S, Si, Ti	Teflon Polietilene HD	$4 \pm 2^{\circ}\text{C}$	2 settimane
Nutrienti NH_4^+ , N, NO_3^- , NO_2^- , TKN, TOC	Teflon Vetro Polietilene	$4 \pm 2^{\circ}\text{C}$	48 ore
Elementi in traccia Ag, Ba, Be, Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Li, Mn, Mo, Ni, Pb, Sb, Sr, V, Zn	Teflon Polietilene HD	$4 \pm 2^{\circ}\text{C}$ -20°C	2 settimane 6 mesi
Organici	Vetro scuro	$4 \pm 2^{\circ}\text{C}$	
Test di tossicità inquinanti sospetti: metalli	Teflon	$4 \pm 2^{\circ}\text{C}$	da 2 a 6 settimane
Test di tossicità inquinanti sospetti: composti organici	Teflon Vetro scuro Polietilene	$4 \pm 2^{\circ}\text{C}$	da 2 a 6 settimane
Sedimento di controllo o di riferimento	Teflon	$4 \pm 2^{\circ}\text{C}$	12 mesi
Acqua interstiziale			
Ioni maggiori Ca, C, Cl, Cr, Fe, H, K, Mn, Mg, Na, P, S, Si, TiSO_4 , Acidità, Alcalinità	Teflon Polietilene HD	$4 \pm 20^{\circ}\text{C}$	6 settimane
Nutrienti NH_4 , N, NO_2 -N, PO_4 -P, NO_3 -N, TKN, TOC, P, Tot.	Vetro scuro Polietilene HD	$4 \pm 20^{\circ}\text{C}$	6 settimane
Elementi in traccia Ba, Be, Cd, Co, Cr, Cu, Li, Mn, Mo, Ni, Pb, Sb, Sr, V, Zn	Teflon Polietilene HD 2 ml di HNO_3 1M	$4 \pm 2^{\circ}\text{C}$ -20°C	6 settimane 6 mesi
Ag	Polietilene scuro	$4 \pm 2^{\circ}\text{C}$	6 settimane 1 g EDTA 6 settimane 1 ml di H_2SO_4
Hg	Teflon o vetro	$4 \pm 2^{\circ}\text{C}$	6 settimane 6 settimane acidificato H_2SO_4
Composti organici	Vetro scuro con tappo di Teflon	20°C $4 \pm 2^{\circ}\text{C}$	6 mesi 6 settimane
Carbammati	Vetro scuro con tappo di Teflon	20°C $4 \pm 2^{\circ}\text{C}$	6 mesi 6 settimane
Organoclorurati e PCB	Vetro scuro con tappo di Teflon	20°C $4 \pm 2^{\circ}\text{C}$	6 mesi 6 settimane
Organofosfati	Vetro scuro con tappo di Teflon	20°C $4 \pm 2^{\circ}\text{C}$	6 mesi 6 settimane
IPA	Vetro scuro con tappo di Teflon	20°C $4 \pm 2^{\circ}\text{C}$	6 mesi 6 settimane
Pesticidi	Vetro scuro con tappo di Teflon	20°C $4 \pm 2^{\circ}\text{C}$	6 mesi 6 settimane
Test di tossicità o elutriati	Vetro scuro	$4 \pm 2^{\circ}\text{C}$	6 settimane

Figura 9.8 - Differenti condizioni di conservazione dei campioni in base al tipo di analisi da effettuare.

9.14 Tipologia dei contenitori e condizioni di conservazione del campione

I campioni di sedimento prelevato in campo devono arrivare in laboratorio integri, oppure suddivisi in subcampioni, selezionati ed omogeneizzati, in funzione del piano di monitoraggio. L'analisi tossicologica dovrebbe iniziare il più presto possibile dopo l'arrivo dei campioni in laboratorio. La Figura 9.9 descrive le operazioni che devono essere eseguite per la preparazione del campione ai test tossicologici.

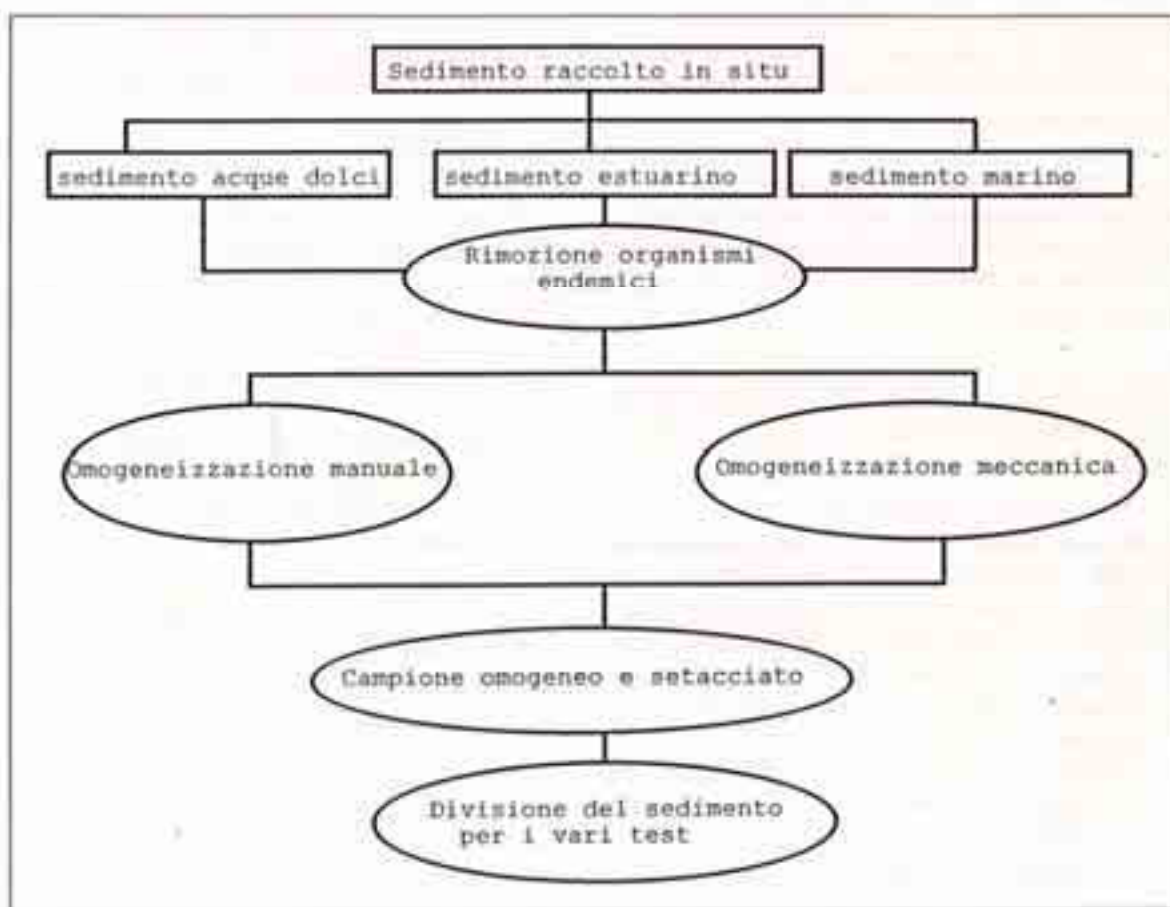


Figura 9.9 - Trattamento dei campioni per l'analisi tossicologica del sedimento tal quale.

9.15 Rimozione degli organismi contenuti nel sedimento

La rimozione degli organismi contenuti nel sedimento deve essere fatta prima dell'introduzione nel sedimento della specie da testare; questa operazione si esegue attraverso la rimozione manuale degli organismi con apposite pinzette o attraverso la setacciatura. Tale operazione si rende necessaria per eliminare dal campione eventuali predatori o competitori

presenti (Day et al.,1995).

In letteratura sono presenti alcuni metodi per sterilizzare, rimuovere, inibire la crescita o eliminare organismi presenti nei sedimenti; i metodi principali sono: la rimozione manuale degli organismi attraverso l'uso di pipette o di pinzette, la setacciatura con setacci da 1 mm di luce per rimuovere la maggior parte degli anfipodi adulti e della macrofauna. Un altro sistema è il congelamento del campione che provoca la morte degli organismi e inibisce l'attività batterica, alterando però anche la struttura del sedimento. Il trattamento in autoclave è un trattamento che generalmente viene eseguito ma che può comportare la perdita delle sostanze volatili oltre che l'alterazione delle caratteristiche chimiche e fisiche del sedimento; sono stati utilizzati anche dei chemiosterilizzati o degli antibiotici (streptomicina) del sedimento anche se queste sostanze possono dare problemi di interferenze con i contaminanti del sedimento. Il metodo di eliminazione manuale degli organismi appare il sistema maggiormente utilizzato per campioni di sedimenti che verranno avviati all'analisi tossicologica.

9.16 Setacciatura del sedimento ed estrazione dell'acqua interstiziale in laboratorio

Il sedimento utilizzato per i test tossicologici deve essere valutato al microscopio binoculare prima di iniziare il test per determinare se esistano organismi endemici nel campione e si effettua la setacciatura solo se questa sarà necessaria; la rimozione delle particelle maggiori, come pietre o conchiglie, viene fatta manualmente.

Se la superficie del sedimento è anossica ed è necessario mantenere queste condizioni, tutta la preparazione deve essere fatta in contenitori di plexiglas chiuso con flussaggio di gas inerte.

Se le operazioni di setacciatura del campione sono inevitabili, poterlo fare in pressione è meglio che farlo attraverso l'aggiunta di acqua in quanto attraverso la setacciatura in pressione le particelle di sedimento sono costrette a passare attraverso una ben determinata maglia e non subiscono alterazioni dovute al rilascio di sostanze presenti. La setacciatura di acqua è generalmente impiegata per rimuovere gli organismi indigeni del sedimento. Il sedimento utilizzato nei test di tossicità deve essere setacciato attraverso dei setacci in acciaio, ottone o di polimeri plastici inerti (polietilene, polipropilene nylon e teflon) con luce che può variare da 0,24 a 2 mm; il setaccio più usato è quello da 1 mm. Per quanto riguarda l'estrazione dell'acqua interstiziale dal sedimento il metodo maggiormente raccomandato è la centrifugazione; durante questa operazione è necessario effettuare l'estrazione in un'atmosfera

libera da ossigeno e deve avvenire entro le 24 ore dalla raccolta del campione. I tubi da centrifuga che devono essere utilizzati devono essere in teflon, in vetro e in policarbonato. Normalmente la centrifugazione avviene a 10.000 giri alla temperatura di 4°C per 30 minuti, in un tubo da centrifuga largo. L'acqua interstiziale estratta deve essere utilizzata il più presto possibile per i test di tossicità oppure deve essere conservata a 4°C per non più di 24 ore. Ci sono altri metodi di estrazione delle acque interstiziali in laboratorio come la filtrazione sottovuoto, ma generalmente si preferisce la centrifugazione.

10 ALTERNATIVE DI RISANAMENTO

A valle delle attività di caratterizzazione viene avviata la fase di lavoro che conduce all'analisi delle diverse alternative, ed è finalizzata all'individuazione dell'intervento più idoneo per una determinata area contaminata.

Si cerca di sviluppare e valutare le alternative per il risanamento dei sedimenti al fine di individuare quella più adatta ad un determinato contesto sociale-ambientale e che, nello stesso tempo, concorre all'eliminazione dello stato di contaminazione nel rispetto della salute umana e salvaguardia dell'ambiente.

Nella definizione di questa scelta deve essere tenuta in debita considerazione anche la valutazione dei costi riferiti alle diverse proposte che possono essere adottate.

Nella pratica corrente, i parametri che concorrono alla definizione di un progetto di risanamento assumono diversa importanza in relazione alle specifiche del sito pertanto, in due differenti casi di risanamento è difficile potere adottare lo stesso progetto di recupero. Generalmente, per ogni sito deve essere progettata una specifica soluzione che è il risultato dell'ottimizzazione di tutti i parametri che concorrono alla determinazione del risanamento del sito di sedimenti contaminati.

La scelta delle metodologie di risanamento è un processo complesso che coinvolge numerose considerazioni, che possono essere "sito specifiche" (caratteristiche fisiche, morfologiche, biologiche, geochimiche, climatiche, dinamiche), ma anche dipendenti da fattori sociali ed economici correlati con l'uso del territorio. Gli altri fattori che devono essere presi in considerazione sono riferiti alle metodologie stesse (tipologia, modalità d'esecuzione, vantaggi e svantaggi connessi con l'attuazione dell'alternativa), considerazioni di rischio e dei costi. L'analisi dei dati di caratterizzazione del sito, che rappresentano il punto di partenza del lavoro di progettazione, può evidenziare la presenza di dati lacunosi che potrebbe determinare la necessità di approfondimenti aggiuntivi. La scelta di effettuare ulteriori indagini deve essere valutata al fine di non compromettere l'adequatezza dello studio finalizzato alla valutazione delle scelte progettuali. Una valida progettazione di recupero ambientale, presuppone quindi la conoscenza delle matrici ambientali che caratterizzano il sito. Il sito contaminato corrisponde ad più porzioni dell'ambiente naturale, con proprie caratteristiche fisiche chimiche –

biologiche e dinamiche (geomorfologiche⁵), poste a contatto ed in relazione tra loro: acque superficiali e profonde (idrosfera), regno animale e vegetale (biosfera), suoli e substrato geologico (terra) ed infine l'atmosfera. Da qui risulta chiaro la necessità di avere ben a mente i meccanismi, le relazioni ed i processi che avvengono tra i diversi ambienti che compongono un sito contaminato e possono essere i responsabili della propagazione, della trasmissione e della diffusione del contaminante.

Le metodologie di recupero si differenziano in funzione del fatto che il trattamento avvenga senza rimozione della matrice inquinata (suolo/acqua), oppure a seguito della rimozione (tramite escavazione/pompaggio) e del successivo trattamento in prossimità del sito o distante da questo. In considerazione del tipo di trattamento si identificano:

- **interventi in-situ:** vengono effettuati senza movimentazione o rimozione (scavo/pompaggio) del sedimento inquinato;
- **interventi on-site:** comportano la movimentazione e rimozione del materiale e del sedimento inquinato, ma con trattamento nell'area del sito stesso
- **interventi off-site:** con movimentazione e rimozione del materiale e/o sedimento inquinato fuori dal sito stesso, e conferimento presso impianti di trattamento autorizzati o in discarica.

In fase di progettazione bisogna considerare le metodologie che soddisfino i seguenti criteri generali:

- gli interventi di bonifica devono ridurre permanentemente e significativamente la concentrazione nelle diverse matrici ambientali, gli effetti tossici e la mobilità delle sostanze inquinanti. È opportuno definire i valori delle concentrazioni residue accettabili per ogni sito in esame, in modo da garantire la protezione della salute pubblica e dell'ambiente circostante, anche in funzione dei possibili cambiamenti delle principali caratteristiche ambientali e territoriali, indotti dalla metodologia di recupero
- gli interventi devono essere condotti evitando ogni rischio aggiuntivo a quello esistente di inquinamento dell'aria, delle acque sotterranee e superficiali, del suolo e sottosuolo, nonché ogni inconveniente derivante da rumori e odori, emissione di polveri

⁵ La geomorfologia è la scienza che studia i processi che comportano la variazione del paesaggio terrestre (azione del vento, delle acque superficiali, antropica, delle forze di gravità).

- gli interventi devono essere condotti proteggendo la popolazione durante lo svolgimento dei lavori dalla contaminazione evitando ulteriori rischi igienico-sanitari
- gli interventi devono essere condotti proteggendo le matrici ambientali presenti nel sito e nell'area contaminata, cercando di evitare l'ulteriore dispersione del contaminante e l'ulteriore degrado dell'ambiente e del paesaggio
- gli interventi devono essere condotti in considerazione della destinazione d'uso, delle caratteristiche morfologiche, vegetazionali e paesistiche dell'area.

Le azioni di recupero devono assicurare il raggiungimento degli obiettivi previsti con il minor impatto ambientale e la maggiore efficacia, e garantendo la protezione e la conservazione dell'ambiente e della salute pubblica. Per garantire la salvaguardia della salute pubblica e la conservazione dell'ambiente si possono preferire tecniche e metodologie in cui avviene il trattamento del sedimento nel sito (trattamento in-situ ed on-site), con conseguente riduzione dei rischi derivanti dal trasporto e messa a discarica di terreni inquinati. Nel caso invece di trattamenti off-site, è bene prevedere il riutilizzo dei sedimenti sia nel sito medesimo che in altri siti che presentino simili caratteristiche ambientali. Le operazioni devono essere condotte nel rispetto e nel mantenimento delle condizioni sanitarie adeguate. Nel caso di materiale considerato come rifiuto, è necessario provvedere all'immediata eliminazione del rifiuto e delle sostanze pericolose, accumulate sul sito in modo da non aggravare lo stato di contaminazione, evitando lo stoccaggio anche temporaneo del rifiuto stesso.

Le azioni di recupero devono essere condotte in modo tale da poter eseguire delle correzioni alla metodologia avviata nel caso si verificano esiti negativi.

L'attività di recupero ambientale deve essere raggiunta anche in considerazione di “COSTI SOPPORTABILI” ed in considerazione del valore dell'area stessa.

Gli interventi possono essere supportati da una serie di disposizioni di limitazione dell'uso del territorio e delle risorse, che emesse dagli organi governativi, sono esecutive durante lo sviluppo delle attività correttive e possono essere abrogate solamente nel caso di bonifica.

Un ultimo aspetto da prendere in considerazione nella pianificazione del recupero stesso è la “Valutazione dell'uso del territorio futuro” entro il quale è inserito il sito, questo è un concetto utile e che deve essere sviluppato in sede di pianificazione, dato che può avere dei risvolti socio-economici non trascurabili anche nel caso di attività che possano condurre alla

rivalutazione di aree urbane.

L'attività di recupero è basata principalmente su tre diverse approcci:

- recupero naturale monitorato (MNR);
- capping;
- dragaggio e scavo.

In particolari condizioni di sito (siti con diverse caratteristiche fisiche, chimiche e dinamiche) si può programmare l'attività di recupero cercando di combinare le diverse metodologie. La combinazione di diverse metodologie di recupero rappresenta una scelta vincente in siti caratterizzati da diverso grado di contaminazione e/o in siti a diverse condizioni generali (fisiche, biologiche, dinamiche) e/o in siti a diversa destinazione d'uso:

- aree con diverso grado di contaminazione: il recupero può essere raggiunto attraverso la realizzazione di dragaggio e scavo nei settori identificati come più pericolosi, lasciando il recupero naturale monitorato (MNR) nelle aree in cui il livello della contaminazione è più basso;
- aree caratterizzate da tassi diversi di sedimentazione: si può avviare il capping dove il tasso di sedimentazione è basso, mentre l'attenuazione naturale potrebbe interessare le porzioni di sito a maggior tasso di deposizione o anche a minore erosione oppure dove è maggiore il potere erosivo (lato sotto corrente di un meandro);
- aree caratterizzate da diverso potere erosivo (es. alveo a meandro): si può avviare il capping dove è maggiore il potere erosivo (lato sotto corrente di un meandro), mentre il recupero naturale monitorato (MNR) potrebbe interessare porzioni a minore capacità erosiva delle correnti;
- aree con particolari destinazione d'uso: nel caso si volesse promuovere o migliorare la condizione di navigazione in un'area con profondità tale da non garantire e sostenere la navigazione, si può ricorrere al dragaggio (scelta guidata da considerazioni di carattere economico o in funzione dell'uso del territorio); mentre lungo gli argini e le sponde di un fiume si potrebbe ricorrere al capping per proteggere le aree limitrofe dal pericolo di alluvionamento.

Inoltre esistono i trattamenti in sito (nuove metodologie), che prevedono l'uso di sostanze (chimiche e biologiche), che al momento sono ancora in via di sviluppo e quindi possono

avere un limitato campo d'applicazione, rappresentando tuttavia una valida alternativa soprattutto per il futuro, tra queste si possono elencare:

- trattamenti biologici;
- trattamenti chimico-fisici;
- trattamenti termici;
- contenimento.

La scelta dell'alternativa viene effettuata in seguito alla valutazione di una serie di considerazioni:

- necessità di sviluppare l'attività in funzione della conoscenza del fenomeno inquinante (natura del contaminante, vie di trasmissione e propagazione), in modo da raggiungere l'obiettivo di bonifica anche nel rispetto dell'ambiente circostante;
- necessità di stimare ed identificare i volumi di sedimento da rimuovere e/o da trattare, le caratteristiche dello stoccaggio, la precisa localizzazione nel sito delle aree contaminate ai quali applicare le metodologie correttive;
- necessità di valutare nel dettaglio ogni metodologia proposta, prendendo in considerazione tutto l'equipaggiamento necessario e previsto per il suo corretto sviluppo (uso di mezzi meccanici e/o materiali, presenza del personale di servizio). Deve essere valutata la possibilità di dovere eseguire dei trasporti di materiali, per successivi trattamenti o per messa in discarica;
- necessità di considerare le caratteristiche e le destinazioni d'uso del territorio, che possono indirizzare la scelta verso una metodologia rispetto un'altra. In questo caso la scelta della metodologia opportuna può essere guidata dall'esistenza di vincoli ambientali, dalla possibilità di incrementi di sviluppo (necessità di migliorare le condizioni di navigabilità) o da particolari situazioni ambientali (necessità di creare degli argini per contenere eventi di piena lungo un'area d'esondazione);
- necessità di quantificare il tempo necessario a raggiungere l'obiettivo di bonifica;
- necessità di realizzare una dettagliata analisi comparativa e sintetica delle diverse tecnologie di bonifica applicabili al sito in esame. I dati sintetici devono riportare informazioni su:
 - specifiche caratteristiche dell'area;

- efficacia della metodologia nel raggiungere gli obiettivi finali;
- concentrazione residua;
- tempi di esecuzione;
- impatto degli interventi sull'ambiente circostante;
- analisi dei costi delle diverse tecnologie.

In fase di progettazione è bene valutare ed indirizzare la scelta verso la metodologia più idonea al trattamento scelto. Le metodologie proposte possono comportare una serie di problemi dovuti alla realizzazione di un cantiere che dovrà essere dotato di strade di accesso, piazzali di lavoro, aree di stoccaggio e lavaggio materiali. L'attività può essere realizzata attraverso l'utilizzo di attrezzature e macchinari rumorosi e può causare l'incremento della circolazione di mezzi pesanti con conseguenti impatti sulla vita della popolazione limitrofa.

Pertanto l'attività di recupero deve essere compatibile con le caratteristiche fisiche, chimiche, biologiche, dinamiche ambientali e sociali del luogo.

La scelta della metodologia più opportuna può essere guidata dall'esistenza di vincoli ambientali, dalla possibilità di incrementi di sviluppo (necessità di migliorare le condizioni di navigabilità) o da particolari situazioni ambientali (necessità di creare degli argini per contenere eventi di piena lungo un'area di esondazione). Nel caso si volesse promuovere o migliorare la condizione di navigazione in un'area con profondità tale da non garantire e sostenere la navigazione, si può ricorrere al dragaggio (scelta guidata da condizioni a risvolto economico o in funzione dell'uso del territorio); mentre lungo gli argini e le sponde di un fiume si potrebbe ricorrere al capping per proteggere le aree limitrofe dal pericolo di esondazione.

In aree sottoposte a vincolo paesaggistico o destinate a parco può essere considerata, quale valida alternativa di risanamento, il Recupero Naturale Monitorato (MNR), la cui applicabilità va tuttavia analizzata in funzione del tasso di contaminazione riscontrato nella zona in esame.

Inoltre nel caso in cui si riscontrino delle velocità di sedimentazione insufficienti a ricoprire ed isolare in tempi ragionevoli il contaminante, il recupero naturale può essere incrementato e intensificato mediante il capping, garantendo così l'attenuazione naturale del fenomeno.

Le attività di recupero lasciano comunque un po' di contaminante nell'ambiente al termine dell'azione (contaminante residuo), che si deve presentare con tenori inferiori ai livelli di

accettabilità, questa è la condizione necessaria per decretare la fine dell'attività. Terminato il recupero le frazioni di contaminante residuale sono soggette al fenomeno di attenuazione naturale che tenderà a diluirle e a ridurle nel tempo.

10.1 Valutazione degli effetti indotti dall'attività di recupero

L'attività di recupero deve essere progettata senza tralasciare il fatto che il recupero può essere un elemento di alterazione dell'equilibrio naturale e può distruggere l'ambiente e l'habitat naturale. Successivamente alla fase di bonifica si possono generare ripercussioni sul sito stesso e/o sull'ambiente circostante. L'intervento deve essere quindi programmato in considerazione delle circostanze ambientali, delle condizioni climatiche e delle caratteristiche del sito per evitare l'innescare di fenomeni successivi che potrebbero creare ripercussioni dannose per l'ambiente circostante e gli ecosistemi.

È necessario, in fase di progettazione, fare delle valutazioni sull'impatto ambientale ed ecologico del progetto di risanamento. Si devono poi fare considerazioni e valutazioni su tutti gli effetti che possono conseguire dopo l'esecuzione di un determinato intervento.

Gli effetti dovuti ad una metodologia di recupero sono molteplici e di vario tipo ed includono diverse considerazioni a partire dalla sicurezza del cantiere durante le fasi di lavoro, fino a valutazioni sulle tecnologie, strumenti e/o mezzi utilizzati per la bonifica. Devono essere quantificati l'efficienza/efficacia degli interventi e delle misure di sicurezza (a breve e lungo termine), gli effetti indotti dagli interventi, la possibilità di dispersione del contaminante nell'ambiente durante le fasi di lavoro, le condizioni durante i tempi di lavoro (effetti di breve termine) e la reale attuabilità della metodologia proposta. L'efficacia della tecniche proposte, può essere definita e valutata sottoponendo le tecnologie proposte a test di laboratorio e/o a verifiche eseguite con impianti pilota; in questo caso la valutazione deve essere fatta in considerazione delle caratteristiche geologiche ed ambientali specifiche del sito.

Si devono valutare gli effetti che si possono verificare al termine delle operazioni, le condizioni del sito alla fine dei lavori, la possibile presenza di contaminante residuo e l'efficacia dell'alternativa stessa (effetti a lungo termine). Anche in questo caso le valutazioni devono essere specifiche di un determinato sito e possono divenire determinante nella scelta della metodologia di recupero idonea. La presenza di una concentrazione residua di contaminante può essere anche dovuta a lavori non eseguiti ad arte.

Le diverse alternative di recupero possono presentare vantaggi o anche svantaggi connessi con le caratteristiche dell'alternativa stessa; in questo caso nella fase di pianificazione è bene cercare di pesare le condizioni vantaggiose o svantaggiose cercando di fare le giuste valutazioni in considerazione delle caratteristiche fisiche, chimiche, biologiche, dinamiche del sito. Gli effetti a breve termine sono quelli considerati durante le fasi di lavoro, e includono un ampio spettro di problematiche o di fenomeni che si possono presentare durante la realizzazione del recupero (Figura 10.1). Rientrano in questa categoria il rischio della persistente esposizione al contaminante per la popolazione e per gli addetti ai lavori, le problematiche legate alla sicurezza del cantiere, gli impatti sull'ambiente, i problemi legati alla reale efficacia delle metodologie effettuate (successo o insuccesso della metodologia applicata), la realizzabilità dell'alternativa, i tempi di raggiungimento dell'obiettivo.

I tempi di raggiungimento dell'obiettivo sono direttamente proporzionali al grado della contaminazione ed al valore del livello di accettabilità che deve essere raggiunto con l'attività di recupero. I tempi di progetto sono difficili da valutare per la presenza di numerose incognite, si possono però stimare attraverso l'utilizzo di modelli matematici, utili anche per cercare di fare delle previsioni riguardo il processo di attenuazione.

La possibilità del contagio per la comunità e per gli addetti ai lavori durante l'attività di recupero è intesa durante il tempo di realizzazione dell'alternativa (capping, scavo e dragaggio), mentre si riferisce ai primi anni di recupero nel caso venga avviato il processo di attenuazione naturale (MNR).

Gli effetti a lungo termine includono invece considerazioni riguardo l'attenuazione del fenomeno inquinante, l'efficacia, il successo della metodologia proposta ed il "rischio residuo" presente al termine delle attività di recupero (Figura 10.1). La valutazione dell'efficacia di una tecnologia deve essere effettuata in considerazione della riduzione della gestione delle misure di sicurezza e dei relativi controlli e monitoraggi. A parità di condizioni di sito l'efficacia degli interventi può variare in funzione della natura del contaminante (Figura 10.2 e Figura 10.3).

Il rischio residuo può essere dovuto alla presenza di una certa quantità di contaminante rimasta entro l'area del sito al termine dell'attività di recupero. Il valore di rischio residuo è legato alla quantità di contaminante, alla tossicità, alla mobilità ed alla propensione a bioaccumularsi. Può essere dovuto a materiale di scarto (rifiuto), a presenza di materiale non trattato

direttamente dall'attività o anche a causa di lavori non eseguiti ad arte. Si deve parlare di rischio residuo solo se questo presenta valori tali da non garantire la qualità della vita (concentrazione del contaminante residuo > a livelli di accettabilità).

EFFETTI ATTIVITÀ DI RECUPERO		
	Breve Termine	Lungo Termine
Impatto ambientale	X	X
Impatto da lavoro (produzioni polveri - rumori - traffico)	X	
Sicurezza del cantiere	X	
Condizioni lavoro	X	
Tecnologia usata - mezzi –strumenti	X	
Esposizione al contaminante (lavoratori)	X	
Esposizione al contaminante (popolazione)	X	X
Dispersione contaminante	X	
Contaminante residuo	X	X
Efficacia metodologia	X	X
Efficienza metodologia	X	X
Attuabilità metodologia	X	

Figura 10.1 - Effetti indotti dalle attività di recupero

M A T R I C E S U O L O E S E D I M E N T I	VOCs non alogenati	VOCs alogenati	SVOCs non alogenati	SVOCs alogenati	Carburanti	Inorganici	Radionuclidi	Esplosivi
TRATTAMENTI BIOLOGICI IN SITO								
Bioventing	A	S.S.	A	N.E.	A	N.E.	S.S.	N.E.
Phytoremediation	L	L	L	S.S.	L	L	N.E.	N.E.
TRATTAMENTI FISICO/CHIMICI IN SITO								
Ossidazione chimica	L	L	N.E.	L	N.E.	S.S.	N.E.	L
Soil Flushing	A	A	L	L	L	A	N.E.	N.E.
Soil Vapor Extraction	A	A	N.E.	N.E.	A	N.E.	N.E.	N.E.
Solidificazione/Stabilizzazione	N.E.	N.E.	L	L	N.E.	A	A	N.E.
TRATTAMENTI BIOLOGICI EX SITO (PREVIA ESCAVAZIONE)								
Biopile	A	A	L	S.S.	A	S.S.	N.E.	N.E.
Landfarming	L	L	A	L	A	N.E.	N.E.	S.S.
TRATTAMENTI FISICO/CHIMICI EX SITO (PREVIA ESCAVAZIONE)								
Estrazione chimica	L	L	A	A	L	A	L	N.E.
Riduzione/Ossidazione chimica	L	L	L	L	L	A	N.E.	L
Separazione	L	L	L	L	N.E.	L	N.E.	N.E.
Soil Washing	L	L	L	L	L	L	N.E.	N.E.
Solidificazione/Stabilizzazione	N.E.	N.E.	L	L	N.E.	A	A	N.E.
TRATTAMENTI TERMICI EX SITO (PREVIA ESCAVAZIONE)								
Incenerimento	A	A	A	A	A	N.E.	N.E.	A
Pirolisi	L	L	A	A	L	N.E.	N.E.	N.E.
Desorbimento Termico	A	A	A	A	A	N.E.	N.E.	A
CONTENIMENTO								
Capping	L	L	L	L	L	L	N.E.	L
ALTRI PROCESSI DI TRATTAMENTO								
Escavazione e smaltimento off site	L	L	L	L	L	L	N.E.	L

Figura 10.2 - Efficacia degli interventi in funzione della natura del contaminante

M A T R I C E e A C Q U A S U P E R F I C I A L E	VOCs non alogenati	VOCs alogenati	SVOCs non alogenati	SVOCs alogenati	Carburanti	Inorganici	Radionuclidi	Esplosivi
Monitored Natural Attenuation	A	L	L	L	A	N.E.	N.E.	N.E.
TRATTAMENTI FISICO/CHIMICI IN SITO								
Air Sparging	A	L	L	L	A	N.E.	N.E.	N.E.
Bioslurping	L	L	A	A	A	L	N.E.	N.E.
Ossidazione chimica	L	L	N.E.	L	N.E.	S.S.	N.E.	L
Dual Phase Extraction	A	A	A	A	A	N.E.	N.E.	N.E.
In-Well Air Stripping	L	L	L	N.E.	L	N.E.	N.E.	N.E.
Barriere passive/reattive	A	A	A	A	L	S.S.	N.E.	A
TRATTAMENTI FISICO/CHIMICI EX SITO (PREVIO POMPAGGIO)								
Adsorption/Absorption	L	L	L	L	N.E.	A	S.S.	N.E.
Advanced Oxidation Processes	A	A	A	A	A	S.S.	S.S.	A
Air Stripping	A	A	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.
Granulated Activated Carbon (GAC)/Liquid Phase Carbon Adsorption	A	A	A	A	A	S.S.	N.E.	S.S.
Ground Water Pumping/Pump and Treat	L	L	L	S.S.	L	L	N.E.	L
Ion Exchange	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.	A	L	N.E.
CONTENIMENTO								
Barriere fisiche	A	A	A	A	A	A	N.E.	A

Figura 10.3 - Efficacia degli interventi in funzione della natura del contaminante

Legenda

N.E.: efficacia non dimostrata o non efficace

L: efficacia limitata

A: efficacia dimostrata

S.S.: efficacia in funzione di caratteristiche sito specifiche

10.2 Analisi delle alternative di recupero

10.2.1 Recupero Naturale Monitorato (MNR)

Il rischio igienico-sanitario che è presente al momento dell'inizio dell'attività di recupero è destinato a diminuire con il tempo al progredire dei processi di attenuazione naturale, quindi non sono presenti fattori che possano far supporre ad aumenti del valore di rischio e non si ipotizzano eventi di dispersione di contaminante connessi con l'avvio della metodologia capaci di creare nuove aree di contaminazione. Nei primi anni di recupero la condizione di contagio per l'uomo può permanere a causa del continuo contatto tra contaminante, ambiente e uomo. Il recupero naturale per attenuazione è un processo che si viene a verificare durante un lungo periodo di tempo, che dipende dalle diverse condizioni ambientali (tassi di sedimentazione, potenza delle correnti, capacità erosiva), che devono essere sfruttate per avviare l'attenuazione. Lo sfruttamento delle caratteristiche ambientali può divenire un problema in caso di cambiamenti delle situazioni ambientali e climatiche (variazione del deflusso, variazione dello spartiacque naturale) che potrebbero ostacolare il recupero progettato e/o potrebbero anche causare la dispersione del contaminante. La situazione di rischio può permanere in presenza di sorgenti incontrollate, che continuando ad immettere nell'ambiente circostante il contaminante, andrebbero a contrastare negativamente l'effetto dell'attenuazione; la presenza di sorgenti incontrollate può essere anche dovuta all'indagine di caratterizzazione del sito lacunosa. Il tempo di attenuazione del recupero naturale è direttamente proporzionale al grado della contaminazione ed ai livelli di accettabilità che devono essere raggiunti. Naturalmente all'aumentare del grado di contaminazione si devono aspettare tempi maggiori per il raggiungimento dell'obiettivo. Il rischio residuo è dovuto sostanzialmente alle condizioni del sito, e va considerato esclusivamente in caso di tasso di contaminante che presenta ancora valori inaccettabili per la salute dell'uomo e dell'ambiente. La presenza di rischio residuo può dipendere dalla stabilità del sito, dal tasso di sedimentazione (sufficiente od insufficiente ad isolare il contaminante), dalla presenza di correnti (capaci di rimuovere il sedimento creando mobilità e dispersione di contaminante o capaci di erodere lo strato naturale utile all'isolamento). La presenza di scambi tra l'acqua superficiale e quella di falda, la creazione di spartiacque (anche sotterranei), le variazioni di deflusso, i fenomeni di bioturbazione del sedimento e tutte le altre modifiche anche naturali

del sito non previste possono essere fattori d'incremento del rischio residuo.

10.2.2 Capping

Il rischio igienico-sanitario che è presente al momento dell'inizio dell'attività di recupero dovrebbe diminuire rapidamente al momento dell'inizio attività, naturalmente la riduzione del rischio è associata al livello della contaminazione.

La realizzazione del capping può comportare movimentazione e turbolenza nel sedimento con conseguente mobilitazione e dispersione del contaminante nell'acqua e nell'ambiente circostante, in questo caso si possono generare nuove aree scoperte che potrebbero diventare delle nuove sorgenti incontrollate di contaminante nel sito. La presenza di aree scoperte può essere dovuta anche ad una cattiva messa in opera del capping. Al diminuire dello spessore dello strato artificiale diminuisce l'efficacia potenziale del capping per una minore tenuta dello strato protettivo soprattutto in aree soggette ad erosione. Durante le fasi di lavoro si possono verificare disagi per la popolazioni (rumori, circolazione di mezzi pesanti, emissione di polveri) mentre per gli addetti ai lavori si individuano problemi connessi con la sicurezza del cantiere anche in considerazione delle fasi di trasporto, messa in opera dei materiali (sicurezza del cantiere). Gli addetti ai lavori possono essere inoltre soggetti all'esposizione e di conseguenza alla contaminazione durante la messa in opera del materiale. La metodologia del capping può procurare danni agli ecosistemi locali comportando, in taluni casi, l'alterazione e la distruzione della fauna e della flora bentonica. L'efficacia a lungo termine va verificata in considerazione del potere erosivo, dato che al suo aumentare potranno essere maggiori le possibilità di erosione dello strato protettivo artificiale. L'efficacia del capping è anche dovuta al movimento del sedimento contaminato durante la messa in opera degli strati artificiali ed alla presenza di aree scoperte. Questi fattori influenzano ed alimentano naturalmente anche il rischio residuo. Il rischio residuo deve essere preso in considerazione esclusivamente in caso di tassi di concentrazione che presentano un rischio inaccettabile per la salute umana e per l'ambiente.

10.2.3 Dragaggio e Scavo

Il rischio igienico-sanitario che è presente al momento dell'inizio dell'attività di recupero potrebbe aumentare per la turbolenza indotta, pur rimanendo un fenomeno localizzato e a

carattere temporaneo, diminuendo poi progressivamente. Il valore di rischio è comunque legato al livello della contaminazione e all'obiettivo che si deve raggiungere con l'attività. La realizzazione dello scavo e del dragaggio può comportare movimentazione e turbolenza nel sedimento con conseguente mobilitazione e dispersione del contaminante nell'acqua e nell'ambiente circostante. Trattandosi di opere ed azioni meccaniche la resa dell'attività è anche dipendente dalla tecnica e dalla bravura degli operatori, l'inadeguata esecuzione dell'opera di scavo può comportare la presenza di settori non scavati o dragati che potrebbero poi rappresentare aree sorgenti contaminate incontrollate e non note.

Durante le fasi di lavoro si possono verificare disagi per la popolazione (rumori, circolazione di mezzi pesanti, emissione di polveri) mentre per gli addetti ai lavori si individuano problemi connessi con la sicurezza del cantiere anche in considerazione delle fasi di stoccaggio, trasporto, del materiale da mettere a rifiuto e/o trattare e della messa in opera dei materiali.

Lo scavo ed il dragaggio possono comportare danni agli ecosistemi locali a causa delle azioni meccaniche comportando la distruzione della fauna e della flora bentonica.

Gli addetti ai lavori possono essere soggetti all'esposizione e di conseguenza alla contaminazione sia durante le fasi di dragaggio e scavo, sia durante le fasi di stoccaggio trasporto del materiale dragato da eliminare o trattare successivamente.

L'efficacia a lungo termine va verificata in funzione della turbolenza indotta durante le fasi di lavoro che possono aver causato movimenti di contaminante e/o per la presenza di aree non interessate dalle fasi di scavo. Queste situazioni incrementano il fattore del rischio residuo.

Il rischio residuo deve essere preso in considerazione esclusivamente in caso di tassi che presentino un rischio inaccettabile per la salute umana e per l'ambiente e può essere legato alla qualità del lavoro eseguito.

La riduzione di rischio è associata al livello della contaminazione ed all'obiettivo da raggiungere.

Il rischio può permanere in presenza di sorgenti incontrollate che potrebbero immettere continuamente contaminanti nel sito.

METODOLOGIE DI RECUPERO			
	MNR	CAPPING	DRAGAGGIO - SCAVO
Rischio sanitario	Diminuisce al progredire dell'attenuazione	Diminuisce rapidamente all'avvio dell'attività	Può aumentare inizialmente a causa della turbolenza indotta sul sedimento dall'attività di scavo/dragaggio, rimanendo però fenomeno a carattere temporaneo e localizzato. Diminuisce rapidamente con il progredire dell'attività
Rischio sanitario	Permane in presenza di sorgenti incontrollate	Permane in presenza di aree scoperte e/o in aree con sedimento che è stato rimobilitato durante le fasi di lavoro	Permane in presenza di aree non dragate e/o in aree con sedimento che è stato rimobilitato durante le fasi di lavoro
Fattore incremento R	Possibile variazione delle condizioni naturali del sito	Possibile mobilitazione e dispersione del sedimento durante le fasi di lavoro	Possibile mobilitazione e dispersione del sedimento durante le fasi di lavoro
Sicurezza del cantiere		Trasporto dei materiali Messa in opera dei materiali	Trasporto dei materiali anche in considerazione del materiale rimosso avviato verso centri di trattamento e/o scarica Fasi di lavoro di scavo e dragaggio
Nuove aree sorgenti	Non sono presenti	A causa della mobilitazione e dispersione del sedimento durante le fasi di lavoro	A causa della mobilitazione e dispersione del sedimento durante le fasi di lavoro
Esposizione - breve termine	Primi anni di recupero	Durante fasi di lavoro per la popolazione e gli addetti ai lavori	Durante fasi di lavoro per la popolazione e gli addetti ai lavori
Esposizione - lungo termine	Permane se non si raggiunge l'attenuazione	Presenza di aree scoperte da capping Presenza di aree con sedimento contaminato rimobilitato	Presenza di aree non interessate da scavo/dragaggio Presenza di aree con sedimento contaminato rimobilitato
Efficacia	Stabilità delle condizioni del sito	Qualità del lavoro Tenuta degli strati protettivi	Qualità del lavoro
Tempi attenuazione	Anche lunghi - proporzionale al livello di contaminazione	Raggiunti durante le fasi di lavoro	Raggiunti durante le fasi di lavoro
Svantaggi	Possibile cambiamento delle condizioni naturali del sito (fisiche, climatiche, dinamiche)	Qualità dell'esecuzione dei lavori Tenuta dello strato di protezione anche in considerazione del potere erosivo	Qualità dell'esecuzione dei lavori
Impatti ambientali		Possibili danni alla fauna e flora bentonica Produzione di polveri Produzioni di rumori Incremento del traffico di mezzi pesanti	Possibili danni alla fauna e flora bentonica Produzione di polveri Produzioni di rumori Incremento del traffico di mezzi pesanti
Rischio residuo da considerare quando la concentrazione residuale è > dei livelli di accettabilità	Dipendente dalla stabilità delle condizioni naturali del sito	Dipendente dalla qualità dei lavori e dalla presenza di aree scoperte da capping Permane in presenza di aree sorgenti incontrollate	Dipendente dalla qualità dei lavori, dalla presenza di aree non scavate/dragate e in aree con sedimento contaminato rimobilitato

Figura 10.4 Interventi di recupero

10.2.4 Metodologie alternative

Queste tecniche, attualmente in via di sviluppo, presentano una serie di limiti di applicabilità dal punto di vista tecnico (scarsa applicabilità - mancanza di reagenti capaci di reagire effettivamente su tutti i contaminanti) e non sono supportate da un valido supporto scientifico (mancanza di prove e dati sperimentali).

Le tecniche sono sviluppate solamente per alcuni contaminanti (PCBs) ed alcuni test tecnici ne hanno validato l'utilità solamente in determinate situazioni. Presentano inoltre limiti, dal punto di vista commerciale, per la mancanza in commercio di catalizzatori di reazione, additivi e reagenti capaci di interagire con tutto lo spettro dei contaminanti. Le metodologie alternative possono essere suddivise in:

- **Trattamenti biologici**: basati sui processi di biodegradazione dei composti organici da parte di batteri, possono avvenire in condizioni aerobiche (in ambiente aerobico i microorganismi trasformano i contaminanti organici in anidride carbonica, acqua e massa cellulare) o anaerobiche (si innescano processi che portano alla formazione di metano, idrogeno solforato, azoto gassoso). La degradazione del contaminante può essere anche avviata per l'aggiunta di elementi (H, O), NO_3^- , SO_4^{2-} , carbone organico nello strato attivo del sedimento.
- **Trattamenti chimici**: consistono nella distruzione del contaminante attraverso processi di ossidazione e "clorazione" per reazione con reagenti opportuni (H_2O_2 , KOH , MnO_4^-) nello strato attivo del sedimento.
- **Immobilizzazione**: consistono nella solidificazione e stabilizzazione del contaminante con aggiunta di carbone, cemento "Portland", pozzolana, calce o altri additivi capaci di inglobarlo nella matrice solida o renderlo meno mobile, attivo biologicamente e tossico.
- **Trattamenti termici**: basati sul riscaldamento ad elevate temperature della matrice (in genere del terreno) che provoca la combustione o la volatilizzazione dei contaminanti presenti;

Tali trattamenti possono essere sviluppati sui sedimenti prelevati durante le fasi di scavo e dragaggio (interventi off-site), oppure anche in nel sito stesso (interventi on-site).

10.2.5 No Action Alternative

È un'attività che non prevede trattamenti di natura meccanica, biologica chimica o fisica, opere ingegneristiche e provvedimenti di natura istituzionale (divieti, limitazione di destinazione ed uso), ma prevede esclusivamente l'attività di monitoraggio.

Può essere avviata in aree in cui si verificano condizioni particolari (siti con basso rischio per la salute dell'uomo ed ecologica), come aree contaminate caratterizzate da condizioni stabili e con basso tasso di contaminazione.

Situazioni del genere possono essere controllate tranquillamente ed esclusivamente con il monitoraggio. Il No Action Alternative potrebbe essere confuso con il MNR, da cui si differenzia per essere indipendente dall'analisi di rischio (che comporta il raggiungimento di tassi di concentrazione di contaminante inferiore ai livelli di accettabilità, che devono essere raggiunti in un prefissato periodo di tempo).

Il "No Action Alternative" a differenza del recupero di attenuazione naturale (MNR) non prevede la presenza di disposizioni governative (divieti, limitazione di destinazione ed uso).

10.3 Analisi dei costi

La valutazione dei costi è una parte non trascurabile in sede di pianificazione dell'attività di recupero, può essere motivo di scelta, si individuano:

- Costi generali d'impresa
- Costi di Mantenimento

Costi generali d'impresa: necessari per realizzare il recupero del sito, includono le spese per avviare l'attività di recupero e le spese principali previste durante le fasi di lavoro.

Includono il monitoraggio, il campionamento, la realizzazione di sondaggi geognostici (con fori condizionati da piezometri nella necessità di avere informazioni sulla falda) che devono essere eseguiti durante la fase di raccolta dati per la caratterizzazione del sito (realizzazione del modello concettuale) e tutte le azioni di monitoraggio e campionamento durante le fasi di lavoro ed al termine dell'attività di recupero.

Comprendono i costi da sostenere per la realizzazione del cantiere che può comportare la necessità di dover realizzare strade d'accesso, l'utilizzo di opportuni macchinari, le spese e gli

stipendi per gli addetti ai lavori, le spese dell'opera stessa.

Nel caso poi l'alternativa produca una serie di cambiamenti nel paesaggio circostante, in funzione del valore dell'area, può presentarsi la necessità di dover ripristinare le condizioni iniziali, realizzando un vero recupero ambientale.

Le diverse metodologie comportano spese diverse:

MNR: è l'alternativa più economica prevedendo spese dovute esclusivamente alla verifica ed al controllo del fenomeno di attenuazione (monitoraggio) fino al raggiungimento dell'obiettivo (livelli di accettabilità).

CAPPING: prevede una serie di costi dovuti all'utilizzo dei materiali di capping, all'apparecchiatura, manodopera, posa in opera del capping, trasporto, stoccaggio, disposizione del materiale, costo delle chiatte e macchinari utilizzati per la messa in posa dei materiali.

DRAGAGGIO SCAVO: prevede una serie di costi dovuti all'utilizzo delle attrezzature dello scavo o di dragaggio (chiatte e macchinari e manodopera). Sono previsti costi per il trasporto del materiale dragato, che può essere trattato o come rifiuto (discarica) o depositato in aree di trattamento (costi trattamento od eliminazione). Possono essere considerati i costi per le strutture del cantiere utili a proteggere l'ambiente circostante durante le fasi del lavoro (opere di regimazione idraulica e vasche di raccolta delle acque di prima pioggia a protezione dei piazzali di lavoro, delle aree di transito, delle aree di stoccaggio provvisorio del materiale dragato).

METODI ALTERNATIVI prevede una serie di costi dovuti alla costruzione delle strutture di pretrattamento/trattamento /stoccaggio del sedimento. Sono previsti costi per il trasporto del materiale da trattare, i costi dei reagenti, additivi, utili per effettuare il trattamento, costi per lo scarico dell'acqua nel caso di lavaggio del sedimento. Possono essere considerati i costi per le strutture del cantiere utili a proteggere l'ambiente circostante durante le fasi del lavoro (opere di regimazione idraulica, vasche di raccolta delle acque di prima pioggia a protezione dei piazzali di lavoro, delle aree di transito, delle aree di stoccaggio e di trattamento del sedimento da bonificare).

Inoltre possono essere considerati i costi di eliminazione del materiale residuo al

trattamento.

Costi di Mantenimento: sono generalmente quei costi necessari per accertare e verificare l'efficacia e la permanenza dell'azione correttiva comprendono sostanzialmente le operazioni di monitoraggio che possono verificarsi annualmente o a cadenza periodica (es. ogni 5 anni).

L'operazione di pianificazione di un progetto di recupero è poi completata dalla considerazione dei provvedimenti legislativi. Si tratta di disposizioni regolate dagli organi governativi (Stato, Regione, Province e Comuni), mirate a prevenire e limitare l'esposizione ed il contatto con le sostanze tossiche, garantendo la sicurezza. Le disposizioni sono limitazioni dell'uso del territorio e delle risorse:

- Divieto di consumo acqua, pesci, vegetali
- Divieto di vendita e produzione di pesci e/o animali e/o vegetali,
- Limiti di accesso ed uso del territorio
- Limiti di transito e passaggio
- Divieti di ancoraggio
- Divieti di balneazione

10.4 Scelta delle alternative di risanamento

Le valutazioni rappresentate, integrate con un'adeguata **analisi dei costi**, possono condurre, tramite una semplice operazione di comparazione, alla scelta della migliore metodologia da applicare per un determinato sito.

La pianificazione dell'attività di recupero, mirata alla scelta di una particolare alternativa, viene realizzata in considerazione di criteri diversi:

- obiettivi fissati per la bonifica e ripristino ambientale; obiettivi degli interventi di messa in sicurezza permanente; interventi e lavori da eseguire;
- realizzabilità tecnica degli interventi in considerazione delle condizioni del sito;
- tempi degli interventi;
- impatto sull'ambiente circostante;
- analisi costi/benefici.

Naturalmente la scelta dovrà essere effettuata a partire da tutte le informazioni ottenute dal modello concettuale e dalla conoscenza completa del SITO.

L'attività di recupero può essere supportata dalla presenza di provvedimenti istituzionali.

Ogni decisione riguardo la scelta del possibile rimedio deve essere fatta in seguito a considerazioni sui vantaggi o svantaggi legati alla metodologia proposta. La scelta va fatta anche in considerazione dell'effetto raggiunto/aspettato e dei costi.

L'incertezza o la presenza di dubbi associati all'alternativa devono essere valutati, ma anche segnalati. L'incertezza di successo può essere legata al basso grado di conoscenza, e non deve essere causa di una **NON SCELTA**.

L'attività di recupero di un sito deve avvenire per fasi successive e deve essere supportata da un approccio graduale, soprattutto nei casi di contaminazione che comportano un alto rischio sanitario e/o ambientale, o anche quando le conoscenze sulle caratteristiche del sito non sono del tutto chiare (scambi acqua superficiale – acqua di falda, presenza di aree sorgenti o presenza di più contaminanti). Il grado di incertezza non è dovuto esclusivamente alla presenza di dati di caratterizzazione e/o generali lacunosi, ma può essere anche dovuto a presenza di dubbi riguardo l'esito e l'efficacia dell'alternativa proposta. Per ovviare e limitare l'effetto dell'incertezze è bene avviare il processo di recupero con approcci gradualisti in modo da poter effettuare le giuste correzioni in caso non si raggiungessero gli esiti desiderati. In considerazione di termini dei costi è bene pianificare l'attività di recupero applicando inizialmente misure correttive meno invasive e meno costose, verificando gli esiti raggiunti e poi, in caso di insuccesso, continuare il processo di recupero promuovendo metodologie più invasive e/o costose.

La pianificazione dell'attività di recupero di un sito inquinato può essere schematizzata in questo modo:

- definizione della destinazione d'uso del sito prevista dagli strumenti urbanistici;
- caratterizzazione del sito, dell'ambiente e del territorio (da analisi modello concettuale);
- definizione degli obiettivi dell'intervento di bonifica e ripristino ambientale in relazione alla specifica destinazione d'uso;
- analisi delle possibili tecniche di bonifica in funzione delle caratteristiche sito specifiche;

- selezione della tecnica di bonifica ed eventuale definizione delle concentrazioni residue da raggiungere;
- analisi del rischio relativa alla gestione delle concentrazioni residuali;
- verifica dell'efficacia della tecnica proposta mediante test di laboratorio o impianti pilota;
- selezione delle misure di sicurezza;
- studio della compatibilità ambientale degli interventi;
- definizione dei criteri di accettazione dei risultati;
- controllo e monitoraggio degli interventi di bonifica/messa in sicurezza permanente e delle eventuali misure di sicurezza;
- definizione delle eventuali limitazioni all'uso e prescrizioni.

11 RECUPERO NATURALE MONITORATO (MNR)

Il recupero naturale monitorato (MNR) è una metodologia di risanamento che si applica ai sedimenti contaminati ed è basata su processi continui che, in maniera naturale e sotto condizioni favorevoli, contengono, annullano, o riducono la biodisponibilità e/o la tossicità degli agenti inquinanti nel sedimento.

Per utilizzare l'MNR con successo come opzione correttiva, è necessario effettuare un adeguato studio dello stato di contaminazione dei sedimenti e dell'ambiente circostante al fine di individuare e descrivere, accuratamente, tutti quei processi naturali che concorrono al risanamento e che possono comportare rischi per l'uomo e l'ambiente circostante. Nel corso del processo di recupero naturale può anche risultare necessario prevedere interventi ingegneristici finalizzati ad aiutare i fenomeni naturali che contribuiscono al risanamento o ridurre eventuali rischi.

I processi più comuni che intervengono nel corso di un processo di recupero naturale sono:

- conversione dei contaminanti in forme meno tossiche, attraverso processi di biodegradazione e/o di trasformazione abiotica;
- riduzione della mobilità e della biodisponibilità dei contaminanti attraverso meccanismi di assorbimento e altri processi che legano gli inquinanti alla matrice sedimentaria;
- riduzione dei livelli di esposizione mediante la riduzione della concentrazione dei contaminanti nella parte superficiale del sedimento ad opera di una sedimentazione o un mescolamento in sito con sedimenti più puliti;
- riduzione dei livelli di esposizione, derivante dalla diminuzione della concentrazione dei contaminanti nella parte superficiale del sedimento, attraverso la dispersione degli inquinanti legati alle particelle o per mezzo di un trasporto diffusivo o avvevativo nella colonna d'acqua.

I processi naturali che riducono la tossicità attraverso trasformazioni o riducono la biodisponibilità attraverso l'aumento di assorbimento sono, solitamente, preferibili ai meccanismi finalizzati a controllare il rischio attraverso la sepoltura naturale (sedimentazione) o il mescolamento in loco.

Tuttavia in molte situazioni i contaminanti presenti nel sedimento non sono soggetti a meccanismi di biodegradazione pertanto, al fine di ridurre il rischio, la sepoltura naturale mediante la sedimentazione è una delle soluzioni da prendere in debita considerazione e può

risultare un'opzione accettabile di gestione del sedimento contaminato.

Nell'ambito dell'MNR la scelta della metodologia di risanamento basata sulla dispersione è la meno preferibile poiché la dispersione riduce il rischio alla sorgente (generalmente aumenta l'esposizione agli agenti inquinanti), ma può provocare rischi inaccettabili nelle aree a valle o in altri corpi idrici recettori. Nel ponderare la scelta di risanamento, dovrebbero essere valutati, con attenzione, gli effetti di questi aumenti di esposizione e di rischio per i corpi idrici recettori, accertandosi che il rischio non venga semplicemente trasferito ad una nuova zona.

L'MNR è simile per alcuni versi all'attenuazione naturale monitorata (MNA) che avviene nell'acqua di falda e nei terreni (US EPA 1999d).

La differenza chiave è che nell'MNA prevalgono i processi di trasformazione chimica mentre nell'MNR la riduzione del rischio avviene principalmente attraverso processi di sedimentazione e di isolamento, che aumenta il confinamento dei contaminanti.

Nella scelta del MNR quale azione di riduzione del rischio, si dovrebbe tener conto dell'esigenza di:

- una comprensione dettagliata dei processi naturali che stanno interessando il sedimento e gli agenti inquinanti al sito;
- uno strumento (basato generalmente su un calcolatore o sull'estrapolazione di dati empirici) per predire gli effetti futuri di quei processi;
- mezzi per controllare qualsiasi sorgente significativa dell'agente inquinante;
- una valutazione dei continui rischi durante il periodo di risanamento e il controllo dell'esposizione, dov'è possibile;
- la capacità di monitorare i processi naturali e/o le concentrazioni degli agenti inquinanti nel sedimento o nel biota per controllare se il risanamento sta procedendo come previsto.

In genere si pensa che tutte le metodologie di risanamento per siti di sedimenti contaminati utilizzino, in parte, il recupero naturale perché i processi naturali sono continui, indipendentemente se è in corso o meno un'azione di disinquinamento (National Research Council, 2001). È vero che i processi naturali, nella maggior parte dei casi, continuano con o senza azione di disinquinamento in corso, ma questi processi possono ridurre, trasferire, o aumentare il rischio. I processi naturali possono ridurre il rischio residuale che rimane dopo aver intrapreso un'attività di dragaggio o di capping e può essere molto utile monitorare ulteriormente la diminuzione del rischio. Tuttavia, è importante distinguere se per ridurre il

rischio ad un livello accettabile si sta contando su processi naturali (cioè, se si sta utilizzando l'MNR come metodologia di risanamento). Di conseguenza, i fattori chiave che distinguono l'MNR quale metodologia di risanamento sono:

- presenza di un rischio inaccettabile, di una continua sedimentazione o di degradazione/trasformazione, o dispersione dell'agente inquinante;
- scelta di un obiettivo di disinquinamento che si attenda venga raggiunto in un determinato intervallo di tempo.

Ciascuna delle tre metodologie di potenziale risanamento (MNR, capping in situ e rimozione) deve essere valutata in relazione alle specifiche caratteristiche del sito in esame, tuttavia l'MNR dovrebbe ricevere una maggiore attenzione quando il sito presenta le seguenti caratteristiche:

- la destinazione d'uso della zona (attuale o futura) o le nuove strutture non sono incompatibili con il recupero naturale;
- quando vi è ragionevole certezza che i processi naturali continuino a tassi che permettono la diminuzione della biodisponibilità o della tossicità dei contaminanti in un determinato intervallo di tempo accettabile;
- l'esposizione umana prevista è bassa e/o può ragionevolmente essere controllata tramite controlli e/o divieti istituzionali;
- la base del sedimento è ragionevolmente stabile e la probabilità che rimanga tale è alta;
- il sedimento è resistente alla risospensione (per esempio, sedimento coesivo o ben-corazzato);
- le concentrazioni del contaminante nel biota e nella zona biologicamente attiva del sedimento stanno raggiungendo i valori obiettivo;
- le concentrazioni dell'agente inquinante sono basse e diffuse su un'ampia area;
- i contaminanti hanno scarsa propensione alla bioaccumulazione.

11.1 Vantaggi e limitazioni potenziali

L'impiego dell'MNR presenta sia vantaggi che svantaggi, di seguito sono elencati i parametri che devono essere investigati e valutati con particolare attenzione sia durante la caratterizzazione del sito che durante la valutazione delle alternative di risanamento.

In generale, i due vantaggi chiave dell'MNR sono l'impiego a basso costo e la sua relativa

natura non-invasiva. Nell'ambito della valutazione per l'adozione di questo processo deve essere opportunamente esaminati i maggiori costi della fase di caratterizzazione nonché gli oneri associati ai controlli istituzionali che generalmente, salvo disposizioni particolari, sono a carico dei soggetti che si obbligano del risanamento.

Nella valutazione delle alternative di risanamento è utile considerare che l'MNR non comporta la distruzione delle comunità biologiche esistenti, cosa che può costituire un vantaggio importante per le zone protette o per aree sensibili dove è necessario contenere il danno alla comunità ecologica, dovuto ad esempio alla dispersione dei sedimenti.

Altri vantaggi dell'MNR consistono:

- la completa assenza di attrezzature ed infrastrutture che, in ogni caso, si traduce in un minore impatto sulla comunità ecologica e biologica locale rispetto ai rimedi attivi come il capping in situ e il dragaggio;
- utilizzo di queste metodologie per una o più porzioni dell'intero sito o per alcuni dei contaminanti;
- possibilità di poter utilizzare queste metodologie di risanamento congiuntamente ad altre tecnologie.

Una delle limitazioni dell'MNR consiste nel fatto che i contaminanti permangono nel sito con problemi di riesposizione e che il processo di riduzione del rischio può essere lento rispetto alle altre metodologie di tipo attivo.

Nei casi di sepoltura naturale (sedimentazione), esiste un certo rischio che gli agenti inquinanti sepolti possano venire risospesi o dispersi, soprattutto se la base del sedimento viene disturbata, in modo significativo, da forze naturali o antropogeniche non previste. Gli effetti potenziali della riesposizione possono essere maggiori, nei casi in cui le concentrazioni dei contaminanti nel sedimento sono elevate.

Nei periodi di tempo in cui si attuano questi processi è necessario ricorrere a limitazioni d'uso del sito e dell'assunzione di eventuali alimenti ad esso connessi per controllare la esposizione umana. In ogni caso queste prescrizioni non limitano l'impatto dei sedimenti contaminati sull'ecosistema locale.

Ulteriori aspetti da considerare sono:

- la caratterizzazione del sito è più complessa e più costosa;
- la tossicità e/o la mobilità dei metaboliti, cataboliti può risultare maggiore della sostanza

originaria che li ha prodotti;

- il monitoraggio di prestazione a lungo termine, solitamente, è di più lunga durata rispetto alle altre metodologie di risanamento;
- possono essere necessari controlli da parte delle istituzioni proposte per accertare che l'azione di protezione si protragga nel tempo;
- può esistere una continua migrazione potenziale dei contaminati attraverso i vari mezzi;
- le circostanze idrologiche e geochimiche favorevoli per il recupero naturale possono cambiare col tempo e potrebbero provocare mobilità dei contaminanti (o dei metalli naturali), precedentemente stabilizzati.

11.2 Processi di recupero naturale

Il successo dell'MNR come metodologia di riduzione del rischio dipende dalla adeguata conoscenza delle dinamiche dell'ambiente contaminato e dalla mobilità del contaminante in quell'ambiente. I processi di recupero naturale sono processi fisici, chimici e biologici che, in condizioni favorevoli, agiscono, senza l'intervento umano, nel ridurre la tossicità, la mobilità, il volume e le concentrazioni degli agenti inquinanti nei sedimenti contaminati.

Questi processi sono:

- processi fisici: sedimentazione, erosione, avvezione, diffusione, diluizione, dispersione, bioturbazione, volatilizzazione;
- processi biologici: biodegradazione, biotrasformazione, phytorisanamento, stabilizzazione biologica;
- processi chimici: ossidazione/riduzione, assorbimento, o altri processi che favoriscono la stabilizzazione o riducono biodisponibilità.

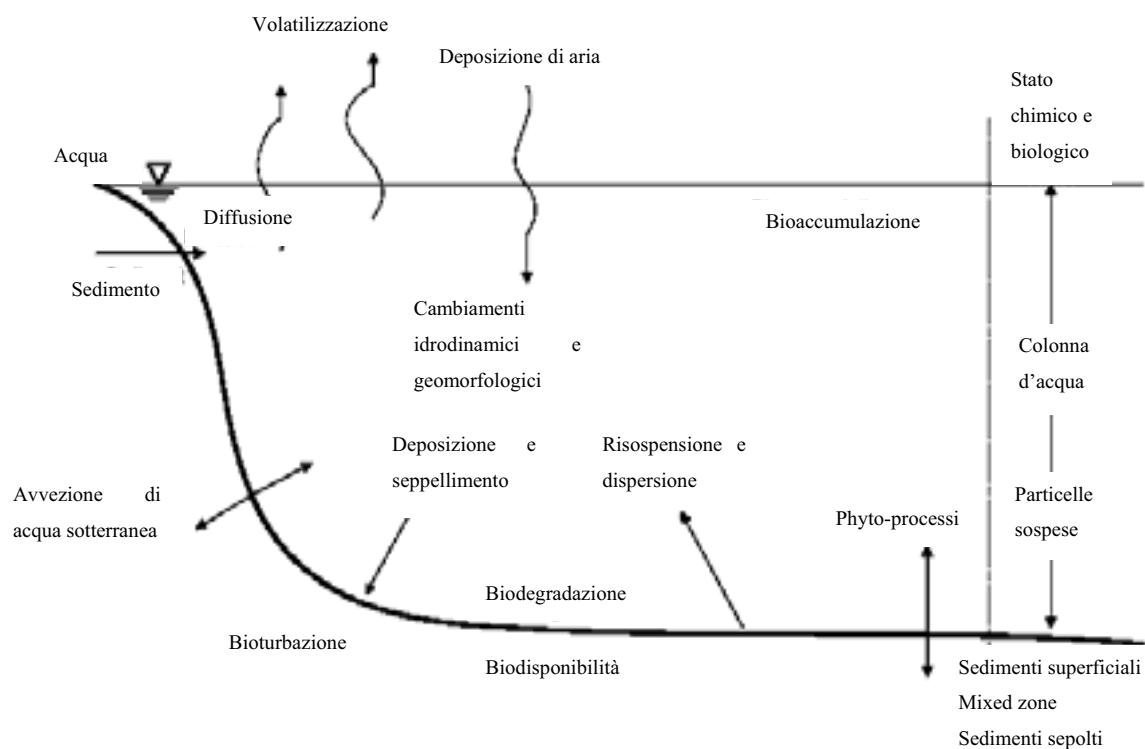


Figura 11.1- Processi naturali al sito (da *Contaminated sediments guidance for hazardous waste sites* EPA–540-R-05-012 OSWER 9355.0-85 December 2005- www.epa.gov).

La Figura 11.1 illustra alcuni processi naturali che andrebbero considerati quando si valuta l'MNR come tecnologia di risanamento.

Con poche eccezioni, questi processi interagiscono nei sistemi acquatici, a volte aumentando gli effetti di riduzione del rischio ed a volte riducendoli. Per esempio, processi continui di sepoltura (sedimentazione–accumulo sedimentario) rimuovono gli agenti inquinanti dalla zona dove possono essere disponibili per gli organismi, ma possono anche impedire determinati processi di degradazione, quale la biodegradazione aerobica. Inoltre, l'adsorbimento dell'agente inquinante sulle particelle sedimentarie può ridurre sia la biodisponibilità che i meccanismi di trasformazione dell'agente inquinante. Inoltre, nel caso di una miscela di inquinanti, i meccanismi di interazione fra le varie sostanze sono più complessi pertanto lo studio dei processi naturali di risanamento dovrebbero tenere in debita considerazione questi ulteriori problemi.

11.2.1 Processi fisici

Generalmente, i processi fisici non cambiano direttamente la natura chimica degli agenti inquinanti, ma possono seppellire, mescolare, diluire, o trasferire gli agenti inquinanti ad un altro mezzo. I processi fisici di interesse per l'MNR includono la sedimentazione, l'erosione, la diffusione, la diluizione, la dispersione, la bioturbazione, l'avvezione e la volatilizzazione. Alcuni di questi processi possono ridurre le concentrazioni dell'agente inquinante nel sedimento di superficie riducendo, così, il rischio connesso con il sedimento. La sedimentazione riduce il rischio fisicamente, contenendo gli agenti inquinanti sul posto. Gli altri processi fisici (erosione, dispersione, diluizione, bioturbazione, avvezione e volatilizzazione) possono ridurre le concentrazioni dell'agente inquinante nel sedimento, come conseguenza del trasferimento dei contaminanti ad un altro mezzo o della dispersione in un'area più ampia (per esempio, attraverso l'acqua di superficie o l'acqua sotterranea). Questi processi possono ridurre, aumentare, o trasferire il rischio dovuto agli agenti inquinanti.

I processi fisici nel sedimento possono operare con dinamiche notevolmente differenti. Alcuni possono operare più velocemente di altri, ed avere o non avere un impatto maggiore sull'ambiente locale. In generale, i processi nei quali gli agenti inquinanti vengono trasportati tramite movimenti delle particelle o dell'acqua interstiziale (per esempio, erosione, dispersione, bioturbazione, avvezione) presentano dinamiche più veloci rispetto ai processi nei quali gli agenti inquinanti migrano tramite diffusione o volatilizzazione e, pertanto, sono spesso più importanti quando si valuta l'impiego dell'MNR come tecnologia di risanamento.

I processi che provocano il movimento della particella sono essere particolarmente importanti per agenti inquinanti idrofobi o altri contaminanti che vengono adsorbiti sulle particelle sedimentarie. Alcuni processi fisici sono continui, altri stagionali o episodici. A seconda dell'ambiente, questi tipi di processi (cioè, continui, stagionali, o episodici) possono avere diversi impatti sul recupero naturale di un sito e pertanto devono essere opportunamente valutati.

Per analizzare l'efficacia dell'MNR come metodologia di risanamento è importante effettuare una valutazione sito-specifica sia del sedimento che dei meccanismi di trasporto dei contaminanti.

11.2.2 Processi chimico-biologici

Come la maggior parte dei processi naturali, i processi biologici dipendono dalle condizioni sito-specifiche e sono altamente variabili. Durante la biodegradazione, la trasformazione chimica è facilitata dai microrganismi che vivono nel sedimento.

Una delle limitazioni importanti all'utilizzo della biodegradazione, come meccanismo di riduzione del rischio, è che più grande è il peso molecolare degli agenti inquinanti organici, più grande è l'adsorbimento sulle particelle sedimentarie (Mallhot & Peters, 1988) e più bassa è la disponibilità dell'agente inquinante ai microrganismi.

Tempi maggiori di permanenza dei contaminanti nel sedimento (invecchiamento) provocano, solitamente, un aumento del sequestro. Questi processi riducono la disponibilità dei residui organici ai microrganismi e, pertanto, riducono l'estensione ed i tassi della biodegradazione. Tuttavia, ciò può ridurre anche la disponibilità dell'agente inquinante nei confronti dei ricettori che vivono nel sedimento e, quindi, rispetto ai livelli trofici più elevati.

I processi chimici nel sedimento sono particolarmente importanti per i metalli. Sono molte le variabili ambientali che governano lo stato chimico dei metalli nel sedimento, influenzando la loro mobilità, la tossicità e la biodisponibilità e rendendo, quindi, difficile ipotizzare il recupero naturale per effetto dei processi chimici.

Nello studio di questi meccanismi è di particolare importanza prendere in considerazione i cambiamenti del potenziale ossidoriduttivo che può influenzare la biodisponibilità dei metalli e dei composti organici metallici. Ad esempio, la formazione dei solfuri metallici, relativamente insolubili, in condizioni riducenti, può influenzare l'efficacia di rimozione dei metalli pesanti.

Le variabili ambientali che incidono su questi processi comprendono il pH e l'alcalinità dell'acqua interstiziale, la granulometria del sedimento, le condizioni di ossido/riduzione (redox) e la quantità di solfuri e di carbonio organico presenti nei sedimenti. Inoltre, molti processi chimici negli ambienti sedimentari sono influenzati dalle comunità biologiche.

11.2.3 I processi biochimici per gli idrocarburi aromatici policiclici (PAHs)

La classe di idrocarburi conosciuti come idrocarburi aromatici policiclici (PAHs) costituisce un agente inquinante comune nel sedimento e nel biota. Molti organismi sono capaci di accumulare i PAHs nel loro tessuto, ma di solito ciò non avviene nei vertebrati. I pesci, generalmente, non accumulano nei tessuti concentrazioni di PAHs più elevate rispetto a quelle

che sono in grado di accumulare le loro prede, per effetto della loro capacità di metabolizzare ed eliminare i PAHs; tuttavia, i prodotti di metabolismo dei PAHs possono essi stessi causare una tossicità cronica, che porta ad una minore crescita degli individui e alla riduzione della capacità riproduttive. In alcune specie di pesci, la capacità di bioaccumulare i contaminanti può essere, invece, notevole a causa della loro poca capacità di metabolizzare ed eliminare gli PAHs. I PAHs possono essere soggetti nell'ambiente alla degradazione fisica, chimica e alla biodegradazione e dove questi processi sono efficaci, il recupero naturale può essere particolarmente favorevole.

Il tipo di processo dominante può dipendere dal tempo. Per esempio, seguendo un rilascio di PAHs nell'ambiente, i processi fisico-chimici quali dispersione, volatilizzazione ed fotodegradazione possono dominare. Laddove questi processi risultano efficaci ai fini dell'attenuazione degli agenti inquinanti a livelli meno tossici, un'ulteriore biodegradazione può essere operata, inoltre, da specie microbiologiche tolleranti.

Vi è un'ampia scala di livelli di riduzione della tossicità e della biodegradazione, che dipende dai livelli di attività microbica e dalle condizioni fisiche e chimiche del sito. I PAHs biodegradano più rapidamente con processi aerobici che con processi anaerobici, sebbene il tasso di degradazione diminuisca con il crescere del numero degli anelli aromatici. Anche se la biodegradazione degli PAHs può avvenire in condizioni anaerobiche, i PAHs persistono solitamente più a lungo nel sedimento anaerobico rispetto agli ambienti aerobici. Quindi bassi livelli di degradazione dei PAHs sono attribuiti, spesso, alla minore biodisponibilità. A tal proposito, in un lavoro pubblicato da Schwartz e Scow (2001) si dimostra che i bassi livelli di degradazione al di sotto di una concentrazione soglia di PAH possono essere dovuti alla mancanza, fra i batteri PAH-degradanti, dell'attivazione di un enzima.

Anche altri ricercatori hanno segnalato lo stesso fenomeno per i PAHs (Ghiorse et al., 1995; Langworthy et al., 1998) e per altri prodotti organici aromatici (Zaidi et al., 1988; Roch ed Alexander, 1997). Per elevate concentrazioni di PAHs nel sedimento, vi è pressione selettiva per i batteri PAH-degradanti, che può aumentare la capacità di attenuare naturalmente i PAHs. Tuttavia, esiste incertezza sulla velocità del fenomeno, anche se la degradazione può raggiungere un valore di accettabilità.

A causa delle differenti caratteristiche dei siti, possono essere necessari studi sito-specifici per risolvere le incertezze riguardo ai tassi di degradazione e per valutare se questi tassi

contribuiranno al risanamento all'interno di un intervallo di tempo ragionevole.

11.3 Dimostrazione dell'efficacia del recupero naturale monitorato attraverso la caratterizzazione del sito

La scelta del recupero naturale monitorato come metodologia di risanamento o come parte di essa dovrebbe essere sostenuta, completamente ed adeguatamente, dalle analisi e dai dati di caratterizzazione sito-specifica. In generale, il livello della caratterizzazione di sito necessario per sostenere una valutazione completa del recupero naturale monitorato è più dettagliato di quello necessario a svolgere un risanamento basato su metodologie di tipo attivo.

La caratterizzazione dei siti per il recupero naturale, generalmente, garantisce:

- 1) la comprensione quantitativa della geometria della sorgente di contaminazione;
- 2) la comprensione del flusso dell'acqua;
- 3) la comprensione della distribuzione di fase dell'agente inquinante e della sua ripartizione nel sedimento, nell'acqua e nel gas presente nel sedimento;
- 4) l'individuazione delle dinamiche di trasformazione biologica e non-biologica;
- 5) la comprensione di come tutti questi fattori possano variare nel tempo.

Queste informazioni sono necessarie, generalmente, quando il comportamento dell'agente inquinante è governato da processi dinamici che devono essere compresi bene prima che il recupero naturale monitorato possa essere applicato, in modo adeguato, al sito.

La dimostrazione dell'efficacia dell'MNR può richiedere simulazioni analitiche o numeriche dei complessi processi di recupero. Tali analisi, che sono essenziali nel dimostrare la capacità del recupero naturale nel conseguire gli obiettivi di risanamento, richiedono come base un modello concettuale di sito molto dettagliato. Bisogna, quindi, raccogliere un sufficiente campo di dati per testare le ipotesi concettuali e non inserire i dati raccolti in una rappresentazione concettuale preesistente e non accurata. L'applicazione di un modello concettuale errato, nel contesto di una valutazione dell'MNR come metodologia di risanamento, potrebbe portare ad una caratterizzazione inadeguata del sito e, quindi, a scelte improprie.

La caratterizzazione di sito dovrebbe includere la raccolta dei dati per definire (nello spazio e nel tempo) la natura e la distribuzione degli agenti inquinanti di interesse, la sorgente della contaminazione, come pure gli effetti potenziali sui recettori.

Un metodo “three-tiered” per una tale valutazione sta cominciando ad essere largamente impiegato e accettato. In questo metodo, le informazioni più dettagliate sono successivamente raccolte come necessarie a fornire uno specificato livello di certezza sulle valutazioni dei meccanismi di recupero e sui tempi del risanamento.

Queste tre tipologie di informazioni sito-specifiche sono:

- dati chimici storici del sedimento che dimostrano un chiaro e significativo trend di diminuzione nel tempo della massa del contaminante o della sua concentrazione registrati in punti adeguati di campionamento e monitoraggio;
- dati idrogeologici e geochimici che possono essere utilizzati per dimostrare indirettamente il tipo o i tipi di processi di recupero naturali attivi al sito ed le dinamiche con cui tali processi ridurranno le concentrazioni dell'agente inquinante ai livelli di accettabilità;
- dati di campo o studi di microcosmo (condotti in o con i mezzi contaminati reali del sito) che direttamente dimostrano l'azione di un processo naturale particolare di recupero al sito e la relativa capacità di degradare gli agenti inquinanti indice.

In generale, possono essere richieste informazioni supplementari per dimostrare l'efficacia dell'MNR.

11.4 Tecniche e criteri di monitoraggio

L'obiettivo del monitoraggio è di raccogliere elementi necessari per verificare che i meccanismi di recupero naturale sono attivi, che il risanamento del sito procede in accordo alle previsioni, che non sono indotti meccanismi che modificano o introducono nuovi fattori di rischio per la salute umana e per l'ambiente.

I parametri chiave per il monitoraggio sono:

- l'avvezione;
- la dispersione;
- l'assorbimento;
- la volatilizzazione;
- la biodegradazione;
- la degradazione abiotica.

Molti di questi parametri sono difficili da misurare. La biodegradazione, per esempio, è un parametro che non viene misurato direttamente, mentre parametri come i prodotti della

respirazione, prodotti di degradazione e indicatori che sostengono la biodegradazione vengono misurati per valutare se il processo di biodegradazione è attivo. Verranno, di seguito, esposte alcune tecniche di misura per la caratterizzazione e il monitoraggio.

Misure dirette

La maggiore difficoltà nel misurare il recupero naturale sta nel fatto che la maggior parte dei meccanismi dominanti la fase di recupero non può essere determinata direttamente. Per esempio, non esiste una misura diretta per la biodegradazione; mentre, invece, indicatori che misurano le condizioni adatte per la biodegradazione ed i prodotti di decomposizione vengono raccolti per fornire la prova che la biodegradazione sta avvenendo. In più, i meccanismi di decomposizione non sono ancora del tutto chiari, ad esempio, la misura dell'etene, come prodotto di decomposizione, non è sempre una misura della decomposizione degli idrocarburi dechlorurati, poiché l'etene può essere rimosso da processi di ossidazione.

Significativa può essere la misura diretta di degradazione dell'agente inquinante, cioè, misurare direttamente la presenza dei microbi che degradano gli agenti inquinanti di interesse, così come la loro attività nei confronti di quell'agente inquinante.

Misure dirette di biodegradazione

La misura diretta dei processi chiave e dei meccanismi di degradazione eliminerebbe il dubbio se la biodegradazione sta realmente avvenendo. I *microcosms* in situ (ISM) (Figura 11.2) possono essere usati per misurare le attività specifiche di degradazione; questi strumenti però, richiedono un periodo di incubazione.

Gli strumenti possono fornire la prova diretta (1) che microbi importanti per questi processi di degradazione sono presenti, (2) che stanno attivamente degradando (o possiedono potenziale per degradare) i composti e, infine, (3) che il tasso di biodegradazione in situ è lo stesso del campione. Il sistema è composto da contenitori che vengono riempiti con materiale atto a simulare il recupero naturale, la biostimolazione attraverso diversi donatori di elettroni e attraverso l'introduzione di batteri appartenenti a ceppi naturali o a ceppi modificati che dechlorurano. La fase di installazione consiste nell'inserire i contenitori all'interno di pozzi con diametro di 2 pollici (Figura 11.3).

La difficoltà principale nell'utilizzo di metodiche di biologia molecolare consiste nell'ottenere

un campione rappresentativo e nell'estrarre materiale genetico dal campione. Questi strumenti, comunque, offrono la capacità di rispondere alle domande chiave circa i meccanismi biologici di risanamento.



Figura 11.2- MICRO-Trac (Modular In Situ Community Response Outfit) da WRSC 2006.



Figura 11.3- Installazione del MICRO-Trac (da WRSC 2006).

11.5 Siti per i quali è appropriato il recupero naturale

Il recupero naturale monitorato è adatto come metodo correttivo nei casi in cui può essere dimostrata la sua capacità nel raggiungere gli obiettivi di risanamento del sito, in intervalli di tempo ragionevoli.

Di solito, però, il recupero naturale monitorato viene considerato più adatto quando è usato congiuntamente ad altre tecnologie di risanamento, o dopo l'applicazione delle tecniche di risanamento di tipo attivo.

Nella valutazione dell'adeguatezza dell'MNR come azione correttiva bisognerebbe

considerare quanto segue:

- se i contaminanti presenti nel sedimento possono essere efficacemente eliminati tramite i processi naturali di risanamento;
- se le condizioni fisiche chimiche e biologiche delle porzioni di sedimenti inquinati e dell'ambiente circostante sono stabili;
- se sono ipotizzabili effetti negativi sull'uomo e sugli ecosistemi quale risultato della scelta dell'MNR come opzione di risanamento;
- se la contaminazione, da sé o come accumulazione con altre fonti vicine (sul sito e fuori dal sito), può causare un effetto nocivo di lunga durata sulle risorse ambientali;
- se il tempo di risanamento valutato è ragionevole rispetto ai tempi richiesti dalle altre metodologie;
- se la natura e la distribuzione delle fonti di contaminazione possono essere eliminate o controllate;
- se i prodotti risultanti dalla trasformazione presentano un rischio più grande, dovuto ad aumento di tossicità e/o di mobilità, rispetto agli agenti inquinanti dai quali provengono;
- se sono ipotizzabili effetti sull'attuale uso dell'ambiente circostante.

12 IN SITU CAPPING (ISC)

Il “capping” è una tecnologia in-situ per la “messa in sicurezza” di siti di sedimenti contaminati. Consiste nel porre sopra il deposito contaminato una copertura subacquea (cap), costituita da uno o più strati di materiale granulare pulito (sedimenti puliti, suolo, sabbia, ghiaia) e/o sintetico (geotessili, liners), allo scopo di contenere e isolare i sedimenti dall’ambiente circostante e, quindi, ridurre significativamente il rischio di esposizione degli organismi acquatici ai contaminanti e l’estensione della contaminazione. Cap innovativi, detti cap reattivi, possono comprendere elementi permeabili o impermeabili in più strati contenenti materiali alternativi e/o additivi, che garantiscono una maggiore attenuazione del flusso dei contaminanti.

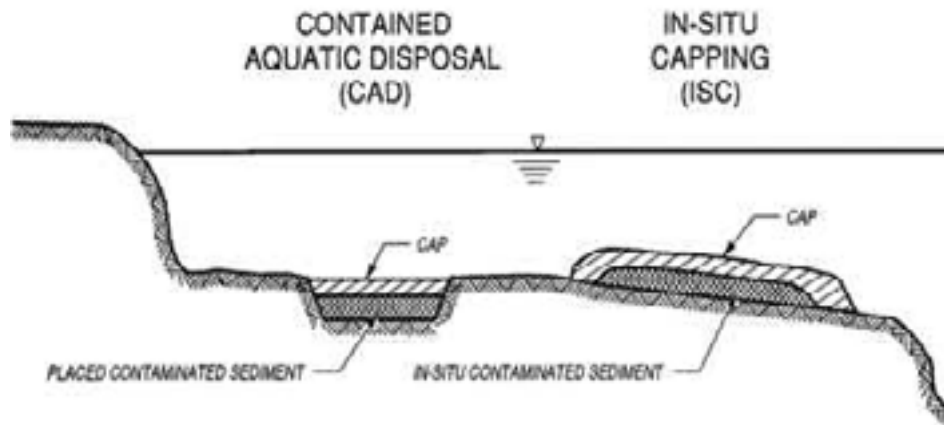


Figura 12.1- Tecnologia in-situ capping (da *Guidance for in-situ subaqueous capping of contaminated sediments_cap1*– www.epa.gov)

I contaminanti possono rimanere immobilizzati nei sedimenti per molti anni in quanto tendono ad adsorbirsi ad essi formando legami molto forti. Tuttavia, a causa di vari fenomeni, questi possono essere rilasciati e migrare attraverso diverse vie di trasporto:

- sospensione di sedimenti in superficie, causata da forze erosive naturali o di origine antropica;
- bioturbazione, generata da organismi bentonici;
- ciclo alimentare;
- meccanismi di avvezione e di diffusione;

- trasporto in acque superficiali verso altri corpi ricettori.

Pertanto, la copertura deve essere progettata allo scopo di:

- isolare fisicamente i sedimenti dagli organismi bentonici che interagiscono con essi, mescolandoli e muovendoli, contribuendo pertanto al rilascio di contaminanti in acqua;
- stabilizzare i sedimenti e proteggerli dall'erosione in modo da prevenire la risospensione ed il trasporto di questi verso altri corpi ricettori;
- isolare chimicamente i sedimenti per ridurre il flusso di contaminanti disciolti o colloidali nell'acqua.

Il capping può essere realizzato singolarmente o in combinazione con altre tecnologie quando da solo non è fattibile: ad esempio, dopo una parziale rimozione dei sedimenti, per garantire un livello minimo sufficiente per la navigazione o per il controllo del flusso (Contained Aquatic Disposal, CAD), o per rafforzare il recupero naturale, quando il tasso di sedimentazione naturale non è sufficiente.

Il progetto di un cap è articolato nelle seguenti fasi:

- definizione degli obiettivi;
- valutazione delle condizioni di applicabilità;
- valutazione preliminare della fattibilità dell'intervento;
- valutazione dei meccanismi che compromettono l'integrità e la funzionalità del cap;
- valutazione della fattibilità dell'intervento;
- identificazione del materiale del cap appropriato, inclusi i materiali per il trattamento in-situ (cap reattivo);
- valutazione delle attrezzature e delle tecniche di messa in opera più appropriate;
- valutazione della fattibilità definitiva dell'intervento (l'intervento di bonifica raggiunge gli obiettivi prefissati?).

Per valutare l'efficacia dell'intervento è fondamentale sviluppare un programma di monitoraggio, sia durante la costruzione che dopo la messa in opera, e un programma di gestione del sito che includa tutti gli interventi da attuare, sulla base dei risultati ricavati dal monitoraggio e delle indicazioni per la manutenzione. Nello studio di fattibilità deve essere inclusa la valutazione di tutti gli impatti ambientali che possono essere generati dalla realizzazione dell'intervento. Naturalmente, la fattibilità dell'intervento deve essere valutata anche in termini di costi, comprensivi anche di quelli per il monitoraggio e la manutenzione.

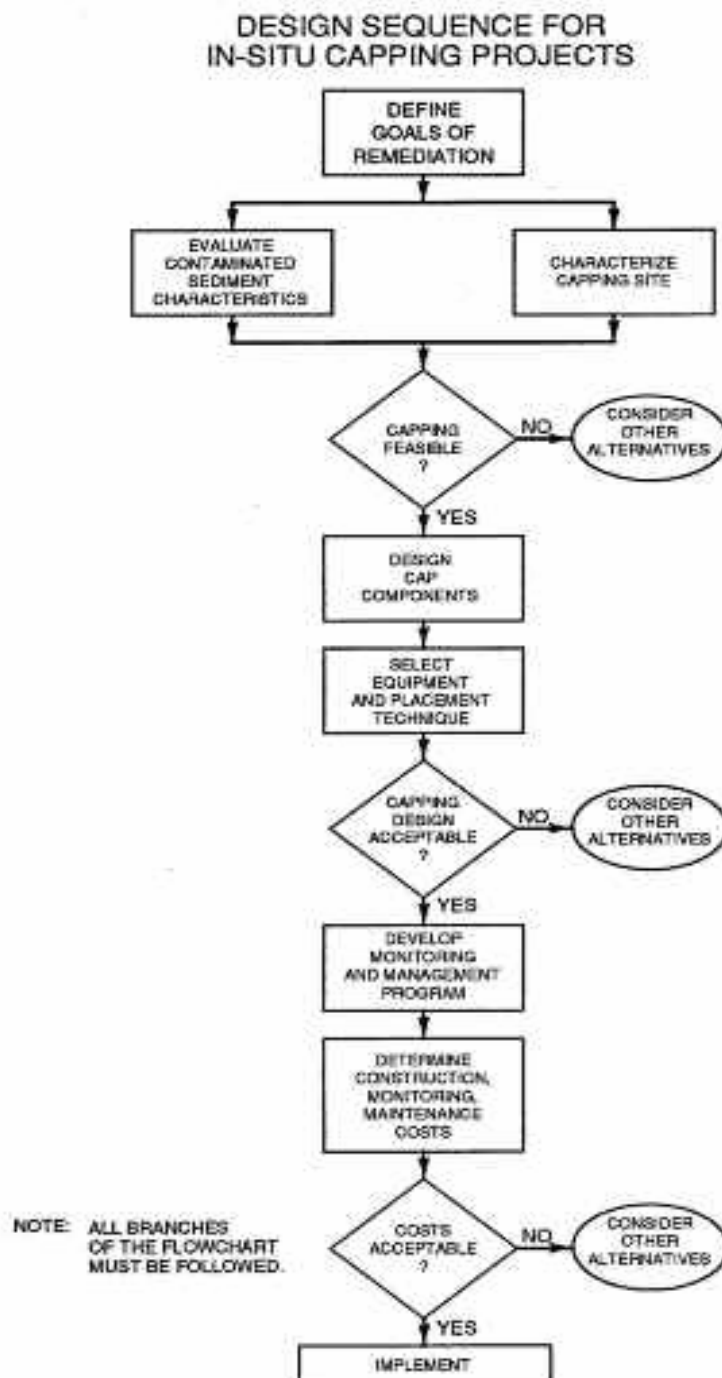


Figura 12.2- Schema delle fasi di progetto di un intervento in-situ capping (da *Guidance for in-situ subaqueous capping of contaminated sediments_cap1*– www.epa.gov).

12.1 Vantaggi e limitazioni del capping

Il capping, rispetto alle tecnologie che prevedono la rimozione dei sedimenti contaminati, presenta i seguenti vantaggi:

- è meno distruttivo;
- riduce più velocemente l'esposizione dell'ambiente acquatico ai contaminanti;
- richiede l'utilizzo di un minor numero di infrastrutture e attrezzature;
- provoca una minore risospensione e volatilizzazione di contaminanti durante la costruzione;
- non comporta trasporto di sedimenti contaminati;
- può comportare l'uso di tecniche ed attrezzature convenzionali e di materiale disponibile localmente e quindi può essere implementato in tempi rapidi e a costi più sostenibili;
- può favorire la ricolonizzazione dell'ambiente acquatico da parte degli organismi locali o creare un habitat più favorevole.

D'altro lato però:

- i sedimenti contaminati vengono lasciati sul posto, pertanto possono essere riportati in sospensione nel caso in cui il cap sia soggetto a forze destabilizzanti o il flusso di contaminanti all'interno di esso avvenga in quantità significative;
- in alcuni corpi idrici la messa in opera può comportare una perdita significativa di contaminanti, a causa del processo di consolidazione e distruzione dei sedimenti sottostanti;
- se il corpo idrico è caratterizzato da una bassa profondità può essere necessario introdurre delle restrizioni nell'uso del corpo idrico per proteggere il cap da forze erosive prodotte dalle eliche o dalle ancore dei natanti;
- non sempre il cap è in grado di favorire l'habitat desiderato.

12.2 Elementi da valutare per l'applicazione della tecnologia

Il primo passo nella selezione della tecnologia di risanamento è rappresentato dallo studio delle condizioni del sito che influiscono sulla sua fattibilità ed efficacia e che possono essere riassunte in:

- caratteristiche fisiche del sito;

- condizioni idrodinamiche;
- condizioni geotecniche/geologiche;
- condizioni idrogeologiche;
- caratteristiche fisiche, chimiche e biologiche dei sedimenti contaminati;
- uso del corpo idrico e presenza di infrastrutture nelle vicinanze;
- caratteristiche dell'habitat.

Le condizioni del sito da considerare devono riguardare non solo lo stato attuale, ma anche quello futuro, perché deve essere garantita l'efficacia dell'intervento a lungo termine.

12.2.1 Caratteristiche fisiche del sito

La batimetria del sito influisce enormemente sia sulla posa della copertura, che sulla stabilità della stessa dopo la costruzione. Un substrato relativamente piatto e una pendenza bassa sono caratteristiche ideali per la realizzazione di un intervento ISC (*In Situ Capping*), in quanto consentono un'accurata disposizione del materiale di copertura, con dispersione minima, e garantiscono la stabilità a lungo termine.

Pendenze elevate sono da evitare, poiché si aggiunge una componente della forza di gravità nella direzione del moto che allontana il materiale dalla zona contaminata; la scabrezza del substrato oppone resistenza allo scorrimento e quindi, riduce la velocità, ma genera dei vortici che influiscono sul processo di posa.

Anche la profondità dell'acqua è un elemento da considerare per determinare la fattibilità e l'efficacia dell'intervento. Più elevata è la profondità dell'acqua, maggiore è la dispersione del materiale di copertura. Infatti, più alta è la colonna d'acqua, più lungo è il percorso che il materiale pulito deve compiere, che quindi tende a galleggiare e a depositarsi in un'area più lontana. Si otterrebbe, pertanto, una copertura sottile lungo un'area maggiore rispetto a quella effettivamente contaminata.

12.2.2 Condizioni idrodinamiche

Le correnti ad elevata energia di trasporto (correnti superficiali, che interessano cioè la colonna d'acqua) rendono particolarmente difficoltosa la posa della copertura, creando una forte dispersione del materiale, e compromettono la stabilità a lungo termine di questa

(correnti profonde). Ad un'elevata energia di trasporto corrisponde, infatti, un'elevata azione erosiva: la corrente esercita, pertanto, una forza tangenziale sulla superficie della copertura, mettendo in moto il materiale che la compone e facendole perdere la sua funzionalità.

Ambienti acquatici appropriati per la realizzazione di progetti di capping in-situ sono costituiti dai porti protetti, fiumi caratterizzati da bassa energia di trasporto, ambienti di estuario. In genere, acque aperte e profonde sono meno influenzate dal vento o da correnti di vento e meno soggette ad erosione rispetto a quelle costiere più basse, dove le azioni delle onde o indotte dalla navigazione possono essere molto significative.

In alcuni ambienti ad elevato idrodinamismo è comunque possibile applicare una tecnologia ISC, ma sono richiesti cap più complessi e materiali in grado di resistere a forti azioni erosive (cap con armatura in pietra), e quindi attrezzature e tecniche più complesse e costose.

Da tenere in considerazione nel progetto ISC sono anche gli effetti provocati da eventuali onde di piena e da altri eventi periodici dovuti a climi freddi (ad esempio l'erosione glaciale) e le fluttuazioni del livello idrico, perché modificano il regime del flusso.

La copertura stessa può modificare le condizioni idrodinamiche del sito, soprattutto nei fiumi, perché riduce la profondità e restringe il flusso. Pertanto, è necessario valutare se tali variazioni possono alterare in modo significativo o meno la capacità di trasporto del flusso. Se non sono significative, l'accumulo di sedimenti puliti sul cap nelle aree di deposizione può incrementarne l'efficacia, in quanto tale accumulo rafforza la capacità di isolamento e aumenta la consolidazione del letto di sedimenti sottostanti.

12.2.3 Condizioni geotecniche/geologiche

Lo studio delle condizioni geotecniche/geologiche del sito deve includere la valutazione:

- della stratificazione del letto del corpo idrico;
- della profondità del substrato roccioso;
- delle proprietà fisiche degli strati sottostanti il deposito di sedimenti.

Tale valutazione è necessaria per determinare la capacità di consolidazione degli strati sottostanti i sedimenti dopo la posa della copertura, e quindi per determinarne lo spessore.

12.2.4 Condizioni idrogeologiche

Il regime del flusso dell'acqua di falda e le interazioni di questa con l'acqua superficiale sono determinati dalle caratteristiche idrogeologiche del sito. Pertanto, lo studio delle condizioni idrogeologiche del sito è di fondamentale importanza, non solo per determinare la fattibilità dell'intervento, ma anche per la progettazione del cap. Infatti, gradienti idraulici molto elevati possono spingere l'acqua ad attraversare i sedimenti contaminati e la copertura, causando la sospensione del materiale contaminato e pulito, con conseguente rilascio di contaminanti nella colonna d'acqua sovrastante.

Di conseguenza, è preferibile un ambiente caratterizzato da un acquifero con fenomeni di ricarica moderati e quindi gradienti idraulici bassi, in modo che l'acqua di falda non interferisca con i sedimenti contaminati.

12.2.5 Caratteristiche dei sedimenti contaminati

Le caratteristiche dei sedimenti contaminati influiscono sia sulla scelta del tipo di materiale da utilizzare per la copertura, che delle attrezzature e tecniche di messa in opera e di monitoraggio.

I sedimenti contaminati devono essere caratterizzati dal punto di vista fisico, chimico e biologico.

La determinazione delle caratteristiche fisiche dei sedimenti consente di prevedere il comportamento di questi sia durante che dopo la messa in opera del cap e, quindi, di avere informazioni:

- sul grado di dispersione dei sedimenti durante la messa in opera del cap;
- sulle caratteristiche del deposito;
- sulla stabilità a lungo termine;
- sulla resistenza all'erosione.

I test fisici e le valutazioni sui sedimenti devono includere:

- l'identificazione visiva;
- la distribuzione granulometrica;
- la densità;
- il contenuto naturale di acqua;

- i limiti di Atterberg;
- il contenuto organico;
- la classificazione USCS (Unified Soils Classification System, sistema di classificazione in cui le terre a grana grossa sono classificate sulla base della granulometria, mentre quelle a grana fine sulla base delle caratteristiche di plasticità).

Altri parametri da valutare sono quelli geotecnici e cioè la resistenza al taglio e il grado di consolidazione potenziale, per determinare la capacità dei sedimenti di sopportare il peso del cap e la stabilità di questi.

Anche per gli strati sottostanti i sedimenti contaminati è necessaria una caratterizzazione dal punto di vista fisico perché, insieme a quella relativa ai sedimenti contaminati, è possibile determinare il grado di consolidazione del cap.

Può essere necessaria anche un'analisi dell'acqua dal punto di vista fisico per determinare la concentrazione del materiale solido sospeso e la salinità.

La caratterizzazione chimica e biologica dei sedimenti contaminati è necessaria per selezionare il materiale del cap, che deve essere compatibile con i sedimenti contaminati, e deve comprendere:

- il tipo e la concentrazione dei contaminanti;
- la distribuzione orizzontale e verticale dei contaminanti nel deposito;
- il grado di mobilità dei contaminanti;
- il grado di tossicità dei contaminanti;
- la tendenza ad accumularsi negli organismi animali e vegetali.

La determinazione delle proprietà chimiche e biologiche è di fondamentale importanza perché la copertura può modificare le condizioni chimiche e biologiche del sito contaminato. La copertura, infatti, può cambiare le condizioni dello strato su cui poggia da aerobiche ad anossiche, favorendo la solubilizzazione, ad esempio, dei metalli in acqua e la decomposizione di contaminanti di origine organica. La decomposizione della sostanza organica può generare dei gas che si accumulano sotto la copertura e che hanno la capacità di trasportare i contaminanti disciolti in essi attraverso i vuoti del materiale della copertura.

Il capping, come emerso da diverse esperienze, è particolarmente adatto per isolare contaminanti pericolosi, quali:

- idrocarburi alifatici;

- solventi clorurati;
- composti inorganici;
- nitrati;
- pesticidi;
- fosfati;
- policlorobifenili (PCB);
- aromatici polinucleari.

Rappresenta, invece, una scelta di intervento sbagliata quando il sito è caratterizzato da un'elevata concentrazione di sostanze pericolose presenti in fase liquida non acquosa (Non Aqueous Phase Liquid – NAPL).

12.2.6 Uso del corpo idrico e presenza di infrastrutture

E' necessario valutare l'uso o la destinazione d'uso futura del corpo idrico e la presenza di infrastrutture nel corpo idrico o nelle vicinanze, perché la copertura potrebbe entrare in conflitto con essi, e cioè con:

- la navigabilità (per attività commerciali e ricreative);
- le attività ricreative (pesca, balneazione);
- le opere di presa;
- le stazioni di controllo del flusso;
- gli scarichi di effluenti o di portate di piena;
- gli attraversamenti di servizi pubblici;
- la costruzione di paratie, pile di ponti, ecc.;
- le attività nelle vicinanze della copertura.

Condizioni ideali per l'applicabilità del capping sono:

- traffico dei natanti basso o, comunque, non pesante e controllato;
- infrastrutture compatibili con il cap;
- assenza di ostruzioni nelle vicinanze.

12.2.7 Caratteristiche dell'habitat

Lo studio delle caratteristiche dell'habitat è di fondamentale importanza non solo per valutare se il materiale del cap è compatibile con l'habitat e con le specie acquatiche che vivono all'interno di esso affinché non vengano compromesse la funzionalità e la stabilità, ma anche per progettare un cap in modo da ridurre l'inevitabile alterazione o perdita dell'habitat e delle risorse acquatiche a seguito della sua realizzazione.

12.3 Requisiti del cap

A seconda dei requisiti, il cap può avere una struttura semplice oppure complessa, ossia può essere costituito da un singolo strato o da più strati di materiali differenti, inclusi materiali che operano un trattamento dei contaminanti all'interno del cap.

Il cap deve garantire:

- stabilizzazione/protezione dall'erosione;
- isolamento fisico;
- isolamento chimico.

12.3.1 Stabilizzazione/Protezione dall'erosione

Per assolvere tali funzioni il cap può essere costituito da uno o due componenti scelti e dimensionati in modo tale da stabilizzare i sedimenti contaminati sottostanti e proteggerli dall'erosione e prevenire così la risospensione ed il trasporto di questi nella colonna d'acqua sovrastante.

Per stabilizzare i sedimenti contaminati occorre valutare la capacità di questi di migrare verso l'alto a causa di moti di filtrazione.

Poiché i siti contaminati sono, in genere, costituiti da depositi di sedimenti a granulometria fine, uno strato di materiale grossolano, avente vuoti più grandi dei sedimenti contaminati sottostanti, non sarebbe adatto a garantire la stabilità del cap.

Allora, la stabilità dei sedimenti contaminati viene garantita da un filtro, cioè da uno strato di materiale di porometria intermedia la parte più fine e quella più grossolana del sedimento contaminato per tra permettere un facile passaggio dell'acqua e impedire il passaggio delle particelle solide più fini attraverso gli interstizi dei grani, che altrimenti eroderebbero il

materiale del cap fino a formare un vero e proprio condotto, pregiudicandone la stabilità.

Il filtro può essere costituito da materiale granulare, da un geotessile o da una combinazione dei due.

Quando si progetta un filtro bisogna prevedere la possibile formazione di gas dovuta alla degradazione della sostanza organica contenuta nei sedimenti contaminati. Il gas salendo genera forze verticali che spingono sul cap, soprattutto se costituito da materiale a bassa permeabilità, destabilizzandolo o contribuendo alla migrazione dei contaminanti in esso.

Il cap deve essere anche in grado di resistere alle forze erosive che ne possono compromettere l'integrità. Tali forze sono associate a fenomeni naturali o di origine antropica e il loro potenziale di erosione dipende dall'entità dell'azione tangenziale che esercitano sul fondo e dalle caratteristiche dei sedimenti (dimensione dei grani, mineralogia e densità).

Per determinare il livello di protezione che deve garantire il cap si devono studiare i fenomeni che possono mettere in crisi la funzionalità e l'integrità del cap e cioè:

- le correnti fluviali;
- le correnti indotte dalle fluttuazioni del livello idrico (maree);
- le correnti indotte dai flussi di piena dovuti ad eventi estremi;
- la turbolenza generata dalle eliche dei motori dei natanti.

E quindi i parametri che li caratterizzano:

- la velocità della corrente sul fondo;
- l'altezza della colonna d'acqua;
- le caratteristiche dei natanti.

Tra questi fenomeni si considera quello con maggior potenziale erosivo in base del quale verrà scelto e dimensionato il materiale del cap e lo spessore. Il maggior potenziale erosivo può essere dovuto o ad un alto tasso di erosione o ad un'elevata frequenza di accadimento del fenomeno, perché anche fenomeni che esercitano una bassa azione tangenziale sono, comunque, in grado di mettere in moto il trasporto solido, se frequenti.

La progettazione del cap si basa, quindi, su un'analisi dettagliata della frequenza dell'azione erosiva, dovuta ad un'onda di piena o alla normale corrente del corpo idrico, su uno specifico materiale del cap in un tempo prefissato. I risultati di questa analisi consentono di determinare lo spessore di materiale soggetto ad erosione nel tempo stabilito e di progettare, quindi, lo spessore dello strato che dovrà resistere a tale fenomeno.

La frequenza viene determinata dai dati storici dei flussi e delle altezze di pioggia.

Il tempo di ritorno e la frequenza degli eventi da prendere in considerazione dipendono dalla gravità dell'impatto generato se il cap venisse eroso e se i contaminanti venissero trasportati nella colonna d'acqua e dalla persistenza dei contaminanti.

In caso di fenomeni erosivi ordinari normali, il cap viene progettato per resistere a forze erosive con tempo di ritorno di 20 anni, mentre in caso di fenomeni erosivi causati da eventi estremi si considera un evento con tempo di ritorno di 100 anni.

Nel caso in cui la forza erosiva dominante è generata dalle eliche dei motori dei natanti questa viene calcolata a partire dalle seguenti informazioni: tipo e diametro dell'elica, potenza del motore e distanza verticale tra il fondo del canale e l'elica.

Vi sono diversi metodi per determinare le forze erosive in base alle quali progettare il cap, che vanno da semplici tecniche analitiche a complessi modelli numerici.

Quando dalla valutazione delle forze erosive emerge che il materiale del capping considerato non è sufficientemente resistente, allora si considera un'armatura in pietra.

Data la difficoltà della messa in opera dell'armatura in pietrame, lo spessore viene incrementato del 50%.

12.3.2 Isolamento fisico

Un'altro requisito che deve avere il cap è quello di assicurare l'isolamento dei sedimenti contaminati dagli organismi acquatici, che vivono o si nutrono nella zona in corrispondenza della superficie d'interfaccia sedimenti-acqua, allo scopo di evitare il diretto contatto con i contaminanti e di ridurre la capacità di questi organismi di interagire con i sedimenti contaminati (bioturbazione), e quindi di impedire che si verifichino effetti negativi, quali:

- Aumento dell'estensione dell'area contaminata da coprire;
- la bioaccumulazione, cioè il trasferimento della contaminazione ad altre forme di vita superiore, attraverso la catena alimentare;
- la migrazione attraverso i pori della matrice solida e il rilascio dei contaminanti nella colonna d'acqua.

Per determinare i componenti del cap, compatibili con le specie presenti, e lo spessore che deve avere per assicurare tale funzione bisogna valutare il grado di bioturbazione che può

influire sul cap e per fare questo occorre conoscere:

- le specie degli organismi acquatici nativi e che ci si aspetta colonizzino il materiale del cap;
- la profondità che possono raggiungere gli organismi bentonici, che dipende dal comportamento associato ad essi e dalle caratteristiche del substrato;
- la densità di popolazione della specie dominante.

Poiché tale valutazione è affetta da numerose incertezze si assume uno spessore pari alla massima profondità che può essere raggiunta dagli organismi predominanti. In questo modo la bioturbazione interesserà soltanto il cap e non i sedimenti.

In genere, la zona soggetta alla maggiore attività di bioturbazione è di 5-10 cm, quindi un cap sottile con uno spessore maggiore di 10 cm può essere efficace.

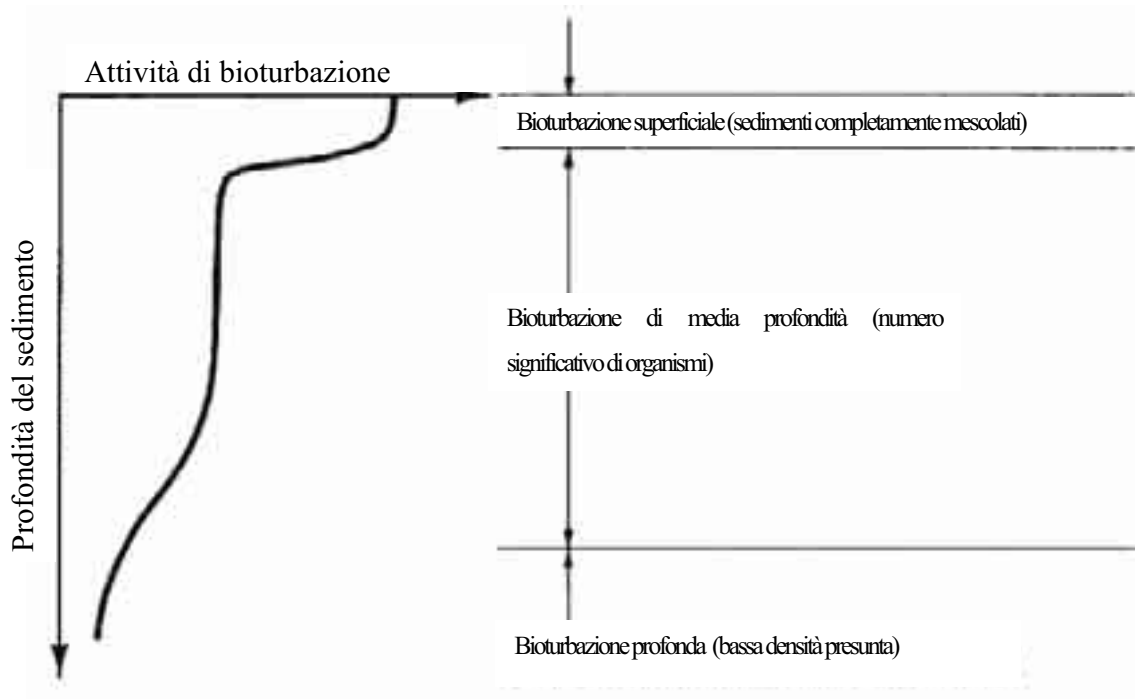


Figura 12.3- Intensità dell'attività di bioturbazione a seconda della profondità dei sedimenti (da *Guidance for subaqueous dredged material capping* – Technical Report DOER, June 1998 - di Michael R. Palermo e al. – US Army Corps of Engineers).

Un altro fenomeno da tenere in considerazione durante il progetto di un cap è la consolidazione che si può verificare dopo la messa in opera. Se i sedimenti, o il materiale del cap, sono caratterizzati da una granulometria fine, a causa del peso degli strati sovrastanti nel primo caso o del peso proprio nel secondo, subiscono una compressione che comporta un aumento della pressione neutrale dell'acqua contenuta nei pori e che dà luogo all'espulsione di questa, mentre il volume del deposito contaminato o del cap nella zona caricata diminuisce.

La consolidazione del cap, Δh_{cap} , riduce lo spessore effettivo che assicura l'isolamento fisico; pertanto, per far sì che rimanga inalterato, si incrementa lo spessore del cap di Δh_{cap} . Il fenomeno non ha come conseguenza il rilascio dei contaminanti, dal momento che è costituito da materiale pulito, anzi, riduce la permeabilità e la porosità del cap, che impediscono la migrazione dei contaminanti attraverso di esso, sia per avvezione che per diffusione. Al contrario, la consolidazione dei sedimenti, Δh_{sed} , dovuta al peso del materiale del cap, provoca l'espulsione del volume d'acqua interstiziale dei sedimenti contaminati, che entra nel cap, innescando un flusso di contaminanti.

12.3.3 Isolamento chimico

Il cap deve essere in grado di contenere o comunque di ridurre fino a livelli accettabili il flusso di contaminanti che si può innescare sia durante la costruzione, che dopo la messa in opera.

Il moto dei contaminanti è dovuto a due meccanismi principali:

- avvezione: movimento delle sostanze contaminanti trasportate dall'acqua attraverso i pori per la presenza di gradienti idraulici;
- diffusione: moto di atomi e molecole dovuto a gradienti di concentrazione di contaminante presente nell'acqua dei pori.

Entrambi i fenomeni coinvolgono la porzione di contaminante presente nell'acqua interstiziale, che può essere dissolto in acqua, oppure adsorbito alla particella solida fine o alla sostanza organica sospesa nell'acqua.

Per determinare le perdite di contaminante a breve termine, cioè che si verificano durante la costruzione per la consolidazione del substrato, si utilizza un modello che si basa sul meccanismo di avvezione, mentre per determinare quelle a lungo termine, cioè che si

verificano durante il ciclo di vita dell'opera, si utilizza un modello che considera entrambi i meccanismi, avvezione e diffusione, separatamente.

12.3.4 Perdite a breve termine

Hanno luogo durante la consolidazione del substrato comprimibile a causa del peso del materiale del cap sovrastante.

La consolidazione è un fenomeno che si verifica in un arco di tempo dell'ordine di qualche mese. Comparato al ciclo di vita del cap è un tempo molto breve, pertanto si assume che la consolidazione sia un fenomeno istantaneo. Sulla base di questa assunzione si calcola lo spessore del cap per contenere le perdite di contaminante a breve termine nel seguente modo:

- se il contaminante non si adsorbe sulle particelle solide, lo spessore del cap deve essere almeno uguale all'altezza che l'acqua raggiunge all'interno di esso per effetto della consolidazione che, a sua volta, è uguale alla profondità fino alla quale si verifica espulsione di acqua dai pori per effetto della compressione:

$$\Delta h_{sed,pw} = \frac{\Delta h_{sed}}{a}$$

dove:

a : porosità del materiale del cap (perché il flusso interessa soltanto gli spazi vuoti tra i grani del materiale del cap);

Δh_{sed} : cedimento del substrato che viene calcolato attraverso modelli di consolidazione.

- se, invece, il contaminante si adsorbe sulle particelle solide, la profondità di penetrazione è minore rispetto al caso precedente perché grazie ai processi di scambio e di assorbimento superficiale il contaminante si accumula all'interno del cap, rallentandone quindi la migrazione:

$$\Delta h_{sed,A} = \frac{\Delta h_{sed}}{R_f} = \frac{\Delta h_{sed}}{(a + nk_d^{obs})}$$

dove:

Δh_{sed} : cedimento del substrato;

A : tipologia di contaminante;

R_f : fattore di ritardo;

n : densità del cap;

$k_d^{obs} = \frac{u_c}{C_{pw}}$: coefficiente di ripartizione sedimento/acqua, osservato; indica quanta

sostanza passa dalla soluzione alla superficie di una fase solida;

u_c : quantità di contaminante adsorbito dal materiale del cap;

C_{pw} : concentrazione di contaminante nell'acqua interstiziale dei sedimenti.

Per semplicità si ipotizza che la concentrazione della sostanza contaminante presente nell'acqua interstiziale tra i grani dei sedimenti rimanga costante, e cioè pari al valore che aveva prima della posa del cap (condizioni statiche).

Questo comporta una sovrastima del flusso, tuttavia garantisce maggior sicurezza.

Perdite a lungo termine

Lo spessore effettivo del cap che deve garantire l'efficacia dell'intervento a lungo termine è dato da:

$$h_{eff} = h_0 - h_{bio} - \Delta h_{cap} - \Delta h_{sed,A}$$

dove:

h_0 : spessore iniziale del cap subito dopo la posa;

h_{bio} : spessore del cap soggetto a bioturbazione;

Δh_{cap} : cedimento dovuto alla consolidazione del cap;

$\Delta h_{sed,A}$: spessore del cap interessato dal flusso di contaminanti per via della consolidazione del substrato e cioè dalle perdite a breve termine.

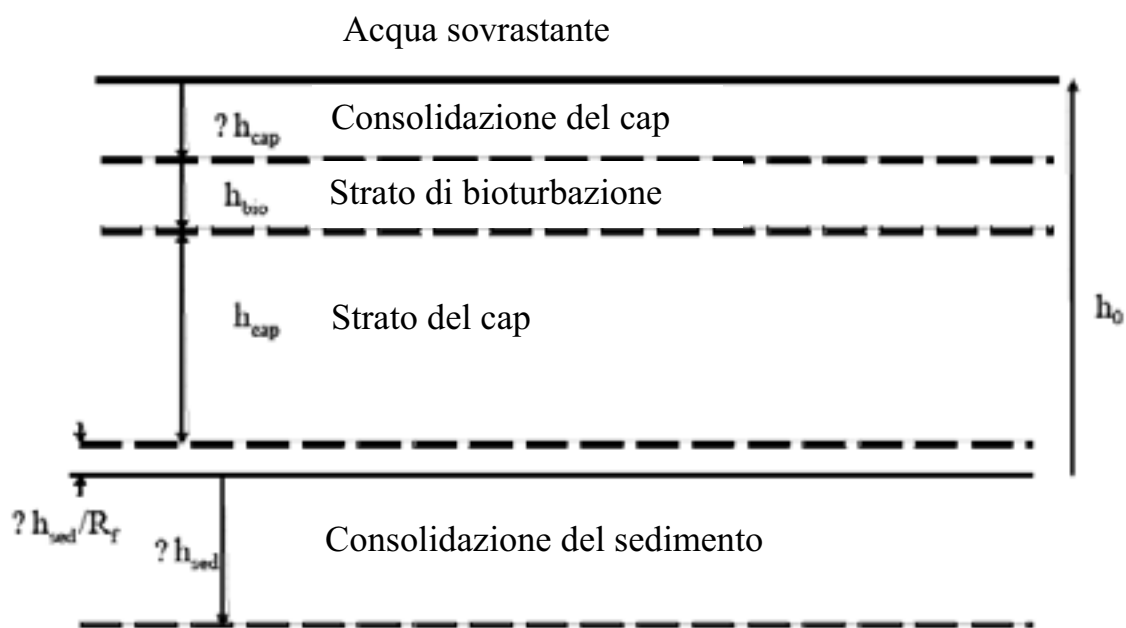


Figura 12.4- Rappresentazione schematica dei vari componenti del cap (da *In situ remediation through capping: status and research needs* di Danny Reible e al. – www.hsrc.org).

Lo spessore effettivo è soggetto a migrazione di contaminanti governati da meccanismi di avvezione e di diffusione. Per calcolarlo occorre valutare separatamente il flusso di contaminante dovuto ai processi di avvezione e di diffusione/dispersione.

Anche in questo caso si assume che la concentrazione del contaminante nel substrato rimanga costante, anche se la migrazione della sostanza inquinante nel cap fa diminuire la sua concentrazione all'interno dei sedimenti sottostanti, e che non ci siano fenomeni di degradazione della sostanza inquinante all'interno del cap.

Diffusione: il meccanismo della diffusione è controllato dalla differenza di concentrazione di contaminante all'interno interstiziale tra substrato e cap. Infatti, poiché il cap inizialmente ha concentrazione di contaminante nulla, si innesca un moto di diffusione dal substrato inquinato verso il cap.

Per determinare lo spessore effettivo del cap in grado di contenere o comunque di ridurre il flusso a valori accettabili nella colonna d'acqua si calcola il massimo flusso che può attraversare il cap con la I^a Legge di Fick:

$$F = k_{cap} C_{pw} = \frac{D_{eff}}{h_{eff}} C_{pw}$$

dove:

F : flusso del contaminante (ng/(cm²s));

k_{cap} : coefficiente di trasporto di massa effettiva attraverso il cap (cm/s);

C_{pw} : concentrazione di contaminante in soluzione (ng/cm³);

h_{eff} : spessore effettivo del cap (cm);

$D_{eff} = \left(D_w a^{\frac{4}{3}} \right)$: coefficiente di diffusività del contaminante in acqua (cm²/s), dove:

a : porosità dei sedimenti;

$\frac{4}{3}$: coefficiente di correzione.

Il flusso di contaminante attraverso ciascun strato del cap è uguale alla somma del tasso di evaporazione e di scorrimento del contaminante all'interno della colonna d'acqua.

In termini di coefficienti di trasporto di massa si ha:

$$M = FA_s = k_{ov} A_s C_{pw} = k_{cap} A_s (C_{pw} - C_{bio}) = k_{bio} A_s (C_{bio} - C_{sw}) = k_{bl} A_s (C_{sw} - C_w) = (k_e A_e + Q) C_w$$

dove:

M : tasso di perdita del contaminante dal sistema (mg/d);

k_{ov} : coefficiente di trasporto di massa totale (cm/d);

A_s : area del deposito contaminato (m²);

A_e : area della superficie di evaporazione (m²);

k_{cap} : coefficiente di trasporto di massa nel cap (cm/d);

C_{pw} : concentrazione del contaminante in soluzione (ng/cm³);

C_{bio} : concentrazione del contaminante sulla superficie del cap (ng/cm³);

C_{sw} : concentrazione del contaminante all'interfaccia sedimento/acqua (ng/cm³);

k_{bio} : coefficiente di trasporto di massa nello strato soggetto a bioturbazione (cm/d);

k_{bl} : coefficiente di trasporto di massa nello strato esposto agli organismi bentonici (cm/d);

k_e : coefficiente di trasporto di massa evaporata (cm/d);

D_e : diffusività effettiva (cm²/d);

Q : portata (cm³/d);

C_w : concentrazione del contaminante nella colonna d'acqua (ng/cm³);

k_d : coefficiente di ripartizione sedimento/liquido per il contaminante (cm³/g).

Da questa relazione è possibile determinare le concentrazioni dei contaminanti o i relativi flussi nei vari strati del cap e nella colonna d'acqua.

Queste poi vanno confrontate con le concentrazioni accettabili per un dato contaminante, per valutare se lo spessore effettivo del cap è adeguato.

La concentrazione del contaminante nella colonna d'acqua sarà molto minore di quello calcolato con la Legge di Fick.

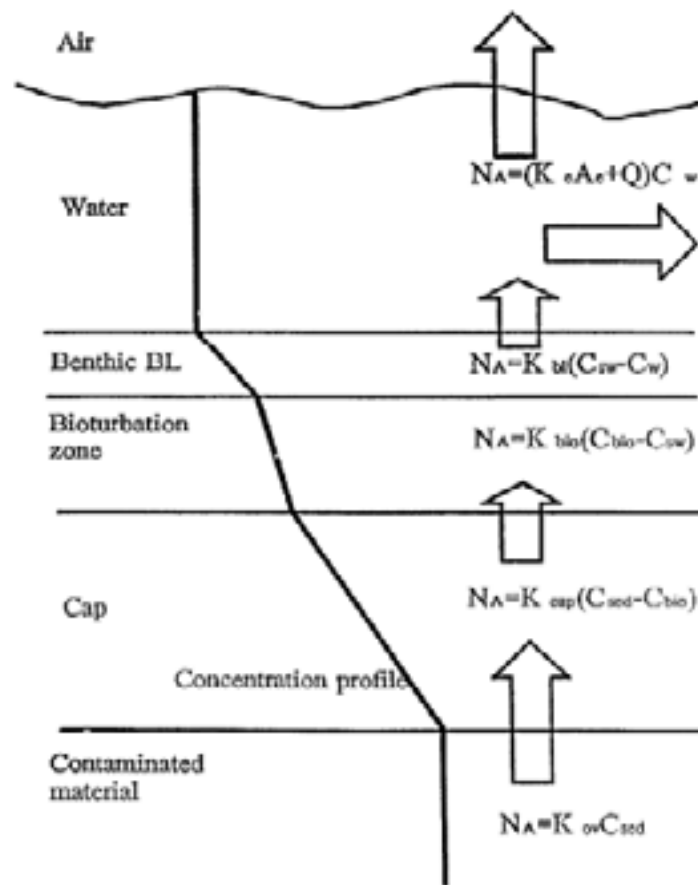


Figura 12.5- Relazioni tra le concentrazioni dei contaminanti e i flussi nel cap e nei sedimenti (da *Guidance for in-situ subaqueous capping of contaminated sediments_cap1_appB*-www.epa.gov).

La II^a Legge di Fick viene usata, invece, per descrivere sistemi in cui le concentrazioni dei contaminanti sono dipendenti dal tempo, e cioè da:

$$\frac{R_f \partial C_{pw}}{\partial t} = D_w a^3 \frac{\partial^2 C_{pw}}{\partial z^2}$$

Avvezione: l'equazione che governa il moto dei contaminanti dominato dal fenomeno dell'avvezione è:

$$R_f \frac{\partial C_{pw}}{\partial t} + U \frac{\partial C_{pw}}{\partial z} = D_{eff} \frac{\partial^2 C_{pw}}{\partial z^2}$$

dove:

C_{pw} : concentrazione di contaminante nell'acqua dei pori;

U : velocità di Darcy;

$D_{eff} = D_w an + a'U$: coefficiente di diffusione/dispersione, dove:

a' : dispersività.

Consideriamo il comportamento del cap a lungo termine con concentrazione di contaminante nei sedimenti sottostanti pari a C_0 . Se il contaminante non è soggetto a degradazione o a fenomeni di assorbimento il flusso attraverso il cap, per un tempo infinito, è dato da:

$$F_{adv} = UC_0 \text{ per } t = \infty$$

Questo vuol dire che quando la capacità di adsorbimento del cap è esaurita, il flusso di contaminante dovuto ad avvezione è uguale al flusso che si avrebbe se non venisse posto il cap.

Consideriamo questo flusso ipotizzando che non ci siano fenomeni di assorbimento per maggiore cautela.

La soluzione dell'equazione del moto di avvezione fornisce l'istante di tempo in cui l'interfaccia sedimento-acqua comincia ad essere influenzata dal cap e consente di determinare la profondità di penetrazione del contaminante nel cap.

12.4 Scelta del materiale del cap

Per gli interventi in-situ capping non sempre è possibile reperire sedimenti puliti. Per questo motivo vengono utilizzati materiali granulari e sintetici.

Anche i materiali del cap, come descritto per i sedimenti contaminati, devono essere caratterizzati dal punto di vista fisico, chimico e biologico.

12.4.1 I materiali del cap

Sabbia, limo e argilla vengono generalmente utilizzati come materiali del cap e precedenti studi hanno dimostrato la loro efficacia. Le caratteristiche fisiche e chimiche di questi devono essere compatibili con l'ambiente nel quale verranno posti.

La sabbia è facilmente reperibile, facile da collocare sul fondo del corpo idrico e relativamente economica. E' stabile anche su pendenze ripide e attrae specie di organismi che non hanno la

capacità di penetrare in profondità. Pertanto, risulta essere particolarmente efficace nell'isolare i sedimenti contaminati dagli organismi bentonici e dalla colonna d'acqua sovrastante e nello stabilizzare i sedimenti e proteggerli dall'erosione.

Tuttavia, la sabbia ha una ridotta capacità di adsorbimento e quindi contribuisce in minor misura, rispetto al materiale fine, a rallentare la migrazione dei contaminanti. Per questa ragione, è preferibile utilizzare suoli o sedimenti sabbiosi naturali, contenenti una frazione di materiale fine e di carbonio organico, piuttosto che sabbia pulita ricavata da cave o lavata, per garantire una maggiore capacità di contenimento delle sostanze inquinanti, anche se questa soluzione può comportare un incremento di torbidità in acqua durante la messa in opera.

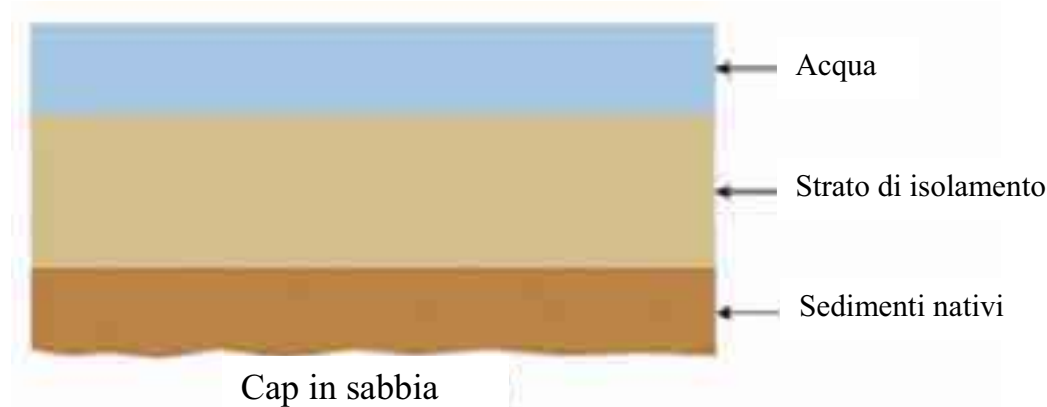


Figura 12.6- Cap costituito da sabbia (da *Trattamenti in-situ: capping in situ status (cap7)* di Rodolfo M. A. Napoli e al. – www.campusuniparthenope.it).

I materiali a granulometria fine (limo e argilla), invece, hanno una maggior tendenza a galleggiare durante la messa in opera, anche in ambienti acquatici poco dinamici, e questo rende più difficile il loro posizionamento, col risultato di un cap poco compatto e più esteso dell'effettiva area da coprire. Hanno una bassa resistenza al taglio e un elevato contenuto d'acqua, quindi sono materiali comprimibili e pertanto instabili.

Inoltre, sono particolarmente sensibili alla colonizzazione da parte degli organismi bentonici che, movimentando e scavando il materiale, contribuiscono al rilascio di contaminanti e all'aumento dell'area contaminata.

Tuttavia, il materiale fine rappresenta un'efficace barriera al flusso di contaminanti dovuto ai meccanismi di avvezione e di diffusione. Infatti, essendo coesivo e ad elevato contenuto di frazione organica, forma forti legami con gli inquinanti, trattenendoli e rallentandone la

migrazione all'interno del cap, soprattutto se si tratta di contaminanti organici idrofobici.

Quando il cap deve garantire un livello di protezione dall'erosione molto elevato è possibile incrementare lo spessore del cap, oppure ricorrere a materiale granulare avente dimensioni maggiori di quelle della sabbia o, ancora, ad armature in pietra. Ghiaia e ciottoli, infatti, hanno una elevata resistenza al taglio, ma non sono importanti nei fenomeni di scambio e assorbimento superficiale, pertanto non contribuiscono a rallentare la migrazione dei contaminanti.

I geosintetici (geomembrane semipermeabili e geotessili permeabili) sono difficili da posizionare e la messa in opera è particolarmente costosa. Tuttavia, evitano il miscuglio del materiale pulito del cap con quello contaminato durante la posa e migliorano la stabilità dei sedimenti sottostanti; questi materiali li proteggono dall'erosione e consentono una consolidazione uniforme, migliorandone il comportamento meccanico.

Inoltre, costituiscono una barriera per gli organismi bentonici e riducono il flusso di contaminanti.

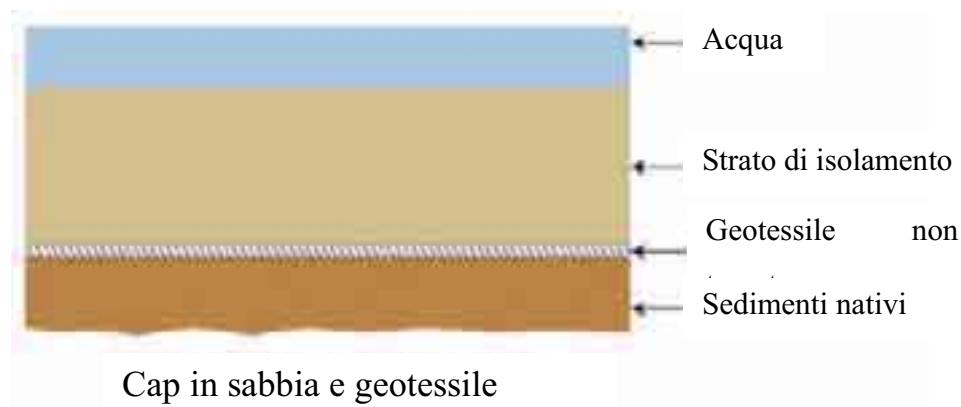


Figura 12.7- Cap composto da sabbia e geotessile (da *Trattamenti in-situ: capping in situ status (cap7)* di Rodolfo M. A. Napoli e al. – www.campusuniparthenope.it).

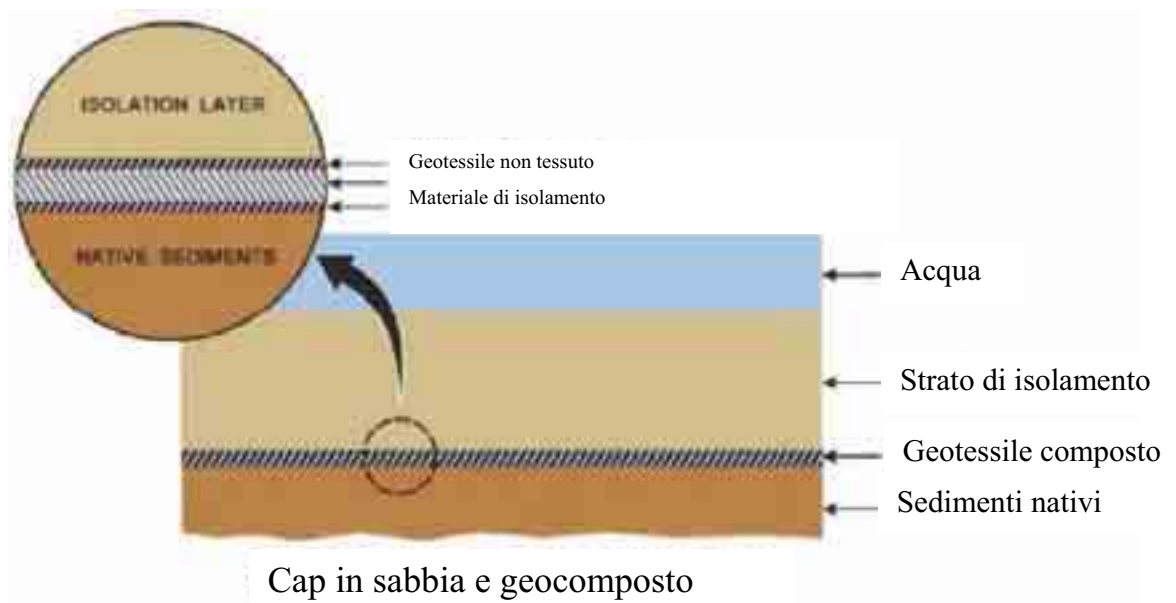


Figura 12.8- Cap costituito da sabbia e geocomposto (da *Trattamenti in-situ: capping in situ status (cap7)* di Rodolfo M. A. Napoli e al. – www.campusuniparthenope.it).

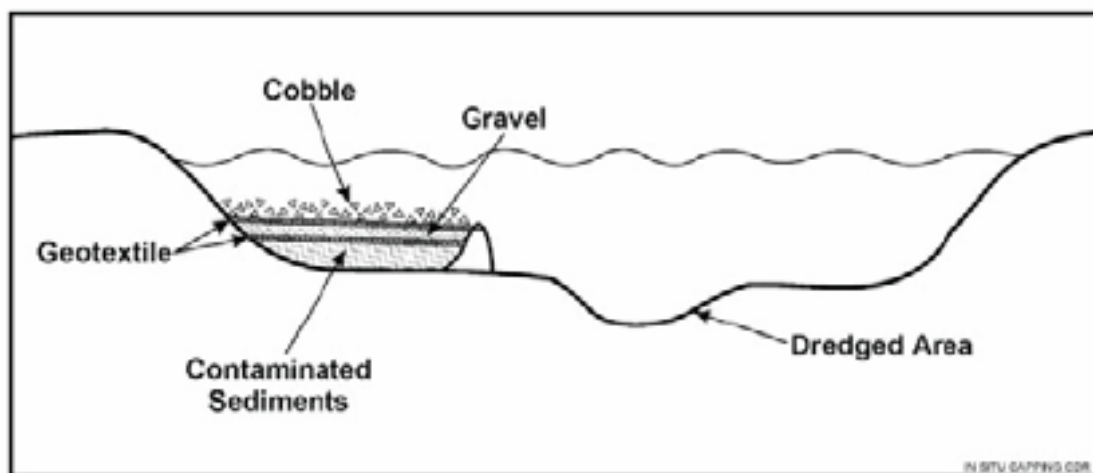


Figura 12.9- Esempio di un cap (da *Trattamenti in-situ: capping in situ status (cap7)* di Rodolfo M. A. Napoli e al. – www.campusuniparthenope.it).

12.4.2 Cap reattivi

Per migliorare l'efficacia di contenimento è possibile realizzare dei cap, detti reattivi, che operano nei trattamenti del contaminante.

La mobilità dei metalli, ad esempio, è più complessa rispetto a quella degli inquinanti organici idrofobici a causa di una serie di fenomeni che influiscono sulle caratteristiche chimiche di questi. I metalli sono sostanze dette conservative, perché non sono soggetti a fenomeni di tipo biologico o chimico che ne modificano la concentrazione totale, però tendono fortemente ad adsorbirsi sulla superficie solida dei materiali e sulla sostanza organica, per cui sono scarsamente mobili. Tuttavia, variazioni delle condizioni da aerobiche ad anaerobiche, PH, presenza di solfati, clorurati, carbonati, microrganismi, ecc. influiscono sulla solubilità e quindi sull'adsorbimento alla matrice solida: possono renderli suscettibili alla solubilizzazione e quindi mobili, come ad esempio, l'arsenico che in condizioni anaerobiche diventa più solubile; oppure, meno solubili come il piombo, il nichel e lo zinco. Il mercurio, in presenza di solfati contenuti nell'acqua interstiziale e di sostanza organica subisce in condizioni anaerobiche la metilazione, attraverso l'attività di batteri, e viene ridotto a sostanza organica che si bioaccumula nei pesci.

I PCB sono, invece, sostanze reattive che, oltre ad essere soggette a fenomeni di migrazione, possono subire in condizioni anaerobiche la degradazione attraverso processi biologici.

Pertanto, per migliorare la capacità di isolamento chimico del cap può essere utilizzata una ampia gamma di additivi e di materiali alternativi.

Come materiali alternativi alla sabbia vengono utilizzati terreni o sabbia emendata per controllare la permeabilità e, di conseguenza, i contaminanti idrofobici, quali:

- bentonite o aquablock, argille rigonfianti per controllare la permeabilità;
- organoclay, argille organiche in grado di controllare la migrazione degli inquinanti in fase liquida non acquosa, NAPL. Sono molto efficaci nell'assorbire petrolio, agenti tensioattivi e solventi, compresi il chetone etilico metilico, l'alcool t-butilico (TBA) e altri.

La messa in opera può avvenire in due modi:

- deposito del materiale sciolto sopra lo strato di sedimenti contaminati;
- realizzazione di barriere con il materiale insaccato.

Nel primo caso, il deposito avviene con le tecniche di messa in opera descritte nel capitolo

successivo; nel secondo, i materiali prescelti vengono insaccati, in modo da impedirne la dispersione e messi a coprire lo strato di sedimenti contaminati costituendo delle barriere, dette attive.



Figura 12.10- Messa in opera di barriere attive (da *Trattamenti in-situ: capping in situ status (cap7)* di Rodolfo M. A. Napoli e al. – www.campusuniperthenope.it).

Tale soluzione presenta i seguenti vantaggi: allunga la vita dei materiali, limita i costi dell'intervento e supera le difficoltà connesse con l'introduzione dei reagenti nello strato di sedimenti contaminati.

Come additivi vengono impiegati:

- coke o carbonio attivo, per trattenere i contaminanti organici. Il coke presenta una capacità di adsorbimento analoga a quella di un materiale ad elevato contenuto di carbonio organico. Anche il carbonio attivo ha un'elevata capacità di adsorbimento e, inoltre, riduce la biodisponibilità dei contaminanti organici, tuttavia:
 - a causa della sua densità e della presenza di aria rende difficoltosa la messa in opera e favorisce i fenomeni di risospensione, con conseguente diminuzione della stabilità dell'intervento;
 - a causa delle sue dimensioni determina il rischio dell'assorbimento delle particelle da parte degli organismi bentonici;
 - è costoso.
- apatite, per trattenere i metalli;
- ferro zero valente, per favorire la rimozione dei PCB, dei composti clorurati e dei metalli. Gli svantaggi sono costituiti dal fatto che:

- la presenza del ferro può avere effetti sull'ecosistema;
 - il ferro è soggetto a passivazione e quindi la sua efficacia è limitata nel tempo;
 - è costoso.
- fosfati sono ottenuti dalla frantumazione di rocce fosfatiche;
 - biopolimeri: per legare metalli e/o sostanze organiche. Se in forma granulare possono essere mescolati con le sabbie, se liquidi possono essere iniettati direttamente nei sedimenti.
 - acido fitico: viene iniettato nei sedimenti.

Questi componenti vengono utilizzati per rallentare la migrazione dei contaminanti, favorire la degradazione all'interno del cap o trattenere i contaminanti. L'aggiunta di questi non elimina completamente la migrazione dei contaminanti attraverso il cap, però aumenta in modo significativo la capacità del cap di trattenerli.

L'utilizzo di materiali alternativi, tuttavia, presenta ulteriori limiti che dipendono da valutazioni su:

- trasporto e destino degli agenti inquinanti specifici che non si comportano nei modi convenzionali, come il mercurio;
- gradiente fisico, chimico e biologico all'interno delle barriere;
- influenza sui processi di trasporto facilitati dalla migrazione del gas o del NAPL;
- modifiche delle barriere che possono migliorare i processi di intrappolamento e degradazione dei contaminanti.

12.5 Tecniche di messa in opera

La messa in opera del materiale è un'operazione molto delicata da cui dipende l'efficace riuscita dell'intervento. Durante la posa, infatti, si può verificare:

- dispersione del materiale pulito;
- risospensione dei contaminanti a causa dell'impatto del materiale pulito sul fondo;
- miscuglio eccessivo tra i sedimenti contaminati e il materiale pulito.

Pertanto, è importante selezionare la tecnica di messa in opera più appropriata in modo da evitare la generazione di tali fenomeni.

12.5.1 Tecniche di messa in opera per materiale granulare

Vi sono differenti tecniche di messa in opera per materiale granulare, meccaniche o idrauliche, che possono essere eseguite in superficie o in profondità.

Tecniche di messa in opera in superficie

- *Tecniche di messa in opera convenzionali:* le tecniche convenzionali di messa in opera consistono nello scarico del materiale granulare da una **betta (barge placement)**, da una **draga** per lo scarico di fango (**hopper placement**) o mediante **condotta (pipeline placement)**.

Lo scarico da una betta è una tecnica meccanica che viene utilizzata quando il materiale della copertura viene ricavato mediante scavo meccanico in aree adiacenti o in cave ed è quindi relativamente asciutto. Le altre due sono tecniche idrauliche che vengono utilizzate quando il materiale è ottenuto mediante dragaggio e si presenta, quindi, sotto forma di fanghiglia.

Il materiale scaricato in superficie da una betta discende rapidamente la colonna d'acqua come un getto denso e si accumula sul fondo formando una copertura compatta, anche se una certa quantità di materiale viene dispersa in acqua.

Le due tecniche idrauliche comportano, invece, una fase di discesa del materiale più lenta, una dispersione maggiore e una copertura meno compatta perché il materiale tende a fluire: lo scarico diretto mediante condotta risulta essere quella più dispersivo e più lento, pertanto la copertura sarà più sottile e più estesa rispetto all'area effettivamente da coprire; lo scarico da un draga ha, invece, caratteristiche intermedie tra le due tecniche sopraindicate.

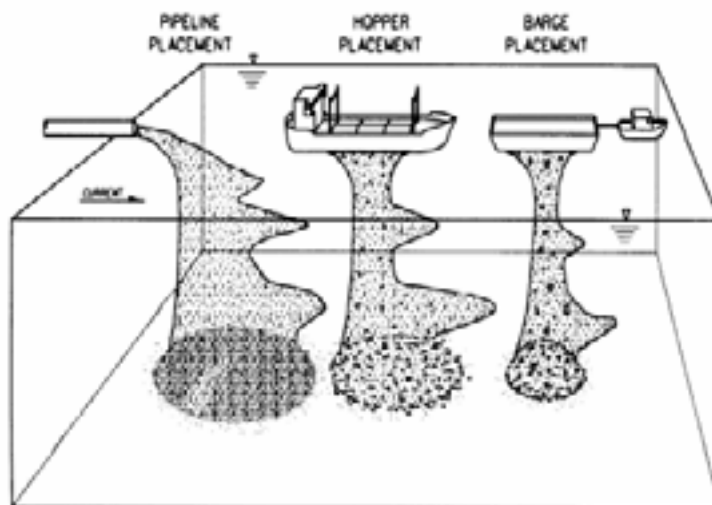


Figura 12.11- Tecniche convenzionali di messa in opera in superficie (da Dredging Research Technical Notes DRP-5-05 November 1991 – US Army Engineer Waterways Experiment Station).

La scelta di una di queste tecniche deve essere fatta in base al grado di dispersione del materiale nella colonna d'acqua e sul fondo. Queste tecniche sono adatte per la copertura di aree contaminate di piccole dimensioni e caratterizzate da un substrato grossolano. Quando l'area contaminata è estesa o quando si ha la necessità di uno scarico di materiale graduale e controllato è da preferire l'utilizzo di altre tecniche.

- *Spargimento mediante movimento della betta (spreading by barge movement)*: la betta utilizzata è del tipo “split barge”, cioè è dotata di uno scarico di fondo con apertura controllata. Viene trainata lateralmente da due rimorchiatori che consentono un movimento in avanti e indietro.



SPREADING BY CONTROLLED BARGE RELEASE

Figura 12.12- Spargimento mediante movimento della betta (da *Guidance for in-situ subaqueous capping of contaminated sediments_cap4* – www.epa.gov).

La graduale apertura dello scarico ed il movimento in avanti e indietro della betta favoriscono

una lenta e accurata distribuzione del materiale sul fondo.

Questa tecnica è adatta per coprire aree contaminate estese con materiale grossolano.

Non è adatta con materiale fine (limo e argilla), perché la proprietà coesiva che li caratterizza tende a creare dei legami con le estremità dell'apertura finché ad un certo punto, per il troppo peso, causa la totale e incontrollata fuoriuscita del materiale, anche se l'apertura è parzialmente aperta. Se il materiale fine ha un elevato contenuto d'acqua la fuoriuscita è ancora più rapida, dell'ordine di qualche secondo.

Un'altra limitazione nell'uso di questa tecnica è la profondità dell'acqua: in acque basse non può essere applicata perché sono necessarie determinate profondità per l'apertura dello scarico, per le eliche dei rimorchiatori e per il traino della betta.

- *Gettata idraulica (hydraulic washing of coarse sand)*: il materiale grossolano viene trasportato su una betta a fondo piatto e scaricato in acqua mediante il getto d'acqua ad elevata pressione. Questa tecnica consente di realizzare una copertura uniforme, senza perdita improvvisa di materiale, in corpi idrici caratterizzati da basse profondità (≤ 3 metri).
- *Condotta con dispositivo di dissipazione dell'energia (pipeline with baffle plate or box)*: il materiale grossolano, sotto forma di fanghiglia, viene scaricato mediante una condotta alla cui estremità è posto un dispositivo di dissipazione dell'energia. Tale dispositivo può consistere in una piastra o in una cassa forata.

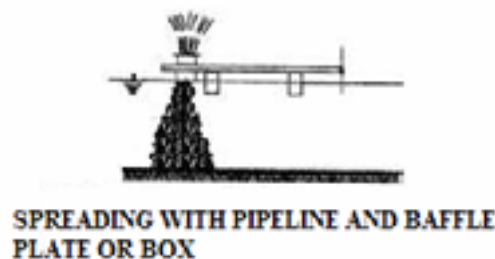


Figura 12.13- Condotta con dispositivo di dissipazione (da *Guidance for in-situ subaqueous capping of contaminated sediments_cap4*– www.epa.gov).

La piastra ha due funzioni:

- devia il getto, che la investe normalmente, di un angolo retto e lo scarica verticalmente

nell'acqua; inoltre, riduce la velocità del getto smorzandone la capacità erosiva che può esercitare sul materiale già posto sul fondo;

- aggiustando l'angolo di incidenza del getto sulla piastra, è possibile indirizzare il getto sul fondo in modo da formare un arco.

Al posto della piastra ci può essere una cassa forata, sia sul fondo che sulle pareti, che scarica il materiale e dissipa l'energia.

Questa tecnica viene generalmente utilizzata per coperture sottili su aree estese.

Tecniche di messa in opera in profondità

- *Diffusore sommerso (submerged diffuser)*: il diffusore è un tubo a sezione variabile collegato all'estremità di una condotta montata su una betta. Il diffusore posto in profondità scarica il materiale radialmente sul fondo e con velocità ridotta. Essendo isolato dalla colonna d'acqua non si ha dispersione di materiale.

Il movimento della betta consente di spargere il materiale in modo da coprire aree estese.

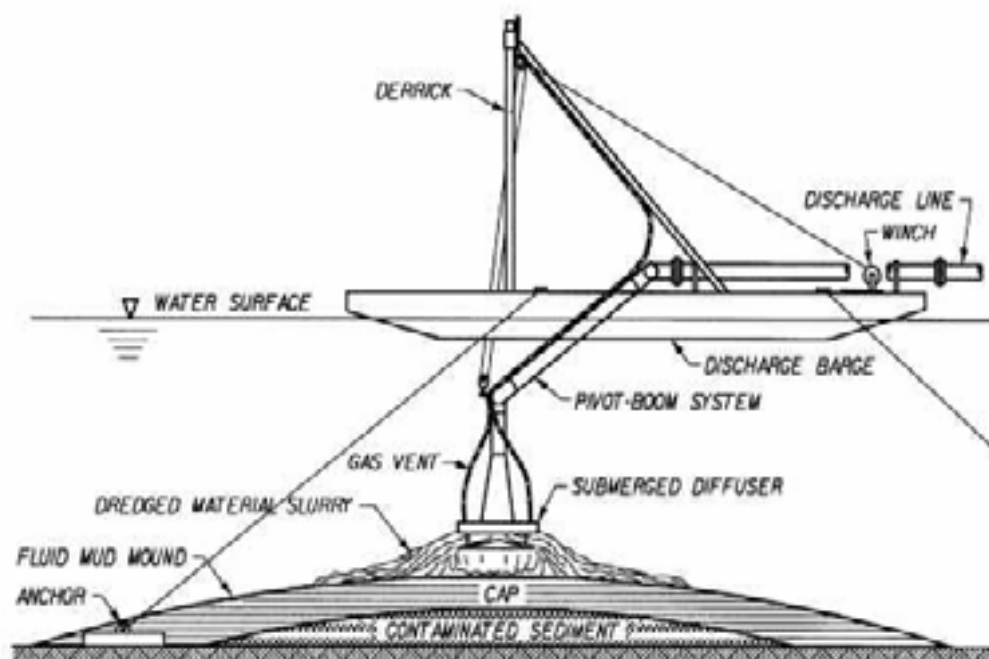


Figura 12.14- Diffusore sommerso (da *Guidance for in-situ subaqueous capping of contaminated sediments_cap4* – www.epa.gov).

- *Betta con spandisabbia (sand spreader barge Fig 15.15)*: il materiale viene mescolato con

acqua in modo da formare un impasto semiliquido e pompato con uno spandisabbia, applicato sulla betta ancorata al fondo, verso una condotta sommersa che scarica il materiale direttamente sul fondo.

Grazie al sistema di ancoraggio della betta e di sollevamento della condotta sommersa, tramite argano, è consentito un movimento da una parte all'altra e in avanti della condotta in modo da distribuire il materiale sul fondo e formare una copertura su un'area estesa.

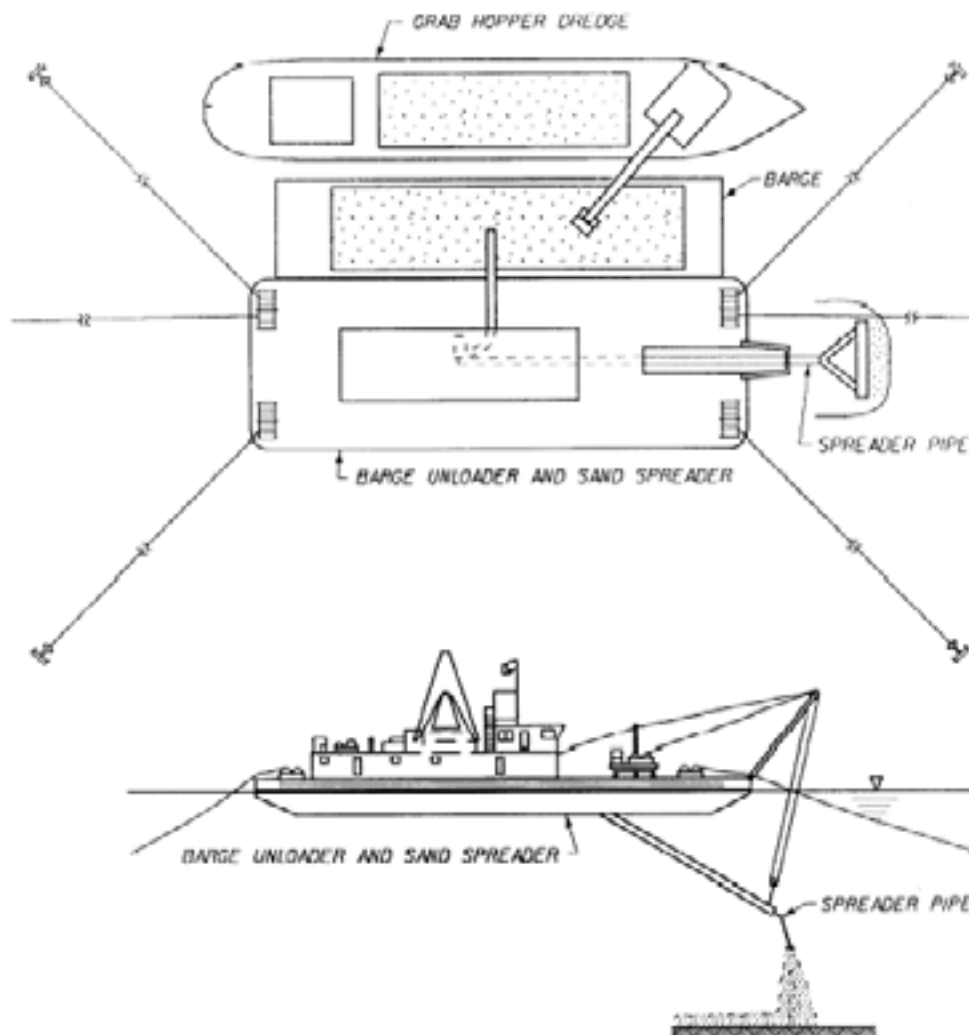


Figura 12.15- Betta con spandisabbia (da Guidance for in-situ subaqueous capping of contaminated sediments_cap4 – www.epa.gov).

- *Draga a tramoggia (gravity-fed downpipe Fig. 15.16)*: consiste in una condotta verticale di grande diametro collegata ad una betta munita di un convogliatore di tipo meccanico. Quest'ultimo alimenta la condotta che scarica il materiale sul fondo.

Lo scarico del materiale è isolato dalla colonna d'acqua sovrastante per cui non si ha dispersione di materiale. Tuttavia, si ha un forte impatto del materiale sul fondo.

A causa del peso e della natura rigida della condotta è necessario fare opportune considerazioni sulle forze che correnti e onde possono esercitare su di essa.

Anche in questo caso, grazie al sistema di ancoraggio e di sollevamento con argano, analoghi a quelli della betta spandisabbia, è possibile coprire un'area estesa posta anche in profondità fino a 40 piedi.

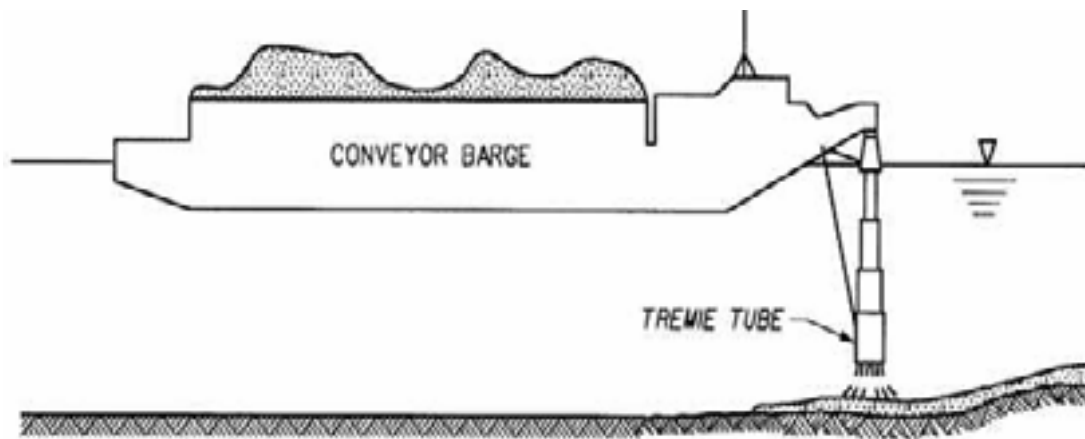


Figura 12.16- Dragha a tramoggia (da *Guidance for in-situ subaqueous capping of contaminated sediments_cap4* – www.epa.gov).

- *Draga con pompa refluyente (hopper dredge pump-down)*: alcune draghe refluenti sono dotate di una pompa mediante la quale il materiale viene scaricato sul fondo, passando attraverso una condotta avente sezione analoga a quella di un diffusore.

E' adatta fino a profondità di 60-70 piedi.

12.5.2 Tecniche di messa in opera per armature in pietra

Per realizzare armature in pietra si utilizzano le stesse tecniche per la protezione delle sponde degli alvei e delle spiagge dall'erosione.

Se la profondità del corpo idrico è bassa, i ciottoli possono essere posti manualmente con

l'aiuto di una gru ancorata a terra, oppure possono essere scaricati con una benna e sparsi tramite bulldozer. Se, invece, la profondità è elevata il materiale viene scaricato sul sito contaminato da una betta o mediante condotta.

Durante la posa si può verificare la distruzione o la penetrazione degli altri componenti della copertura per l'impatto dei ciottoli e per i cedimenti differenziali di questi. Per ridurre tale effetto è necessario scaricare il materiale a poca distanza dal substrato mediante benne o farlo scivolare da una chiatta collegata alla betta.

Data l'incertezza associata a questa tecnica di posa si incrementa del 50% lo spessore della copertura.

12.5.3 Tecniche di messa in opera per geosintetici

I teli o le membrane vengono saldati insieme sulla betta, posizionati sul sito contaminato tramite gru e ancorati sul fondo con massi.

Il posizionamento dei teli deve essere veloce, soprattutto in presenza di correnti, onde, maree. Tale tecnica richiede l'uso di molte bette e molta manodopera e, pertanto, è molto costosa; inoltre è adatta solo per acque basse.

12.6 Impatti ambientali

Alterazione dell'habitat

Il capping provoca l'alterazione dell'habitat presente nell'ambiente acquatico. Le cause sono:

- fenomeno di sedimentazione e altri processi naturali;
- tipo di materiale utilizzato;
- elevazione del fondo del corpo idrico dovuto alla copertura.

Lo strato più alto della copertura è soggetto a fenomeni di sedimentazione e ad altri processi naturali che hanno la capacità di modificare il contenuto di sostanza organica presente in esso e, quindi, il comportamento degli organismi che vivono nell'area, favorendo la ricolonizzazione.

In alcuni casi è possibile favorire l'habitat desiderato realizzando la copertura con un materiale appropriato.

Il capping altera l'habitat anche solo per il fatto di elevare il fondo del corpo idrico: in questo caso può degradare o rafforzare l'habitat a seconda del sito.

Quindi, bisogna valutare se l'habitat modificato dalla presenza della copertura, ma reso meno contaminato, rappresenti un beneficio per l'ambiente o se la modifica rappresenti un danno troppo importante.

Il nuovo habitat che si viene a creare deve essere però compatibile con il materiale della copertura e non compromettere la funzionalità e la stabilità di questa. Pertanto, si devono valutare tutti i tipi di modifiche della superficie della copertura che favoriscono un substrato adatto per gli organismi locali.

Un intervento ISC non deve mai portare alla scomparsa totale dell'habitat.

Perdita significativa di contaminanti durante la messa in opera

La messa in opera del materiale del cap deve avvenire con attrezzature e tecniche migliori, e a costi sopportabili, evitando non solo l'eccessiva dispersione del materiale del cap, ma soprattutto, ai fini della salvaguardia dell'ambiente e dell'uomo:

- la risospensione dei contaminanti a causa dell'impatto del materiale del cap con i sedimenti contaminati;
- il miscuglio eccessivo tra materiale pulito e sedimenti contaminati.

E' di fondamentale importanza pertanto scegliere la tecnica di messa in opera più appropriata. Un modo per eseguire l'intervento con accuratezza ed evitare la generazione di tali fenomeni è scaricare il materiale del cap in modo graduale, facendo avvenire la consolidazione senza generare pressioni interstiziali e cedimenti del substrato.

Limitazioni nell'uso del corpo idrico

Un intervento ISC può ridurre in modo significativo la capacità di trasporto del flusso, poiché riduce la profondità e restringe il flusso. Questa variazione della geometria del flusso potrebbe entrare in conflitto con l'uso del corpo idrico e comportare limitazioni o addirittura l'eliminazione delle attività esistenti o future.

In alcuni casi è necessario inserire delle restrizioni nell'uso del corpo idrico per salvaguardare l'opera, in altri è possibile accomodare il progetto della struttura della copertura, in modo da poter consentire lo svolgimento di alcune attività. In altri casi ancora, è necessario eseguire, prima del capping, un intervento di dragaggio dell'area e ridurre le restrizioni nell'uso del corpo idrico (EPA).

12.7 Monitoraggio del capping

In ogni progetto di capping bisogna stilare un programma di monitoraggio; i principali obiettivi del piano di monitoraggio devono assicurare che la copertura operi tutte le sue funzioni basilari, (isolamento fisico, stabilizzazione dei sedimenti e isolamento chimico) per raggiungere lo scopo della metodologia di risanamento scelta. Gli obiettivi e i processi che possono essere monitorati includono l'integrità, lo spessore e la consolidazione della copertura, il suo eventuale ripascimento, la ricolonizzazione bentonica e la potenziale migrazione chimica. Un'intensa attività di monitoraggio deve essere svolta sia durante che immediatamente dopo la realizzazione dell'opera, inoltre è necessario un monitoraggio a lungo termine per poter valutare l'efficienza e l'integrità della copertura.

12.7.1 Piano di monitoraggio

La realizzazione di Piani di Monitoraggio per qualsiasi tipologia di progetto deve seguire un criterio logico ben preciso. Si possono individuare cinque punti fondamentali da seguire:

- individuazione degli obiettivi di monitoraggio per ogni specifico sito;
- identificazione degli elementi del piano di monitoraggio;
- formulazione dei risultati attesi e sviluppo di ipotesi da verificare;
- sviluppo di piani e metodi di campionamento (inclusa la scelta dell'equipaggiamento e delle tecniche);
- individuazione delle opzioni di manutenzione dell'opera.

12.7.2 Obiettivi del monitoraggio

Si può considerare il monitoraggio suddiviso in due fasi: la fase che avviene durante e immediatamente dopo la realizzazione dell'opera e la fase di monitoraggio a lungo termine. Gli obiettivi del monitoraggio, in questi due intervalli di tempo, possono essere in parte differenti. Gli obiettivi del monitoraggio di costruzione devono assicurare che vengano rispettati i termini del piano contrattuale e che vengano identificati tutti i cambiamenti delle condizioni del sito che possono avere un impatto sul progetto o sull'efficienza dell'opera per poter modificare il progetto e le tecniche di costruzioni se necessario.

Gli obiettivi del monitoraggio a lungo termine del capping in situ coincidono essenzialmente

con gli obiettivi che si devono perseguire nella fase di risanamento. Per esempio, se il principale obiettivo del risanamento del sedimento è quello di ridurre la concentrazione degli inquinanti all'interno degli organismi, il programma di monitoraggio deve controllare l'efficienza della copertura in termini di isolamento fisico e chimico per determinare se questo obiettivo è raggiunto. Se l'opera è stata progettata per stabilizzare i sedimenti contaminati bisogna sviluppare un Piano di Monitoraggio completamente diverso. Un altro importante obiettivo del monitoraggio a lungo termine è quello di controllare l'integrità fisica dell'opera quando questa viene sottoposta a condizioni idrodinamiche variabili o a stress antropici. La progettazione della copertura è basata su condizioni che hanno un certo grado di incertezza e il monitoraggio a lungo termine è necessario per valutare la ragionevolezza delle assunzioni formulate precedentemente e determinare come l'opera risponde a condizioni inattese. Inoltre, il monitoraggio a lungo termine viene usato per redigere i piani di manutenzione della copertura e modificare, eventualmente, le attività di un monitoraggio futuro. In definitiva, il primo step nella progettazione di qualsiasi piano di monitoraggio consiste nell'individuare obiettivi significativi e attendibili. Obiettivi appropriati per un programma di monitoraggio del capping possono includere:

- la determinazione della batimetria, degli organismi e del tipo di sedimento al sito;
- la determinazione delle correnti, al fine di valutare l'erosione e la dispersione potenziale;
- la definizione dell'estensione areale e dello spessore dei sedimenti contaminati per guidare la disposizione del cap;
- la definizione dell'estensione areale e dello spessore del cap;
- l'intenzione a mantenere lo spessore del cap richiesto;
- la determinazione dell'efficacia del cap nell'isolare il materiale contaminato dall'ambiente bentonico;
- la determinazione dell'estensione della ricolonizzazione e delle bioturbazione potenziale.

12.7.3 Elementi del piano di monitoraggio

I componenti del piano di monitoraggio devono essere direttamente correlati agli obiettivi e dovrebbero includere componenti fisiche, biologiche e chimiche riferite al processo di

interesse. Nell'identificazione dei componenti e dei processi, è da notare che le reazioni biologiche sono un diretto risultato di alterazioni fisiche e chimiche dovute alle operazioni di realizzazione dell'opera. I processi fisici di interesse includono l'espansione e l'accumulo degli strati del cap e del sedimento contaminato durante le operazioni di disposizione, l'erosione potenziale di questi depositi dovuta all'azione delle correnti e delle onde, la consolidazione dei depositi e degli strati sottostanti. I processi di erosione e consolidazione determinano, a lungo termine, lo spessore del cap. I componenti del piano di monitoraggio devono essere riferiti a questi processi, insieme a precise indagini batimetriche.

I processi chimici includono il potenziale mescolamento del materiale contaminato col materiale pulito del cap, durante la fase di costruzione e a lungo termine, per effetto della bioturbazione, la migrazione potenziale verso l'alto dei contaminanti attraverso il cap, per effetto della avvezione o della diffusione. I componenti del Piano di Monitoraggio riferiti a questi processi includono campionamenti per analisi chimiche del sedimento e dell'acqua interstiziale per definire i profili chimici degli strati contaminati e del cap. Campioni ulteriori vanno, poi, prelevati per controllare la migrazione verso l'alto dei contaminanti.

I processi biologici includono la valutazione della presenza di organismi (tipologia e quantità) e il potenziale degli effetti dei contaminanti (tossicità e/o bioaccumulazione) se si verifica la migrazione attraverso la copertura o se l'integrità del cap viene compromessa. I componenti riferiti a questi processi includono il campionamento e le analisi degli organismi bentonici che possono colonizzare il sito dopo il completamento del capping.

Sviluppo delle ipotesi da verificare

Lo sviluppo di ipotesi da verificare richiede la previsione dei risultati finali dei vari processi che possono verificarsi in un sito. Un'ipotesi zero viene formulata (ad esempio: non esiste una significativa differenza tra le condizioni previste e quelle osservate); se la soglia limite viene superata, l'ipotesi zero non è confermata.

12.7.4 Monitoraggio di costruzione

Materiali del cap

Gli elementi del monitoraggio di costruzione vengono tipicamente definiti nel piano di controllo qualità specifico per il contratto di costruzione dell'opera di risanamento che deve

essere condotto dall'appaltatore, dai subappaltatori e/o dalle agenzie o appaltatori indipendenti. I documenti del contratto definiscono i criteri e gli standard per tutti i materiali utilizzati nelle coperture. I campioni di materiali forniti da venditori e fornitori devono essere periodicamente analizzati per assicurare che soddisfino i criteri specificati nel contratto, vanno, infatti, valutati:

- la distribuzione della granulometria accettabile per materiali granulari;
- i livelli massimo/minimo del TOC (*total organic carbon*) nei materiali granulari;
- le caratteristiche geologiche dell'armatura di pietra;
- la forza e la resistenza alla perforazione dei materiali geotessili.

Materiali granulari e geosintetici devono essere analizzati utilizzando metodi laboratorio certificati.

Il monitoraggio dei materiali granulari della copertura necessita di controllo e raccolta di campioni in posti e tempi diversi.

Il monitoraggio include:

- analisi e certificazione di cave da parte dei geologi;
- analisi di laboratorio dei campioni prelevati nelle cave;
- analisi di laboratorio di campioni prelevati dopo il posizionamento del cap.

Il controllo e la certificazione delle cave è importante per assicurare che l'armatura in pietra sia costituita da rocce che non presentano venature o inclusioni argillose che tendono a rigonfiare, quando si trovano in condizioni di sommersione. Sui campioni prelevati nelle cave devono essere condotte analisi di distribuzione granulometrica e altri tipi di analisi se necessarie, al fine di valutare se il materiale soddisfa le condizioni stipulate nel contratto. Le analisi dei materiali granulari, condotte dopo la sistemazione della copertura, sono particolarmente importanti per il capping in situ. La disposizione differenziale delle particelle granulari, durante la messa in posto, può causare la segregazione dei materiali in relazione alla loro dimensione, infatti, materiali meno densi o finemente gradati possono essere trasportati fuori dal sito, durante la messa in posto, dell'opera anche lì dove l'acqua presenta correnti di piccola entità. Alcuni metodi di messa in posto della copertura possono ridurre questi effetti. In ogni caso, il prelievo e l'analisi di campioni dei materiali granulari, dopo la disposizione, costituisce l'unico modo per valutare se la copertura, così come è stata costruita, soddisfa le condizioni contrattuali.

Distribuzione granulometrica del sedimento del cap

La prima grande suddivisione da prendere in considerazione è l'individuazione della percentuale di ghiaia, sabbia, limo e argilla. La determinazione della granulometria delle particelle può includere o escludere la componente organica. Se per condurre le analisi i materiali organici sono stati rimossi, la granulometria calcolata viene definita “vera”; se, invece, la componente organica viene inclusa nelle analisi la granulometria calcolata viene definita “apparente”. Poiché le due tipologie di granulometrie possono essere differenti, confronti dettagliati tra campioni sottoposti ai due diversi calcoli di granulometria sono discutibili. La valutazione della taglia granulometrica può essere condotta utilizzando diversi metodi; il metodo più appropriato dipende dalle caratteristiche delle particelle del campione. Spesso in queste analisi si usa la setacciatura bagnata del campione, il metodo idrometrico, il metodo *pipet* e il metodo dell'assorbimento dei raggi X. L'impiego di diversi metodi per una stessa analisi può portare a misure della granulometria molto precise. La percentuale di ghiaia, sabbia, limo e argilla viene determinata, come distribuzione apparente, utilizzando una quantità di sedimento di almeno 100 g prelevato da un campione omogeneizzato. La setacciatura bagnata, seguita da quella a secco (scuotimento meccanico), separa le due prime grandi classi granulometriche ghiaia-sabbia e limo-argilla. Quest'ultima classe viene separata utilizzando la tecnica *pipet*. Tutte le frazioni vengono asciugate (essiccate) a peso costante; i campioni congelati vengono immagazzinati in una essiccatore e pesati. Per ottenere determinazioni precise della granulometria può essere utilizzato il metodo di *Coulter*, che fornisce la frazione delle particelle con un diametro apparentemente sferico. Questo metodo è ritenuto il più versatile, anche se non da informazioni sul fenomeno della decantazione. Un'altra tecnica molto valida per la determinazione della distribuzione granulometrica della frazione molto fine è quella che utilizza il microscopio elettronico. In generale, si preferiscono i metodi basati sulla decantazione, rispetto a quelli che valutano la taglia della particella.

Campionamento

I materiali della copertura, dopo la disposizione, devono essere campionati; esistono varie tipologie di campionatori da utilizzare: *grab samplers*, *core samplers* e *dredge samplers*.

I *grab samplers* (fig. 15-17) sono generalmente utilizzati per la raccolta superficiale di sedimenti al fine di valutare la distribuzione areale delle caratteristiche dei sedimenti; i *core*

samplers, invece, sono utilizzati per prelevare spessori di sedimento maggiore per definire la distribuzione verticale delle caratteristiche del terreno; i *dredge samplers* vengono impiegati per campionare il benthos, questi, però, causano la distruzione del terreno, la perdita del sedimento fine e non garantiscono l'integrità dell'acqua interstiziale. Per queste ragioni, solo le prime due tipologie di campionatori sono raccomandate per poter effettuare la valutazione dei parametri fisico-chimici e della tossicità del sedimento. Inoltre, anche i *grab samplers* sono in grado di campionare il benthos presente. I *grab samplers* sono dotati di tenaglie che si chiudono quando lo strumento viene calato sulla superficie del sedimento, oppure di un contenitore che può effettuare il prelievo eseguendo una rotazione quando raggiunge il sedimento. Questi campionatori hanno il vantaggio di essere facilmente manovrabili, economici, disponibili e di poter essere utilizzati per differenti tipologie di substrati. Dei vari tipi di *grab samplers*, il Van Veer, il Ponar e il Petersen sono i più utilizzati, possono essere impiegati per diversi tipi di sedimento e in ambienti variabili (laghi, fiumi, estuari, mari). In acque di modesta profondità e con correnti basse, il campionatore Berge-Ekman può permettere il prelievo di campioni relativamente poco disturbati. La quantità di volume prelevato varia dai 0,5 l ai 75 l, ma se un campionatore può prelevare una quantità inferiore di sedimento, rispetto a quello richiesto dal Piano di Monitoraggio, si possono intraprendere altri campionamenti e sommare il contributo di ognuno per poter raggiungere le dimensioni stabilite. La profondità di penetrazione raggiunta varia a seconda delle dimensioni e del peso dei campionatori e della tipologia della copertura, campionatori grandi e pesanti come il Van Veen, il Petersen, il Birge Ekman grande e lo Smith-McIntyre, possono arrivare fino a profondità massime di 30 cm; campionatori più piccoli come il Ponar standard, il Birge-Ekman piccolo e lo Shipek standard possono campionare fino a 10 cm di profondità. Il campionatore mini-Shipek può operare solo fino alla profondità di 3 cm.



Figura 12.17- Grab samplers.

Un'altra considerazione che si deve fare nello scegliere uno *grab samplers* è quella di valutare come questo possa preservare il campione dagli effetti di disturbo e dal lavaggio; l'utilizzo di questo tipo di campionatori implica una perdita della parte fine del sedimento.

L'utilizzo dei campionatori piccoli e leggeri ha come vantaggio quello di poter operare con facilità, vengono trasportati da piccole imbarcazioni e manovrati manualmente attraverso cavi, ma non sono raccomandati in ambienti idrodinamici a elevata energia, ciò è particolarmente vero per il campionatore Berge-Ekman che richiede condizioni idrodinamiche tranquille per un corretto funzionamento. Lo svantaggio rappresentato dai campionatori leggeri è quello di una minore stabilità durante la penetrazione e di possibilità di un campionamento incompleto. Le precedenti considerazioni permettono di classificare i campionatori Van Veen e Ponar come gli strumenti più versatili. Nell'utilizzo di questi strumenti bisogna essere molto attenti per far fronte ai problemi costituiti dalla perdita della parte fine, dovuta all'onda d'urto generata dalla discesa dello strumento, dal mescolamento degli strati di sedimento, dovuto all'impatto, dall'insufficienza della penetrazione e dalla perdita dei sedimenti, dovuta all'oscillazione e al lavaggio durante la fase di risalita. Per profondità elevate, gli strumenti sono dotati di un sistema di piccoli argani che controllano il movimento di discesa. Dopo la fase di campionamento, lo strumento deve essere sollevato dal fondo molto lentamente,

mentre la risalita all'interno dello strato d'acqua deve avvenire al massimo ad una velocità di 30 cm/s.

I *core samplers* vengono utilizzati per ottenere campioni di sedimento su cui valutare le caratteristiche geologiche, per ottenere dati sugli input storici di inquinanti e per caratterizzare la profondità del contaminante nel sito. Questi strumenti vengono utilizzati quando risulta importante ottenere campioni indisturbati per fare delle analisi precise; inoltre, l'utilizzo è consigliato quando si vuole mantenere il campione privo di ossigeno, poiché sono in grado di limitare, con maggiore efficacia rispetto ai *grab samplers*, gli scambi con l'aria. Quando vengono utilizzati i *core samplers*, la limitazione consiste nel prelievo di piccole quantità di campioni che possono non essere sufficienti per le analisi necessarie; per ovviare a tale problema, bisogna effettuare più campionamenti in posti ravvicinati, fino alla profondità



stabilita. Alcuni *core samplers*, soprattutto quelli che hanno tubi di piccolo diametro, tendono a tapparsi dove l'attrito col sedimento all'interno del tubo del campionatore impedisce al campione di passare liberamente con la conseguenza di ottenere dimensioni minori e arrivare a profondità inferiori a quella stabilita. I *core samplers* sono disponibili in varie lunghezze e diametri e, con eccezione dei campionatori manuali, esistono pochi modelli che funzionano senza avere un argano; tra questi il campionatore a nucleo Kajak-Brinkhurst (fig. 15-18), raccomandato per campionamenti di terreni soffici e finemente gradati e il Phleger, consigliato per una più grande varietà di sedimenti da soffici, sabbiosi a materiali semi-coerenti.

Figura 12.18- Campionatore Kajak-Brinkhurst.

Entrambi i campionatori possono essere utilizzati con differenti liners, come acciaio inossidabile e PVC. Come scritto sopra, esistono varie tipologie di *core samplers*, ossia i *gravity core* e i *vibracore*. I *gravity core* campionano grandi quantità di sedimento fino a 3 metri di profondità, i più recenti sono dotati di alette stabilizzatrici, posizionate nella parte alta

del campionatore, che permettono una penetrazione verticale e di masse che possono essere applicate esternamente per poter agevolare la penetrazione. I liners possono essere costituiti da PVC, acciaio inossidabile, e Lexan (per studi che si occupano di metalli, il liner in acciaio inossidabile non dovrebbe essere utilizzato).

I *vibracore* sono gli strumenti più utilizzati nei programmi U.S. poiché campionano a notevoli profondità (10 m) in una vasta gamma di sedimenti e consentono un'eccellente integrità del campione. Il campionatore è dotato di un dispositivo elettrico, di un vibratore meccanico che applica centinaia di vibrazioni al minuto per facilitare la penetrazione. Un *core tube* è posizionato insieme ad un liner rigido (preferibilmente di materiale inerte), il tutto viene calato in acqua. La profondità di penetrazione e l'attitudine ad attraversare sedimenti molto compatti dipende dalla potenza del motore che fornisce la vibrazione e dal peso del campionatore, tuttavia bisogna considerare che campionatori che possono raggiungere profondità elevate sono caratterizzati da pesi altrettanto elevati e quindi necessitano di imbarcazioni grandi.

La velocità di discesa dei campionatori, soprattutto durante la fase iniziale di penetrazione, deve essere controllata per minimizzare gli effetti di disturbo sulla superficie sedimentaria e di compressione dovuti all'attrito che si genera ai lati del tubo che penetra. La fase di risalita deve avvenire ad una velocità costante, simile a quella richiesta quando si utilizzano i *grab samplers*. Il liner deve essere rimosso dal nucleo campionatore, con estrema attenzione e messo in una posizione stabile. Il tubo di campione deve essere prontamente coperto per salvaguardare il campione stesso e se esistono spinti fenomeni di ossidazione, si deve riempire lo spazio alla testa del tubo con un gas inerte, come ad esempio il nitrogeno o l'argon.

Accettabilità del campione

Soltanto i campioni che sono stati correttamente prelevati possono essere sottoposti ad analisi chimico-fisiche, biologiche e di tossicità. Un campione viene considerato idoneo per le analisi se al momento del prelievo è stato prontamente chiuso, se la quantità del campione è adatta alla analisi richieste, se non si è verificata una perdita della parte più fine del sedimento, se è stata raggiunta la profondità prevista e se la penetrazione dello strumento utilizzato è avvenuta verticalmente. Se uno di questi requisiti non è rispettato bisogna prelevare un ulteriore campione, il più vicino possibile al luogo dove è avvenuto il prelievo del materiale che non può essere utilizzato per le analisi.

Side scan sonar

Gli elementi principali di un side scan sonar (fig. 15-19) sono: il *tow-fish*, che comprende i due trasduttori, il cavo per la trasmissione dei dati e un sistema composto da un processore, un'unità di controllo e un registratore. La principale caratteristica dello strumento consiste nel trasduttore, che essendo di lunghezza multipla (30 volte o più) della lunghezza d'onda possiede una larghezza di fascio emittente particolarmente ristretta sul piano orizzontale (1°) e più larga sul piano verticale ($40 - 60^\circ$), fornendo una buona risoluzione in direzionalità. Il side scan sonar fornisce come prodotto finale un'immagine su carta o digitale (fig. 15-20), risultante dalla "mosaicatura" di tante strisce corrispondenti a successivi segnali ricevuti dal fondale, in seguito all'invio di un impulso. Infatti, lo strumento emette un fascio sonoro verso il fondo e quando il segnale colpisce un oggetto (sia esso sospeso o adagiato sul fondo) torna al ricevitore che registra il corpo come massimo riflettente. Nel sonogramma tutto ciò si traduce in zone nere, poiché il segnale è stato completamente riflesso.

L'interpretazione dei dati batimetrici deve essere accompagnata dalla conoscenza dei processi di consolidazione. La consolidazione che avviene all'interno della copertura, del sedimento contaminato e nel materiale di base originale può provocare sostanziali cambiamenti nell'elevazione dell'accumulo, interpretabili in modo erroneo come fenomeni di erosione.

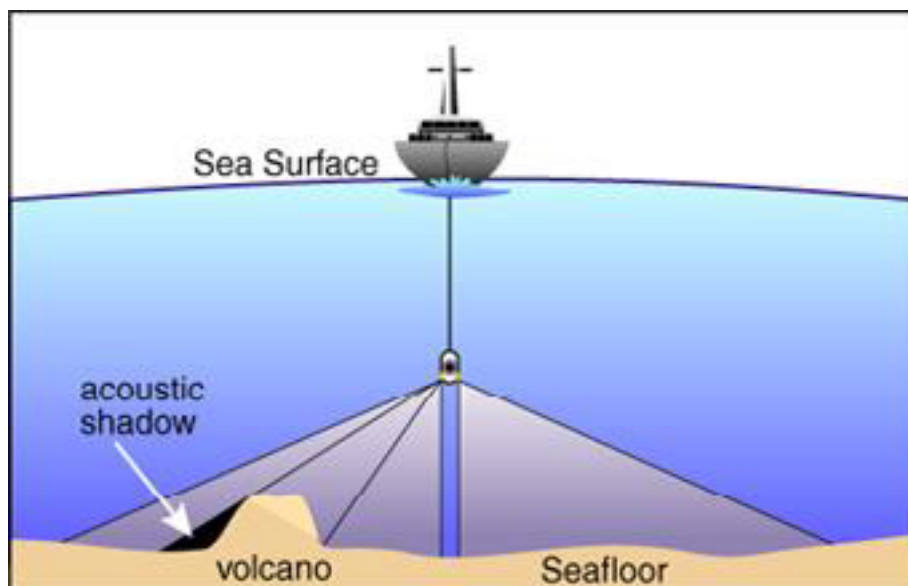


Figura 12.19- Side Scan Sonar.

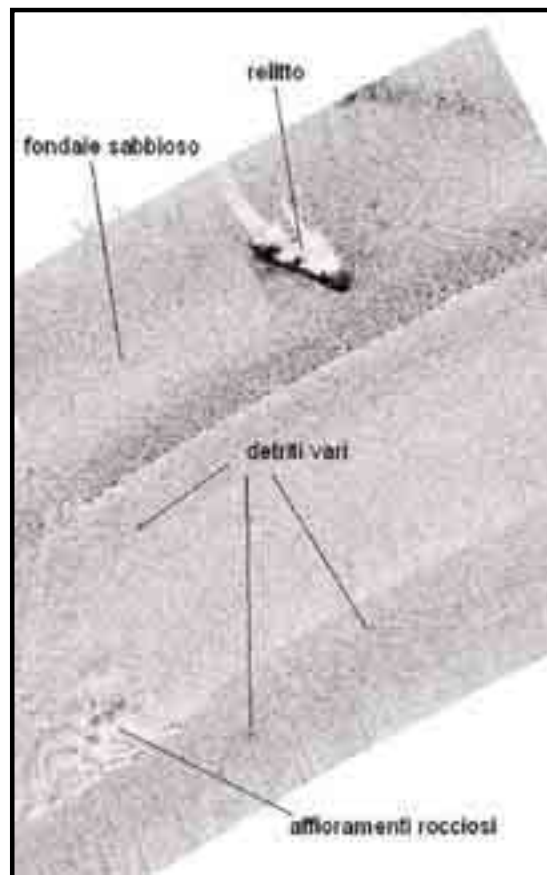


Figura 12.20- Sonogramma ottenuto attraverso indagini condotte con il dispositivo Side Scan Sonar.

Piastra di consolidazione

In fig. 15-21 viene riportato lo schema di una piastra che monitora il processo di consolidazione della copertura; questa tecnica può rappresentare uno strumento di misura per la consolidazione del cap, del sedimento contaminato e del substrato, permettendo l'utilizzo dei dati batimetrici nel monitorare lo spessore totale della copertura e confermare i tassi di consolidazione previsti. Si deve tener conto, però, che l'installazione dello strumento può essere difficoltosa e alcuni metodi di messa in posto della copertura possono facilmente disturbare o distruggere questa piastra.

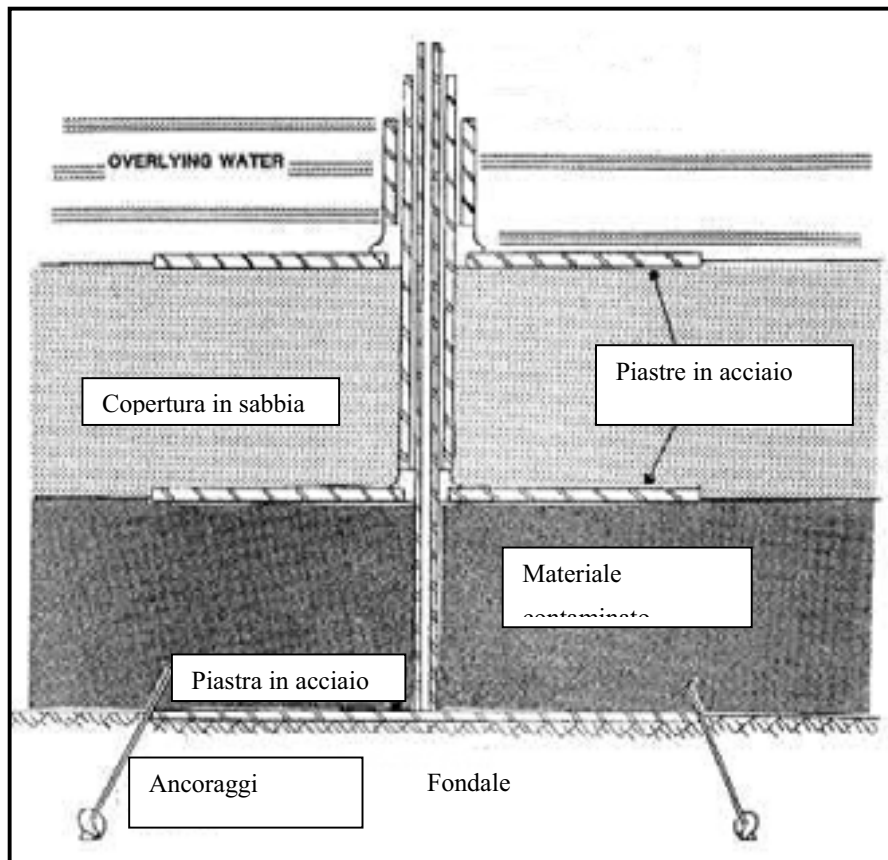


Figura 12.21- Schema di posizionamento di una piastra utilizzata per il monitoraggio della consolidazione della copertura.

Sediment profiling camera

La SPC è uno strumento di recente acquisizione con il quale è possibile individuare la stratificazione sottile all'interno del sedimento del cap e valutare il grado di ricolonizzazione bentonica da parte di macrovertebrati. Lo strumento, dotato di una macchina fotografica con lente singola reflex e di un prisma riempito di acqua distillata, viene calato fino al fondo e fatto penetrare per una profondità che arriva al massimo a 15 – 20 cm (figg. 15-22 e 15-23). La SPC può essere utilizzata per monitorare lo spessore dei componenti della copertura granulare e esaminare l'interazione del materiale di quest'ultima con i sedimenti contaminanti. Così come le indagini batimetriche, la SPC presenta delle limitazioni, prima fra tutte è la profondità di penetrazione poiché può essere investigato soltanto uno spessore limitato di sedimenti; comunque, lo strumento può essere utilizzato insieme alle indagini batimetriche per

definire lo spessore del cap. La SPC è stata progettata per la penetrazione dei materiali soffici e non è adeguata per una copertura armata (a meno che gli stati armati non vengano rimossi dai subacquei) inoltre, può essere difficoltoso l'inserimento dello strumento all'interno di una copertura di sabbiosa con granulometria da media a grossolana. Lo spessore della copertura granulare e la presenza di contaminanti del sedimento in ogni sua componente può essere valutata attraverso campionamenti o sondaggi del cap. In generale, un campionamento deve avvenire lungo tutto lo spessore della copertura fino al sottostante materiale contaminato. La scelta delle tecniche di sondaggio potrebbero essere limitate dalle condizioni del sito e dal progetto della copertura.



Figura 12.22- Sediment profiling camera.

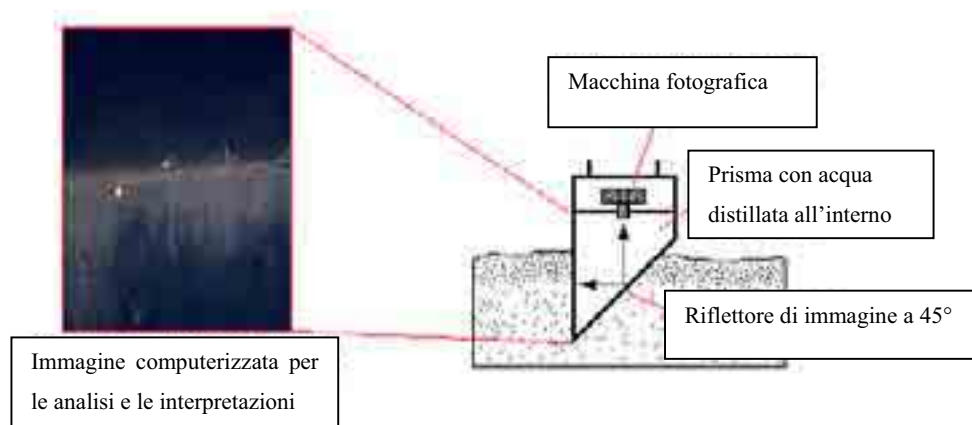


Figura 12.23- Particolare della sediment profiling camera.

Indagini per la valutazione del sedimento in risospensione

Per limitare la risospensione del sedimento contaminato, durante la messa in posto del cap, possono richiedere un monitoraggio; ad esempio, nella valutazione dell'efficienza del capping possono essere prelevati campioni di acqua nell'area circostante la zona di posizionamento del materiale per sottoporli ad una serie di analisi, al fine di valutare i solidi totali sospesi. Il colore delle particelle sul filtro di carta possono indicare che i solidi sospesi nel plume vicino alle aree di operazione di capping sono stati portati in risospensione durante la messa in posto.

Profilatore di velocità ad ultrasuoni (ADCP)

Strumento utilizzato per valutare la velocità della corrente alle varie profondità. Tale strumento emette fasci acustici in maniera diagonale rispetto alla direzione del flusso. Se l'acqua fosse perfettamente pulita ci sarebbe un solo eco dal fondo, in realtà la presenza di impurità fa sì che gli echi di ritorno siano più di uno. L'intervallo di tempo t trascorso tra l'emissione e il ritorno fornisce la distanza dell'ostacolo che ha provocato l'eco. La mutazione di frequenza tra il segnale emesso e quello ricevuto dà, invece, grazie all'effetto Doppler, indicazioni sulla velocità del flusso. Tre fasci acustici nei sensi differenti sono il requisito minimo della misura delle tre componenti di velocità.

12.7.5 Monitoraggio dell'efficienza della copertura

Il monitoraggio che viene condotto per valutare l'efficienza del capping in situ, in relazione a specifiche funzioni delle coperture, può essere condotto a breve o a lungo termine. Alcuni elementi del Piano di Monitoraggio, come la valutazione della consolidazione indotta dall'avvezione possono essere condotti solo durante la costruzione o poco tempo dopo (settimane o mesi). Altri elementi del Piano di Monitoraggio che possono essere valutati a lungo termine, ma sempre per un periodo finito, possono riguardare misure dei cambiamenti nelle caratteristiche del flusso, dell'erosione nelle aree adiacenti. I metodi per monitorare le funzioni basilari della copertura (stabilizzazione, isolamento fisico e isolamento chimico) vengono qui di seguito illustrati.

Stabilizzazione del sedimento

Per valutare l'efficienza del capping in situ si fa ricorso al controllo di parametri fisici e geometrici indicativi della stabilità del sedimento e alla verifica che l'opera ricopra completamente il deposito di sedimento contaminato. Gli elementi di un tale Piano di Monitoraggio devono includere misure di:

- batimetria dell'area in cui è stato realizzato il capping;
- spessore della copertura e dei suoi componenti;
- integrità dei componenti.

I metodi per misurare la batimetria della copertura e lo spessore dei componenti della copertura sono gli stessi discussi per il monitoraggio durante la costruzione. Il sedimento contaminato, solitamente, ha una granulometria fine ed ha un elevato valore di umidità, quindi è soggetto a grandi tassi di consolidazioni. Il sedimento contaminato può consolidare sotto l'azione del suo stesso peso e del carico esercitato dalla copertura. Se il materiale del cap è finemente gradato (limo o argilla), è anch'esso soggetto a consolidazione; da coperture costituite da sabbia o ghiaia non ci si aspetta, solitamente, una consolidazione; anche il sedimento sottostante la zona inquinata può essere interessato da questo processo, per effetto del peso del cap e del sedimento contaminato, se costituito da materiale fine. Quantificare la consolidazione è importante per due ragioni: la prima è che bisogna discriminare l'assottigliamento della copertura dovuto alla consolidazione da quello dovuto all'erosione. Una diminuzione degli spessori del cap, per effetto dell'erosione, richiede l'attuazione di

azioni volte al ripascimento per ristabilire lo spessore della copertura richiesto; se è il processo di consolidazione a determinare un assottigliamento del cap nessuna azione di ripascimento è necessaria, soprattutto se nella valutazione progettuale dello spessore della copertura è stata presa in considerazione una consolidazione potenziale. La seconda ragione è che forniscono dati che servono a valutare il movimento potenziale dell'acqua interstiziale dal sedimento contaminato verso il cap e questo è necessario nella valutazione del flusso potenziale a lungo termine dei contaminanti. Molti sedimenti soffici, finemente gradati, possono presentare una diminuzione dello spessore del 50% per effetto della consolidazione. Di solito, si prende in considerazione la consolidazione monodimensionale, dove il movimento dell'acqua interstiziale avviene lungo la verticale, per indagini più dettagliate, invece, si studia la consolidazione bidimensionale e tridimensionale.

Per integrità dei componenti si intende integrità fisica dei componenti di stabilizzazione. Le armature in pietra sono soggette alla rottura e al deterioramento; dopo molti anni, perfino le armature con dimensioni di sette pollici possono essere ridotte a ghiaia e il monitoraggio è necessario tanto per valutare le caratteristiche, che lo spessore dei componenti di stabilizzazione. La frequenza delle misure in un Piano di Monitoraggio a lungo termine possono variare con le condizioni del sito e con il tipo di copertura. Esistono essenzialmente due tipologie di approccio: una di tipo temporale, dove il monitoraggio viene fatto con frequenza fissata e una seconda tipologia che si basa sui tempi di ritorno degli eventi di erosione (tempeste, piene, etc.). La progettazione di un capping in situ deve tener conto e, quindi, prevedere uno o più processi idrodinamici, si deve presumere che un evento di una determinata intensità e tempo di ricorrenza possano essere in grado di danneggiare parte dell'opera, con la conseguente necessità di riparare o effettuare un ripascimento. Il monitoraggio dopo eventi erosivi è preferibile, proprio perché è più probabile che l'opera abbia bisogno di riparazione e manutenzione. Inoltre, lo sviluppo di dati di monitoraggio, dopo eventi di intensità nota permette l'utilizzo dei metodi di previsione nella progettazione, al fine di poter valutare, con maggiore precisione, quando si verifica l'evento di disturbo che può provocare danneggiamento all'opera.

Un Piano di Monitoraggio che considera gli eventi di erosione necessita di strumenti di misura che controllino i fenomeni delle piene, l'altezza delle onde, normalmente valutate alle stazioni di misura e le condizioni meteorologiche come, ad esempio, la quantità di precipitazione o la

velocità del vento secondo una certa direzione, in un determinato intervallo di tempo. Quindi, l'installazione di appropriati strumenti di misura deve essere presa in considerazione per i siti dove la tecnologia del capping in situ viene attuata, al fine di ottenere una fonte di informazione che sia il più possibile rappresentativa dello scenario idrodinamico del sito.

Isolamento chimico

La realizzazione di una copertura deve assicurare l'isolamento chimico, quindi si deve controllare, principalmente, la migrazione dei contaminanti associata al movimento delle particelle del sedimento. Si può verificare il movimento all'interno del cap dei contaminanti per avvezione, inevitabile è, invece, il movimento per diffusione molecolare a lungo periodo. L'avvezione può avvenire come risultato della compressione o della consolidazione degli strati di sedimento contaminato o di altri strati sottostanti il sedimento. La consolidazione è un fenomeno a breve termine ed è funzione del carico disposto sopra uno strato comprimibile. Il peso del cap può "comprimere" i sedimenti sottostanti, come conseguenza i contaminanti possono migrare all'interno del cap in breve periodo. La migrazione dei contaminanti può essere minimizzata utilizzando un cap di spessore sufficiente a contenere tutto il volume di acqua liberato dal sedimento contaminato, a seguito del processo di consolidazione. L'avvezione può anche avvenire come un processo continuo, se esiste semplicemente un gradiente idraulico verso l'alto dovuto al flusso dell'acqua. La diffusione, invece, è il processo in base al quale specie ioniche e molecolari vengono trasportate, tramite un movimento random molecolare, da un'area con alta concentrazione ad un'area con bassa concentrazione, il trasporto molecolare è direttamente proporzionale al gradiente di concentrazione. La diffusione è comunemente un fenomeno più lento rispetto all'avvezione. Anche se le concentrazioni dei contaminanti sono elevate, un cap granulare può funzionare da filtro e da tampone. Quando l'acqua si sposta attraverso il cap ci si può aspettare una diminuzione dei contaminanti, per effetto dell'adsorbimento, dello scambio ionico e delle reazioni redox. Questi processi dipendono strettamente dalla natura del materiale che costituisce il cap.

Peepers

Per monitorare i livelli di nutrienti e metalli all'interno dei pori vengono spesso impiegati i cosiddetti "*peepers*", costituiti da sacche semipermeabili riempite di acqua distillata (fig. 15-24). Sono delle piccole camere con membrana o con tessuto che contengono acqua distillata o acqua pulita con un'appropriata salinità o durezza. I campioni vengono prelevati inserendo lo strumento all'interno del sedimento e permettendo all'acqua interstiziale circostante di infiltrarsi. I *peepers* attuali possiedono vani campionatori e varie tipologie di membrane con differenti taglie di pori, a seconda del campione e a seconda del contaminante. Questi strumenti sono stati largamente utilizzati, ad esempio sono stati usati i *peepers* con una membrana policarbonatica con pori di 1 μm per catturare elevate quantità di zinco e rame. I materiali che costituiscono i *peepers* possono essere molteplici, a seconda degli inquinanti che si vogliono studiare; per esempio, per molti contaminanti, vengono costruiti con materiale acrilico, perché l'acqua sembra essere trattenuta con la minima alterazione. Alcuni materiali polimeri sembrano non essere appropriati per studi sui composti organici non polari. Campionatori di plastica, invece, possono contaminare i sedimenti anossici con ossigeno diffusibile. Per la raccolta dei campioni di acqua, le celle dovrebbero essere riempite con acqua deossigenata, ottenuta attraverso il trattamento con il nitrogeno, che deve avvenire 24 ore prima dell'utilizzo dello strumento. Se c'è l'interesse di studiare l'ossidazione del sedimento, lo strumento dovrebbe essere trasportato in un luogo di analisi all'interno di un vasca sigillata, priva di ossigeno, per evitare cambiamenti potenziali dell'equilibrio sedimento-acqua, causati dall'interazione dell'ossigeno disciolto. Comunque, durante il periodo di equilibrio del *peeper*, le condizioni anossiche devono essere ristabilite il più velocemente possibile. Dopo l'inserimento dello strumento, il tempo di equilibrio può variare da qualche ora ad un mese, ma solitamente viene stabilito un tempo di due settimane. La durata del tempo di equilibrio è funzione del tipo di sedimento, degli obiettivi dello studio, dei contaminanti, della temperatura, delle dimensioni dei pori della membrana, in quanto per pori molto grandi il tempo di equilibrio si riduce, ma le particelle riescono ad entrare nelle celle e a posizionarsi sulla base di queste. Per questo motivo, bisogna stare attenti a non prelevare anche le particelle quando si ritirano i campioni di acqua.

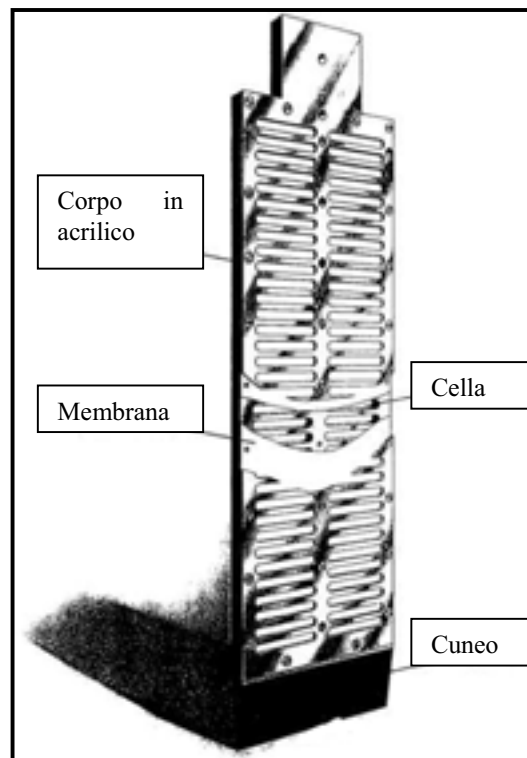


Figura 12.24- Schema di un “Peeper”.

Seepage meter

Un altro strumento di misura è il misuratore di infiltrazione (*seepage meter*), utilizzato per misure dirette (fig. 15-25). Lo strumento è stato progettato nel 1940 con l'intento di misurare la perdita di acqua attraverso i canali di irrigazione, successivamente, nel 1970 viene modificato per poter operare in piccoli laghi e estuari. Attualmente, il misuratore viene utilizzato in numerosi studi intenti alla valutazione della filtrazione in ambienti fluviali, tidali, etc. Il concetto basilare dello strumento è quello di coprire e isolare parte dell'interfaccia acqua-sedimento attraverso un accumulo di sedimento aperto alla base e misurare, in un determinato intervallo di tempo, come varia la quantità di acqua contenuta all'interno di una camera. Il misuratore di filtrazione consiste in un cilindro che viene inserito nel sedimento, all'interno del quale viene posizionato, in un apposito foro nella parte superiore del cumulo sedimentario, un tubo che viene collegato ad una scatola di plastica attraverso delle valvole che possono essere chiuse o aperte. Attraverso una formula matematica si calcola il flusso di filtrazione Q :

$$Q = \frac{(V_f - V_0)}{tA}$$

dove:

V_f : volume finale di acqua;

V_0 : volume iniziale di acqua;

t : tempo in cui la camera viene connessa e disconnessa;

A : superficie dell'accumulo.

Un aumento della quantità d'acqua all'interno della scatola di plastica rappresenta l'evidenza di fenomeno di filtrazione che avviene verso l'alto, mentre una perdita di acqua è rappresentativa di un flusso di filtrazione che avviene verso il basso. Nei siti dove c'è un flusso di filtrazione positivo, l'acqua nella scatola può essere utilizzata per condurre analisi chimiche. Negli ambienti dove viene scelta una tecnologia di tipo capping in sito, questo metodo di monitoraggio non è stato ancora utilizzato.



Figura 12.25- Strumento per la misura della filtrazione all'interno del sedimento.

Valutazione della ricolonizzazione

Ai fini della valutazione dell'efficienza del capping bisogna monitorare la componente biologica, per individuare se esistono fenomeni di bioturbazione e di ricolonizzazione.

Gli organismi bentonici sono generalmente sedentari e spesso sono considerati buoni indicatori degli effetti delle alterazioni chimiche e fisiche dell'ambiente. Il campionamento del benthos include l'utilizzo di sciabiche (fig. 15-26), draghe, grab samplers e box corer (fig. 15-27). Le draghe e le sciabiche sono campionatori qualitativi che prelevano i campioni all'interfaccia acqua-sedimento e sono utili per campionare l'epifauna e l'infauna dei primi centimetri. Campioni quantitativi si ottengono generalmente con i grab samplers e il box corer. Questi campionatori prelevano materiali a profondità comprese tra 5 e 100 cm, per estensioni comprese tra 0,02 a 0,5 m². Al fine di comprendere se vi è rilascio di contaminanti attraverso il cap, dopo il campionamento si devono condurre le analisi per valutare la taglia e la diversità degli organismi, per calcolare gli effetti delle sostanze tossiche, per misurare la bioaccumulazione, per creare un modello di trasferimento trofico potenziale e stimare gli effetti sul cibo.

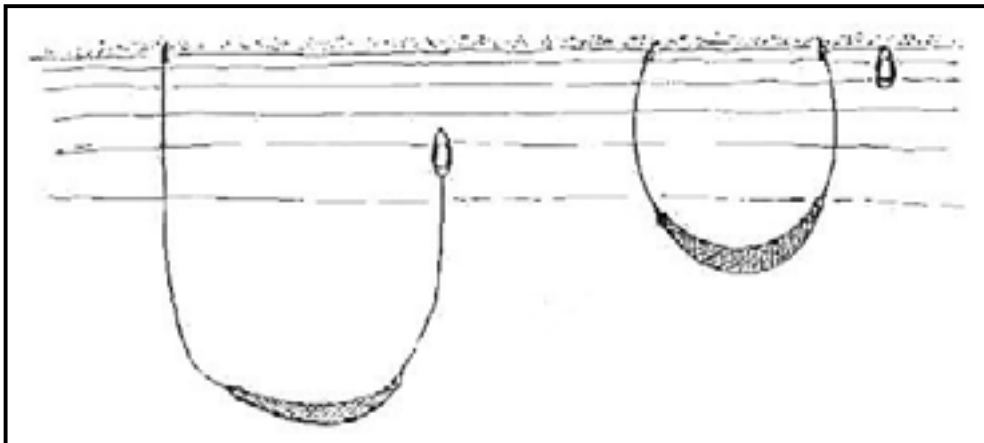


Figura 12.26- Sciabica.



Figura 12.27- Box-corer.

Monitoraggio durante la costruzione

I risultati del monitoraggio condotti durante la messa in opera della copertura servono a valutare, rapidamente, se esistono problemi relativi ai materiali o ai metodi di posizionamento, al fine di permettere, in tempi immediati, eventuali variazioni del progetto. Per questa ragione, le tecniche di monitoraggio che possono fornire risultati in tempi reali sono consigliate. E' opportuno organizzare attività di controllo al fine di identificare, in corso d'opera, eventuali difetti dei materiali di copertura o delle metodologie di posizionamento; risulta difficile rimediare ad eventuali difetti che si evidenziano dopo la realizzazione dell'opera. Generalmente, prima di avviare la posa in opera definitiva del capping, è opportuno eseguire dei test, verificando il funzionamento delle attrezzature e delle procedure in una piccola area, adiacente a quella di indagine.

Manutenzione periodica e protezione

La manutenzione periodica della copertura è, generalmente, limitata alla riparazione o al ripascimento dei materiali utilizzati. Il progetto di realizzazione dell'opera deve includere la valutazione e la quantificazione di quella parte di materiale granulare che ci si attenda venga eroso, soprattutto in seguito ad eventi di tempesta di intensità e ricorrenza nota.

La capacità di determinare una perdita di materiale per effetto dell'erosione e reagire prontamente deve essere assolutamente presa in considerazione.

L'integrità a lungo termine della copertura richiede che non si verifichi un cambiamento delle condizioni che possono ripercuotersi sull'intensità dell'erosione. Oltre all'erosione causata da fenomeni naturali, la più grande minaccia per l'integrità dell'opera è rappresentata dall'attività di navigazione, infatti, l'attività erosiva operata dai propulsori delle navi e di altri natanti può intensificarsi, soprattutto dove la profondità dell'acqua è ridotta per la presenza di un capping. Altre attività possono compromettere la stabilità della copertura, come ad esempio le attività di pesca svolte con la draga, i contatti diretti con gli scafi e gli ancoraggi.

Per informare i navigatori della presenza di un'opera di capping bisogna redigere delle mappe di navigazione, guide marine e documenti sull'utilizzo locale del territorio periodicamente aggiornati, inoltre è possibile creare una rete di informazione nelle aree portuali, nei negozi di pesca e fornire elementi informativi direttamente sulla licenza di pesca. Bisogna installare, dove è possibile, dei segnali che indichino la vicinanza di un capping, come ad esempio delle boe galleggianti.

Un'ulteriore soluzione può essere costituita dalla proibizione di navigazione in quei siti dove l'opera è stata realizzata e dalla diminuzione dello sviluppo di porti, di tipo anche turistici, e darsene che possono incrementare la navigazione in prossimità dei siti risanati.

Riparazioni e modifiche

Se il monitoraggio dell'efficienza della copertura indica che una o più funzioni di questa non sono rispettate, le opzioni di modifica del progetto dell'opera possono essere disponibili, oppure non esserlo. Se il monitoraggio mostra che gli elementi di stabilizzazione vengono erosi da eventi di intensità minori di quelli attesi, o che l'energia erosiva è stata sottostimata, il materiale eroso può essere rimpiazzato con materiale che ha granulometrie maggiori. Se il monitoraggio rivela che numerosi organismi bentonici sono penetrati all'interno dei sedimenti,

può essere posizionato uno strato di sabbia o ghiaia sulla superficie della copertura per inibire la colonizzazione bentonica. Queste alternative di manutenzione sono possibili dove l'aumento di spessore della copertura e la conseguente diminuzione della profondità dell'acqua al sito non creano particolari conflitti con altre tipologie di utilizzo dell'acqua.

Quando il capping in sito adempie il suo compito, i risultati del monitoraggio possono essere utilizzati per ottimizzare le attività di monitoraggio per la manutenzione. Se esiste una mancanza da parte dell'opera nel raggiungere gli obiettivi di risanamento, come ad esempio un'imprevista filtrazione all'interno della copertura che determina inaccettabili migrazioni di sostanze inquinanti, l'unica alternativa possibile è quella di rimuovere completamente il sedimento di copertura. A causa del costo aggiuntivo dovuto alla rimozione, al trattamento e allo smaltimento dei sedimenti ormai contaminati, la metodologia del capping deve essere effettuata solamente quando gli obiettivi di risanamento sono assicurati.

13 DRAGAGGIO E SCAVO

Il dragaggio consiste nella rimozione dei sedimenti contaminati sommersi, mentre lo scavo prevede l'allontanamento dell'acqua tramite deviazione o pompaggio.

Entrambe le alternative di intervento necessitano di ulteriori operazioni che sono:

- trasporto;
- stoccaggio temporaneo;
- caratterizzazione;
- trattamento;
- smaltimento e/o recupero.

Un'operazione di dragaggio o di scavo può essere schematizzata nelle seguenti fasi:

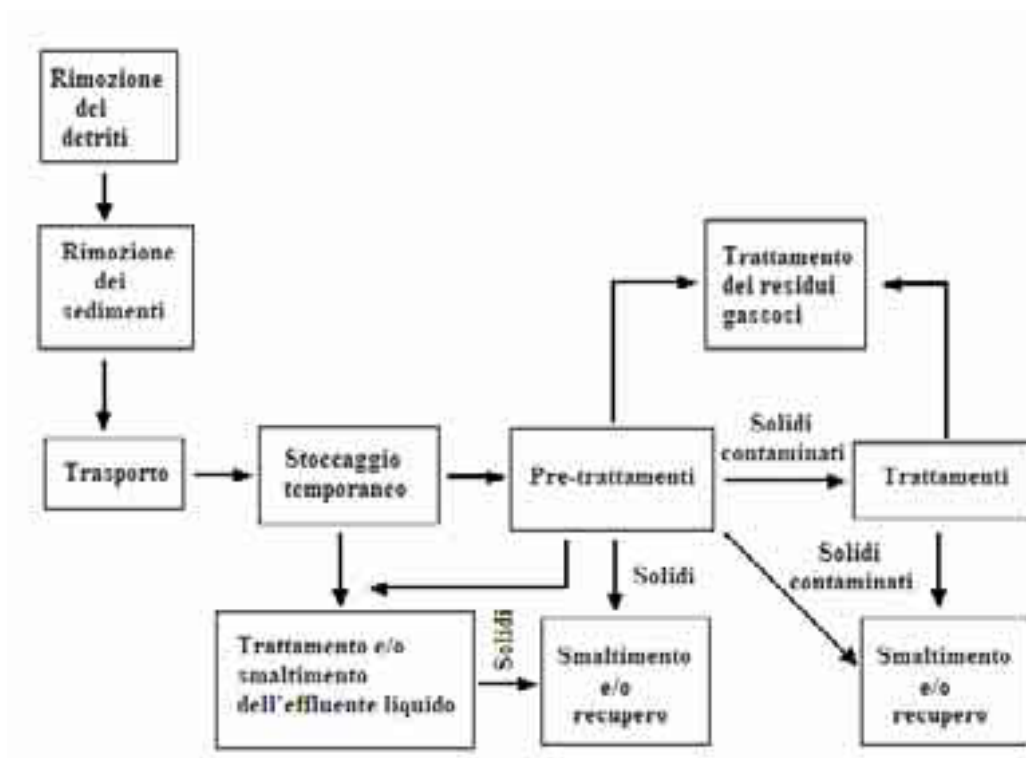


Figura 13.1- Schema delle fasi di un'operazione di dragaggio o di scavo (da *Contaminated sediments guidance for hazardous waste sites* – EPA-540-R-05-012 OSWER 9355.0-85 December 2005 – www.epa.gov).

13.1 Vantaggi e limitazioni del dragaggio e dello scavo

La rimozione dei sedimenti contaminati comporta i seguenti vantaggi:

- minimizza le incertezze riguardo all'efficacia a lungo termine associate all'instabilità del substrato e del cap, all'esposizione e al trasporto dei contaminanti;
- lascia la possibilità di un utilizzo futuro del corpo idrico, anche se è vietata la pesca per un certo periodo dopo la rimozione;
- permette un rapido raggiungimento degli obiettivi di risanamento, rispetto al recupero naturale monitorato e ancora più del capping.

Lo scavo presenta ulteriori vantaggi rispetto al dragaggio:

- l'area d'intervento è più visibile e più facile da rimuovere per l'assenza di torbidità;
- la rimozione dei sedimenti contaminati è più completa;
- il rilascio di contaminanti in acqua è molto minore, dal momento che l'area viene drenata o il corso d'acqua viene deviato;
- le condizioni del fondo e le caratteristiche dei sedimenti richiedono minore considerazione.

Tuttavia, la rimozione dei sedimenti comporta anche i seguenti svantaggi:

- l'implementazione di un intervento di dragaggio e di scavo è più complessa e costosa, rispetto a quella relativa al recupero naturale e al capping, per le tecnologie di rimozione stesse, per le varie operazioni successive alla rimozione necessarie e i relativi mezzi e infrastrutture, per la difficoltà di individuare le aree di smaltimento, di manovra, di trasporto e di accesso al sito, per la presenza di infrastrutture superficiali e sommerse (ponti, pile,...), di restringimenti e di canali stretti;
- la stima del livello di contaminazione residuale, dopo la rimozione, è affetta da incertezze. In alcuni siti può essere elevata e questo può dipendere dalla tecnica di rimozione impiegata, dall'esperienza dell'operatore, dalle caratteristiche dei sedimenti e dalle condizioni del sito;
- ogni fase di movimentazione dei sedimenti può causare la perdita di contaminanti;
- il dragaggio e lo scavo causano la distruzione temporanea della comunità acquatica e dell'habitat nell'area di intervento.

Inoltre, l'implementazione di un intervento di scavo può essere più lunga e costosa perché devono essere realizzate e installate tutte le opere idrauliche necessarie per isolare l'area di

intervento dall'acqua, con le relative difficoltà di carattere operativo e di costi. Inoltre, lo scavo può essere realizzato soltanto in acque basse.

13.2 Elementi da valutare per l'applicazione della tecnologia

Per ogni sito è necessario individuare l'approccio di intervento più adatto sulla base delle condizioni del sito stesso e delle caratteristiche fisiche, chimiche e biologiche dei sedimenti contaminati. I dati da raccogliere e da elaborare per l'applicazione di una tecnologia di rimozione dei sedimenti sono, pertanto, gli stessi visti per la tecnologia in-situ capping.

Lo studio e la valutazione di questi elementi è fondamentale, in quanto influiscono sul tipo di draga da impiegare nel processo di rimozione dei sedimenti, sulla fattibilità ed efficacia della tecnologia stessa, sia a breve che a lungo termine, e sulla scelta del trattamento a cui dovranno essere sottoposti i sedimenti dopo la rimozione. Le condizioni del sito e le caratteristiche dei sedimenti per le quali si ricorre all'applicazione di un intervento di rimozione possono essere riassunte come segue:

- facilità di accesso al sito;
- disponibilità di aree adatte per lo stoccaggio e la gestione del materiale rimosso e/o lo smaltimento nelle vicinanze del sito;
- presenza di infrastrutture, di opere idrauliche, di attraversamenti di cavi interrati e di aree costiere, che consentano la manovrabilità e il trasporto delle attrezzature necessarie alla rimozione dei sedimenti e i mezzi di trasporto;
- profondità dell'acqua bassa e ambiente acquatico poco dinamico, per rendere praticabile la deviazione del fiume e l'isolamento dell'area di intervento;
- profondità elevate e ambiente acquatico ad elevata energia di trasporto possono rendere difficile e costoso il processo di dragaggio e lasciare un'elevata contaminazione residua sul posto; profondità $< 0,5 \div 1$ m non rendono fattibile il dragaggio idraulico;
- presenza di elevate concentrazioni di contaminanti coprenti aree non troppo estese;
- assenza di detriti sulla superficie dei sedimenti o, comunque, facilmente removibili in modo da minimizzare la contaminazione residua;
- deposito di sedimenti contaminati da dragare situati su sedimenti puliti, per evitare una eccessiva contaminazione residua;

- caratteristiche fisiche e chimiche dei sedimenti tali che i contaminanti siano altamente legati alla frazione fine, in modo da facilitare la separazione dimensionale e ridurre i costi per i trattamenti successivi o per lo smaltimento.

13.3 Tecnologia di scavo

Lo scavo è una tecnologia di rimozione dei sedimenti che prevede l'isolamento dell'area d'intervento dall'acqua, mediante pompaggio o deviazione, e l'eliminazione dei continui ingressi dell'acqua di falda durante lo scavo. Tale tecnologia può essere applicata anche senza previo isolamento dei sedimenti dall'acqua nel caso di intervento in zone umide (wetlands), durante la stagione estiva o invernale, quando l'acqua e i sedimenti ghiacciano. L'isolamento dell'area di intervento può essere realizzato attraverso:

- palancole;
- dighe in terra;
- strutture di contenimento;
- argini di contenimento;
- deviazione temporanea del letto del fiume;
- rilocalizzazione permanente del letto del fiume.

Le palancole sono barriere di metallo che vengono infisse nel sottosuolo, pertanto, non possono essere impiegate quando è presente uno strato roccioso o substrato a poca profondità dal fondo del corpo idrico. Attraverso tali barriere è possibile isolare completamente l'area di intervento o dividere in due parti il corso d'acqua: in questo caso si scava prima una parte dopo aver pompato l'acqua intrappolata, poi si devia l'acqua verso la parte già completata e si procede all'escavazione della seconda. Quando il corpo idrico è di piccole dimensioni si può procedere deviando, temporaneamente, il letto del fiume mediante argini o l'utilizzo di tubazioni. Una volta isolata l'area è necessario eliminare le infiltrazioni dell'acqua di falda. L'acqua viene raccolta in bacini di pompaggio o in pozzi e poi inviata al trattamento e, infine, scaricata in un corpo idrico ricettore.

Un'altra tecnica consiste nello spostare il letto del fiume in modo definitivo: si scava un alveo artificiale e si devia l'acqua in esso. Il letto del corpo idrico originario viene scavato e riempito con materiale pulito, oppure coperto direttamente. Completato lo scavo vengono rimosse tutte le opere idrauliche utilizzate per isolare l'area e ripristinate le condizioni idrauliche del corpo

idrico. Lo scavo viene condotto attraverso l'impiego di attrezzature convenzionali, quali:

- escavatore a cucchiaio rovescio;
- escavatrice a benna trascinata.

13.4 Tecnologia di dragaggio

Il dragaggio consiste nel rimuovere i sedimenti contaminati direttamente dal fondo del corpo idrico attraverso l'impiego di draghe, che possono essere classificate in draghe meccaniche e draghe idrauliche. Le prime utilizzano apparati per lo scavo meccanico (fresatura, sgretolamento e incisione della roccia o dei sedimenti più compatti); le seconde, sistemi di aspirazione che risucchiano sedimenti e materiali incoerenti con pompe.

La differenza fondamentale tra le draghe meccaniche e quelle idrauliche sta nella forma in cui il materiale viene rimosso.

13.4.1 Dragaggio meccanico

Il dragaggio meccanico viene utilizzato per rimuovere materiale sciolto, duro o compattato.

Ha il vantaggio di conservare l'integrità dei sedimenti rimossi, mantenendone cioè invariata la densità, in quanto consente un minimo ingresso di acqua durante lo scavo.

Le draghe meccaniche più utilizzate sono:

- draga a benna convenzionale (clamshell);
- draga a benna a tenuta stagna (enclosed bucket);
- draga a benna con braccio articolato (articulated mechanical).

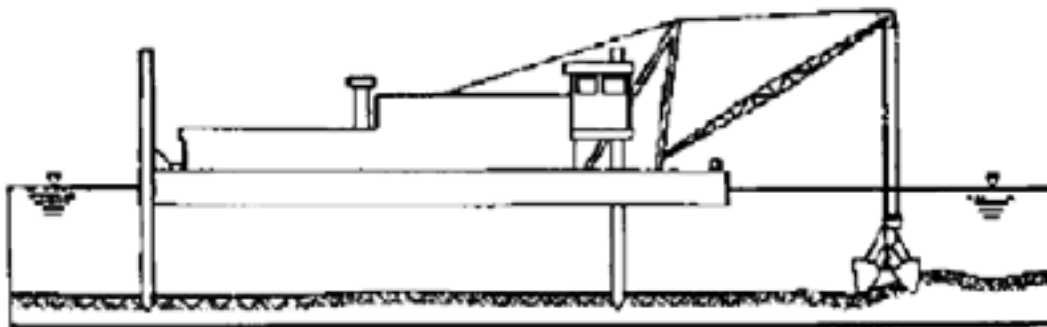


Figura 13.2- Dragha meccanica a benna (da *Trattamenti ex-situ: dragaggio - pretrattamenti (cap9)* - www.campusuniparthenope.it).

La draga a benna convenzionale opera in modo analogo ad una escavatrice terrestre. La benna, infatti, viene manovrata con una gru allestita sulla betta: l'operatore cala la benna in acqua fino a farla arrivare a contatto con il fondo, rimuove i sedimenti e la tira su per scaricarli in un container posto sulla betta.

Può essere utilizzata per rimuovere i detriti presenti sul substrato.



Figura 13.3- Benna convenzionale (da *Trattamenti ex-situ: dragaggio - pretrattamenti (cap9)* - www.campusuniparthenope.it).

Una variazione della benna convenzionale è quella a tenuta stagna, in quanto munita di guarnizioni di gomma, che minimizzano la perdita di materiale e la fuoriuscita di liquidi durante la risalita attraverso la colonna d'acqua.

Al contrario della benna convenzionale, non è adatta per rimuovere i detriti e viene utilizzata per rimuovere sedimenti morbidi.

La draga a benna con braccio articolato è in grado di penetrare più a fondo nei sedimenti in quanto, al contrario delle altre due, non sfrutta il peso proprio della benna per penetrare nei sedimenti, ma la spinta di un braccio fisso che consente, pertanto, di raggiungere la profondità desiderata.



Figura 13.4- A sinistra draga a benna a tenuta stagna e a destra draga a benna con braccio articolato (da *Contaminated sediments guidance for hazardous waste sites – EPA-540-R-05-012 OSWER 9355.0-85* December 2005 – www.epa.gov).

13.4.2 Dragaggio idraulico

Il dragaggio idraulico, al contrario di quello meccanico, viene applicato in presenza di materiale debolmente compattato. Avviene mediante l'aspirazione in tubazioni del materiale prelevato sottoforma di fanghiglia oppure materiale in fase liquida, in quanto durante l'aspirazione viene consentito l'ingresso di un ingente quantitativo di acqua.

Pertanto, il materiale rimosso per via idraulica è caratterizzato da un basso contenuto solido e presenta un volume maggiore rispetto a quello in-situ da trattare.

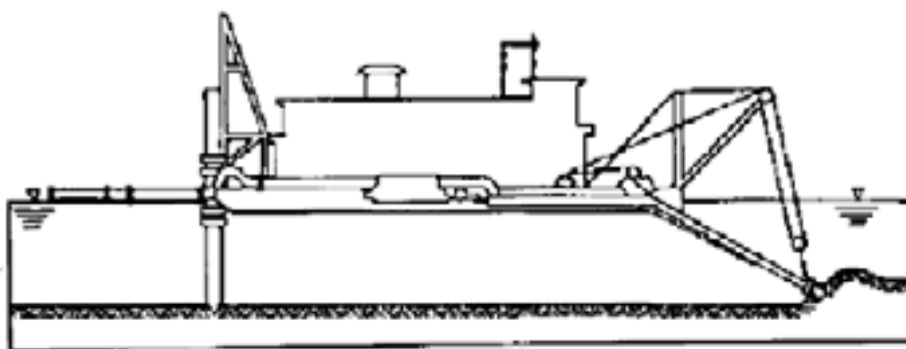


Figura 13.5- Draga idraulica (da *Trattamenti ex-situ: dragaggio - pretrattamenti (cap9)* - www.campusuniparthenope.it).

Vi sono diversi tipi di draghe idrauliche:

- draga convenzionale con disgregatore (cutterhead);
- draga con elica rotante orizzontale (horizontal auger);
- draghe aspiranti con getto ad alta pressione (plain suction);
- draghe pneumatiche (pneumatic);
- draghe speciali (specialty dredgeheads);
- draghe aspiranti manuali (diver assisted);
- draghe semoventi aspiranti (trailing suction hopper dredge).

Dragaggio mediante draga stazionaria con disgregatore (cutter suction dredge)

La draga stazionaria durante l'operazione di rimozione dei sedimenti viene ancorata al fondo, nelle cosiddette stazioni, grazie ad un sistema di posizionamento e avanzamento costituito da piloni mobili.

E' dotata di una testa dragante, fissata all'estremità di una tubazione (elinda), che viene infissa verticalmente nel fondo, permettendo la disgregazione e l'aspirazione dei sedimenti da dragare. La testa dragante, infatti, non è altro che un meccanismo rotante, detto disgregatore, il quale frantuma i sedimenti, che vengono poi convogliati dal flusso aspirante delle pompe verso la bocca di aspirazione, posta all'interno del disgregatore.

L'operazione di dragaggio avviene per archi di cerchio di ampiezza pari a circa 90°, poichè il pontone è in grado di ruotare attorno ad un pilone principale, alternativamente per 45° a destra e sinistra.

L'avanzamento del fronte di dragaggio è garantito da un dispositivo idraulico di cui è dotato il pilone secondario, che permette escursioni sul piano orizzontale di 6 m. Il pilone secondario viene temporaneamente abbassato e infisso nel fondo, allo scopo di mantenere la posizione, mentre il pilone principale viene rialzato e traslato per far presa in un nuovo punto di ancoraggio. La manovra avviene soltanto quando la draga si trova sull'asse mediano del settore di scavo.

La velocità di avanzamento varia in funzione dell'altezza del fronte e della qualità del materiale, da 0,50 m a 1,50 m.

L'operazione di dragaggio risulta essere molto accurata e precisa grazie al pilone principale, la cui posizione determina l'avanzamento della draga, e ad un sistema di controllo del posizionamento verticale del disgregatore.

La prevalenza necessaria per pompare il materiale dragato è assicurata da una pompa sommersa e da un gruppo di pompe a bordo, che vengono utilizzate a seconda della distanza della cassa di colmata, alla quale il materiale viene refluito attraverso una serie di condotte galleggianti o sommerse. A volte possono scaricare all'interno delle stive delle chiatte ausiliarie, posizionate ai lati della draga.

Una volta in cassa di colmata, il materiale grossolano sedimenta e si separa dall'acqua, mentre la parte fina dei sedimenti e l'acqua refluiscono attraverso uno scolmatore.

Dragaggio mediante draga semovente aspirante (trailing suction hopper dredge)

La draga semovente aspirante è costituita da un'elinda alla cui estremità vi è una testa raspanza, detta crepine, munita di denti rivolti verso il fondo per incidere sul banco sabbioso, nel caso in cui questo risultasse, in alcuni punti, molto compatto.

Il prelievo avviene abbassando l'elinda fino al contatto della crepine con il fondo.

La testa della draga è dotata, inoltre, di una serie di ugelli rivolti verso il fondo che insufflano acqua ad alta pressione, consentendo di migliorare la frantumazione dei sedimenti.

La draga semovente è dotata di un autopropulsore che le consente di passare ripetutamente nella zona d'intervento. Le passate devono essere rettilinee e una volta superata la zona, l'elinda viene alzata dal fondo per preparare la draga ad una nuova passata.

Grazie a questo autopropulsore, la draga è autonoma ed è, quindi, in grado di trasportare il materiale stoccato a bordo per lunghe distanze.

Bette di grandi dimensioni sono in grado di operare anche a grandi profondità e con onde superiori a 2 m.

Una o più pompe idrauliche sono collocate sia all'interno della draga che posizionate sull'elinda stessa.

13.4.3 Fattori rilevanti per la scelta della draga

I fattori guida per la selezione di un'appropriata draga sono:

- Contenuto solido:

Il contenuto solido del materiale dragato rappresenta un fattore rilevante per la scelta della draga da impiegare quando è necessario minimizzare i costi per le operazioni successive di pre-trattamento e smaltimento. Il materiale dragato per via meccanica presenta un elevato

contenuto solido, pertanto, i volumi del materiale contaminato e dell'acqua di processo da destinare al trattamento e allo smaltimento sono inferiori rispetto a quelli che si otterrebbero attraverso il dragaggio idraulico e quindi anche i costi sono minori.

- Distanza dal sito di trattamento/smaltimento:

Il materiale dragato sottoforma di fanghiglia può essere trasportato attraverso tubazioni anche per diversi chilometri fino al sito di trattamento/smaltimento. In aree altamente urbanizzate, l'impiego di tubazioni per il trasporto del materiale dragato può non essere fattibile, per cui è necessario ricorrere al dragaggio meccanico e, quindi, al trasporto tramite betta.

- Tasso di produzione della draga:

E' il volume dei sedimenti rimossi nell'unità di tempo. Può essere deliberatamente ridotto in modo da minimizzare la risospensione dei sedimenti, durante l'operazione di dragaggio o a causa di costrizioni imposte dalle modalità operative dei trattamenti successivi.

- Accuratezza della draga:

L'accuratezza nel rimuovere i sedimenti è un fattore molto importante, soprattutto quando i sedimenti dragati devono essere inviati a trattamenti particolarmente costosi. E' necessario assicurarsi che vengano rimossi i sedimenti contaminati minimizzando la quantità di sedimenti puliti che vengono inevitabilmente intercettati dalla draga.

Tuttavia, l'accuratezza non è influenzata unicamente dal tipo di draga selezionata, ma anche dalle condizioni del sito e dalle caratteristiche dei sedimenti, dall'abilità dell'operatore e dal volume di materiale dragato.

- Max e min profondità di dragaggio:

Mentre le draghe meccaniche a benna convenzionali possono raggiungere elevate profondità il cui limite è legato alla stabilità dello scavo, le draghe meccaniche a benna con braccio fisso e quelle idrauliche hanno un limite di profondità, dettato rispettivamente dalla lunghezza del braccio o del supporto della testa della draga.

In genere, le draghe idrauliche piccole vengono impiegate fino a profondità di 15 m; per profondità maggiori possono essere utilizzate draghe più grandi.

Tuttavia, le draghe idrauliche presentano un altro limite: possono essere utilizzate fino a profondità di 50 m, a causa della pressione atmosferica. Per ovviare a questo problema è

possibile usare le pompe sommerse.

Le draghe idrauliche necessitano anche di un'adeguata profondità minima, che deve essere almeno pari ad 1 m o 0,5 m, a seconda del tipo di draga, che è la profondità di immersione della barca.

- Capacità di rimozione dei detriti:

I sedimenti possono contenere detriti, soprattutto se all'interno di corpi idrici situati in aree urbanizzate, quali: rocce, cemento, legname, pneumatici e altri materiali.

I detriti di dimensioni maggiori di 0,5 m possono essere rimossi soltanto mediante draghe meccaniche, con conseguente aumento di torbidità durante il processo. Le draghe idrauliche cutter sono in grado di ridurre le dimensioni dei detriti, tuttavia quelli di dimensioni maggiori del diametro della tubazione che non vengono ridotti non possono essere rimossi e quelli più piccoli possono danneggiare le pompe.

- Capacità di limitare la risospensione dei sedimenti:

Il grado di risospensione dei sedimenti è influenzato, oltre che dalle caratteristiche dei sedimenti, dal tipo di draga utilizzata e dal tipo di operazione di dragaggio.

Le draghe meccaniche convenzionali, essendo costituite da benne munite di denti, sono soggette a perdite di sedimenti e di liquidi durante la risalita; di conseguenza, presentano una bassa capacità di limitare la risospensione dei sedimenti.

Le draghe idrauliche con disgregatore presentano una minore capacità di risospensione rispetto alle draghe meccaniche convenzionali, mentre quelle aspiranti, non essendo dotate di strumenti meccanici per rimuovere i sedimenti, hanno un'elevata capacità di limitare la risospensione.

- Controllo del rilascio dei contaminanti:

La draga meccanica a benna convenzionale ha una bassa capacità di controllo del rilascio dei contaminanti disciolti e volatili, al contrario gli altri due tipi di draghe meccaniche, in quanto sono dotate di benne in grado di minimizzare la risospensione dei sedimenti e, quindi, il rilascio dei contaminanti.

Le draghe idrauliche hanno una capacità media tra quelle meccaniche convenzionali e quelle non convenzionali di controllare il rilascio dei contaminanti dato che il materiale viene

prelevato con una tubazione.

E' possibile limitare la diffusione della contaminazione durante l'operazione di dragaggio attraverso l'installazione di barriere di contenimento.

- Capacità di minimizzare la contaminazione residuale:

La draga meccanica a benna convenzionale presenta un elevato potenziale di rilascio di sedimenti contaminati sul posto, sia per la forma dentata della benna che per il fatto di lasciare crateri sul fondo del corpo idrico che possono essere soggetti a franamenti.

Le altre draghe meccaniche e quelle idrauliche, invece, lasciano una contaminazione residua minore durante la fase di rimozione. Inoltre, le draghe idrauliche sono in grado di rimuovere anche sottili strati contaminati senza un eccessivo dragaggio.

- Controllo della posizione:

Le draghe meccaniche, rispetto a quelle idrauliche, hanno un maggior controllo della posizione di dragaggio se soggette a correnti, vento o a fluttuazioni del livello idrico.

Altri fattori da considerare sono:

- Disponibilità della draga.
- Restrizioni del sito:

La larghezza del canale, la presenza di ostruzioni superficiali e profonde, di ponti e di altre restrizioni possono limitare la scelta del tipo e della dimensione della draga.

Le draghe meccaniche possono essere utilizzate anche in aree confinate, le draghe semoventi richiedono profondità navigabili, mentre quelle stazionarie richiedono cavi di ancoraggio per poter operare.

13.5 Trasporto e Stoccaggio

Il trasporto del materiale dragato può avvenire in diversi modi attraverso:

- **tubazione:** il materiale può essere scaricato direttamente tramite tubazione nel sito di smaltimento/trattamento. E' economico se il sito è nelle vicinanze dell'area di dragaggio. Il materiale dragato per via meccanica può essere trasportato tramite tubazione previa miscelazione con acqua;

- **pontoni e bette:** vengono usate insieme a draghe meccaniche e rappresentano un mezzo molto efficace per il trasporto di grosse quantità di sedimenti per grandi distanze;
- **convogliatore:** questa modalità di trasporto può essere presa in considerazione solo per brevi distanze e nel caso di materiale asciutto;
- **vagone ferroviario:** è possibile collegare il sito di stoccaggio/trattamento con la rete ferroviaria locale quando le distanze sono molto lunghe;
- **camion/rimorchio:** il materiale dragato e/o trattato, previa separazione dall'acqua, può essere caricato su container o su camion per essere trasportato in un sito di smaltimento.

In genere, il materiale dragato per via meccanica, essendo denso, viene trasportato tramite bette, convogliatori, o mezzi su gomma o su ferrovia; il materiale dragato per via idraulica, invece, essendo in forma fangosa o liquida, viene trasportato tramite tubazione.

Lo stoccaggio temporaneo dei sedimenti contaminati può essere necessario allo scopo di sottoporre il materiale a separazione dall'acqua, per essere inviato allo smaltimento o può consistere in pre-trattamenti, per essere sottoposto ai trattamenti definitivi.

13.6 Impatti ambientali

Gli impatti ambientali possono aver luogo non solo durante il dragaggio, ma anche durante il trasporto e il deposito dei sedimenti. Di conseguenza, lo studio e la valutazione delle problematiche ambientali connesse all'operazione di rimozione dei sedimenti devono tener conto delle diverse aree coinvolte.

I principali impatti negativi che si verificano durante queste operazioni sono: l'aumento della torbidità, della concentrazione del materiale in sospensione, della domanda chimica di ossigeno (COD), della dispersione di nutrienti e della riduzione dell'ossigeno sciolto. Si evidenziano anche effetti sugli organismi bentonici, sulla capacità fotosintetica delle alghe e sui pesci.

Alterazione dell'habitat

La rimozione dei sedimenti contaminati causa la distruzione temporanea dell'habitat e della comunità presente nell'ambiente acquatico. Mentre un intervento di capping può essere

progettato in modo da favorire l'habitat desiderato, in questo caso non è possibile. Pertanto, durante la fase di selezione delle varie alternative di intervento bisogna valutare se il beneficio che deriva dal provvedere un habitat modificato, ma meno contaminato è maggiore dell'impatto dovuto alla perdita dell'habitat originario. Se non è così, la rimozione dei sedimenti contaminati non rappresenta l'alternativa più appropriata.

Perdita di contaminanti

Durante il dragaggio è inevitabile la perdita di contaminanti per risospensione dei sedimenti.

Dipende da vari fattori:

- proprietà fisiche dei sedimenti;
- distribuzione verticale dei contaminanti nei sedimenti;
- velocità della corrente e grado di turbolenza;
- eventi di forte precipitazione;
- tipo di draga utilizzata;
- metodo di dragaggio;
- esperienza degli operatori;
- presenza di detriti sul substrato;
- salinità dell'acqua;
- attività delle bette;
- installazione e spostamento delle barriere di contenimento.

Alla risospensione dei sedimenti consegue il rilascio di contaminanti, che possono rimanere adsorbiti alle particelle solide e ridepositarsi nell'area dragata o essere trasportati a valle, o che possono disciogliersi in acqua ed essere intercettati dal biota.

Il dragaggio deve essere quindi eseguito in modo da minimizzare tali perdite. Un modo consiste nell'utilizzare tipi di draghe e metodi di rimozione opportuni per un dato sito e dragare aree non troppo estese.

Per determinare la tecnica di rimozione più adatta bisogna stimare, anche se non è possibile farlo in maniera molto accurata, le perdite totali di contaminanti e confrontarle con quelle che si avrebbero adottando altre alternative.

La scelta del tipo di draga da utilizzare deve essere dettata anche dalle condizioni idrodinamiche del sito, dal costo, dalla manovrabilità e disponibilità di questa e dal tempo di

implementazione dell'intervento, che deve essere ragionevole.

Per minimizzare ulteriormente le perdite si utilizzano delle barriere di contenimento, che vengono disposte attorno all'area da dragare, per limitare il trasporto dei sedimenti contaminati in sospensione.

Vi sono diversi tipi di barriere di contenimento, tra le quali:

- barriere di metallo interconnesse infisse sul fondo del corpo idrico (**sheet pile walls**), che vengono in genere utilizzate per isolare l'area d'intervento dall'acqua in caso di scavo, utilizzate per interventi di dragaggio quando il corpo idrico è caratterizzato da un'elevata energia di trasporto.

La decisione se utilizzare o meno questo tipo di barriere deve basarsi sulle condizioni del sito e sul rischio di ricontaminazione che si correrebbe se non venissero installate, sulla potenziale estensione e durata del rilascio dei contaminanti da parte dei sedimenti e sull'accumulo dei sedimenti contaminati all'interno dell'area isolata.

Bisogna tener conto del fatto che quando viene isolata l'area dall'acqua, si avrà una differenza di livello idrico tra una parte e l'altra delle barriere e considerare quindi gli effetti che ne possono derivare.

E' necessario valutare anche i fenomeni erosivi che si possono verificare fuori dall'area di contenimento e la risospensione dei sedimenti contaminati durante il posizionamento e la rimozione delle barriere.

Tali barriere possono modificare in maniera significativa la capacità di trasporto dei fiumi, che quindi possono diventare più suscettibili all'esondazione.

- barriere costituite da una serie di galleggianti (**oil booms**), rivestiti in tessuto sintetico e collegati tra loro con un cavo o catene. Sono utilizzate per il contenimento di sedimenti che possono rilasciare oli o contaminanti galleggianti (ad es. light non aqueous phase liquid – LNAPL). Ad esse possono essere aggiunti materiali che assorbono olio, come il polipropilene, che però non trattengono la porzione dei galleggianti che diventa solubile (PAHs);
- barriere flessibili ancorate al fondo del corpo idrico: pareti o schermi limosi (**silt curtains o silt screens**). Le prime sono costituite da materiale impermeabile ed impenetrabile, come il nylon; le seconde sono costituite da un geotessile permeabile, che però trattiene la frazione dei solidi sospesi.

Sono utilizzate quando il trasporto dei sedimenti contaminati è minimo, ossia la risospensione dei sedimenti interessa un'area puntuale e non diffusa.

L'efficacia di queste barriere viene messa in crisi quando sono presenti:

- correnti elevate;
- forte vento;
- fluttuazioni del livello idrico;
- altezze d'onda eccessive;
- trascinamento di detriti e di ghiaccio.

Sono pertanto più efficaci in caso di acque basse e ambienti poco dinamici ($h < 6,5$ m e $v < 50$ cm/s).

Fattori in grado di mettere in crisi la funzionalità delle barriere di contenimento sono:

- presenza di una notevole quantità e varietà di solidi sospesi;
- metodo di ormeggio;
- caratteristiche delle barriere.

Per garantire il contenimento durante il dragaggio, le barriere devono essere rimosse soltanto quando l'operazione è completa; tuttavia non sempre è possibile perché a volte vi è la necessità di aprire un varco per permettere il passaggio delle bette.

In caso di progetti molto grandi può essere necessario riposizionare le barriere man mano che la draga si muove.

Le barriere non devono impedire la navigazione e possono anche essere usate per proteggere determinate aree dai sedimenti contaminati sospesi (habitat protetti, opere di presa dell'acqua, aree ricreative, ecc.).

Il rilascio di contaminanti può avvenire anche per volatilizzazione e questo accade soprattutto negli interventi di scavo.

In questo caso per minimizzare le emissioni nell'aria è possibile intervenire riducendo il tasso di produzione del dragaggio, cioè il volume di sedimenti da rimuovere nell'unità di tempo, oppure coprendo la superficie dell'acqua con una barriera o con un composto assorbente o coprire direttamente la draga.

Nel caso di scavo le emissioni in aria sono maggiori, pertanto è consigliabile eseguire tali interventi quando la temperatura non è elevata, e cioè nei periodi freddi e di notte.

Contaminazione residua

Per contaminazione residua si intende la contaminazione rimanente nel sito dopo la rimozione.

Questo può accadere per diversi motivi:

1. non sempre è possibile rimuovere completamente i sedimenti contaminati;
2. la draga o la benna può lasciar cadere i sedimenti;
3. i sedimenti posti su pendenze ripide possono cadere nell'area dragata;
4. i sedimenti all'interno della zona dragata possono riassetarsi.

L'estensione della contaminazione dipende da vari fattori:

- esperienza dell'operatore e tipo e dimensione della draga;
- ripidità della pendenza del substrato da rimuovere;
- quantità di materiale sospeso durante il dragaggio;
- tipo di barriere utilizzate per il controllo della dispersione del materiale contaminato;
- spessore del deposito da rimuovere;
- concentrazione di contaminanti nell'area adiacente a quella d'intervento;
- caratteristiche dei sedimenti sottostanti a quelli da rimuovere o del substrato roccioso;
- presenza di detriti, ostruzioni o area d'intervento limitata (che possono limitare l'efficacia della draga).

E' necessario stimare il livello di contaminazione residua, anche se non è possibile farlo accuratamente. Quando ci si aspetta un livello inaccettabile si procede ad una nuova passata con la draga per raggiungere il livello desiderato, oppure può essere necessario posizionare uno strato sottile di materiale pulito o aggiungere materiale reattivo per ridurre la contaminazione residua.

La contaminazione residua è elevata nei siti caratterizzati da un substrato con ciottoli e detriti, in ambienti acquatici molto dinamici, quando la profondità dell'acqua è elevata e dove i sedimenti ad elevata concentrazione di contaminanti giacciono al di sotto dell'area dragata o sul substrato roccioso o sul fondo "duro".

Può essere elevata anche in acque basse e quando i sedimenti sono caratterizzati da un elevato contenuto di acqua.

La continua bioaccumulazione dei contaminanti rimanenti nell'area dragata può influenzare il raggiungimento degli obiettivi di risanamento.

Salute e sicurezza degli operatori e della comunità circostante

La rimozione dei sedimenti può essere un'attività pericolosa, soprattutto se le concentrazioni dei contaminanti sono elevate.

A seconda del tipo e della concentrazione dei contaminanti presenti e del livello di esposizione degli operatori ad essi, questi devono essere dotati di dispositivi di sicurezza e di respiratori (questi ultimi nel caso di rilascio di contaminanti volatili) e ricevere adeguata formazione sulla sicurezza sul lavoro.

Da tenere in considerazione sono anche gli impatti legati alle diverse attività quali: odori, rumore, luci, traffico, ecc.

13.7 Monitoraggio nell'area di dragaggio

Controlli in fase di realizzazione

L'obiettivo di questa fase è quello di verificare durante le attività di dragaggio, le eventuali variazioni dei parametri ambientali generate dal dragaggio dei materiali, tali da compromettere l'assetto naturale dell'area e il suo futuro recupero. Dovranno, in particolare, essere indagate le turbative indotte sia sulla colonna d'acqua (aumento della torbidità) sia sui popolamenti bentonici. Occorre, infatti verificare se al vettore di carico siano associati fenomeni importanti di *overflow* e se gli stessi possano interessare, in particolar modo, gli habitat sensibili eventualmente presenti. A tale proposito si prevede di condurre indagini specifiche sulle masse d'acqua (caratteristiche fisico-chimiche, particellato sospeso, intensità e direzione delle correnti), al fine di seguire l'evoluzione spaziale e temporale del **plume** di torbida. Qualora durante questa fase risultasse una distribuzione del sedimento in sospensione tale da interessare gli habitat sensibili eventualmente presenti nelle vicinanze, questi habitat dovranno essere sottoposti ad un più approfondito monitoraggio.

La frequenza delle attività e il numero delle campagne da effettuare durante questa fase di indagine vengono stabilite di volta in volta, considerando sia le ipotesi di impatto, emerse nelle fasi precedenti di studio di caratterizzazione ambientale, sia le specifiche progettuali del dragaggio, tra le quali ha grande rilevanza la durata prevista per le attività di movimentazione. In dettaglio, durante la fase di monitoraggio in corso d'opera, sono previste indagini sperimentali relative a:

- caratterizzazione spaziale e temporale del plume di torbida;
- popolamento bentonico.

Le indagini sul popolamento bentonico vanno effettuate in tutte le stazioni scelte durante la precedente fase di caratterizzazione. I risultati ottenuti durante il monitoraggio in corso d'opera, integrati con quelli ottenuti nello studio di caratterizzazione ambientale, serviranno per definire operativamente i protocolli da seguire durante il successivo monitoraggio post operam. Qualora durante il monitoraggio in corso d'opera emergessero dei risultati tali da evidenziare pericolo per l'ambiente, come ad esempio danni agli habitat sensibili, sarà opportuno valutare un'eventuale sospensione immediata delle attività di dragaggio. In ogni caso, sia che si concluda che il dragaggio possa proseguire, eventualmente con opportuni accorgimenti tecnici e/o procedurali, sia che si renda necessario interrompere le attività, si dovrà passare alla fase di monitoraggio post operam.

Controlli post operam

Lo scopo delle indagini condotte al termine delle operazioni di dragaggio è quello di fornire dati relativi alle variazioni dei parametri indagati a seguito delle attività di movimentazione del fondo e stimare i tempi di recupero. Tali indagini riguardano diversi parametri e si articolano in diversi cicli temporali, da decidere in base alle caratteristiche dell'ambiente in cui si trova il sito di dragaggio. Il monitoraggio deve essere in grado di valutare i tempi di risanamento degli ambienti coinvolti e deve coprire un arco temporale minimo di due anni; è possibile ipotizzare che le campagne di indagine siano, inizialmente, più frequenti e diventino più diradate con il passare del tempo. È importante che almeno alcune delle campagne di monitoraggio vengano effettuate nella stessa stagione in cui è stata condotta la fase di caratterizzazione del sito, che di fatto costituisce, relativamente all'attività di dragaggio, la situazione originaria su cui fare riferimento per il confronto.

Per quanto attiene, in particolare, al monitoraggio del popolamento ittico demersale, le cale di pesca sperimentali devono essere condotte, per ogni ciclo, sia nelle vicinanze dell'area dragata sia nelle aree adiacenti, in modo tale da evidenziare possibili effetti del dragaggio.

Le attività previste in questa fase riguardano:

- morfologia;
- caratteristiche tessiturali (granulometria) dei sedimenti superficiali;

- idrologia delle masse d'acqua (caratteristiche chimico-fisiche);
- particolato sospeso;
- popolamento bentonico;
- popolamento ittico demersale.

Qualora durante la fase di monitoraggio in corso d'opera sia emerso un possibile impatto sugli habitat sensibili eventualmente presenti in aree limitrofe, anche questi dovranno essere sottoposti a specifico monitoraggio.

13.8 Monitoraggio nell'area di trasporto

Controlli in fase di realizzazione:

Le indagini ambientali in questa fase hanno lo scopo di valutare se l'effetto fisico (aumento della torbidità), indotto sulla colonna d'acqua durante le operazioni di trasporto del materiale, possa interessare gli habitat sensibili presenti. Durante questa fase occorre, verificare, analogamente a quanto suggerito nel caso del monitoraggio del dragaggio, se la diffusione del plume possa realmente interessare gli habitat sensibili presenti. In particolare, sono previste indagini specifiche sulla colonna d'acqua al fine di caratterizzare il plume di torbida nello spazio e nel tempo. Per stabilire la frequenza delle attività (possono, infatti, anche essere previste più campagne di monitoraggio) devono essere considerati diversi aspetti, quali:

- i risultati emersi dallo studio di caratterizzazione;
- le caratteristiche del dragaggio (in particolare la percentuale di pelite presente nei sedimenti trasportati e i volumi di sedimento movimentati);
- la presenza, lungo le rotte di trasferimento della sabbia e/o nelle loro immediate vicinanze, di habitat sensibili e/o da tutelare.

Lo studio di monitoraggio in corso d'opera potrà avere i seguenti risultati:

- l'overflow non interferisce con gli habitat sensibili;
- l'overflow interferisce con gli habitat sensibili e il trasporto può proseguire solo con opportuni accorgimenti (ad esempio percorsi alternativi);
- l'overflow interferisce con gli habitat sensibili e il trasporto non può proseguire.

Negli ultimi due casi, nei quali le indagini condotte individuano dei modelli di distribuzione del sedimento, tali da interessare gli habitat sensibili, questi dovranno essere sottoposti a specifico monitoraggio post operam, le cui modalità saranno individuate proprio sulla base dei

risultati emersi in questa fase.

Controlli post operam

Nell'area di trasporto il monitoraggio post operam viene eseguito solo nel caso in cui nella fase di monitoraggio in fase di realizzazione sia emersa una distribuzione spaziale del plume tale da interessare gli habitat sensibili presenti lungo le rotte di trasferimento del sedimento e/o nelle loro immediate vicinanze. L'area in cui condurre le indagini sarà quella individuata nella fase precedente. Per definire il numero di monitoraggi e la frequenza delle attività si dovrà fare riferimento alle caratteristiche ambientali dell'area e alle caratteristiche tecniche del dragaggio, integrate con i risultati emersi dalle fasi precedenti.

Durante le fasi di monitoraggio dovranno essere previste indagini dirette relative a:

- idrologia delle masse d'acqua (caratteristiche chimico-fisiche);
- particolato sospeso (totale e inorganico);
- habitat sensibili.

Il monitoraggio dell'area di trasporto deve essere condotto fino al ritorno a condizioni ambientali comparabili a quelle ante operam e deve permettere di valutare i tempi di recupero degli habitat sensibili eventualmente interessati dagli effetti del trasporto dei sedimenti.

13.9 Monitoraggio nell'area di ripascimento

Controlli in fase di realizzazione

La fase di monitoraggio in corso d'opera nell'area del ripascimento viene condotta solo quando nella fase di caratterizzazione sia emersa la reale possibilità che gli habitat sensibili presenti possano essere interessati direttamente dal refluento dei sedimenti. Più in generale, si ritiene importante sottolineare come l'obiettivo perseguito durante questa fase non sia tanto quello di verificare le variazioni dei parametri ambientali indotte dalle attività di ripascimento, essendo infatti evidenti gli effetti a breve termine sull'ambiente e sugli organismi ivi presenti, quanto quello di valutare gli eventuali effetti diretti (ricoprimento e conseguente soffocamento) indotti su habitat sensibili.

Controlli post operam

Il monitoraggio in quest'area ha, in particolare, lo scopo di valutare gli effetti a breve e a

lungo termine prodotti dal ripascimento sulle comunità bentoniche presenti. Il disegno di campionamento per il monitoraggio post operam dovrà prevedere la stessa area di indagine e le stesse stazioni già identificate nella fase di caratterizzazione e nella fase di monitoraggio durante la realizzazione, se effettuata. La frequenza delle attività e il numero delle campagne sperimentali verrà definito di volta in volta e verrà deciso in funzione delle caratteristiche ambientali dell'area e delle specifiche progettuali del ripascimento, integrate con i risultati ottenuti nella fase di caratterizzazione e nella fase di monitoraggio durante la realizzazione, quest'ultima se effettuata. Il monitoraggio dovrà, in ogni caso, avere una durata complessiva tale da documentare i possibili effetti indotti ed, eventualmente, il ristabilirsi di condizioni di equilibrio.

Dovranno essere effettuate, per ogni campagna sperimentale, indagini dirette relative a:

- granulometria dei sedimenti superficiali;
- habitat sensibili e/o specie sensibili.

Le indagini granulometriche dei sedimenti superficiali vengono eseguite con il solo scopo di supportare le indagini condotte sugli habitat sensibili e/o le specie sensibili.

14 TECNOLOGIE DI TRATTAMENTO

Esistono diverse tecnologie per il trattamento dei sedimenti contaminati, molte di queste sviluppate per i suoli contaminati e, successivamente, estese ai sedimenti contaminati.

In questo capitolo sono introdotte le tecnologie di trattamento che hanno una dimostrata efficienza di rimozione.

Le tecnologie di trattamento dei sedimenti, in base alla tipologia dei processi coinvolti per il trattamento, si distinguono in:

- fisiche;
- chimiche;
- biologiche.

Possono agire sulla concentrazione, sulla mobilità e/o sulla tossicità dei sedimenti attraverso:

- la distruzione dei contaminanti o la trasformazione di questi in una forma meno tossica;
- la separazione o l'estrazione dei contaminanti dai sedimenti;
- la riduzione del volume del materiale contaminato mediante la separazione tra la frazione grossolana e quella fine che presenta una maggiore affinità per i contaminanti;
- la stabilizzazione fisica e/o chimica dei contaminanti, in modo tale che i contaminanti rimangano fissi alla fase solida e resistenti a erosione, volatilizzazione, lisciviazione, ecc.

Tali tecnologie si distinguono anche in base alla tipologia realizzativa, che può essere in situ o ex situ.

Le tecnologie ex situ, inoltre, possono essere on site o off site. Gli interventi on site prevedono la movimentazione e la rimozione del materiale scavato, con trattamento nell'area del sito stesso e possibile riutilizzo; gli interventi off site prevedono, invece, la movimentazione e la rimozione del materiale scavato con trattamento o smaltimento in un'area esterna al sito.

Una tipologia on site consente di evitare il deposito di rifiuti non trattati in attesa del trasporto verso il sito di trattamento e smaltimento, e quindi l'insorgere di impatti ambientali negativi collegati a tale attività.

Inoltre, riduce la quantità di materiale uscente dal sito e il rischio di spargimento di contaminanti durante il trasferimento verso l'area adibita a trattamento/smaltimento.

La scelta tra una tecnologia in situ o ex situ dipende da diversi fattori, quali:

- i tempi;
- i costi;
- l'esistenza di una garanzia di risanamento completo;
- la disponibilità di siti di trattamento/smaltimento;
- i rischi di esposizione degli operatori ai contaminanti in tutte le fasi di rimozione, movimentazione e trattamento dei sedimenti contaminati;
- i rischi di introduzione di materiale contaminato in aree non contaminate.

14.1 Pretrattamenti

I sedimenti dragati o scavati, prima di essere inviati al trattamento finale o allo smaltimento, devono essere sottoposti a dei pretrattamenti allo scopo di:

- modificarne le caratteristiche fisiche e chimiche per raggiungere i requisiti richiesti per i diversi trattamenti e per lo smaltimento;
- ridurre il volume ed il peso per facilitare il trasporto, il trattamento e lo smaltimento.

I pretrattamenti consistono in:

- disidratazione;
- pre-condizionamento;
- classificazione dimensionale.

La scelta dei pretrattamenti da adottare dipende dalla qualità dei sedimenti rimossi e dalle componenti selezionate per il trattamento/smaltimento. Non esiste, quindi, un ciclo di pretrattamento standard.

14.1.1 Tipologia di pretrattamento

Disidratazione

La disidratazione viene praticata per:

- abbassare il contenuto di acqua nei sedimenti;
- rendere il materiale palabile e quindi maneggevole.

Viene effettuata prima di trasportare il materiale nella stazione di trattamento, quando questa è lontana dalle aree da dragare o non prevede un impianto di trasporto idraulico del materiale, o nella discarica, quando non è necessario trattarlo.

La disidratazione può essere di tre tipi: disidratazione passiva, disidratazione meccanica ed evaporazione attiva.

La **disidratazione passiva** è una tecnica che si basa sulla evaporazione e sul drenaggio naturali. Consta di tre processi:

- drenaggio;
- consolidamento;
- evaporazione.

L'**evaporazione attiva** avviene attraverso tecnologie che usano fonti di energia artificiali per riscaldare i sedimenti, come i forni. E' molto costosa, ma rimuove quasi tutta l'acqua restituendo materiale con contenuto solido pari a circa il 90%.

La **disidratazione meccanica** può essere effettuata mediante l'utilizzo di tre differenti tecnologie:

- ispessimento a gravità;
- centrifugazione;
- filtrazione.

La scelta di una soluzione rispetto all'altra dipende da:

- volume dei sedimenti da trattare;
- disponibilità di aree;
- grado di disidratazione richiesto;
- concentrazione di solidi nei sedimenti dragati.

Con l'**ispessimento a gravità** si ottiene la separazione dei solidi dall'acqua per sedimentazione.

Un ispessitore a gravità è costituito da:

- * vasca a pianta circolare con fondo conico rovescio;
- * mescolatore a pettine per favorire l'addensamento dei fanghi;
- * raschiatore di fondo per convogliare i fanghi sedimentati presso la bocca di uscita;
- * sfioro periferico dell'acqua che si separa dai fanghi.

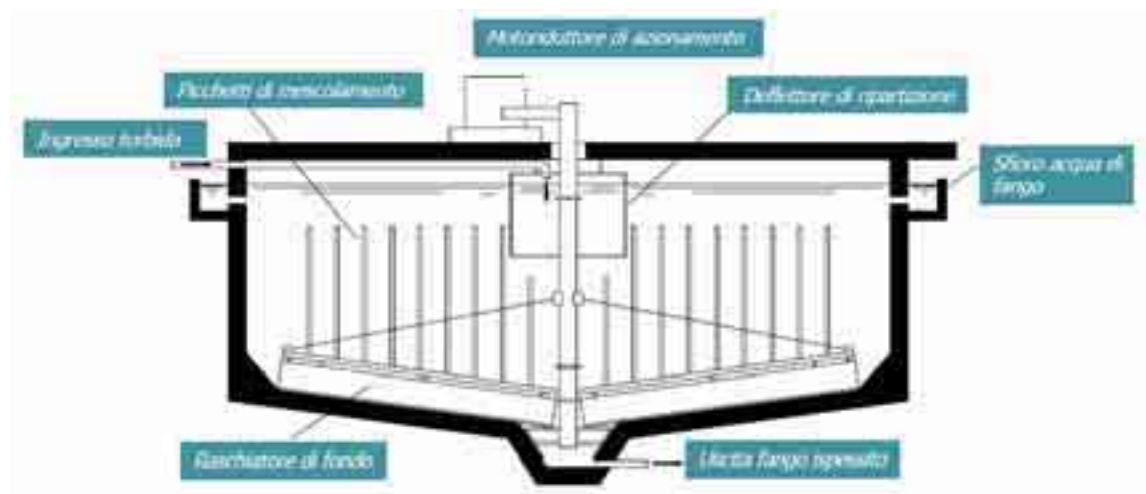


Figura 14.1- Ispezzitore a gravità per la disidratazione meccanica dei sedimenti (da *Trattamenti ex-situ: Dragaggio – Pre-trattamenti* (cap. 9) – di Rodolfo M. A. Napoli e al. – www.campusuniparthenope.it).

Per quanto riguarda la **centrifugazione**, la separazione del materiale solido dall'acqua avviene sfruttando la differenza di densità dei sedimenti e la forza centrifuga.

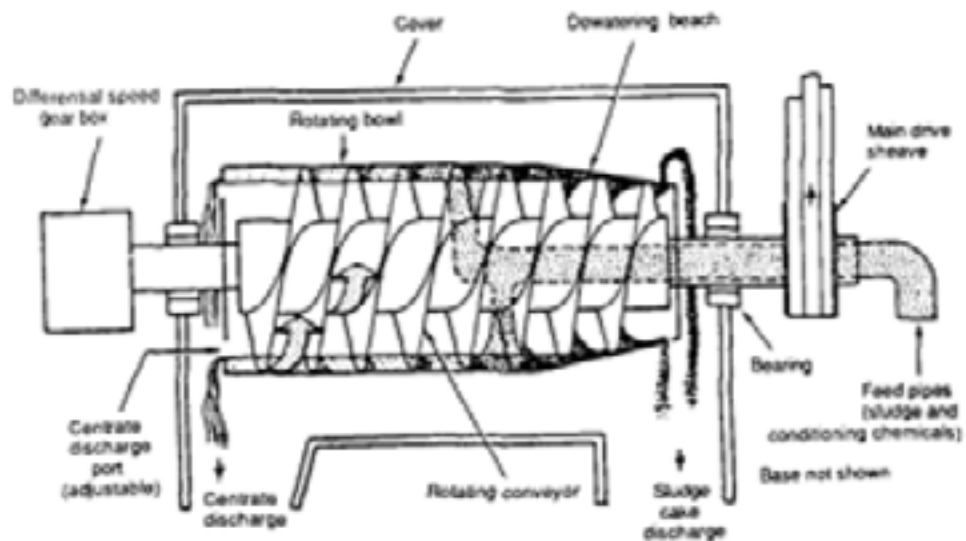


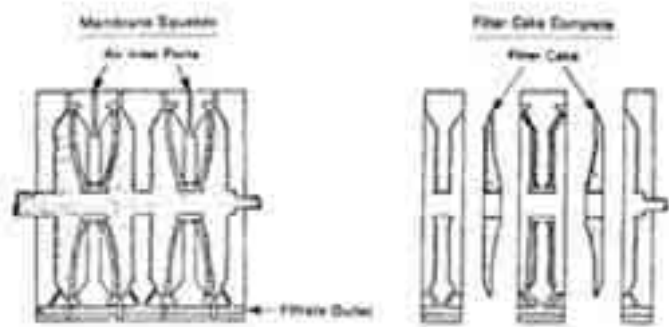
Figura 14.2- Centrifuga per la disidratazione meccanica (da *Trattamenti ex-situ: Dragaggio – Pre-trattamenti* (cap. 9) – di Rodolfo M. A. Napoli e al. – www.campusuniparthenope.it).

Con la **filtrazione** si ottiene la separazione dell'acqua dai sedimenti mediante compressione in modo da espellere l'aria per pressione.

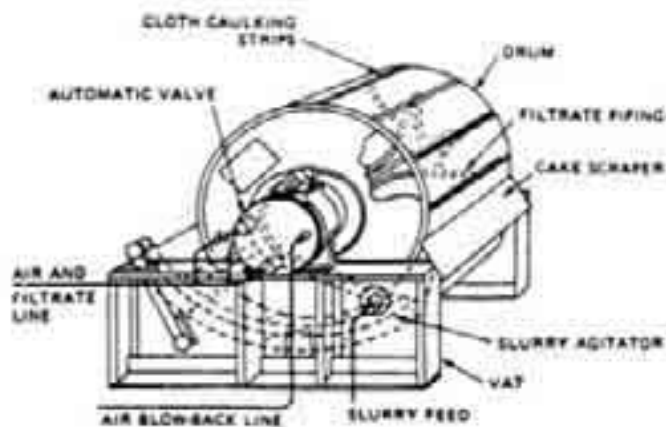
Vi sono tre tipologie di filtri:

- filtri pressa;
- filtri sotto vuoto;
- filtri a nastro.

La filtrazione può essere effettuata soltanto a valle di un trattamento di classificazione dimensionale perché, per avere un rendimento soddisfacente, il materiale sospeso deve essere omogeneo.



Filtro pressa



Filtro sotto vuoto a tamburo

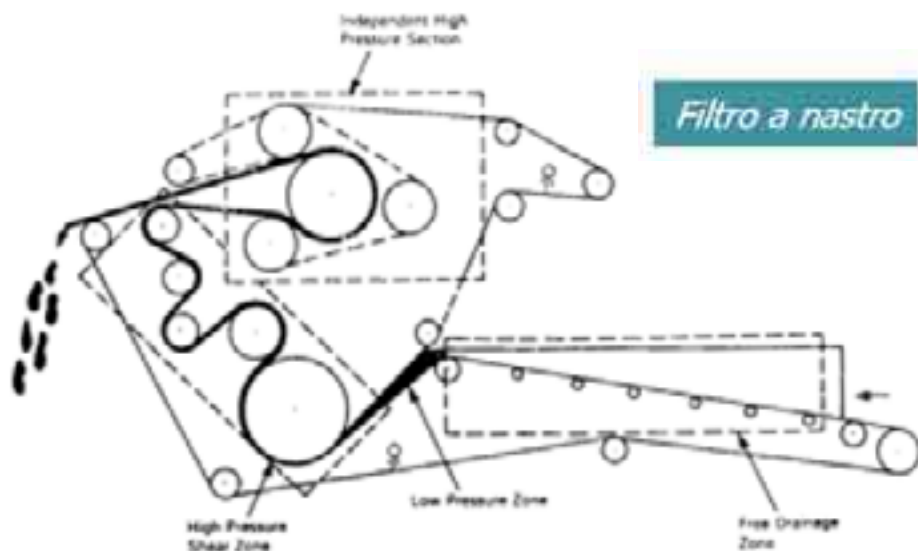


Figura 14.3- Filtro pressa, filtro sotto vuoto a tamburo e filtro a nastro (da *Trattamenti ex-situ: Dragaggio – Pre-trattamenti (cap. 9)* – di Rodolfo M. A. Napoli e al. – www.campusuniparthenope.it).

Pre-condizionamento

Viene adottato quando le caratteristiche chimiche dei sedimenti sono tali da interferire con le condizioni operative dei trattamenti previsti a valle e quando è necessario bloccare o stabilizzare processi di degradazione della sostanza organica presente nei sedimenti che si potrebbero verificare durante le soste nelle aree di stoccaggio dei materiali pre-trattati.

Il condizionamento, in genere, viene effettuato sulla frazione fine che deve essere sottoposta ai trattamenti successivi.

Può consistere nei seguenti processi:

- * riduzione della salinità;
- * correzione del PH;
- * mobilizzazione dei contaminanti;
- * abbattimento dei contaminanti non adsorbiti;
- * ecc.

L'utilizzo di tecniche di disidratazione per centrifugazione e filtrazione richiede sempre il pre-condizionamento chimico per migliorare la filtrabilità.

Per determinare l'efficienza del trattamento si ricorre a due parametri:

- rapporto tra la massa di agente chimico sulla massa di secco, CCD (Chemical Conditioning Dosage);
- contenuto di solidi misurato come frazione in peso dei solidi:

$$S = P_s / P_{tot} * 100.$$

Classificazione dimensionale

La classificazione dimensionale ha lo scopo di separare la frazione fine dalle frazioni grossolane, sia perché ad essa è associato quasi interamente il contaminante, e quindi per ridurre il volume del materiale da trattare, sia perché le dimensioni delle particelle solide e il contenuto di sabbie ed argille possono influenzare l'efficacia dei trattamenti.

Tale trattamento divide quindi i sedimenti in tre frazioni:

- frazione fine: sabbie fini, limi e argille;
- sabbie, da smaltire o da riutilizzare;
- materiale grossolano, e cioè ciottoli, ghiaia e sabbia grossa, da smaltire.

La classificazione dimensionale può essere effettuata attraverso:

- la vagliatura;
- la grigliatura;
- gli idrocycloni.

Le **griglie** servono per separare il materiale grossolano di dimensioni maggiori di 2 cm; i **vagli vibranti o rotanti** per separare materiale di dimensioni comprese tra i 2,5 cm e i 40 µm, mentre gli **idrocycloni** per separare i limi e le sabbie fini.

Gli impianti di vagliatura e di grigliatura vengono messi in serie, mentre gli idrocycloni vengono installati a seconda delle caratteristiche dei sedimenti e dei contaminanti da eliminare. Inoltre, le griglie e i vagli possono essere alimentati con materiale secco o con torbide, mentre gli idrocycloni solo con torbide.

In genere, gli idrocycloni sono preceduti da una fase di vagliatura e rappresentano l'ultima fase di classificazione dimensionale.

Sono alimentati con materiale di dimensioni inferiori ai 400 µm e sono in grado di separare particelle fino a 5 µm.

La torbida viene immessa tangenzialmente nella zona superiore dell'idrocyclone e ad elevata velocità in modo da imprimerle un moto rotatorio. Il moto rotatorio consente di separare i

sedimenti più grandi e pesanti, che vengono centrifugati verso la parete più esterna e spinti poi per effetto della gravità verso il basso da dove vengono evacuati, da quelli più leggeri, che vengono trascinati verso l'asse del ciclone ed evacuati invece verso lo sfioro posto sulla sommità dell'idrociclone.

Gli idrocycloni possono essere usati anche per la disidratazione meccanica, anche se il loro utilizzo è principalmente per la classificazione dimensionale.

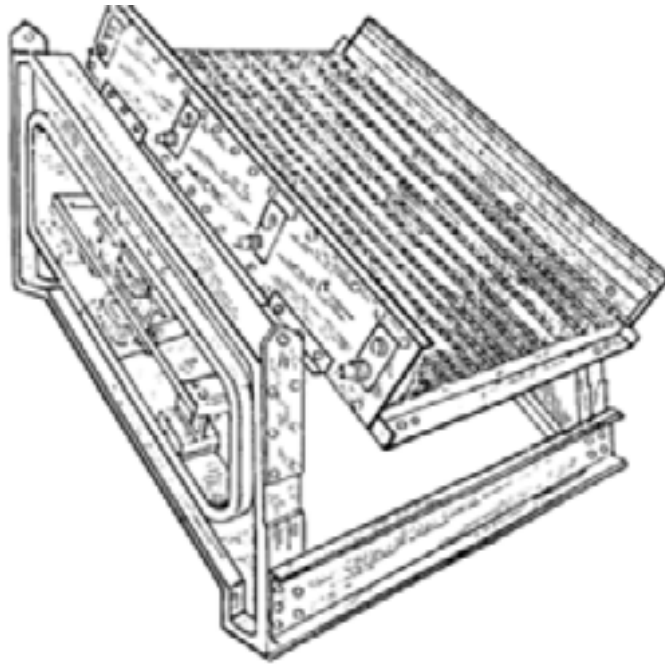
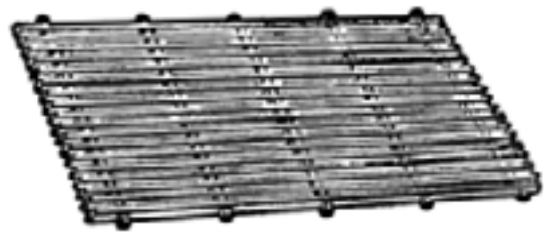
Esistono altri tipi di tecnologie per la separazione fisica utilizzate per recuperare i minerali contenuti nei sedimenti.

Una si basa su un processo di manipolazione delle proprietà della superficie dei minerali mediante l'aggiunta di reagenti che fanno sì che i minerali perdano l'affinità con l'acqua. Attraverso poi l'insufflazione di aria, i minerali diventati idrofobici si attaccano alle bolle d'aria e vengono portati via sotto forma di schiuma.

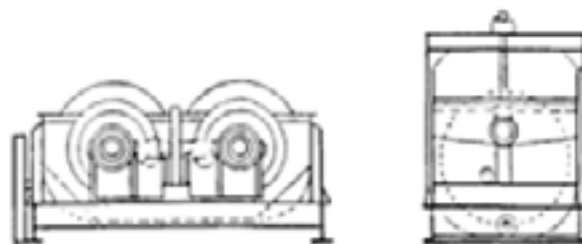
L'altra tecnologia consiste nella separazione magnetica dei sedimenti contenenti minerali suscettibili all'attrazione magnetica sotto i 5 μm .

Il materiale magnetico viene fatto entrare in un solenoide, dove rimane intrappolato, e poi lavato via.

Griglia semplice



Vaglio vibrante



Vaglio rotante a coclea

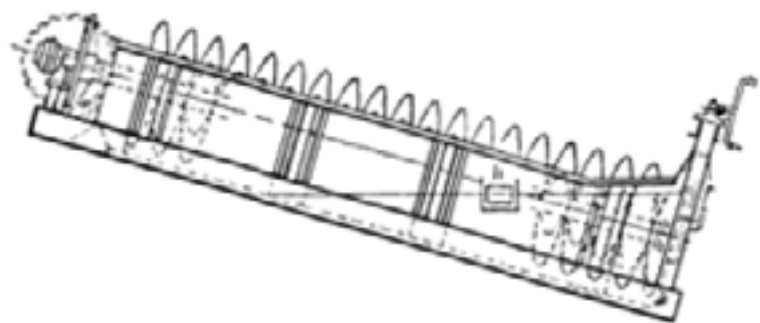




Figura 14.4- Griglia semplice, vaglio vibrante, vaglio rotante a coclea e idrociclone per la classificazione dimensionale dei sedimenti (da *Trattamenti ex-situ: Dragaggio – Pre-trattamenti* (cap. 9) – di Rodolfo M. A. Napoli e al. – www.campusuniparthenope.it).

14.1.2 Impatti ambientali

La disidratazione, il condizionamento e la classificazione dimensionale generano:

- acque reflue;
- fanghi residui;
- emissioni gassose in atmosfera

Le acque reflue, i fanghi residui e le emissioni gassose devono essere trattati. Le tecnologie utilizzate sono le stesse valide per il trattamento delle acque di scarico e dell'aria e per il trattamento e lo smaltimento dei solidi.

L'effluente una volta depurato può essere scaricato nei corpi idrici ricettori disponibili e i fanghi smaltiti in discarica, mentre le emissioni gassose, per essere immesse in atmosfera, devono rispettare i limiti di legge stabiliti dal D.Lgs. 152/06.

14.2 Biorisanamento

Il biorisanamento è una tecnologia di bonifica che applica un trattamento biologico ai sedimenti contaminati, sfruttando la capacità dei microrganismi di degradare i composti organici o di trasformarli in sostanze meno tossiche o innocue per l'ambiente.

Consiste nell'aggiunta di nutrienti (azoto, fosforo, ecc.), minerali e altri reagenti (come l'ossigeno) per fornire l'energia necessaria ai microrganismi per crescere e sopravvivere e per favorire quindi l'attacco microbico dei contaminanti organici adsorbiti sulle particelle solide o disciolti nella fase acquosa (biostimolazione). Possono essere anche aggiunti microrganismi esogeni all'ambiente per stimolare i processi di biodegradazione (bioaugmentation).

Un processo biologico può consistere in:

- ossidazione aerobica: avviene in presenza di ossigeno che funge da elettrone-accettore, cioè riceve l'elettrone ceduto dalla sostanza organica e quindi si riduce, mentre per la sostanza organica si ossida. I prodotti finali sono acqua e anidride carbonica.
- ossidazione anaerobica: avviene in assenza di ossigeno per cui i composti che fungono da elettrone-accettori sono i nitrati, il manganese (IV), il ferro (III), i solfati e l'anidride carbonica. I prodotti finali sono metano e anidride carbonica;
- dechlorurazione riduttiva anaerobica: comporta la sostituzione di un atomo di cloro con uno di idrogeno e può essere operata direttamente o per cometabolismo. Nel primo caso, i composti alogenati vengono degradati: quelli ad elevato grado di sostituzione con reazioni riduttive, mentre quelli meno clorurati con processi aerobici di ossidazione; nel secondo, è un enzima prodotto dai microrganismi impegnati in un'altra reazione a degradare i composti alogenati.

14.2.1 Contaminanti trattati

Il trattamento di biorisanamento è in grado di degradare una vasta gamma di contaminanti il cui grado di degradabilità è indicato nella tabella sottostante:

Tipo di contaminante	Grado di degradabilità
Composti monoaromatici: BTEX, alcoli, fenoli, amine	Molto facile
Idrocarburi alifatici fino a C15	Molto facile
Idrocarburi alifatici C12-C20	Moderatamente facile
Idrocarburi alifatici > C20	Moderatamente difficile
Idrocarburi monoclorurati	Moderatamente facile
Idrocarburi policlorurati	Moderatamente difficile
Idrocarburi policiclici aromatici IPA	Molto difficile
PCB	Molto difficile
Pesticidi	Molto difficile

Tabella 14-1- Degradabilità di alcuni contaminanti (da *Tecnologie di bonifica dei siti inquinati* – di S. Tunesi e Q. Napoleoni – Il Sole 24 ore, 2003).

14.2.2 Tipologie realizzative

A causa della complessità dell'ecosistema in corrispondenza dell'interfaccia acqua-sedimenti, della difficoltà di controllare i processi chimici e biologici nei sedimenti e della necessità di modificare le condizioni ambientali nei vari stadi del processo di biorisanamento, la tecnologia di biorisanamento in situ presenta una limitata efficacia. Pertanto, il biorisanamento ex situ, in cui le condizioni dell'ambiente possono essere tenute sotto controllo e modificate progressivamente durante il processo, fornisce maggiori prospettive di successo.

Per i trattamenti di biorisanamento ex situ esistono impianti on site e off site:

- reattori;
- biopile.

Reattori

Il biorisanamento che impiega reattori è una tecnologia recente. E' adatto per trattare materiale fine perché rimane facilmente in sospensione.

Il materiale contaminato, sotto forma di fanghiglia, viene introdotto nel reattore e miscelato continuamente con appropriati nutrienti in modo da favorire i processi biologici, mantenendo sotto controllo le condizioni all'interno del reattore.

Il trattamento può avvenire in condizioni aerobiche o anaerobiche o alternativamente aerobiche e anaerobiche.

Biopile

Tale tecnologia è la più diffusa essendo di facile realizzazione.

Il materiale viene disposto in cumuli ai quali vengono aggiunti nutrienti, minerali ed altri reagenti per favorire la degradazione aerobica.

I cumuli vengono mantenuti in condizioni di aerazione e di umidità controllate e sono collegati a sistemi di raccolta del percolato, che può formarsi a causa dei fenomeni fermentativi.

I cumuli sono situati su aree predisposte per il trattamento, coperte ed impermeabilizzate, dotate di sistemi di raccolta e trattamento del percolato.

La dimensione dell'area dipende dal volume dei sedimenti da trattare e dall'altezza max della biopila che rende efficace il trattamento.

La realizzazione di un trattamento di questo tipo richiede:

- pretrattamento consistente nella separazione fisica delle frazioni solide;
- messa in opera di un sistema di tubature in PVC per garantire l'aerazione all'interno del cumulo;
- predisposizione di un sistema di tubature per iniettare nutrienti ed acqua all'interno del cumulo, in modo da mantenere un contenuto d'acqua adeguato.

E' possibile fornire aria al cumulo anche attraverso agitazione meccanica del materiale all'interno del cumulo, che comunque può essere necessario per distribuire i nutrienti ed i reagenti e per mantenere livelli adeguati di umidità.

I tempi e i modi di insufflazione di aria, di iniezione e di distribuzione dei nutrienti e dei reagenti vengono stabiliti in base al volume del cumulo e alla concentrazione iniziale dei contaminanti.

Tale tecnologia presenta i seguenti vantaggi:

- è di facile implementazione;
- comporta tempi di trattamento brevi (da 6 mesi a 2 anni per i derivati del petrolio);
- è efficace con i contaminanti organici a bassa velocità di degradazione;
- richiede pochi spazi.

Tuttavia:

- elevate concentrazioni di metalli inibiscono l'attività microbica;
- non raggiunge una percentuale di rimozione maggiore del 95%;
- non è sempre efficace in caso di elevati livelli di contaminazione.

14.2.3 Contaminanti trattati

Il trattamento tramite reattori è in grado di degradare oli e grasso, mentre non è efficace con i PAH.

I contaminanti che possono essere degradati con il trattamento delle biopile sono:

- idrocarburi pesanti;
- idrocarburi con bassa velocità di degradazione;
- IPA;
- alcoli e fenoli.

Non è efficace nella rimozione di elevate concentrazioni di idrocarburi totali derivati dal petrolio.

14.2.4 Impatti ambientali

Durante il processo di miscelazione e/o di aerazione all'interno del reattore alcuni contaminanti volatilizzano, pertanto è necessario introdurre un sistema di controllo delle emissioni gassose in atmosfera. Inoltre, una volta terminato il processo all'interno del reattore il materiale trattato deve essere separato dall'acqua che poi deve essere trattata.

Lo stesso vale per il trattamento con sistema di biopile.

Di conseguenza, bisogna prevedere ulteriori trattamenti dei residui gassosi, liquidi e anche di quelli solidi.

14.2.5 Monitoraggio

E' necessario prelevare campioni significativi del materiale del cumulo non solo all'inizio del trattamento ma anche periodicamente in modo da verificare che tutto il materiale sia interessato dalle reazioni di degradazione. Allo stesso scopo si devono prelevare anche campioni di gas interstiziali ed effettuare test respirometrici per analizzare le velocità di consumo dell'ossigeno e monitorare così i processi di biodegradazione.

La tabella sottostante riassume le principali operazioni del monitoraggio nel sistema di biopile:

Tipo di controllo	Frequenza dei controlli	Parametri da monitorare
Analisi dei sedimenti	All'inizio del trattamento e in base al monitoraggio e ai risultati dei test respirometrici	Concentrazione dei contaminanti
Analisi dei gas interstiziali	All'inizio del trattamento, dopo 1 settimana e poi mensilmente	CO ₂ , O ₂ ; VOC
Test respirometrici	Da 24 a 48 ore dopo aver avviato l'aerazione, 1 settimana dopo il primo test e poi mensilmente	Velocità di consumo dell'ossigeno

Tabella 14-2- Principali operazioni del monitoraggio nel sistema di trattamento con biopile (da *Tecnologie di bonifica dei siti inquinati* – di S. Tunesi e Q. Napoleoni – Il Sole 24 ore, 2003).

14.3 Ossidazione chimica

L'ossidazione chimica è una tecnologia di bonifica che può essere applicata sia in situ che ex situ (off site).

Consiste nell'iniettare reagenti chimici ossidanti in modo da favorire la reazione con le sostanze contaminanti, allo scopo di trasformarle in sostanze meno tossiche, meno mobili e meno biodisponibili e di ottenere sottoprodotti di reazione innocui.

14.3.1 Reagenti ossidanti impiegati

Le sostanze chimiche ossidanti più comunemente impiegate sono:

- il permanganato (di sodio NaMnO₄ o di potassio KMnO₄);
- il reagente di Fenton;
- l'ozono;
- l'ossigeno;
- il nitrato di calcio;
- composti riducenti.

Il **permanganato** presenta un'elevata affinità con i composti organici aventi doppio legame

carbonio-carbonio, gruppi aldeide o ossidrile.

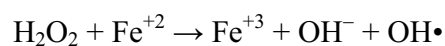
Lo ione permanganato è attratto fortemente dagli elettroni dei doppi legami carbonio-carbonio presenti negli alcheni clorurati; in condizioni normali di pH e di temperatura, il doppio legame si rompe spontaneamente e i prodotti instabili derivanti dalla reazione vengono ossidati ulteriormente dallo ione permanganato e trasformati in anidride carbonica.

Elevati valori di pH, invece, favoriscono reazioni di ossidazione di composti organici contenenti gruppi ossidrile con carica negativa. Questi vengono trasformati in aldeidi, chetoni o acido carbossilico che, a loro volta, possono essere ulteriormente ossidati dal permanganato. I prodotti della reazione, se completa, sono anidride carbonica, biossido di manganese e ioni cloruro, Cl^- .

Il **reagente Fenton** è una miscela di perossido di idrogeno (acqua ossigenata) e ferro.

Il perossido di idrogeno è un buon agente ossidante in quanto è in grado di generare radicali liberi. Il ferro è un catalizzatore metallico la cui aggiunta serve per ridurre i tempi di riduzione dei contaminanti.

La reazione che dà luogo a tale processo è:



I radicali ossidrile OH^\bullet che si formano dalla reazione costituiscono un potente agente ossidante non-specifico.

Il reagente Fenton risulta efficace nel trattamento di DNAPL.

I prodotti della reazione sono acqua, anidride carbonica e ossigeno già presenti in natura.

L'**ozono**, O_3 , rappresenta uno degli ossidanti più forti. Viene utilizzato per trattare contaminanti quali idrocarburi policiclici aromatici (IPA), solventi aromatici (BTEX) e VOC, ma anche composti fenolici.

La reazione di ossido-riduzione può avvenire in modo diretto o indiretto, per generazione di radicali liberi intermedi. L'ozono può ossidare i composti aromatici e gli alcheni clorurati; i radicali ossidrile sono in grado di ridurre in pochi secondi i contaminanti organici e di rompere i doppi legami carbonio-carbonio.

L'ozono favorisce anche la degradazione biologica dei contaminanti poiché, oltre ad avere proprietà ossidanti, si decompone fornendo ossigeno ai microrganismi.

L'**ossigeno** è il reagente più comunemente utilizzato sia per la facilità d'impiego che per i costi. Viene iniettato come ossigeno puro o come aria.

L'ossigeno favorisce anche la biodegradazione dei nutrienti in eccesso nei sedimenti.

Il **nitrato di calcio**, poiché libera ossigeno, è in grado di far avvenire le seguenti reazioni:

- ossida i solfuri e rimuove i batteri tossici;
- è un elettrone-accettore e favorisce la decomposizione aerobica.

L'ossidazione può avvenire anche attraverso l'utilizzo di composti granulari riducenti dell'ossigeno. Tra questi vi è una polvere insolubile, chiamata **ORC®**, che libera ossigeno dopo essere stata mescolata con i sedimenti.

14.3.2 Contaminanti trattati

Come visto nel paragrafo precedente, ogni agente ossidante ha un proprio potenziale di ossidazione per cui è efficace per il trattamento di diversi contaminanti.

In generale, tale trattamento può essere utilizzato per rimuovere quindi:

	Tipologia di contaminanti	Efficienza di immobilizzazione
Organici	Composti alogenati volatili	■
	Composti non alogenati volatili	■
	Composti alogenati semivolatili	■
	Composti non alogenati semivolatili e non volatili	■
	PCB	■
	Pesticidi	■
	Diossine e furani	■
	Cianuri organici	■
	Organici corrosivi	■
Inorganici	Metalli	■
	Cianuri inorganici	■
	Inorganici corrosivi	■
<input type="checkbox"/> Nessuna efficienza <input checked="" type="checkbox"/> Efficienza potenziale ma non dimostrata <input checked="" type="checkbox"/> Efficienza dimostrata		

Tabella 14-3- Efficienza di rimozione dell'ossidazione nei confronti di diversi contaminanti (da *Trattamenti chimici fisici dei sedimenti contaminati* (cap. 8) di Rodolfo M. A. Napoli e al. - www.campusuniparthenope.it).

Non è efficace, invece, nel trattamento di idrocarburi alifatici saturi (ottano, esano, ecc.) e

degli alcheni clorurati (cloroformio, tetracloruro di carbonio, ecc.).

Il permanganato è poco efficace con i BTEX.

14.3.3 Condizioni di applicabilità

Per l'applicazione del trattamento in situ, oltre ai dati necessari per costruire il modello concettuale, bisogna includere nella caratterizzazione la topografia, la presenza di strutture e infrastrutture nelle vicinanze e le reti interrato.

Per quanto riguarda la caratterizzazione geochimica dei sedimenti bisogna conoscere:

- la concentrazione dei contaminanti, per determinare la quantità di agenti ossidanti da iniettare;
- la distribuzione della contaminazione, per determinare i punti di iniezione nel caso di tecnologia in situ;
- il contenuto di sostanza organica, per determinare il quantitativo necessario di sostanze ossidanti da iniettare;
- il valore di COD (domanda chimica di ossigeno), per stimare la domanda di ossidanti;
- il pH, per la scelta dell'agente ossidante da utilizzare;
- il potenziale redox dei sedimenti, l'ossigeno contenuto nell'acqua interstiziale dei sedimenti e la produzione di solfuri, per verificare l'applicabilità di un agente ossidante e prevedere cambiamenti delle condizioni aerobiche ed anaerobiche per evitare fenomeni di speciazione e di mobilità dei metalli pesanti presenti;
- l'alcalinità dei sedimenti, per determinare gli eventuali aggiustamenti del pH;
- il contenuto di TN (azoto totale) e di TP (fosforo totale);
- il contenuto d'acqua, perché può ostacolare il flusso dell'ozono.

Questi parametri devono essere anche tenuti sotto controllo durante il monitoraggio.

14.3.4 Parametri che influenzano il processo

I parametri in grado di influenzare negativamente il processo sono:

- il pH;
- i prodotti intermedi di reazione dannosi;
- la persistenza di radicali liberi generati nel trattamento di ozonizzazione e di tipo Fenton;

- le sostanze ossidanti in eccesso.

Pertanto, l'esecuzione di un trattamento di ossidazione chimica deve essere preceduta dall'esecuzione di test di fattibilità per:

- determinare il tipo ed il quantitativo di agenti ossidanti da iniettare, che deve essere quello strettamente necessario al risanamento dei sedimenti;
- individuare i sottoprodotti della reazione;
- simulare le condizioni di reazione;
- valutare le condizioni operative ottimizzandole;
- valutare gli effetti secondari generati dall'intervento e individuarne le conseguenze.

Una volta verificata l'applicabilità del trattamento a scala di laboratorio si procede con i test a scala pilota per ottimizzare le modalità di iniezione e la verifica dei risultati di laboratorio⁶.

14.3.5 Tipologie realizzative

La tecnologia di ossidazione chimica in situ necessita di un sistema di iniezione costituito da un serbatoio contenente i reagenti ossidanti e da una pompa. Nel caso di ozono è necessario anche un impianto on site per produrlo ed evitare pertanto problemi derivanti dall'immagazzinamento e dal trasporto.

L'immissione dei reagenti può avvenire tramite:

- aerazione superficiale in caso di aria;
- aerazione per insufflazione nel caso di aria, ossigeno puro o ozono;
- iniezione diretta nel caso di perossido di idrogeno o di reagenti in soluzione;
- aggiunta di composti solidi.

⁶ APAT – Trasmissione protocollo ossidazione chimica in situ - Sito di interesse nazionale di Porto Marghera (VE), 2005, p.10.

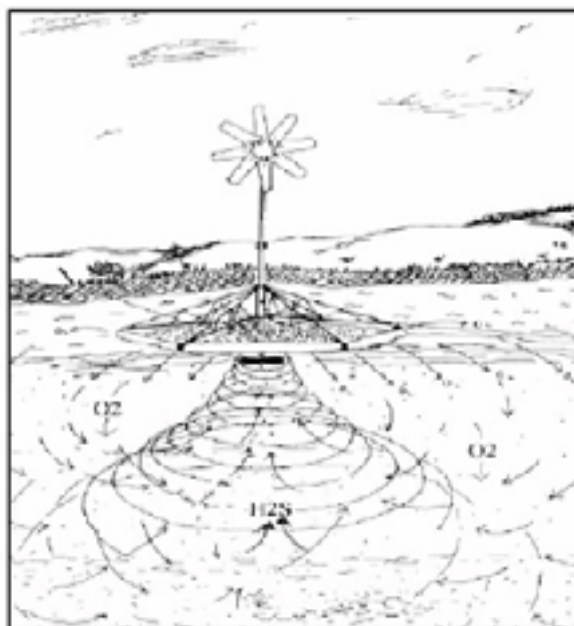


Figura 14.5- Aeratore superficiale (da *Trattamenti chimici fisici dei sedimenti contaminati* (cap. 8) di Rodolfo M. A. Napoli e al. - www.campusuniparthenope.it).

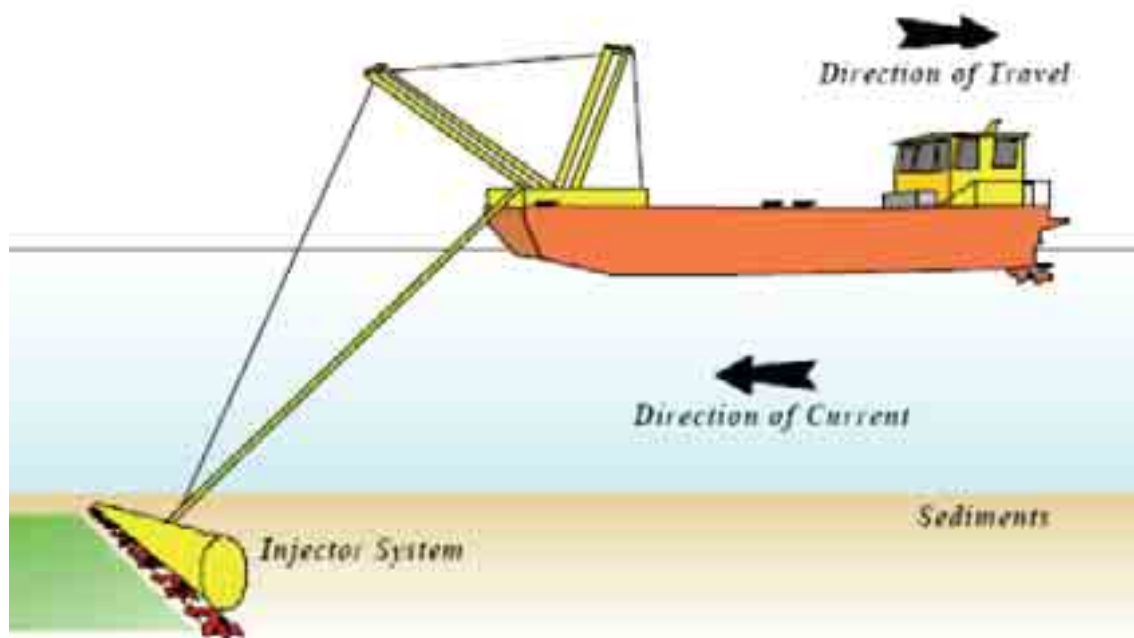


Figura 14.6- Imbarcazione attrezzata per l'iniezione diretta di reagenti liquidi nei sedimenti (da *Trattamenti chimici fisici dei sedimenti contaminati* (cap. 8) di Rodolfo M. A. Napoli e al. - www.campusuniparthenope.it).

La tecnologia di ossidazione chimica off site consiste in un impianto in cui il trattamento dei sedimenti contaminati si sviluppa in 5 fasi.

I sedimenti contaminati vengono prima inviati all'unità di pretrattamento, dove avviene la vagliatura per eliminare la frazione grossolana che potrebbe creare danni alle pale degli agitatori all'interno del reattore. Poi vengono introdotti in un reattore riscaldato dove avviene la miscelazione con i reagenti e fatte avvenire le reazioni di ossidazione.

L'effluente gassoso che si genera durante la reazione all'interno del reattore e nelle fasi precedenti viene inviato ad un'unità di controllo delle emissioni e infine trattato.

Il materiale uscente dal reattore, invece, viene separato dai reagenti in eccesso, che vengono reintrodotti nel reattore, mentre il materiale trattato viene sottoposto a post-trattamenti che consistono nelle fasi di lavaggio e disidratazione, per rimuovere le rimanenti tracce dei reagenti e l'acqua.

L'impianto di ossidazione chimica può essere schematizzato come segue:

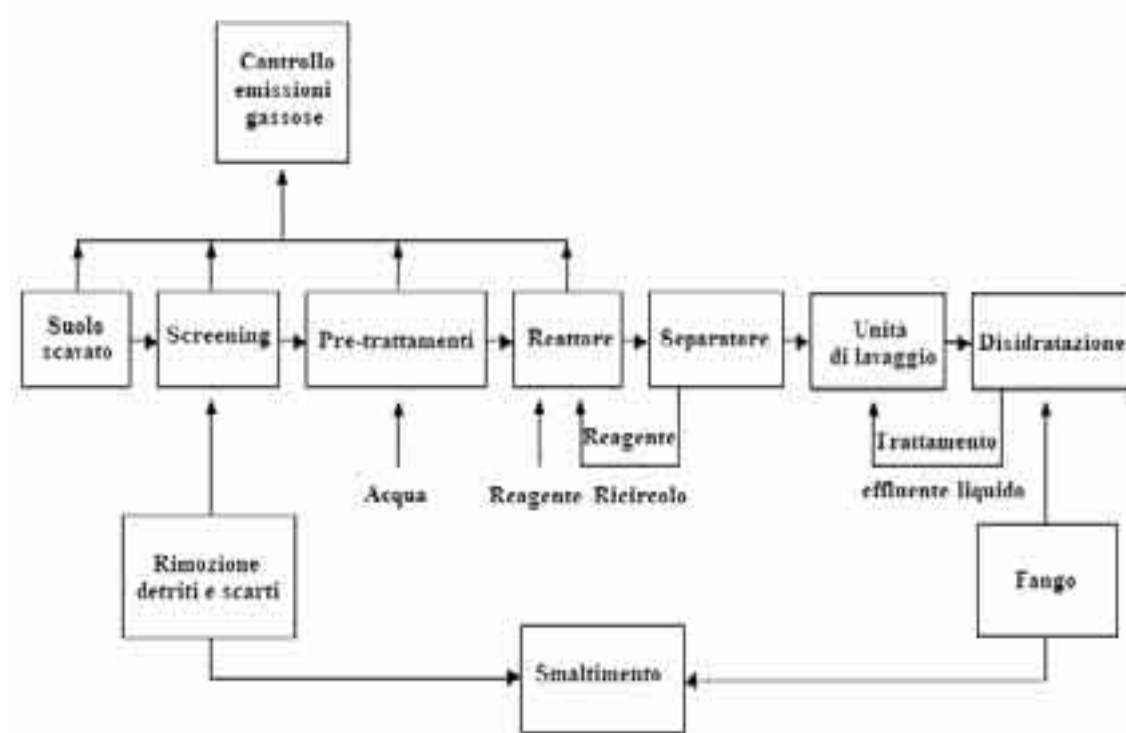


Figura 14.7- Schema di un impianto per il trattamento di ossidazione chimica off site (da *Trattamenti chimici fisici dei sedimenti contaminati* (cap. 8) di Rodolfo M. A. Napoli e al. – www.campusuniparthenope.it).

14.3.6 Impatti ambientali

Gli impatti ambientali connessi alla realizzazione di un intervento di ossidazione chimica in situ sono dovuti a:

- tossicità dei reagenti;
- potenziale tossicità dei prodotti di degradazione.

Infatti, l'ossidazione di composti organici può dar luogo a prodotti ancora più tossici e mobili di quelli di partenza.

Inoltre, se i sedimenti contengono metalli di transizione che passano da uno stato anossico ad uno stato ossigenato, tale processo può favorirne il passaggio in soluzione e quindi il trasferimento nella colonna d'acqua, dove possono essere assorbiti dagli organismi bentonici e bioaccumularsi nella catena alimentare.

Negli impianti off site gli impatti sono dovuti principalmente alle emissioni gassose prodotte e che devono essere controllate e rimosse attraverso sistemi di abbattimento.

14.3.7 Monitoraggio dell'ossidazione chimica in situ

Controlli in fase di realizzazione

Particolare attenzione deve essere posta in fase di cantiere nel maneggiare i reagenti e nelle operazioni di iniezione. Devono essere evitati il contatto dermico con i reagenti ossidanti e l'inalazioni di polveri o aerosol. I reattivi ossidanti non devono essere posti a contatto con materiali combustibili a causa sia delle reazioni violente che della formazione di ossigeno che può produrre combustioni. Il personale che lavora con questi materiali deve essere esperto ed in grado di osservare le misure di sicurezza descritte sulle confezioni dei reagenti; quando si maneggiano tali sostanze occorre indossare le adeguate protezioni del sistema respiratorio. Poiché l'ozono è prodotto in situ, non presenta i problemi descritti per i reagenti del reattivo Fenton e per i Sali di permanganato; tuttavia il gas di ozono puro è esplosivo, concentrazioni di ozono superiori a 2 ppm possono causare irritazioni e danni agli occhi e al tratto respiratorio. Il monitoraggio di un intervento di ossidazione chimica in situ deve avvenire prima, durante e dopo l'iniezione degli agenti ossidanti e consiste prevalentemente in:

- controllo delle concentrazioni dei reagenti ossidanti iniettate, dei volumi e delle velocità di flusso;
- misura delle concentrazioni di sostanze ossidanti nelle acque sotterranee o nei

campioni di gas nel terreno;

- misura della persistenza delle sostanze ossidanti.

Il monitoraggio dell'efficienza è condotto in particolare subito dopo le iniezioni, per verificare l'applicabilità della tecnica adottata agli inquinanti presenti nel sito, analizzando sia le acque sia i sedimenti. Infatti, poiché le reazioni non procedono omogeneamente, la concentrazione nelle acque può presentare picchi di diminuzione e innalzamento non correlabili alla concentrazione nei sedimenti. Poiché gli ossidanti demoliscono anche la sostanza organica naturale, si è osservato che, in un primo periodo, la concentrazione di contaminanti organici può aumentare. Particolare attenzione deve essere posta alla formazione di composti intermedi tossici che potrebbero trovare diffusione nelle acque sotterranee. Lo svolgimento di test di laboratorio può rendersi quindi necessario in fase di progettazione degli interventi anche per determinare i composti intermedi che si formano durante le reazioni di ossidazione dei composti principali.

Controlli post operam

L'analisi dei metalli presenti in soluzione può essere importante dal momento che alcuni di questi, come cromo, uranio, vanadio, selenio, piombo e molibdeno, possono risultare, in seguito all'intervento, ossidati in forme più solubili e mobili. Tale fenomeno può risultare di importanza rilevante in siti dove le concentrazioni di metalli risultano elevate già nel fondo naturale o in situazioni in cui una contaminazione pregressa da metalli è stata attenuata da processi di riduzione.

Allo scopo di minimizzare il pericolo di mobilitazione di metalli durante l'applicazione di un trattamento di ossidazione chimica in situ, possono essere eseguite prove di laboratorio sulle acque sotterranee e sui sedimenti.

I controlli post operam devono riguardare:

- le condizioni di pH e di temperature nei sedimenti,
- la presenza di agenti ossidanti residui;
- i livelli di concentrazione raggiunti per le sostanze inquinanti in aria, in acqua e nei sedimenti;
- la formazione di composti intermedi tossici;
- le condizioni geochimiche delle acque di falda.

14.4 Sediment washing

Il lavaggio è un processo di estrazione in cui il materiale dragato o scavato viene miscelato con un solvente a base di acqua per trasferire i contaminanti in fase liquida, e poi inviato in un impianto di separazione per favorire il distacco dei contaminanti dai sedimenti. Si tratta di un trasferimento del contaminante da una matrice ad un'altra, che può anche essere accompagnato da un processo di dissoluzione se i contaminanti sono solubili in acqua.

La necessità di separare le particelle solide deriva dal fatto che la maggior parte dei contaminanti organici ed inorganici hanno la tendenza di legarsi, sia chimicamente che fisicamente, alla frazione fine dei sedimenti, il limo e l'argilla, i quali poi, attraverso processi fisici, vanno ad aderire alle particelle più grossolane. Separare la frazione fine da quella grossolana consente di concentrare i contaminanti in un volume di materiale più piccolo che può essere trattato più efficientemente o inviato allo smaltimento, mentre la frazione più grossolana pulita può essere riutilizzata.

Tale processo richiede un pretrattamento ed un post-trattamento.

Il processo può essere schematizzato come segue:

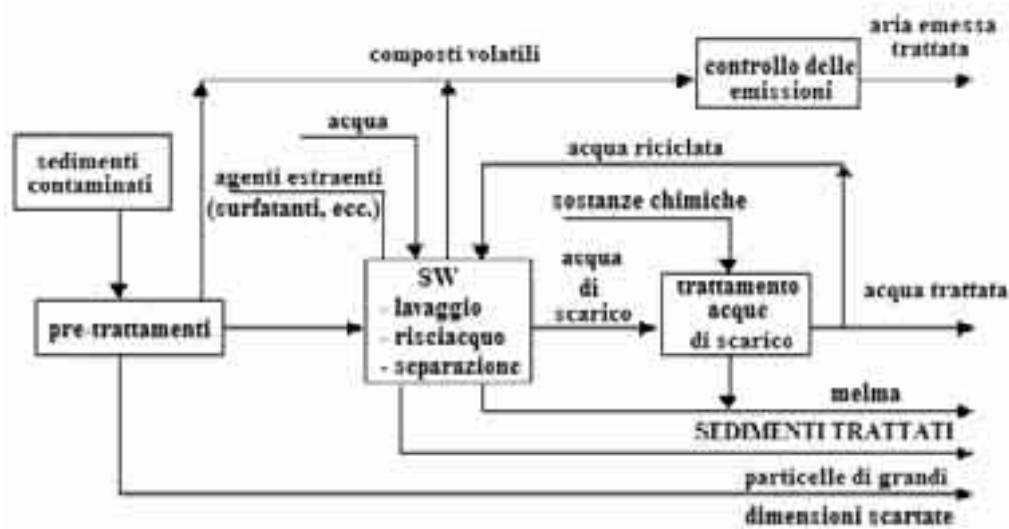


Figura 14.8- Schema delle fasi di un processo di lavaggio dei sedimenti (sediment washing) (da *Trattamenti ex-situ: trattamenti chimici* (cap. 10) di Rodolfo M. A. Napoli e al. – www.campusuniparthenope.it)

I vantaggi derivanti dall'utilizzo del trattamento di lavaggio sono:

- riduzione del volume dei sedimenti che necessitano di ulteriori trattamenti e pertanto consente di ridurre i costi;

- possibilità di riutilizzo del materiale;
- essendo un sistema chiuso consente il controllo del PH e della temperatura;
- scarsa interferenza con le strutture del territorio;
- ampio range di utilizzo;
- non richiede molta energia né approfondimenti processistici;
- facile trattamento a valle, grazie al miglioramento dell'omogeneità del materiale con il continuo rimescolamento e la vagliatura.

Come tutti i trattamenti, presenta gli inconvenienti legati al dragaggio e all'esposizione dei lavoratori a sedimenti potenzialmente pericolosi.

Non può essere applicato in-situ a causa del rischio di contaminazione della falda, dal momento che gli additivi inquinano a loro volta, e se combinato con un trattamento di tipo biologico comporta costi molto elevati.

Infine, non può essere utilizzato con materiali idrofobici.

14.4.1 Solvente ed additivi utilizzati

Il solvente impiegato è a base di acqua.

Poiché la maggior parte degli inquinanti sono strettamente legati alla superficie dei sedimenti si ricorre in genere all'aggiunta di **tensioattivi** o di **solventi organici** e ad azioni dinamiche per agevolare la separazione dei contaminanti.

Inoltre, per rendere ancora più efficace il processo e consentire il distacco di specifici contaminanti, spesso la torbida viene miscelata con altri additivi:

- acidi;
- basi;
- surfatanti;
- agenti chelanti.

14.4.2 Contaminanti trattati

Il processo di lavaggio dei sedimenti è in grado di rimuovere un'ampia varietà di contaminanti. Risulta efficace nella rimozione di:

- composti alogenati e non alogenati volatili;
- metalli solubili;

- composti aromatici;
- carburanti;
- oli;
- PCB;
- fenoli clorurati;
- pesticidi.

Per rimuovere alcuni metalli insolubili e i pesticidi è necessario ricorrere all'aggiunta di acidi o agenti chelanti in grado di renderli solubili.

14.4.3 Parametri che interferiscono con il processo

Gli additivi influiscono favorevolmente al processo, tuttavia sono specifici per i vari contaminanti e, pertanto, è necessario eseguire fasi estrattive in serie con fluidi differenti.

I parametri che hanno un'influenza negativa sul processo sono:

- un'elevata percentuale di materiale fine ($<0,063$ mm);
- la presenza di granuli di dimensioni maggiori di 6 mm (ghiaie);
- la presenza di contaminanti idrofobici;
- pH basso;
- mineralogia;
- la presenza di argille e di acidi umici;
- miscele complesse di contaminanti (es. metalli con organici).

Un'alta percentuale di limo e argilla limita l'efficienza del processo perché difficile da separare, soprattutto in ambiente basico, e inoltre richiede tempi di contatto più lunghi.

Le ghiaie non sono adatte al trattamento di lavaggio, pertanto è necessario un pre-trattamento per rimuoverle.

I contaminanti idrofobici non sono solubili in acqua e tendono ad adsorbirsi alla superficie dei contaminanti organici. Tuttavia, è possibile rimuoverli mediante l'aggiunta di tensioattivi o di solventi organici.

Anche il pH è un fattore frenante del processo in quanto tende a ridurre la mobilità delle sostanze inorganiche; pertanto occorre aumentare il pH per poter procedere alla rimozione.

La presenza di minerali differenti, avendo questi diversi comportamenti, può influire sulle forze di legame tra il contaminante e la particella solida.

Le argille e gli acidi umici tendono a ritenere i contaminanti per adsorbimento rendendo difficile la separazione.

Le miscele complesse di contaminanti devono essere trattate per stadi sequenziali di lavaggio, modificando ogni volta e opportunamente il rapporto solido/liquido.

14.4.4 Tipologie realizzative

Il lavaggio dei sedimenti è una tecnologia di rimozione dei contaminanti che può essere realizzata soltanto ex-situ (on-site), dal momento che gli additivi sono sostanze anch'esse inquinanti che potrebbero contaminare la falda.

L'impianto di trattamento è costituito da due unità:

- un'unità di estrazione, in cui i sedimenti vengono miscelati con acqua e additivi mediante getti ad elevata pressione;
- un'unità di separazione dove viene favorito il distacco dei contaminanti dai sedimenti.

Attualmente vi è una tecnologia per il lavaggio dei sedimenti chiamata Biogenesis, che consiste in quattro fasi principali:

- operazioni preliminari;
- aerazione;
- lavaggio dei sedimenti;
- cavitazione ed ossidazione.

Non è una tecnologia di lavaggio convenzionale, in quanto non si limita a ridurre il volume del materiale da trattare: è una vera e propria tecnologia di bonifica.

Consiste, infatti, nell'uso combinato di getti d'acqua ad elevata pressione e di agenti biodegradabili che rimuovono e distruggono i contaminanti. E' efficace per il trattamento di un'ampia varietà di inquinanti, quali:

- idrocarburi clorurati;
- pesticidi;
- PCB;
- metalli;
- altre sostanze organiche ed inorganiche.

Inoltre, non produce sottoprodotti tossici e gli agenti utilizzati sono completamente

biodegradabili e a tossicità molto bassa.

Può trattare tutti i tipi di ghiaia, sabbia, limo e argille, fino a particelle di 1 μm .

Dopo le necessarie operazioni preliminari di preparazione del materiale da trattare, questo viene inviato nella camera di collisione, dove avviene la separazione delle sostanze organiche ed inorganiche dai sedimenti. Una volta trasferiti i contaminanti nella fase liquida, questi vengono trattati e disidratati e il flusso liquido viene trattato secondo i convenzionali processi di trattamento delle acque.

Il processo è molto flessibile e può funzionare in condizioni molto variabili. Inoltre, l'inquinamento atmosferico e il rumore prodotti durante il funzionamento sono minimi.

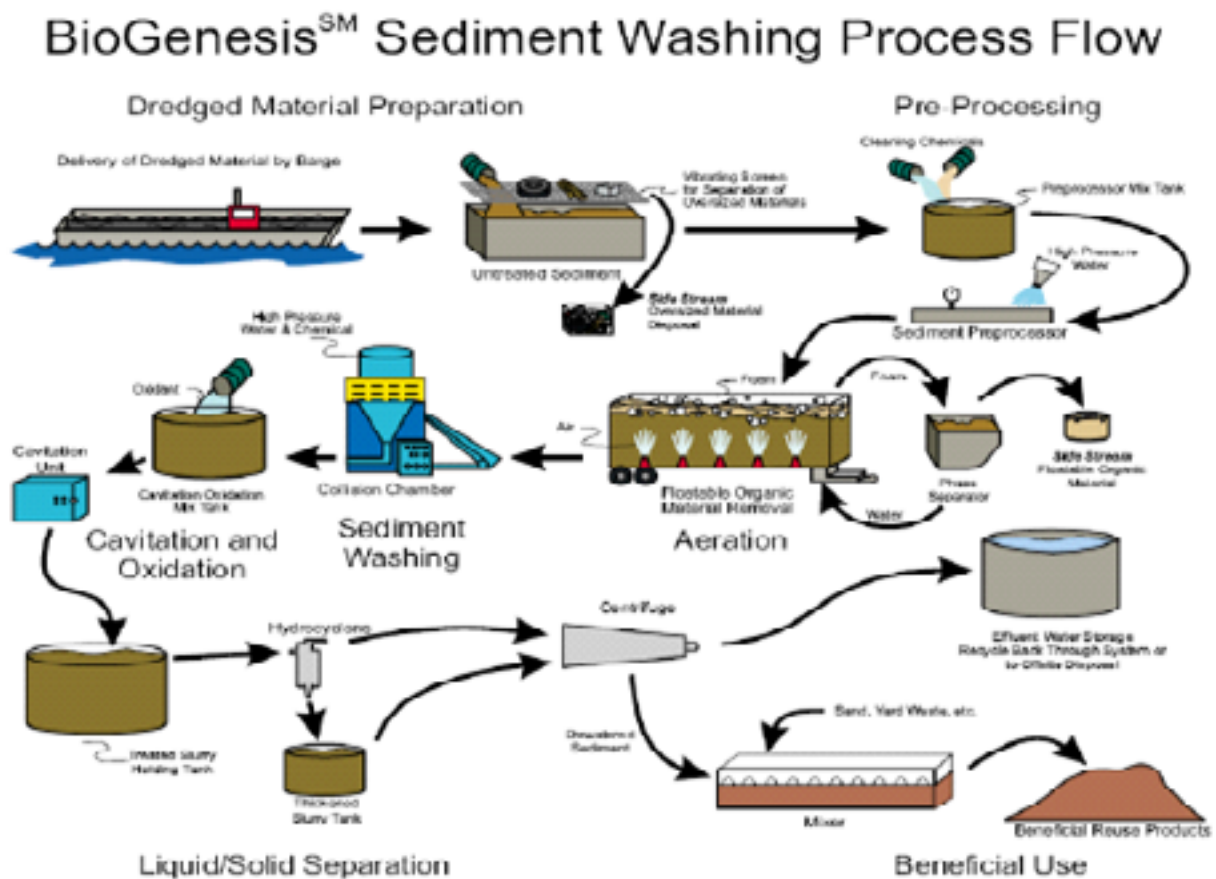


Figura 14.9- Fasi del processo di Biogenesis per il lavaggio dei sedimenti (da *Trattamenti ex-situ: trattamenti chimici (cap. 10)* di Rodolfo M. A. Napoli e al. – www.campusuniparthenope.it)

14.5 Estrazione

L'estrazione è un processo chimico che impiega un solvente di natura chimica per dissolvere i contaminanti contenuti nei sedimenti dal quale poi vengono estratti per essere sottoposti ad un ulteriore trattamento.

Anche questo processo, come quello di lavaggio (convenzionale), non distrugge o detossifica i contaminanti, ma riduce il volume del materiale che dovrà essere poi trattato o smaltito. Lo scopo, pertanto, è quello di separare i sedimenti contaminanti in tre frazioni:

- ❑ solidi;
- ❑ acqua;
- ❑ residui organici concentrati.

Prima dell'estrazione sono previsti degli stadi di separazione fisica per suddividere i sedimenti in frazioni granulometriche, in quanto la frazione più fine contiene la maggior parte del contaminante.

Il trattamento di estrazione è in genere adottato in combinazione con altre tecnologie, quali: solidificazione/stabilizzazione, incenerimento o lavaggio dei sedimenti.

14.5.1 Solventi utilizzati

La scelta del solvente dipende dalle caratteristiche chimiche del contaminante.

I solventi utilizzati sono:

- **trietilammina**: presenta una miscibilità che varia in funzione della temperatura; ha un'elevata solubilità in acqua a temperature inferiori ai 20° C, mentre per temperature superiori è idrofobica. Pertanto, al variare della temperatura è necessario sottoporre i sedimenti a cicli di riscaldamento e raffreddamento durante il processo.

Il suo utilizzo comporta un'efficienza di estrazione molto elevata.

Tuttavia, la trietilammina non è una sostanza ecocompatibile ed è quindi molto pericolosa sia per l'uomo che per l'ambiente.

- **acetone**: è completamente miscibile in acqua;
- **diossido di carbonio, esano, propano**: solventi in condizioni supercritiche che garantiscono un'elevata efficienza di rimozione;
- **diclorometano**: ha un'elevata efficienza di rimozione ed è facilmente recuperabile (perché bassobollente), ma come la trietilammina non è ecocompatibile;

- **etilacetato:** facilmente rigenerabile ed ecocompatibile;
- **alcol/acetato:** miscela di solventi avente un'elevata solubilità e penetrabilità nei sedimenti, in grado di rimuovere diversi tipi di contaminante.

14.5.2 Contaminanti trattati

Il processo di estrazione con solvente ha lo scopo di rimuovere composti organici, quali:

- PCB;
- residui organici volatili;
- solventi alogenati;
- idrocarburi del petrolio.

Tale processo può essere utilizzato anche per rimuovere i metalli e i residui inorganici, ma in questo caso si utilizzano solventi acidi che comportano costi maggiori.

14.5.3 Meccanismi di trasferimento dei contaminanti

Il materiale da trattare si presenta sotto forma di fanghiglia e quindi è costituito da due fasi: una liquida e una solida. L'aggiunta di un solvente crea una seconda fase liquida.

Vi sono due possibili meccanismi di trasferimento dei contaminanti:

- **solido-liquido:** il contaminante organico si dissolve direttamente nella fase liquida del solvente;
- **liquido-liquido:** il contaminante organico si dissolve nella fase liquida acquosa e poi viene estratto dalla nuova fase liquida del solvente.

I due tipi di meccanismi sono rappresentati nella figura sottostante.

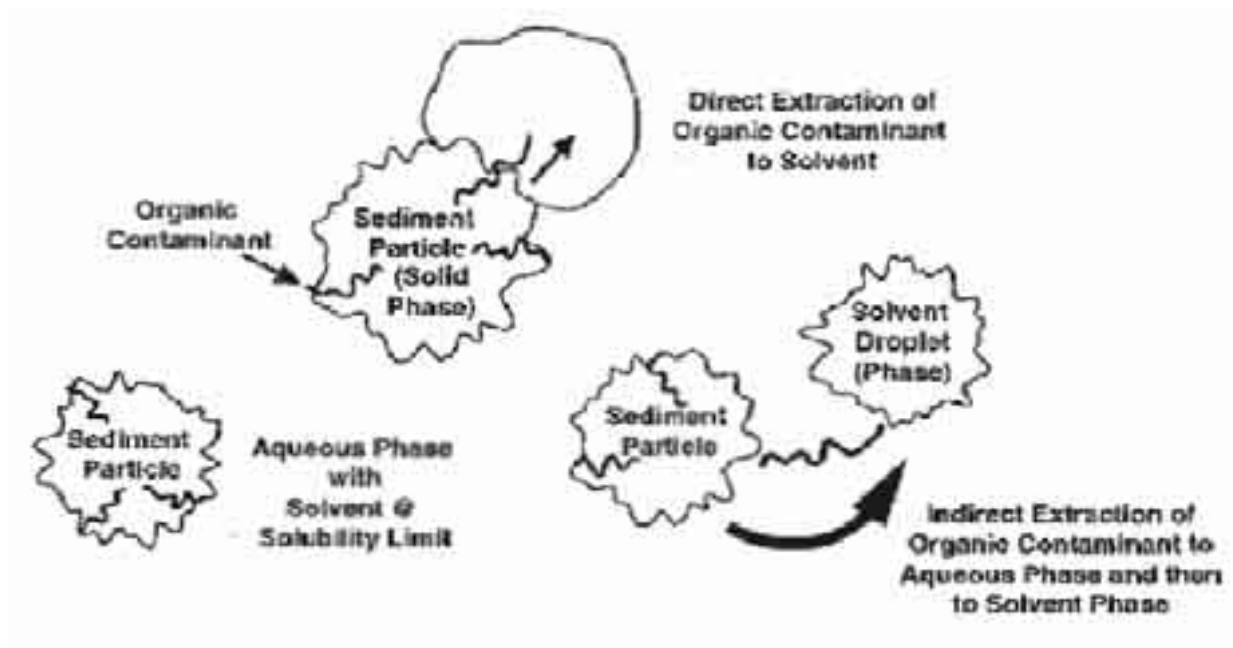


Figura 14.10- Meccanismo di trasferimento del contaminante durante il mescolamento con un solvente chimico (da National conference on management and treatment of contaminated sediments – EPA/625/R-98/001 August 1998).

14.5.4 Fattori che influenzano il trattamento

I fattori che influenzano il processo di estrazione sono:

- distribuzione granulometrica;
- contenuto solido;
- elevato contenuto di argilla;
- caratteristiche dei solventi;
- pH;
- presenza di detergenti e di emulsionanti;
- presenza di metalli;
- contenuto di sostanza organica;
- reattività.

Particelle grossolane potrebbero interferire con la configurazione impiantistica, soprattutto se prevede una fase di pompaggio del materiale da trattare, pertanto è necessario un pre-trattamento di vagliatura, in modo tale che le particelle non superino i 5 mm.

Il contenuto solido del materiale dipende dalle caratteristiche dell'impianto. Se il materiale è trasportato per via idraulica, allora conviene avere una torbida ben diluita con un elevato

contenuto di acqua.

Un elevato contenuto di argilla può ridurre l'efficienza del trattamento e incrementare i tempi di trattamento.

Poiché nei solidi trattati vi sono sempre tracce di solventi, è opportuno impiegare solventi caratterizzati da un'elevata volatilità o facilmente biodegradabili. A tale scopo, alcuni impianti prevedono un'ulteriore unità di separazione dove è prevista una fase di distillazione per rimuovere i solventi dai solidi.

Il pH può interferire o meno a seconda dei solventi utilizzati. Per il processo di estrazione tramite la trietilammina il pH deve essere maggiore di 10.

I detergenti e gli emulsionanti tendono a ritenere i contaminanti, rendendo quindi difficile la estrazione da parte dei solventi.

I metalli contenuti nelle particelle solide fini sono difficili da rimuovere. I composti organo-metallici, in cui i metalli sono adsorbiti sulla superficie della sostanza organica, possono essere estratti, ma possono essere soggetti a restrizioni alla gestione dei residui.

Il processo di estrazione non risulta efficace nella rimozione di composti organici ad elevato peso molecolare e di sostanze idrofobiche per l'elevata affinità di queste nei confronti delle particelle fini.

Alcuni contaminanti sono incompatibili con alcuni solventi e possono avere un comportamento antagonistico. Pertanto la scelta del solvente richiede accurati test di laboratorio.

14.5.5 Tipologie realizzative

Un processo di estrazione può essere schematizzato come segue:

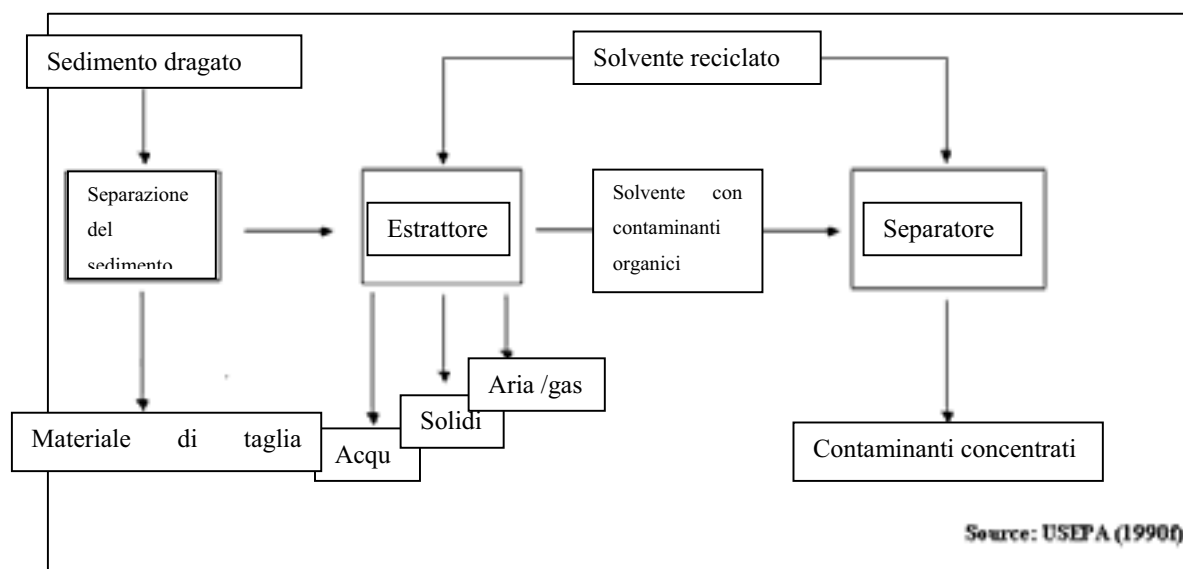


Figura 14.11- Schema di un trattamento di estrazione (da *Trattamenti ex-situ: trattamenti chimici* (cap. 10) di Rodolfo M. A. Napoli e al. – www.campusuniparthenope.it).

Una volta sottoposti a pretrattamento, i sedimenti vengono inviati nell'unità di estrazione dove vengono miscelati con un solvente chimico. Al termine dell'estrazione la miscela viene inviata nell'unità di separazione, costituita da un idrociclone, all'interno della quale avviene la separazione. A questo punto il solvente può essere riciclato e reimmesso nell'unità di estrazione per successivi cicli di estrazione che sono solitamente richiesti in modo da raggiungere i livelli di concentrazione del contaminante previsti. Infine, i contaminanti vengono inviati ad altri trattamenti, quali la S/S o il trattamento termico.

14.5.6 Impatti ambientali

Gli impatti ambientali di entrambi i trattamenti sono:

- emissioni gassose;
- acque reflue;
- fanghi residui;
- rumore dovuto agli impianti in funzionamento.

Nel caso di un trattamento di Biogenesis gli impatti sono ridotti.

14.6 Trattamenti termici

I trattamenti termici consistono in processi che sottopongono i sedimenti contaminati ad elevate temperature, allo scopo di volatilizzare e/o distruggere i contaminanti contenuti in essi. Sono particolarmente adatti per rimuovere sostanze organiche e alcune sostanze inorganiche. Non sono in grado di rimuovere i metalli pesanti, al contrario possono favorire la lisciviazione di questi durante il processo di ossidazione (eccetto la vetrificazione che produce un residuo avente forma vetrosa tipo basalto).

Le tecnologie di bonifica utilizzate sono ex situ e possono essere applicate on site in impianti mobili o off site in impianti sia mobili che fissi.

Tali tecnologie di bonifica si distinguono in base ai processi e alle modalità operative in:

- desorbimento termico;
- termodistruzione.

I trattamenti termici presentano i seguenti vantaggi:

- risultano essere efficaci ed efficienti per la rimozione e la distruzione di contaminanti organici;
- le tecnologie utilizzate sono consolidate ed affidabili;
- sono in grado di trattare anche notevoli quantità di materiale al giorno.

Per quanto riguarda gli svantaggi:

- non sono indicati per il trattamento di materiali contenenti solo contaminanti inorganici;
- producono residui di processo, anche pericolosi, che devono essere destinati al trattamento e/o smaltimento finale;
- producono emissioni in atmosfera, anche se in concentrazioni limitate e controllate;
- richiedono tempi di realizzazione elevati, legati a:
 - dimensioni dell'attrezzatura e capacità oraria di trattamento (che dipende dalle caratteristiche dei rifiuti da trattare e risulta essere inversamente proporzionale alla temperatura operativa);
 - caratteristiche dei rifiuti che devono essere trattati;
 - avviamento e settaggio ottimale dei forni (in base alle caratteristiche dei sedimenti e all'esperienza del gestore);

- problemi relativi all'ottenimento delle necessarie autorizzazioni;
- installazione degli impianti;
- esperienza del personale impiegato nella gestione dell'impianto.

14.6.1 Desorbimento termico

Il desorbimento termico consiste nella vaporizzazione delle sostanze inquinanti: i contaminanti organici (e alcuni metalli volatili), sottoposti a temperature comprese tra i 90°C e i 650°C, vengono desorbiti dalla matrice solida, vaporizzati e rimossi.

Tale trattamento non è finalizzato alla distruzione dei contaminanti, ma alla volatilizzazione di questi, anche se le elevate temperature in alcuni casi possono provocare fenomeni localizzati di ossidazione.

Vi sono diverse tipologie di bonifica tramite desorbimento termico. Tra queste troviamo:

- il desorbimento termico a bassa temperatura;
- il desorbimento termico ad alta temperatura.

14.6.2 Termodistruzione

La termodistruzione consiste nella ossidazione termica delle sostanze inquinanti (combustibile) a scapito di sostanze ossidanti (comburente).

Rientrano in questa tecnologia di bonifica:

- l'incenerimento;
- la vetrificazione;
- la pirolisi;
- l'ossidazione ad alta pressione.

La termodistruzione è finalizzata alla distruzione dei composti organici presenti nei sedimenti. Per poter avvenire è necessario che il valore della temperatura sia superiore al valore di ignizione o accensione (temperatura di infiammabilità), che dipende dai composti e/o sostanze coinvolte nella reazione. Perché la combustione possa autosostentarsi nel tempo, il rapporto tra massa (o volume) di combustibile e comburente deve mantenersi in un intervallo definito per ciascuna coppia e che dipende dalla temperatura e dalla pressione.

All'aumentare della temperatura aumenta la velocità di reazione che comporta una rapida distruzione dei contaminanti.

Affinché il trattamento sia efficace è necessario che sia garantita la completa combustione in modo da rendere minimi gli inquinanti dovuti alla parziale combustione, che comunque sono sempre presenti. Per fare questo si deve controllare:

- il volume dei sedimenti da inviare all'unità di trattamento;
- la temperatura;
- il tempo di permanenza all'interno del reattore di combustione, sia della fase solida che della fase gassosa.

Contaminanti che presentano un comportamento simile a quello di un combustibile convenzionale sono quelli contenenti elevate concentrazioni di:

- carbonio;
- idrogeno;
- zolfo;
- azoto;
- altri costituenti minori (fosforo, bromo, fluoro, cloro, metalli, ecc.).

Nel caso in cui non si riesca ad avere una combustione completa è possibile utilizzare un combustibile ausiliario.

Il trattamento termico più utilizzato è l'**incenerimento**. E' un processo di combustione che avviene a temperature tra 850°C e 1600°C e in presenza di ossigeno, per bruciare od ossidare le sostanze organiche, compresi i composti organici.

La **vetrificazione** distrugge i contaminanti organici (compresi diossine, furani e benzene) e immobilizza quelli inorganici all'interno di una matrice vetrosa.

La temperatura a cui avviene tale processo è in genere compresa nell'intervallo 1600-2000°C. Consiste nel far passare elevate correnti elettriche inserendo all'interno del materiale degli elettrodi e grafite sulla superficie, per aumentare la conducibilità elettrica.

I materiali vetrificati possono essere utilizzati nell'edilizia mediante sinterizzazione delle polveri e formazione di un materiale ceramico vetroso e produzione di fibre di vetro.

Al contrario dell'incenerimento, il processo di pirolisi avviene in assenza di ossigeno a temperature intorno ai 600°C.

Rientrano in questa tecnologia il **Thermal Gas Phase Reduction Process**, che è un processo che utilizza l'idrogeno come agente riducente per rimuovere atomi di cloro dai PCB o diossine, e la **Pirometallurgia**, che tratta i minerali metallici.

L'**ossidazione ad alta pressione** distrugge i composti organici sfruttando la combinazione di elevate temperature e pressioni.

Consiste in due tecnologie: la **wet air oxidation** e la **supercritical water oxidation**.

La wet air oxidation opera a pressioni pari a 1/10 rispetto a quelle della supercritical water oxidation e riesce a decomporre contaminanti in soluzioni acquose (quali idrocarburi (inclusi i PAH), alcuni pesticidi, i composti fenolici, i cianuri e altri composti organici), in composti a basso peso molecolare. Non è invece efficace nella distruzione dei composti organici alogenati (PCB).

L'ossidazione può essere accelerata mediante l'utilizzo di catalizzatori.

La supercritical water oxidation prevede la decomposizione dei contaminanti in acqua a temperatura di 374 °C e pressione di 221 atm e in presenza di aria, ossigeno o perossido di idrogeno. In queste condizioni l'ossigeno e quasi tutti gli idrocarburi diventano completamente miscibili in acqua, mentre i sali inorganici diventano quasi insolubili.

Le applicazioni di tale tecnologia hanno ricevuto prove limitate a scala di laboratorio e pilota, ma i dati ottenuti mostrano una completa efficacia di rimozione dei PCB e di altri composti stabili.

14.6.3 Contaminanti trattati

Il desorbimento termico a bassa temperatura (tra i 90°C e i 300°C) è indirizzato ai composti organici volatili (VOC) non alogenati e agli idrocarburi leggeri relativamente volatili.

Possono essere trattati anche i composti organici semivolatili (sVOC), ma con limitata efficacia.

Il desorbimento termico ad alta temperatura (tra i 300°C e i 500°C), invece, è in grado di trattare i sVOC, gli idrocarburi policiclici aromatici (IPA), i policlorobifenili (PCB), i pesticidi e gli erbicidi, e i metalli pesanti volatili (Hg, Cd, As).

La rimozione dei metalli pesanti è governata dalla temperatura di vaporizzazione, dalle condizioni operative (ossidanti o riducenti) e dalla presenza di elementi (alogenuri) coi quali possono reagire. Inoltre, la presenza di questi può richiedere un processo di stabilizzazione/solidificazione.

Le tecnologie di termodistruzione, in generale, sono efficaci nella distruzione di una grande varietà di composti organici tra cui:

- PCB;
- PAH;
- diossine e furani;
- idrocarburi e oli minerali;
- composti fenolici;
- cianuri organici ed inorganici;
- solventi alogenati e non alogenati;
- pesticidi.

Non sono in grado di distruggere i metalli, tuttavia con la vetrificazione è possibile immobilizzarli all'interno di una matrice vetrosa.

14.6.4 Elementi da valutare per selezionare la tecnologia

Per poter valutare il tipo di trattamento termico più idoneo è necessario conoscere:

- la natura dei sedimenti (granulometria, analisi elementare, umidità e perdita al fuoco per ciascuna delle classi granulometriche);
- le caratteristiche degli inquinanti (tipologia, potere calorifico).

Il desorbimento non rappresenta un processo di risanamento ottimale quando comporta la presenza di un'elevata quantità di materiale incombusto e/o di sostanza parzialmente ossidata termicamente. Inoltre, la presenza di sostanze plastiche può generare dei residui catramosi e impaccanti che, combinandosi con i sedimenti trattati, vanno a modificarne le caratteristiche. A valle di un processo di termodistruzione, invece, il materiale incombusto è praticamente trascurabile, tuttavia comporta un incremento della portata dei fumi da trattare successivamente.

I trattamenti termici sono particolarmente indicati per trattare sedimenti nei quali sono presenti consistenti quantità di sostanza organica. Tuttavia, elevate concentrazioni di composti organici del fosforo possono creare problemi di incrostazioni e avere un comportamento aggressivo per i materiali refrattari di rivestimento dell'unità di trattamento, e in particolar modo in quella di termodistruzione.

Non sono invece indicati per trattare sedimenti contaminati da sole sostanze inorganiche, perché questi necessiterebbero inevitabilmente di ulteriori trattamenti e quando sono presenti elevate concentrazioni di metalli alcalini (sodio e potassio), perché aggrediscono i materiali

refrattari e formano un particolato appiccicoso con basso punto di fusione, creando problemi ai sistemi di trattamento dei gas perché intasa le strutture.

Per una corretta gestione del processo da un punto di vista ambientale sul fronte dei costi è necessario realizzare un modello di calcolo che simuli diversi scenari del processo termico in condizioni di regime, in funzione della composizione e delle caratteristiche energetiche dei sedimenti, una volta stabiliti i parametri iniziali relativi alla geometria del sistema e alle condizioni di esercizio dell'impianto (temperatura camera di combustione, tempo di residenza fumi, tenore di ossigeno nei fumi in uscita).

14.6.5 Tipologie realizzative

I trattamenti termici possono essere applicati utilizzando in impianti on site mobili o in impianti off site sia mobili che fissi.

Constano di tre fasi:

- ❖ pretrattamento;
- ❖ desorbimento termico e/o termodistruzione;
- ❖ raffreddamento e/o recupero termico e controllo e raccolta delle emissioni.

I sedimenti prima di essere inviati all'unità di desorbimento e/o di termodistruzione devono essere pretrattati.

Il comparto di pretrattamento è costituito da unità di:

- pesa;
- stoccaggio;
- separazione magnetica;
- vagliatura e/o triturazione;
- mescolamento;
- preessiccamento;
- alimentazione del comparto di trattamento termico.

Il pretrattamento consiste in una fase di vagliatura per separare la frazione grossolana e le particelle di dimensioni superiori ai 5 cm in grado di limitare l'efficienza del processo determinando il fenomeno del caking (incrostazioni), e condizionando di conseguenza i costi.

In alternativa queste particelle possono essere sottoposte a triturazione e rimescolate.

Per abbassare i costi per il riscaldamento è inoltre necessario eseguire una preventiva

disidratazione dei sedimenti.

Unità di desorbimento termico

Le tecnologie di desorbimento consistono in due fasi:

- Riscaldamento del materiale, per volatilizzare i contaminanti organici;
- Trattamento dei gas esausti, rimozione del particolato e dei contaminanti volatili.

I sistemi utilizzati si differenziano per:

- Metodo di trasferimento del calore;
- Sistema di trattamento dei gas in uscita.

L'impianto di desorbimento è una camera in cui i sedimenti vengono a contatto con una sorgente di trasferimento di calore. Il riscaldamento può avvenire mediante:

- **Sistema di scambio termico con riscaldamento diretto del vettore di calore:** i sedimenti entrano intimamente a contatto con una sorgente di calore a sua volta riscaldata per apporto diretto di combustibile all'interno dell'unità di desorbimento (forno rotante, coclea, forno a letto fluido). I gas in uscita sono costituiti oltre che dai contaminanti volatilizzati, anche dai prodotti della combustione del combustibile;
- **Sistema di scambio termico diretto con riscaldamento indiretto del vettore di calore:** i sedimenti sono a contatto diretto con la sorgente di calore che però viene riscaldata in una camera a parte, esterna all'unità di desorbimento. I gas in uscita sono costituiti oltre che dagli inquinanti, anche da quelli presenti nell'aria riscaldata;
- **Sistema di scambio termico indiretto mediante superfici riscaldate:** i sedimenti sono posti a contatto con superfici metalliche, riscaldate con differenti modalità. In questo caso, i gas in uscita sono costituiti dagli inquinanti volatilizzati e da vapore acqueo, e risultano essere quantitativamente minori rispetto a quelli prodotti negli altri due casi.

Dopo il desorbimento termico i contaminanti gassosi devono essere convogliati nelle unità di abbattimento.

Unità di termodistruzione

Un processo di termodistruzione in presenza di ossigeno può essere schematizzato come segue:

1. **miscelazione:** combustibile e comburente entrano in contatto;
2. **pre-combustione:** il combustibile produce radicali liberi che influiscono sulla velocità di reazione di ossidazione. Si manifesta a T comprese tra i 450°C e i 600°C, a seconda del tipo e dello stato di aggregazione del combustibile;
3. **combustione:** avviene a T elevate fino a superare i 1700°C. In questa fase i radicali liberi reagiscono con l'ossigeno e con le molecole del combustibile dando luogo a prodotti intermedi (CO, H, aldeidi) e a prodotti finali (CO₂, H₂O e altri radicali liberi). La formazione di questi prodotti finali non è completa e, a seconda del valore della temperatura, parte dell'anidride carbonica e dell'acqua si dissociano originando CO, H₂, O₂ e piccole quantità di OH⁻, H⁺ ed idrogeno atomico;
4. **reazioni post-fiamma:** parte del calore dei gas combusti viene allontanata, di conseguenza si abbassa la temperatura e i componenti chimici dissociati, o ossidati in parte, si ricombinano tra loro e con l'ossigeno dando luogo ai prodotti finali della combustione. Tuttavia, poiché queste reazioni di ricombinazione sono molto lente, nei gas di combustione completa rimangono piccole quantità di CO e H₂, in concentrazione dell'ordine dei ppm.

Quando le specie chimiche ossidabili sono state convertite completamente in composti inorganici stabili (portando a CO₂, H₂O, N₂ e ad una serie di composti inquinanti quali HCl, SO₂ e metalli pesanti in forma atomica o ossidata), allora il processo è efficace. Dal momento che non è possibile la completa combustione, che comunque è trascurabile, si avranno altri inquinanti organici ed inorganici, la cui quantità dipende dalla modalità con cui viene condotto e ottimizzato il processo.

Gli inquinanti presenti nei gas di combustione dipendono da:

- composizione dei composti reagenti;
- modalità operative;
- efficacia della tecnologia di termodistruzione adottata.

Dopo il trattamento termico i contaminanti presenti nei gas vengono convogliati alle successive unità di trattamento, raffreddamento e recupero.

Unità di trattamento dei flussi gassosi

Dopo i processi di desorbimento termico e di termodistruzione bisogna prevedere diverse unità

di abbattimento degli inquinanti presenti nei flussi gassosi.

Gli inquinanti che devono essere controllati e rimossi dai flussi gassosi sono:

- macroinquinanti: ceneri, Cl, S, N, presenti nel sedimento e/o generati da reazioni indesiderate durante il processo termico e dall'ossidazione incompleta del carbonio organico (polveri, HCl, CO, NO_x, SO_x);
- microinquinanti: inorganici, metalli pesanti, Cu, Zn, As, Cr, Pb, Cd, Hg, ecc. e organici, parzialmente presenti nei sedimenti ma generati principalmente dalle reazioni di sintesi dovute alla distruzione e raffreddamento di IPA, PCB, ecc.

questi inquinanti possono trovarsi anche nei residui solidi e liquidi a causa di una non completa vaporizzazione (come nei metalli pesanti) o di una successiva condensazione (metalli pesanti, microinquinanti organo-clorurati) o complessazione (cloruri, fluoruri, solfati ecc.). Nei processi di termodistruzione la concentrazione di ossidi di azoto nei flussi gassosi potrebbe essere molto elevata. Per rimuoverli è necessario introdurre attraverso diversi punti di iniezione soluzioni a base di ammoniaca o di urea nel condotto di uscita dei fumi dalla camera di combustione o di post-combustione.

Per rimuovere le polveri contenute nei gas possono essere utilizzati cicloni o depolveratori ad umido nel caso di impianti mobili. Oltre a questi bisogna prevedere anche l'utilizzo di filtri a tessuto (per temperature dei fumi superiori a 50 °C) o di elettrofiltri (per temperature superiori a 200 °C) per una più efficace rimozione. I primi sono più adatti per gli impianti mobili dal momento che presentano una configurazione impiantistica più semplice e richiedono minore energia.



Figura 14.12 - Filtri a sacco e depolveratori a umido (da Trattamenti chimico-fisici dei sedimenti contaminati – lez.16 – Prof. Ing. Rodolfo M. A. - www.campusuniparthenope.it).

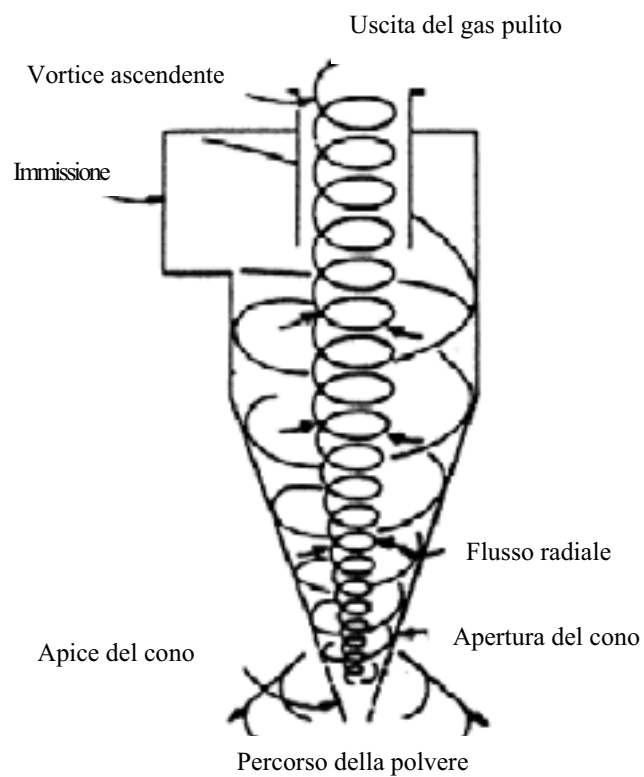


Figura 14.13- Ciclone (da Trattamenti chimico-fisici dei sedimenti contaminati – lez.16 – Prof. Ing. Rodolfo M. A. - www.campusuniparthenope.it).

Il gas viene immesso nella parte superiore del ciclone: si avrà un flusso discendente che segue un percorso a spirale. Sul particolato agiscono forza centrifuga e forza di gravità che lo spingono alla base del cilindro dove è collocato un raccoglitore. Il gas, liberatosi del particolato, cambia direzione e comincia a salire uscendo dall'estremità.

I gas acidi vengono rimossi mediante sistemi ad umido e a semisecco. I primi impiegano soluzioni basiche (Ca(OH)_2 , NaOH , NaHCO_3) che hanno un'elevata efficienza di rimozione, mentre i secondi utilizzano reagenti basici in polvere (Ca(OH)_2 , NaHCO_3), anch'essi con elevata efficienza di rimozioni, ma richiedono elevate dosi e quindi producono residui solidi che necessitano di trattamento. Questi ultimi sono indicati per gli impianti mobili e per quelli piccoli.

I flussi gassosi possono contenere ancora tracce di microinquinanti, nonostante questi vengano rimossi durante il trattamento termico, che richiedono pertanto ulteriori trattamenti. Possono essere rimossi attraverso unità di condensazione (torri di lavaggio e/o raffreddatori) e/o di adsorbimento negli impianti fissi, mentre negli impianti mobili trovano applicazione i carboni attivi con reagenti a secco per la rimozione dei gas acidi.

Unità di raffreddamento fumi e/o recupero termico

I gas in uscita dall'unità di trattamento termico devono essere raffreddati e depurati dalle polveri grossolane.

Negli impianti fissi vi sono unità di raffreddamento che operano anche la depurazione dalle polveri; in quelli mobili il raffreddamento avviene in un'unità separata dopo la rimozione delle polveri affinché le temperature dei fumi siano compatibili con le unità di trattamento degli inquinanti gassosi successive.

Il raffreddamento avviene mediante scambiatori ad aria, ad acqua o ad olio diatermico (a ciclo chiuso negli ultimi due casi), con dispersione del calore scambiato in atmosfera.

E' possibile utilizzare anche sistemi di raffreddamento diretto ad acqua (wet scrubber).

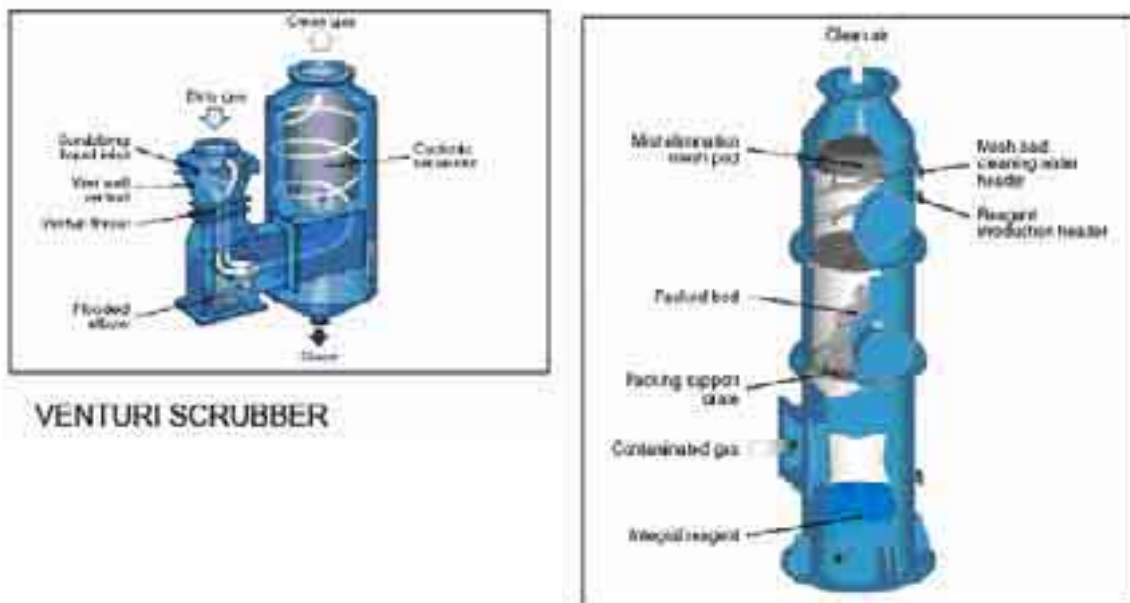


Figura 14.14-Wet scrubbers (da Trattamenti chimici-fisici dei sedimenti contaminati – lez.16 – Prof. Ing. Rodolfo M. A. - www.campusuniparthenope.it).



Figura 14.15- Wet Scrubbers (da Trattamenti chimici-fisici dei sedimenti contaminati – lez.16 – Prof. Ing. Rodolfo M. A. - www.campusuniparthenope.it).

Controllo e raccolta dei residui di trattamento

Possono generarsi diversi flussi di residui di trattamento che devono essere sottoposti a successivo trattamento.

I flussi solidi, e cioè sedimenti trattati, polveri grossolane, ceneri da trattamento delle emissioni gassose, devono essere sottoposti a raffreddamento e raccolti separatamente in base alle caratteristiche.

Prima dello smaltimento finale potrebbero essere sottoposti ad un trattamento di solidificazione/stabilizzazione per ovviare alla lisciviabilità degli inquinanti.

I flussi liquidi possono essere trattati mediante trattamento chimico-fisico, adsorbimento su carboni attivi, ecc. oppure possono essere ulteriormente sottoposti a rimozione tramite condensazione (lavaggio e/o raffreddatori) e/o adsorbimento.

Le ceneri derivanti dai flussi gassosi vengono raccolte mediante sistemi a cocle con scarico in sili di raccolta o in contenitori a sacco.

Le acque di processo possono essere contaminate da metalli pesanti, composti organici, inquinanti inorganici (cloruri, solfati, ecc.), particolato, ecc. Devono essere pertanto adottati trattamenti chimici, biologici, decantazione, adsorbimento su carboni attivi, scambio ionico, filtrazione, disinfezione.

14.6.6 Impatti ambientali

In un trattamento termico gli impatti ambientali più significativi sono rappresentati dalle emissioni gassose, dagli scarichi idrici e dai rifiuti prodotti dalla combustione.

I volumi maggiori di emissioni sono nei processi di termodistruzione e dipendono dalle caratteristiche dell'olio utilizzato, dal tipo di forno, dalle caratteristiche operative del processo e dalle misure preventive o dai trattamenti dei fumi adottati.

Il D. Lgs. 152/06 stabilisce i limiti di emissioni atmosferiche che non devono essere superati. Per evitare eccessive emissioni gassose, e quindi ridurre gli impatti ambientali, è necessario realizzare una combustione efficiente effettuando continui controlli su: temperatura, turbolenza e tempi di combustione. In questo modo è possibile evitare anche la generazione di policlorodibenzofurani (PCDF) che sono sostanze tossiche.

Nel decreto stesso sono indicati i limiti imposti per gli scarichi idrici.

14.6.7 Monitoraggio del trattamento termico

I controlli devono riguardare sia i sedimenti in ingresso che i residui finali in uscita. Il controllo sui primi è essenziale al fine di individuare i lotti di sedimento con caratteristiche difformi da quelle evidenziate in fase di caratterizzazione e quindi di poter intervenire mediante miscelazione con sedimenti aventi caratteristiche complementari. Per quanto attiene ai residui, devono essere operate approfondite analisi di caratterizzazione al fine di poter ottimizzare il funzionamento delle unità di abbattimento e di etichettare, confezionare, trasportare in maniera idonea tutti quei residui da avviare a smaltimento finale (in conformità al D.Lgs. 22/1997 e successive modifiche ed integrazioni e ai relativi decreti attuativi: ad esempio D.M. 141/1998, D.Lgs. 62/2003, ecc.).

Ogni impianto, così come prescritto dalle norme vigenti per gli impianti fissi, deve essere corredato di idoneo sistema di controllo in continuo dei principali inquinanti emessi in atmosfera e si deve gestionalmente provvedere periodicamente ad effettuare misure certificate di tutti gli inquinanti da indagare. La tipologia di sistema in continuo da adottare va attentamente commisurata alle caratteristiche dei fiumi in emissione (in particolare, temperatura e umidità). Per quanto attiene agli impianti mobili, non sempre il quadro di riferimento normativo risulta esaustivo, specie per alcune implicazioni di natura tecnologica (ad esempio, l'obbligatorietà del recupero termico richiesto per gli impianti fissi, solitamente viene non sancita per gli impianti mobili) o normativa (non esiste un decreto applicativo che stabilisca i limiti alle emissioni degli inquinanti gassosi in impianti mobili). Si ritiene che alcune restrizioni di tipo tecnologico (ad esempio sezione di recupero termico per gli impianti mobili) possano anche essere omesse a vantaggio del requisito di agevole e rapido spostamento e montaggio e smontaggio degli impianti mobili, ma, per quanto attiene le prestazioni di trattamento, con particolare riguardo ai valori degli inquinanti alle emissioni, non è accettabile ammettere scostamenti, anche significativi, tra impianti fissi e mobili (in alcuni casi più permissivi). Pertanto, le sezioni di trattamento dei residui di processo degli impianti mobili devono assicurare la completezza, l'efficacia e l'efficienza che, per legge, gli impianti fissi sono tenuti a garantire.

14.7 Solidificazione e Stabilizzazione

La solidificazione/stabilizzazione (S/S) consiste in processi volti all'immobilizzazione del contaminante attraverso l'inibizione della mobilità e la riduzione della superficie di contatto tra l'ambiente ed il contaminante.

La solidificazione intrappola fisicamente l'inquinante all'interno di una matrice solida e lo trasforma in un materiale solido avente un'alta integrità strutturale, riducendone la mobilità e quindi la possibile dispersione nell'ambiente. La stabilizzazione immobilizza il contaminante dal punto di vista chimico, il quale può mantenere la sua forma fisica originaria, perché vengono prodotte reazioni chimiche tra un agente stabilizzante e l'inquinante che vanno a ridurre la mobilità, la tossicità e la solubilità di questo.

Tali processi sono ottenuti mediante l'aggiunta di leganti di natura inorganica o organica in dosi opportune. A seconda della tipologia di legante utilizzato si verifica un processo di natura chimica o fisica che dà origine ad un prodotto finale avente proprietà risultanti dal processo di bonifica.

14.7.1 Materiali utilizzati

I leganti impiegati sono classificati in:

- agenti stabilizzanti primari, che possono essere utilizzati da soli per immobilizzare i contaminanti, quali: il cemento (a base neutra o acida) e la calce (leganti inorganici), i materiali termoplastici e termoindurenti (leganti organici);
- agenti stabilizzanti secondari o additivi, che vengono utilizzati in aggiunta agli agenti primari, quali: la loppa d'altoforno, le pozzolane, il polverino da carbone, il fumo di silice e le argille (leganti inorganici).

14.7.2 Leganti inorganici

Il **cemento** e la **calce** sono i solidificanti più diffusi grazie al basso costo, al facile accesso alla tecnologia, ai bassi costi d'investimento e al basso "know how" necessario per la realizzazione e gestione degli impianti. Nonostante questo, questa tipologia di trattamento comporta difficoltà nell'applicazione a causa dell'incertezza legata all'individuazione del rapporto di miscela sedimenti/legante e acqua/solidi per l'immobilizzazione dei contaminanti e alla stima delle interferenze di questi nella fase di idratazione del legante e degli effetti negativi che

possono avere sulla presa e sulla resistenza del cemento.

La **loppa d'altoforno** non è altro che lo scarto della produzione di acciaio, che viene estratta allo stato fuso. Spenta rapidamente in acqua acquisisce la proprietà latente di legante idraulico. In aggiunta a cemento o calce si “attiva”, cioè si idrata rapidamente, perché creano un ambiente altamente alcalino inducendo un incremento del PH (>12). Altri “attivatori” della loppa d'altoforno sono i sali (solfati, cloruri e silicati alcalini).

Quando viene attivata, la loppa conferisce resistenza al materiale solido contro contaminanti, quali: solfuri, solfati e alcuni composti organici (dei quali è in grado di ridurre gli effetti sull'idratazione del legante).

Il **polverino da carbone** è il residuo solido che viene trattenuto dai sistemi di trattamento dei fumi degli impianti termoelettrici alimentati a carbone.

Analogamente alla loppa d'altoforno, in aggiunta a cemento e calce, si attiva e consente di migliorare la lavorabilità dell'impasto di cemento e incrementa le proprietà meccaniche dei prodotti ottenuti. Poiché contiene carbonio organico, può manifestare proprietà adsorbenti nei confronti dei contaminanti organici.

La **pozzolana** è una fine cenere di origine vulcanica, ricca di silice, che miscelata con acqua presenta proprietà leganti.

Il **fumo di silice** deriva da processi di fusione per la produzione di silicio metallico e leghe ferro-silicio. E' responsabile del miglioramento delle caratteristiche dei prodotti finali, per quanto riguarda la porosità, la resistenza a compressione e la permeabilità, grazie alla sua elevata superficie specifica (dell'ordine dei $20 \text{ m}^2/\text{g}$) e all'elevato contenuto di SiO_2 .

Infine, le **argille** costituiscono un buon additivo grazie alla loro capacità di scambio cationico e alle loro proprietà adsorbenti nei confronti di specie ioniche, sia organiche che inorganiche. In particolar modo, la bentonite tra tutte è quella che ha un'elevata superficie specifica e la maggiore capacità di scambio cationico.

Per la sua capacità di sostituire le specie inorganiche scambiabili con quelle contenenti gruppi idrofobici che si legano ai contaminanti organici, può essere aggiunta ai sedimenti prima della miscela con il legante in modo da ridurre eventuali interferenze che i composti organici esercitano sull'idratazione del legante.

14.7.3 Leganti organici

Per i processi di immobilizzazione dei contaminanti possono essere utilizzati anche leganti alternativi di natura organica, detti agenti incapsulanti, a base di:

- sostanze termoplastiche, quali: il bitume, l'asfalto, il polietilene, il polipropilene, paraffina e nylon;
- sostanze termoindurenti, quali: l'urea, il poliestere e le resine epossidiche (polimeri organici).

L'utilizzo di questi leganti presenta i seguenti vantaggi:

- elevato rendimento di fissazione;
- ridotta necessità di reagenti;
- elevata densità del prodotto ottenuto.

Tuttavia, presenta anche svantaggi, quali la complessità degli impianti, un'elevata richiesta energetica per far funzionare l'attrezzatura e costi elevati sia per la strumentazione che per la necessità di manodopera specializzata.

L'asfalto ed il bitume sono i materiali più frequentemente utilizzati.

L'**asfalto**, in forma di piccole gocce sospese in soluzione acquosa e rese stabili da reagenti chimici, miscelato con i sedimenti dà luogo ad una matrice continua ed impermeabile attorno alle particelle solide.

Il bitume viene utilizzato, in genere, per trattare materiale avente un elevato contenuto di acqua (slurry). O miscelato ad esso a caldo all'interno di un estrusore, a temperature comprese tra 130 e 230°C, o con acqua calda in pressione, il bitume fa da collante, legando le particelle solide tra loro e impedendo il passaggio dell'acqua.

Il **polietilene** è caratterizzato da una buona resistenza chimica, una scarsa solubilità in acqua e una bassa biodegradabilità. Non interagisce con il materiale da trattare, a 120°C fonde e liquefa e, miscelato ad esso, lo incapsula (attraverso meccanismi di macro o microincapsulamento, a seconda della tecnica di miscelazione), conferendogli una buona resistenza meccanica e flessibilità.

E' facile da reperire, essendo disponibile come materiale da scarto, ma richiede elevati apporti energetici.

Il **poliestere**, in presenza di catalizzatori (come lo stirene), forma dei reticoli molecolari che inglobano le particelle solide contaminate.

14.7.4 Vantaggi e svantaggi

I principali vantaggi e svantaggi dei processi di S/S possono essere riassunti nelle tabelle sottostanti:

Processo	Vantaggi
Leganti idraulici	<ul style="list-style-type: none"> • La chimica del processo è sufficientemente nota; • La tecnologia è ben collaudata e non richiede personale altamente specializzato; • Il preventivo essiccamento del materiale da trattare può non essere essiccato; • Il trattamento si adatta ad un'ampia gamma di caratteristiche chimiche del materiale da trattare; • I pre-trattamenti sono limitati alle sostanze che possono interferire con il processo di presa; • Il prodotto finale è facilmente manipolabile e dotato di modesta permeabilità; • Possono essere impiegati additivi (pozzolana, bentonite, silicati) per: <ul style="list-style-type: none"> – ridurre la permeabilità; – migliorare la resistenza ai cicli di gelo e disgelo; – incrementare la stabilità chimica.
Sostanze termoplastiche	<ul style="list-style-type: none"> • I volumi finali sono inferiori rispetto agli altri processi di S/S; • Il prodotto esibisce buona resistenza chimica al contatto con soluzioni acquose; • Il prodotto finale risulta del tutto non biodegradabile; • Le caratteristiche meccaniche del prodotto risultano paragonabili ai prodotti a base di cemento; • Il prodotto finale è dotato di caratteristiche di flessibilità che possono prevenire rotture nel caso di cedimenti differenziali della massa di materiale trattato.

Tabella 14-4- Principali vantaggi dei processi di S/S (da *Tecnologie di bonifica dei siti inquinati* di S. Tunesi e Q. Napoleoni ed. Il Sole 24 ore, 2003).

Processo	Svantaggi
Leganti idraulici	<ul style="list-style-type: none"> • Elevati dosaggi di legante provocano notevoli incrementi di materiale da smaltire; • L'immobilizzazione può non risultare efficace per alcune specie (sali solubili); • Alcune specie ioniche possono influenzare negativamente le reazioni di idratazione; • Alcune specie organiche possono influenzare negativamente le reazioni di idratazione; • Specie volatili, quali VOC e ammoniaca, possono volatilizzare durante il trattamento; • Può osservarsi la dispersione di polveri durante il trattamento; • L'impiego di additivi pozzolanici può allungare i tempi di presa ed indurimento.
Sostanze termoplastiche	<ul style="list-style-type: none"> • I macchinari richiesti e i materiali utilizzati possono essere complessi e costosi • La plasticità del materiale richiede in genere container per il trasporto e lo smaltimento; • Il processo richiede l'impiego di notevoli quantità di energia; • Il contenuto d'acqua iniziale può influenzare la lisciviabilità del prodotto finale; • I componenti organici possono decomporsi durante il trattamento; • I composti volatili possono essere rilasciati nel corso del trattamento; • In alcuni casi (ed. il bitume) le elevate temperature del processo e la presenza di agenti ossidanti possono favorire il rischio d'incendi.

Tabella 14-5-Principali svantaggi dei processi di S/S (da *Tecnologie di bonifica dei siti inquinati* di S. Tunesi e Q. Napoleoni ed. Il Sole 24 ore, 2003).

14.7.5 Contaminanti trattati

La valutazione dell'applicabilità di un trattamento S/S e della sua efficacia a lungo termine richiede la conoscenza dei meccanismi di immobilizzazione dei contaminanti e la comprensione dei possibili fenomeni di interferenza tra i contaminanti ed il legante. Infatti, l'efficacia di immobilizzazione di un trattamento S/S dipende da:

- tipologia e forma chimica del contaminante;
- concentrazione del contaminante;
- presenza di contaminanti che interferiscono col processo.

I processi di S/S vengono applicati con successo nel caso in cui la contaminazione è dovuta alla presenza di inquinanti inorganici, quali sali e metalli. In alcuni casi possono essere applicati anche per trattare alcuni composti organici.

Sulla base di esperienze effettuate sia in laboratorio che in campo, l'EPA (Environmental Protection Agency) stima l'efficienza dei trattamenti S/S per diversi contaminanti, come indicato nella seguente tabella:

	Tipologia di contaminanti	Efficienza di immobilizzazione
Organici	Composti alogenati volatili	□
	Composti non alogenati volatili	□
	Composti alogenati semivolatili	□
	Composti non alogenati semivolatili e non volatili	□
	PCB	●
	Pesticidi	●
	Diossine e furani	□
	Cianuri organici	●
	Organici corrosivi	■
Inorganici	Metalli	■
	Cianuri inorganici	■
	Inorganici corrosivi	■
□ Nessuna efficienza ● Efficienza potenziale ma non dimostrata ■ Efficienza dimostrata		

Tabella 14-6-Efficienza di immobilizzazione di alcuni contaminanti nei processi S/S (da *Trattamenti chimici fisici dei sedimenti contaminati (cap. 8)* di Rodolfo M. A. Napoli e al. – www.campusuniparthenope.it).

14.7.6 Meccanismi di immobilizzazione

L'immobilizzazione dei contaminanti avviene secondo meccanismi di fissazione che possono essere di natura chimica o fisica:

- precipitazione;
- complessazione;
- adsorbimento (chimico o fisico) sulla superficie dei costituenti della matrice solidificata;

Tali processi sono legati alle variazioni indotte dal trattamento di S/S sul PH e sul potenziale redox, nonché sulla capacità di scambio ionico e sulla capacità complessante o chelante di alcune sostanze organiche.

La precipitazione rappresenta per alcuni contaminanti inorganici, quali i metalli pesanti, il principale meccanismo di immobilizzazione di natura chimica. E' legata alla variazione del pH e del potenziale redox indotti dall'idratazione dei principali leganti inorganici: l'aumento del pH favorisce l'adsorbimento superficiale (chimico) dei cationi metallici, la precipitazione di questi sotto forma di idrossidi e la formazione di sali metallici. Il potenziale redox determina l'ossidazione degli elementi metallici influenzandone la speciazione e la solubilità.

I trattamenti S/S a base di cemento danno luogo a reazioni ossidanti. Al contrario, quelli a base di leganti contenenti specie allo stato ridotto, come la loppa d'altoforno, possono dar luogo a reazioni riducenti. Nel caso di metalli, quali cromo e manganese, bassi valori del potenziale redox favoriscono in modo efficace l'immobilizzazione, perché riducono la solubilità e la tossicità e inoltre possono dar luogo all'adsorbimento sul gel C-S-H (prodotto di idratazione).

Il gel C-S-H, grazie alla sua elevata superficie specifica ($10\div 50 \text{ m}^2/\text{g}$), presenta una grande capacità di adsorbimento per le principali specie inorganiche. In funzione della sua carica superficiale, che dipende dalla sua composizione, presenta una diversa affinità nei confronti delle specie cationiche (per bassi valori del rapporto Ca/Si) o anioniche (per elevati valori del rapporto Ca/Si). Pertanto, per favorire l'adsorbimento dell'una o dell'altra specie si aggiungono additivi, quali rispettivamente la loppa d'altoforno o i silicati di sodio.

La complessazione è un processo chimico che si sviluppa in ambienti di PH basico e che dà luogo alla formazione di complessi stabili, che immobilizzano i contaminanti.

Infatti, l'aggiunta di cemento crea composti idrati semplici che formano complessi insolubili (soprattutto alluminati), in grado di legare numerosi anioni (alogenuri, NO_3^- , MnO_4^- , ecc.). Il

silicato tricalcico C_3S reagisce con ossidi ed idrossidi di metalli formando idrossidi complessi: lo zinco, ad esempio, forma $Ca [Zn(OH)_3 H_2O]_2$; ma è in grado di fissare anche altri metalli quali: rame, cromo trivalente, ferro, nichel, manganese, arsenico.

L'adsorbimento può essere di natura chimica o fisica. Nel caso dei contaminanti organici, l'immobilizzazione è dovuta prevalentemente a meccanismi di tipo fisico. Infatti, essendo non polari, i composti organici non sono in grado di dar luogo a forti legami chimici con i leganti.

14.7.7 Parametri che influenzano il trattamento

I contaminanti possono interferire coi processi di S/S influenzandoli favorevolmente, manifestando interazioni sinergiche, o sfavorevolmente, alterando la velocità di ciascuna fase di idratazione, nonché la quantità e la natura dei prodotti di idratazione, modificando le caratteristiche fisico-meccaniche dei prodotti finali.

I parametri che influenzano favorevolmente il trattamento di S/S sono:

- la presenza di contaminanti inorganici;
- contenuto di composti organici <1%.

Quelli che, invece, lo influenzano sfavorevolmente sono:

- la presenza di VOC e SVOC;
- la presenza di oli e grassi;
- elevato contenuto di detriti.

I contaminanti organici rallentano la fase di presa del legante e alterano lo sviluppo della resistenza meccanica; richiedono pertanto dosi maggiori di reagente. L'utilizzo di carboni attivi e di argille consente di ridurre le interferenze di questi contaminanti con i leganti.

Tuttavia, anche i contaminanti inorganici possono manifestare effetti negativi sul processo di S/S. Ciascun contaminante, infatti, può esercitare un effetto sulle reazioni coinvolte nei processi di S/S a seconda della forma chimica in cui è presente, della sua concentrazione e della presenza di altri contaminanti che interferiscono con esso. Ad esempio, i cloruri per concentrazioni inferiori all'1% hanno un effetto accelerante, comprese tra l'1% e il 3% ritardante e, per concentrazioni superiori al 3% possono provocare una presa istantanea.

Possono indurre la dissoluzione della portlandite (CH), che è una fase di idratazione del cemento, alterando la porosità e la permeabilità del prodotto solidificato e favorendo l'attacco da parte dei solfati.

I solfati possono provocare un ritardo nella formazione dell'ettringite ($C_6AS_3H_{32}$), che è un'altra fase di idratazione del cemento, dando luogo a fenomeni di rigonfiamento.

Altri parametri che hanno una grande influenza sulla presa dei leganti sono, secondo l'EPA, il contenuto di argille e di sabbia e il PH, come indicato nella tabella sottostante:

Parametri	Livello	Fattori di influenza
Contenuto di argille	Basso	●
	Medio	●
	Alto	■
Contenuto di sabbia	Basso	●
	Medio	●
	Alto	●
pH	Basso	●
	Medio	●
	Alto	□
	Salinità	■
● Favorevole al processo □ Nessuna influenza ■ Interferenza col processo		

Tabella 14-7-Parametri che influenzano il trattamento di S/S (da *Trattamenti chimici fisici dei sedimenti contaminati (cap. 8)* di Rodolfo M. A. Napoli e al. – www.campusuniparthenope.it).

Anche i parametri operativi possono influire sul trattamento e cioè:

- la tipologia, la combinazione e il dosaggio ottimale degli agenti stabilizzanti e degli additivi;
- le modalità e i tempi ottimali di miscelazione e di maturazione;
- gli eventuali effetti collaterali del trattamento;
- le caratteristiche chimico-fisiche e meccaniche del materiale inertizzato.

14.7.8 Tipologie realizzative

La tecnologia più comunemente utilizzata è quella ex-situ in impianti off-site, perché consente un maggior controllo del processo, e quindi della riduzione delle emissioni in atmosfera di particolato solido e di composti volatili.

Il trattamento di S/S può essere suddiviso nelle seguenti fasi operative:

- pretrattamento: disidratazione, vagliatura, omogeneizzazione, aggiunta di additivi;
- miscelazione dei sedimenti con il legante;

- eventuale stoccaggio temporaneo del materiale per il periodo di stagionatura.

Il materiale scavato viene trasportato all'impianto di trattamento costituito da sistemi per il dosaggio dei sedimenti e dei reagenti.

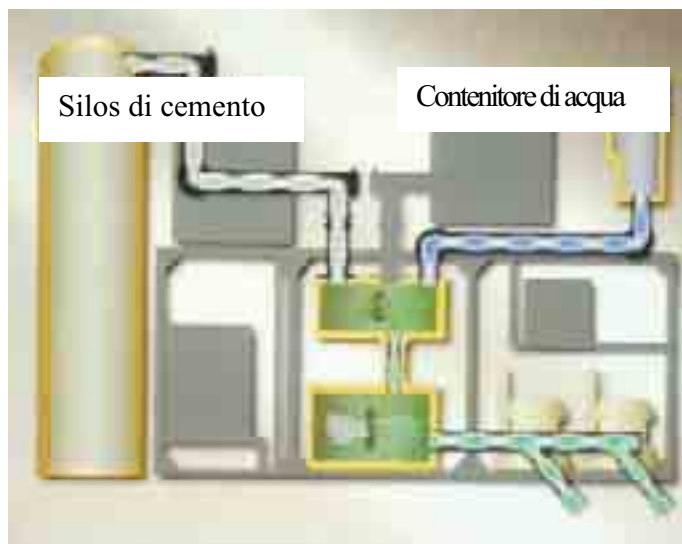


Figura 14.16- Sistema per il dosaggio del materiale contaminato e dei reagenti (da *Trattamenti chimici fisici dei sedimenti contaminati* (cap. 8) di Rodolfo M. A. Napoli e al. – www.campusuniparthenope.it).

I sedimenti vengono introdotti in una cisterna dove avviene la miscelazione con i reagenti e con l'acqua. La movimentazione del materiale può essere eseguita con attrezzature di tipo idraulico, se in forma fangosa, o con attrezzature utilizzate in campo geotecnico, se in forma palabile. Nel caso in cui vengano utilizzati leganti termoplastici, la miscelazione viene effettuata tramite estrusori.

All'uscita dall'unità di miscelazione, il materiale viene raccolto in appositi contenitori, fosse o casseformi, per la stagionatura.

Il prodotto finale, in base alle caratteristiche fisico-chimiche e meccaniche, può essere destinato allo smaltimento in discarica o al riutilizzo come riempimento per pavimentazioni stradali o per l'edilizia (vale per materiale sottoposto a solidificazione).

L'impianto è dotato di sistemi di protezione ambientale: sistemi per il trattamento dei gas e sistemi per la raccolta del percolato prodotto durante la stagionatura, delle acque di lavaggio e di processo.

Infine, vi è un'unità di controllo della qualità per effettuare analisi fisiche e chimiche allo

scopo di verificare le caratteristiche del materiale in alimentazione al processo e dei prodotti.

14.7.9 Impatti ambientali

Tale tipologia di trattamento, come del resto tutti i trattamenti di materiale contaminato, produce emissioni in atmosfera e residui solidi e liquidi che necessitano anch'essi di trattamento.

14.7.10 Monitoraggio della solidificazione/stabilizzazione

Controlli in fase di realizzazione

Nella fase di realizzazione di un trattamento di solidificazione/stabilizzazione deve essere predisposta una serie di controlli volti alla valutazione della congruità delle scelte progettuali e dell'avvenuto raggiungimento degli obiettivi di qualità dei prodotti S/S. Dovranno essere prelevati dei campioni, con una frequenza che dipende dalla durata del trattamento e dalla quantità del materiale trattato, da sottoporre a test di caratterizzazione per la determinazione delle proprietà fisico-meccaniche e del comportamento alla lisciviazione. In aggiunta, si dovrà provvedere al controllo della concentrazione di contaminanti volatili nelle emissioni atmosferiche prodotte dal processo di S/S, a valle degli eventuali sistemi di trattamento. Nel caso di processi basati sull'impiego di leganti idraulici, i test andranno condotti per materiali caratterizzati da diversi tempi di stagionatura (es. 1, 28, 56 giorni), al fine di verificare l'evoluzione del comportamento del materiale al procedere delle reazioni di idratazione del legante. Nel caso di trattamento ex situ, i prelievi possono essere effettuati direttamente in impianto e nelle sezioni di stoccaggio dei prodotti S/S. Qualora il trattamento di S/S venga applicato in situ, il campionamento deve essere invece realizzato mediante carotaggi effettuati in corrispondenza dei sopraindicati tempi di stagionatura.

Controlli post operam

L'effettivo conseguimento degli obiettivi del trattamento di S/S deve essere verificato sui materiali finali del trattamento. In particolare, devono essere previsti:

- campagne di monitoraggio sulle acque superficiali e profonde;
- test di cessione su campioni indisturbati prelevati con appositi sondaggi;

Prove di caratterizzazione meccanica.

BIBLIOGRAFIA

Libri:

- Angelucci A., “Guida allo studio della sedimentologia”, ed. Nuova Cultura, 1989.
- APAT – 2006, Manuale per le indagini ambientali nei siti contaminati.
- F. Bona, A. Maffiotti, L. Volterra – 1997, Analisi e recupero dei sedimenti marini, Pitagora Editrice Bologna
- P. Colombo, F. Colleselli – 1996, Elementi di geotecnica, Zanichelli, Milano.
- Connell, D.W., Miller, G.J. – 1984, Chemistry and ecotoxicology of pollution, Jhon wiley and sons, New York.
- Ferguson J. E – 1982 “Inorganic Chemisrty and the Earth”, Pergamon Press.
- ICRAM – 2006, Aspetti ambientali del dragaggio di sabbie relitte a fini di rinascimento: proposta di un protocollo di monitoraggio, ICRAM, Roma.
- Ricci Lucchi F. – 1980, “ Sedimentologia / Processi e meccanismi di sedimentazione”, ed Clueb.
- Salomon W. and Förstner U., 1984. "Metals in the idrocycle". Springer-Verlag, Berlin.
- S. Tunesi, Q. Colombo – 2003, Tecnologie di bonifica dei siti inquinati, Il Sole 24 ore, Milano.

Riferimenti normativi:

- Decreto Legislativo 29 aprile 2006, N. 152: Inquinamento del suolo e bonifiche.
- Direttiva 2000/60/CE del 23 ottobre 2000.

Articoli:

- Adriaanse, M., H.A.G. Niederländer and P.B.M. Stortelder – 1995, Monitoring water quality in the future. Vol. 1. Chemical monitoring. Min. Housing, The Netherlands: 100 pp.
- Brewster ML, AP Annan, JP Greenhouse, BH Kueper, GR Olhoeft, JD Redman, and KA Sander – 1995, “Observed Migration of a Controlled DNAPL Release by Geophysical Methods.” Ground Water 33(6): 977-987.

- Ciborowski, J.J.H. and L.D. Corkum – 1988, Organic contaminants in adult aquatic insects of the St. Clair and Detroit rivers, Ontario, Canada. *J. Great Lakes Res.*, 14: 148-156.
- Depledge, M.H., Rainbow, P.S. – 1991, “Models of regulation and accumulation of trace metals in marine invertebrates.” *Comp. Biochem. Physiol.* 97c: 1-7.
- Echols KR, RW Gale, TR Schwartz, JN Huckins, LL Williams, JC Meadows, D Morse, JD Petty, CE Orazio, and DE Tillitt – 2000, “Comparing Polychlorinate Diphenyl Concentrations and Patterns in the Saginaw River Using Sediment, Caged Fish, and Semipermeable Membrane Devices.” *Environmental Science and Technology* 34:4095-4102.
- Förstner, U. – 1990, Inorganic Sediment Chemistry and Elemental Speciation. In: Baudo R., Giesy J. and Muntau H. *Sediments: Chemistry and Toxicity of In-Place Pollutants*. Lewis Publ.: 61-105.
- Fountain, J. C. – 1998, Technologies for dense nonaqueous phase liquid source zone remediation. Ground-Water Remediation Technologies Analysis Center. Report n° TE-98-02.
- Ghiorse, W.C., J.B. Herrick, R.L. Sandoli, and E.L. Madsen – 1995, Natural selection of PAH-degrading bacterial guilds at coal-tar disposal sites. *Environ. Health Perspect.* 103(5): 103–111.
- Giesy, J.P. and R.A. Hoke – 1989, Freshwater sediment toxicity bioassessment: rationale for species selection and test design. *J. Great Lakes Res.*, 15: 539-569.
- Giesy, J.P. and Hoke R.A. – 1990, Freshwater Sediment Quality Criteria: Toxicity Bioassessment. In: Baudo R., Giesy J. and Muntau H. *Sediments: Chemistry and Toxicity of In-Place Pollutants*. Lewis Publ.: 265-348.
- Giesy, J.P., R.L. Graney, J.L. Newsted, C.J. Rosiu, A. Benda, R.G. Kreis, Jr. and F.J. Horvath. – 1988a. Comparison of three sediment bioassay methods using Detroit River sediments. *Environ. Toxicol. Chem.*, 7: 483-498.
- Gossett J. – 2002, Fishing for microbes. *Science*. 298:974-975.
- Harkley, G.A., Lydy, M.J., Kukkonen, J., Landrum, P.F –1994, “Feeding selectivity and assimilation of PAH e PCB in *Diporeia* spp.” *Environ. Toxicol. Chem.* 13: 1445-1455.
- Jones, R.A. and G.F. Lee. – 1978, *Evaluation of the Elutriate Test as a Method of Predicting Contaminant Release During Open Water Disposal of Dredged Sediment*

- and Environmental Impact of Open Water Dredged Material Disposal. Volume I: Discussion.* U.S. Army Corps of Engineers, Waterways Experiment Station, Vicksburg, MS. Technical Report D78-45.
- Kavanaugh M.C., J.O. Leckie. – 1980, Particulates in water *Advances in Chemistry*, series 189:285-304.
 - Landrum, P.F., Lee, H., Lyndy, M.J. – 1992, "Toxicokinetics in aquatic systems. Model comparison and use in hazard assessment." *Environ. Toxicol. Chem.* 11 : 1709-1725.
 - Langworthy, D.E., R.D. Stapleton, G.S. Sayler, and R.H. Findlay – 1998, Genotypic and phenotypic responses of a riverine microbial community to polycyclic aromatic hydrocarbon contamination. *Appl. Environ. Microbiol.* 64(9): 3422–3428.
 - Lee, G.F., R.A. Jones, F.Y. Saleh, G.M. Mariani, D.H. Homer, S.S. Butler and P. Bandyopadhyay. 1978. *Evaluation of the Elutriate Test as a Method of Predicting Contaminant Release During Open Water Disposal of Dredged Sediment and Environmental Impact of Open Water Dredged Material Disposal. Volume II: Data Report.* U.S. Army Corps of Engineers, Waterways Experiment Station, Vicksburg, MS. Technical Report D78-45.
 - Lefkowitz, L, E Creclius, and N McElroy – 1996, "The Use of Polyethylene Alone to Predict Dissolved-Phase Organics in the Columbia River." Presented at the Society of Environmental Toxicology and Chemistry, November 17-21, 1996, Washington, DC.
 - Luoma S.N. – 1983, Bioavailability of trace metals to aquatic organisms – A review. *The Science of the Total Environment.*, 28:1-22
 - Mallhot, H., and R. H. Peters – 1988, Empirical Relationships Between the L-octane/water Partition Coefficient and Nine Physiochemical Properties. *Environ. Sci. Technol.* 22:1479–1488.
 - Malueg, K.W., G.S. Schuytema, J.H. Gakstatter and D.F. Krawczyk – 1983, Effect of *Hexagenia* on *Daphnia* response in sediment toxicity tests. *Environ. Toxicol. Chem.*, 2: 73-82.
 - Naudet V. A. Revil, and J.-Y. Bottero – 2003, Relationship between self-potential (SP) signals and redox conditions in contaminated groundwater. *Geophysical Research Letters*, 30(21):2091.

- Nebeker, A.V., J.K. McCrady, R.M. Shar and C.K. McAuliffe – 1983, Relative sensitivity of *Daphnia magna*, rainbow trout and fathead minnows to endosulfan. *Environ. Toxicol. Chem.*,2: 69-72.
- Newell, C. J.; Acree, S. D.; Ross, R. R. e Huling S. G. – 1995, Ground Water Issue. US Environmental Protection Agency: Office of Research and Development and Office of Solid Waste and Emergency Response. EPA/540/S-95/500.
- NRC – 2001, A Risk-Management Strategy for PCB-Contaminated Sediments. Committee on Remediation of PCB-Contaminated Sediments, Board on Environmental Studies and Toxicology, Division on Life and Earth Studies, National Research Council. National Academies Press, Washington, DC. May.
- Power, E.A. and P.M. Chapman – 1992, Assessing Sediment Quality. In: Burton G.A. (Ed.).*Sediment Toxicity Assessment*. Lewis Publ.: 1-18.
- Roch, F., and M. Alexander – 1997, Inability of bacteria to degrade low concentrations of toluene in water. *Environ. Toxicol. Chem.* 16(7): 1377–1383.
- Salomons, W., N.M. de Rooij, H. Kerdijk and J. Bril – 1987, Sediments as a source for contaminants.*Hydrobiologia*, 149: 13-30
- Sauck W – 1998, “A Conceptual Model for the Geoelectrical Response of LNAPL Plumes in Granular Sediments.” SAGEEP 1998 Proceedings, 805-817.
- Schloesser, D.W – 1988, Zonation of mayfly nymphs and caddisfly larvae in the St. Marys River. *J.Great Lakes Res.*, 14: 227-233.
- Schwartz, E., and K.M. Scow – 2001, Repeated inoculation as a strategy for the remediation of low concentrations of phenanthrene in soil. *Biodegradation* 12: 201–207.
- Torsvik, V., J. Goksoyr, and F.L. Daae – 1990, High diversity of DNA of soil bacteria. *Applied and Environmental Microbiology*. 56:782-787.
- Torsvik V, FL Daae, RA Sandaa, and L Ovreas – 1998, “Novel Techniques for Analyzing Microbial Diversity in Natural and Perturbed Environments.” *Journal of Biotechnology*, 64(1):53-62.
- U.S. EPA – 1993a. Guidance on Conducting Non-Time-Critical Removal Actions Under CERCLA. U.S. Environmental Protection Agency, Office of Solid Waste and Emergency Response, Washington, DC. OSWER Directive 9360.0-32. EPA 540/R-93/057. August.

- U.S. EPA – 1996a. Soil Screening Guidance: User's Guide. U.S. Environmental Protection Agency, Office of Solid Waste and Emergency Response, Washington, DC. OSWER 9355.4-23, EPA 540/R-96/018. July.
- U.S. EPA. 1996d. Superfund Removal Procedures, Response Management: Removal Action Start-up to Close-out. U.S. Environmental Protection Agency, Office of Emergency and Remedial Response, Washington, DC. OSWER Directive 9360.3-04.
- U.S. EPA. 1999d. Use of Monitored Natural Attenuation at Superfund, RCRA Corrective Action, and Underground Storage Tank Sites. U.S. Environmental Protection Agency, Office of Solid Waste and Emergency Response, Washington, DC. EPA 540/R-99/009. April.
- U.S. EPA. 2001. Methods for collection storage and manipulation of sediments for chemicals and toxicological analyses: technical manual. U.S. Environmental Protection Agency, Office of Science & Technology Office of Water, Washington, DC 20460. EPA 823/B-01/002. October.
- U.S. EPA. 2005. Contaminated sediment remediation guidance for hazardous waste site. U.S. Environmental Protection Agency, Office of Solid Waste and Emergency Response, Washington, DC. OSWER 9355.0.85, EPA 540/R-05/012. December.
- Zaidi, B. R., G. Stucki, and M. Alexander – 1988, Low chemical concentrations and pH as factors limiting the success of inoculation to enhance biodegradation. Environ. Toxicol. Chem. 7: 143–151.
- WRSC-STI-2006-00084, Rev. 1 Characterization and monitoring of natural attenuation of Chlorinated solvents in groundwater: a system approach. SNRL August 2006.

Siti Internet:

- <http://www.epa.gov/superfund/resources/sediment/pdfs/guidance.pdf>, 29/03/2007
- <http://www.epa.gov/glnpo/arcs/EPA-905-B94-003/EPA-905-B94-003.html>, 06/06/2007
- <http://www.envirotools.org/factsheets/contaminatedsediments.shtml>, 25/04/2007
- http://www.campusuniparthenope.it/doceboCms/page/59/Materiale_didattico.html, 19/06/2007

- <http://www.epa.gov/glnpo/arcs/EPA-905-R96-001/EPA%20905-R96-001.pdf>, 07/06/2007
- <http://www.epa.gov/waterscience/library/sediment/remediation.pdf>, 17/05/2007
- <http://www.epa.gov/owow/oceans/regulatory/dumpdredged/framework/covercontentspreface.pdf>, 05/06/2007
- <http://www.epa.gov/ord/SITE/reports/540r93510/540r93510.htm>, 26/06/2007
- http://www.novambiente.it/DocumentiR/Protezione/Area-Tecno/Solidificazione-Stabilizzazione.htm_cvt.htm, 19/06/2007
- http://www.apat.gov.it/site/_files/Suolo_Territorio/TEC_protocolli_luglio_2005_protocollo_ISCO.pdf, 28/04/2007
- http://www.frtr.gov/matrix2/section3/3_1.html, 13/04/2007
- <http://www.envirotools.org/remediation/remedisoilsed.shtml>, 25/04/2007
- <http://www.hsrc-ssw.org/cap-primer.html>, 25/04/2007
- <http://el.erdc.usace.army.mil/elpubs/pdf/dr5-05.pdf>, 25/04/2007
- <http://el.erdc.usace.army.mil/elpubs/pdf/dr5-07.pdf>, 25/04/2007
- <http://el.erdc.usace.army.mil/elpubs/pdf/dr5-04.pdf>, 25/04/2007
- <http://www.epa.gov/glnpo/sediment/iscmain/>, 28/04/2007
- <http://www.hsrc-ssw.org/pdf/cap-bkgd.pdf>, 04/05/2007
- <http://www.dragaggio.com/>, 17/05/2007
- <http://www.archeosub.it/articoli/geotec/scavosub.htm>, 17/05/2007
- <http://el.erdc.usace.army.mil/elpubs/pdf/trdoer1.pdf>, 29/05/2007
- <http://www.clu-in.org/download/remed/asr/11/asr.pdf>, 05/06/2007
- http://www.frtr.gov/matrix2/section2/2_2_1.html, 05/06/2007
- <http://www.frtr.gov/matrix2/section4/4-8.html>, 06/06/2007
- <http://www.frtr.gov/matrix2/section4/4-9.html>, 06/06/2007
- <http://www.ecoserver.cima.unige.it/tecn/hometecn.html>, 19/06/2007
- <http://www.frtr.gov/matrix2/section4/4-2.html>, 27/06/2007
- <http://www.epa.gov/nrmrl/pubs/625r98001/625r98001.htm>, 27/06/2007