



# ICRAM

ISTITUTO CENTRALE PER LA RICERCA  
SCIENTIFICA E TECNOLOGICA APPLICATA AL MARE

**PROGETTO PRELIMINARE DI BONIFICA DELL'AREA MARINA INCLUSA NELLA  
PERIMETRAZIONE DEL SITO DI BONIFICA DI INTERESSE NAZIONALE DI  
PITELLI**

Marzo 2005

BoI -Pr-LI -P-02.16



***Responsabili Scientifici***

Dott. Massimo Gabellini  
Dott.ssa Antonella Ausili

***Coordinatore***

Dott. Ing. Elena Mumelter

***Staff tecnico***

Ing. Francesco Paolo Alvaro  
Dott. Sergio Cappucci  
Dott. Cristiano Corsi  
Ing. Luciano De Propriis  
Ing. Serena Geraldini  
Ing. Francesca Giaime  
D.ssa Roberata Girardi  
Ing. Carlo Innocenti  
Francesco Loreti  
Dott. Ing. Davide Meloni  
Dott. Ing. Valentina Modesti  
Dott. Fulvio Onorati  
Ing. Marco Patacchia  
D.ssa Maria Elena Piccione  
D.ssa Elena Romano  
Ing. Lorenzo Rossi  
Ing. Andrea Salmeri  
D.ssa Antonella Tornato  
Dott. Ing. Valentina Trama  
Dott. Giuseppe Trinchera



**PROGETTO PRELIMINARE DI BONIFICA DELL'AREA MARINA INCLUSA  
NELLA PERIMETRAZIONE DEL SITO DI BONIFICA DI INTERESSE  
NAZIONALE DI PITELLI**

**SOMMARIO**

<b>1</b>	<b>INTRODUZIONE</b> .....	<b>5</b>
<b>2</b>	<b>QUADRO AMBIENTALE</b> .....	<b>7</b>
2.1	STATO DI QUALITÀ DEI SEDIMENTI SULLA BASE DELLE INDAGINI PREGRESSE .....	8
2.2	STATO DI QUALITÀ DELLE ACQUE .....	11
2.3	STATO DI QUALITÀ DEL BIOTA .....	12
<b>3</b>	<b>ATTIVITA' DI CARATTERIZZAZIONE DEI SEDIMENTI</b> .....	<b>14</b>
3.1	INDAGINI GEOFISICHE .....	14
3.1.1	<i>Stima della batimetria nella Rada della Spezia</i> .....	15
3.2	ATTIVITÀ DI CAMPIONAMENTO ED ANALISI DEI SEDIMENTI .....	19
3.3	INDAGINI INTEGRATIVE ESEGUITE DALL'ICRAM: I CAROTAGGI "IN CONTINUO" ....	25
<b>4</b>	<b>VALUTAZIONE DEI RISULTATI DELLE ATTIVITA' DI CARATTERIZZAZIONE</b> .....	<b>31</b>
4.1	VALORI DI CONCENTRAZIONE DI RIFERIMENTO DELL' AREA .....	31
4.2	METODO DI ANALISI DEI DATI DI CARATTERIZZAZIONE E DI STIMA DEI VOLUMI ....	33
4.3	RISULTATI DELLE ATTIVITÀ DI CARATTERIZZAZIONE DEI SEDIMENTI: VALUTAZIONE DELLO STATO DI QUALITÀ RISPETTO AI VALORI DI INTERVENTO .....	37
4.3.1	<i>Stratigrafia dei fondali nella Rada della Spezia</i> .....	37
4.3.2	<i>Risultati delle indagini granulometriche effettuate sui sedimenti</i> .....	42
4.3.3	<i>Risultati delle indagini chimiche effettuate sui sedimenti</i> .....	49
4.3.4	<i>Risultati delle indagini microbiologiche effettuate sui sedimenti</i> .....	101
4.3.5	<i>Risultati dei saggi ecotossicologici effettuati sui sedimenti</i> .....	102
4.4	VALUTAZIONE DELLO STATO DI QUALITÀ COMPLESSIVO DEI SEDIMENTI DEL GOLFO DELLA SPEZIA .....	106
<b>5</b>	<b>ELABORAZIONE DEI RISULTATI AI FINI DELLA BONIFICA: IL CALCOLO DEI VOLUMI DI SEDIMENTO CONTAMINATO</b> .....	<b>107</b>
<b>6</b>	<b>TECNOLOGIE APPLICABILI PER LA BONIFICA</b> .....	<b>124</b>
6.1	RICERCA DI ORDIGNI BELLICI .....	125
6.2	ATTIVITÀ DI RIMOZIONE DEI SEDIMENTI .....	126
6.2.1	<i>Sistemi di dragaggio ambientale</i> .....	127
6.2.2	<i>Misure di mitigazione</i> .....	135
6.2.3	<i>Attività di monitoraggio e controllo</i> .....	138
6.3	TECNOLOGIE DI TRATTAMENTO DEI SEDIMENTI .....	144
6.3.1	<i>Tecnologie di trattamento in situ</i> .....	144
6.3.2	<i>Tecnologie di trattamento ex situ</i> .....	148
6.3.3	<i>Applicabilità e costi delle diverse tipologie di trattamento</i> .....	154
6.4	ANALISI DELLE OPZIONI DI GESTIONE ATTUABILI .....	157
6.4.1	<i>Possibili scenari di intervento</i> .....	174



---

6.5	INTERVENTI PROGRAMMATI DA PARTE DELL'AUTORITA' PORTUALE DELLA SPEZIA E DEI CONCESSIONARI .....	198
<b>7</b>	<b>VALUTAZIONI CONCLUSIVE .....</b>	<b>200</b>

**ALLEGATO 1**

SCHEMA RIASSUNTIVO DELL'IPOTESI DI INTERVENTO 1

**ALLEGATO 2**

SCHEMA RIASSUNTIVO DELL'IPOTESI DI INTERVENTO 2

**ALLEGATO 3**

SCHEMA RIASSUNTIVO DELL'IPOTESI DI INTERVENTO 3  
SCHEMA RIASSUNTIVO DELL'IPOTESI DI INTERVENTO 3A

**ALLEGATO 4**

SCHEMA RIASSUNTIVO DELL'IPOTESI DI INTERVENTO 4



## 1 INTRODUZIONE

Il sito di bonifica di interesse nazionale di Pitelli include nella perimetrazione (D.M. 10 gennaio 2000 e successivo Decreto di perimetrazione D.M. 27 febbraio 2001) l'intera area marina della Rada della Spezia fino alla diga foranea, che la delimita nel suo settore meridionale, per un totale di 1564 ha.

Il piano di caratterizzazione per tale area è stato redatto dall'ICRAM, in prima stesura, nel gennaio 2002 (rif. ICRAM doc. # CII-Pr-LI-P-02.05) ed è stato approvato con prescrizioni dalla Conferenza di Servizi "comma 2" (art. 14, Legge 241/90 e sue successive modificazioni e integrazioni) del 12/2/02.

In seguito all'acquisizione dei dati e delle informazioni derivanti da diverse campagne d'indagine effettuate nel 2002 e nel 2003 sui fondali di alcune aree della Rada della Spezia, è stato redatto un nuovo piano di caratterizzazione, che ha tenuto conto sia delle nuove informazioni che delle prescrizioni della sopra indicata Conferenza di Servizi. Il piano aggiornato (rif. ICRAM doc. # CII-Pr-LI-P-04.04) è stato approvato dalla Conferenza di Servizi "comma 2" del 24/3/04.

Il piano di caratterizzazione prevede una serie d'indagini su diverse matrici ambientali: sedimenti, biota ed acqua.

Le attività di caratterizzazione previste sul comparto sedimenti consistono nell'esecuzione d'indagini geofisiche preliminari (ai fini dell'individuazione della presenza di substrato roccioso) e di indagini per l'individuazione di eventuali residui bellici (ai fini dell'esecuzione delle attività di campionamento in condizioni di sicurezza), nel prelievo di n. 183 carote di sedimento (per l'esecuzione di analisi di tipo chimico-fisico su un numero complessivo di livelli pari a n. 791) e nel prelievo di alcuni campioni superficiali mediante benna o box-corer (per l'esecuzione di saggi ecotossicologici su un numero complessivo di n. 20 campioni).

Le attività di caratterizzazione dei sedimenti sono state eseguite dall'ARPAL e da Sviluppo Italia Aree Produttive S.p.A. (SIAP) sulla base degli incarichi assegnati dalla Regione Liguria, e dall'Autorità Portuale della Spezia per esplicita richiesta della medesima.

La Conferenza di Servizi "comma 2" del 23/11/04 per il sito di bonifica di interesse nazionale di Pitelli ha incaricato l'ICRAM della redazione del progetto preliminare di bonifica dell'intera area marina perimetrata.

A tal fine, i risultati delle attività di caratterizzazione del comparto sedimenti sono stati trasmessi all'ICRAM, secondo il formato concordato per velocizzare i tempi di elaborazione dei dati:

- da ARPAL il 5/1/05 via mail e con trasmissione ufficiale il 13/1/05 (prot. ARPAL n. 362 del 13/1/05);
- da SIAP il 27/12/04 (via email - Prot. SIAP n. 904/2004) e successivamente in forma corretta il 1/02/05 (via email - Prot. SIAP n. 127/2005);
- dall'Autorità Portuale della Spezia il 28/12/04 (Ns. Prot. 10163/04 del 30/12/04).



L'ICRAM ha pertanto raccolto in un unico geodatabase tutti i dati chimico-fisici disponibili sui sedimenti della Rada della Spezia, relativi a precedenti campagne di caratterizzazione (vedi capitolo 2.1) ed alla campagna prevista in attuazione del piano ICRAM doc. # CII-Pr-LI-P-04.04 (vedi capitolo 3), e li ha elaborati ai fini della individuazione degli opportuni interventi di messa in sicurezza di emergenza, bonifica e ripristino ambientale.

Il presente documento (rif. ICRAM doc. # BoI-Pr-LI-P-02.16) rappresenta pertanto il progetto preliminare di bonifica dell'area marina inclusa nella perimetrazione del sito di bonifica di interesse nazionale di Pitelli e si articola nel modo seguente:

- viene inizialmente riportato il quadro ambientale dell'area marina perimetrata, con particolare attenzione alla qualità dei sedimenti dei fondali (capitolo 2);
- successivamente vengono descritte le attività di campionamento ed analisi dei sedimenti, eseguite in attuazione del piano di caratterizzazione rif. # CII-Pr-LI-P-04.04 (capitolo 3);
- viene quindi fornita una valutazione dei sedimenti caratterizzati e dello stato di qualità complessivo dei fondali della Rada della Spezia rispetto a valori di riferimento opportunamente individuati (capitolo 4);
- successivamente (capitolo 5) vengono riportati un'elaborazione dei dati relativi alle caratteristiche chimico fisiche dei sedimenti dei fondali ed il calcolo dei volumi di sedimento da bonificare in funzione delle differenti ipotesi di gestione;
- viene infine fornita una panoramica degli interventi di bonifica attuabili (capitolo 6);
- alcune valutazioni conclusive sono riportate nel capitolo 7.

Sulla base di quanto evidenziato nel presente documento, in considerazione della particolare complessità della contaminazione riscontrata e dell'estensione dell'area interessata dagli interventi di bonifica, il progetto definitivo di bonifica o di bonifica con misure di sicurezza potrà essere articolato in fasi progettuali distinte, ai sensi dell'art. 11 del D.M.471/99, per rendere possibile la realizzazione degli interventi per singole aree o la valutazione dell'adozione di tecnologie innovative.



## 2 QUADRO AMBIENTALE

L'intera area marina perimetrata come sito di bonifica di interesse nazionale risulta fortemente antropizzata; si possono identificare le seguenti aree e/o attività:

- un porto commerciale adibito a traffico mercantile e passeggeri;
- diversi porti turistici;
- l'Arsenale Militare (Darsena Duca degli Abruzzi);
- aree interessate da cantieristica navale;
- aree interessate da attività di carico e scarico (gasdotto, etc.);
- impianti di mitilicoltura (in prossimità della diga foranea, all'interno ed all'esterno di essa) ed ittiocoltura (in località "Le Grazie").

Sono presenti numerose attività anche all'interno della perimetrazione a terra del sito di bonifica di interesse nazionale: attività di tipo commerciale o legate al trasporto marittimo e della cantieristica navale; di tipo industriale, con impianti tuttora attivi (PbO, centrale termoelettrica ENEL, etc.) o dismessi (Ex fonderia di Piombo Pertusola, etc.); presidi militari, impianti di gestione rifiuti (discariche Vallegrande, Monte Montada, Saturnia, Ruffino-Pitelli, Val Bosca, Tiro a Piattello, etc.).

In relazione a queste ultime, sono presenti aree dismesse, che in passato sono state sede di impianti di smaltimento, ed aree utilizzate in maniera discontinua come discariche (Area Ex Ipodec, Area Campetto, etc.).

Da un punto di vista geologico il golfo della Spezia rappresenta una depressione tettonica, originata da sistemi di faglie dirette di età pliocenica, allungata in direzione appenninica (NW-SE) e delimitata da strutture ad anticlinale che ne costituiscono i promontori occidentale ed orientale.

Il settore orientale è interessato anche da fenomeni carsici, evidenziati sul terreno dall'assenza di un reticolo idrografico superficiale. Unico drenaggio superficiale è rappresentato da brevi corsi d'acqua, a carattere torrentizio e con regime fortemente stagionale (torrente Fossa Mastra, Rio Pagliari, Rio Canalone).

Parte delle acque infiltrate fuoriescono da cavità carsiche (sorgente "grotta Redarca" in località Pugliola e sorgente "grotta delle fate" in località Ameglia); sono inoltre possibili fuoriuscite occulte verso la Piana del Magra ad Est e verso mare ad Ovest.

All'interno del sito perimetrato a terra sono inoltre presenti sorgenti termo-minerali, localizzate ai margini orientali del centro urbano della Spezia, nel settore compreso tra la località Stagnoni e Punta S. Bartolomeo. E' stata inoltre accertata una miscelazione tra acque termali profonde ed acque sotterranee relativamente superficiali (solfato-clorurato/calciche e bicarbonato-calciche) nei depositi alluvionali della pianura degli Stagnoni.

L'area marina è caratterizzata da fondali poco profondi, con sedimentazione recente a tessitura fine che poggia su uno spessore sottile di sedimenti fini attribuibili ad una deposizione di *ambiente lagunare*; al di sotto si trovano sedimenti di *origine continentale* (ghiaie e sabbie in matrice fine) che poggiano invece su un substrato roccioso.



Esternamente alla rada, la circolazione ha un carattere litoraneo, con correnti a direzione NW. Tale circolazione non sembra coinvolgere il golfo della Spezia, che quindi sembra interessato da un idrodinamismo ridotto. I processi che regolano il ricambio delle acque al suo interno sono legati alla circolazione residua (dovuta all'azione combinata del vento di brezza e dello scarico termico della centrale ENEL), che determina il trasporto dalle zone più interne verso le bocche della diga, ed a componenti attive in vicinanza delle bocche, che favoriscono il rimescolamento delle acque e gli scambi tra rada e mare aperto.

In tutta la Rada della Spezia è inoltre nota la presenza di diverse risorgenze naturali sottomarine, alcune delle quali, secondo informazioni raccolte sul posto, ubicate nelle seguenti località: Fiascherino (oltre Lerici), Fossa Mastra, Cadimare, Panigallia, tra Torre Scuola e la costa (oltre la diga foranea, lato Porto Venere).

All'interno della rada confluiscono numerosi scarichi di natura sia industriale che civile, concentrati prevalentemente nell'area settentrionale, prevalentemente in corrispondenza del porto mercantile, della fascia centrale della città e della zona cantieristica. Risultano inoltre presenti alcuni scarichi nella Rada di Cadimare, adiacente la darsena militare, e nel Seno Le Grazie.

Tra gli scarichi fognari, il più rilevante per portata e carico inquinante risulta il Canale Lagora, collettore della parte settentrionale del centro città, che viene incanalato dalla diga della darsena militare verso il centro della rada. Sono presenti, inoltre, numerosi torrenti e fossi che sversano in mare acque contenenti liquami e fognature non trattate.

Tutte le attività che hanno insistito ed insistono sull'area hanno determinato la contaminazione dei sedimenti dei fondali marini. I dati pregressi indicano, infatti, una contaminazione elevata e diffusa, dovuta prevalentemente a metalli pesanti, policlorobifenili, composti organostannici ed idrocarburi.

All'interno dell'area marina perimetrata è possibile individuare aree con differenti caratteristiche e tipologia d'uso. Sono infatti presenti aree portuali e/o industriali, in cui l'attività antropica pregressa o attuale ha introdotto alterazioni all'ambiente marino; ma sono anche presenti aree da tutelare, sia dal punto di vista ambientale che sanitario, poiché destinate all'acquacoltura e/o alla pesca.

## **2.1 Stato di qualità dei sedimenti sulla base delle indagini pregresse**

La Rada della Spezia è stata oggetto, negli ultimi decenni, di numerose indagini ambientali, alcune delle quali hanno evidenziato una contaminazione dei sedimenti marini da parte di elementi in tracce (Pb, Cu, Cd, As), microinquinanti organici (PCB, TBT) ed idrocarburi. Queste indagini, avendo obiettivi diversi tra loro e non essendo finalizzati alla definizione della qualità dei sedimenti, forniscono informazioni puntuali e principalmente relative ai soli strati superficiali.

Negli ultimi tre anni, da quando cioè la Rada è stata compresa nella perimetrazione del sito di bonifica di interesse nazionale, diverse aree dei fondali marini sono state oggetto di attività di caratterizzazione da parte della Regione, dell'Autorità Portuale e



di altri soggetti. Tali indagini sono state condotte utilizzando criteri di campionamento e metodologie analitiche uniformi, permettendo così di avere dati confrontabili.

Le aree oggetto di indagini (figura 1) sono aree circoscritte, e molto diverse fra loro, ma distribuite lungo tutta la Rada, dall'area prospiciente la ex Pertusola a Porto Lotti, dal Porto Commerciale e Porto Mercantile (Molo Ravano, Molo Fornelli, Bacino Evoluzione, Molo Garibaldi, Molo Italia) al Molo Mirabello, dai Seni del Fezzano e de Le Grazie al Canale di Accesso.

Le aree indagate presentano situazioni di contaminazione diverse, in relazione alle diverse fonti di inquinamento ed alla distanza da esse, così da determinare situazioni di criticità differenti, alcune delle quali, come ad esempio nell'area della ex Pertusola, elevatissime, dovute a concentrazioni preoccupanti di metalli pesanti, TBT ed idrocarburi.

Nelle aree del Canale di Accesso, del Molo Garibaldi, dei Cantieri Ferretti e del Molo Mirabello, la contaminazione si presenta in maniera abbastanza diffusa, e destano preoccupazione le concentrazioni estremamente elevate di alcuni parametri (metalli, PCB, TBT ed idrocarburi). Nelle aree Molo Fornelli, Bacino Evoluzione e Porto Lotti la contaminazione risulta a carattere prevalentemente puntiforme, ma le concentrazioni determinate per alcuni parametri, tra quelli già citati, raggiungono livelli particolarmente elevati. Nell'area di Molo Ravano, infine, la contaminazione è puntiforme e le concentrazioni raggiungono livelli solo lievemente critici.

L'analisi critica di tali dati ha fornito un utile strumento per poter valutare lo stato di qualità dell'area ed individuare i diversi livelli di criticità, fornendo indicazioni utili per la predisposizione del piano di caratterizzazione aggiornato (rif. ICRAM doc. # CII-Pr-LI-P-04.04), con particolare attenzione alla strategia di campionamento.

Per ogni dettaglio sui dati analitici relativi alle suddette aree (ad eccezione dei Seni del Fezzano e de Le Grazie) si rimanda al documento "Informativa sullo stato di qualità dei sedimenti marini nel sito di bonifica di interesse nazionale di Pitelli" presentato dall'ICRAM nel corso della Conferenza di Servizi "istruttoria" del 10/3/04 unitamente alla versione aggiornata del piano di caratterizzazione.

In sede di Conferenza di Servizi "istruttoria" sono stati inoltre consegnati da parte dell'Autorità Portuale della Spezia ulteriori dati relativi alle caratteristiche chimico-fisiche dei sedimenti ubicati in corrispondenza del Molo Italia e della banchina Mariperman (Figura 1).

La valutazione di tali dati è riportata nell'integrazione dell'informativa sullo stato di qualità dei sedimenti marini del sito di bonifica di interesse nazionale di Pitelli, trasmessa da ICRAM al Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio con prot. n. 2667/04 del 23/4/04.

In un secondo tempo, in data 20/4/04, sono stati acquisiti i risultati di alcune attività di caratterizzazione eseguite dall'Autorità Portuale della Spezia sui sedimenti del Seno del Fezzano e de Le Grazie (Figura 1).

Anche queste ulteriori indagini hanno confermato la diffusa contaminazione da parte di metalli, IPA e PCB, con le concentrazioni più critiche individuate nel seno del Fezzano e de Le Grazie.

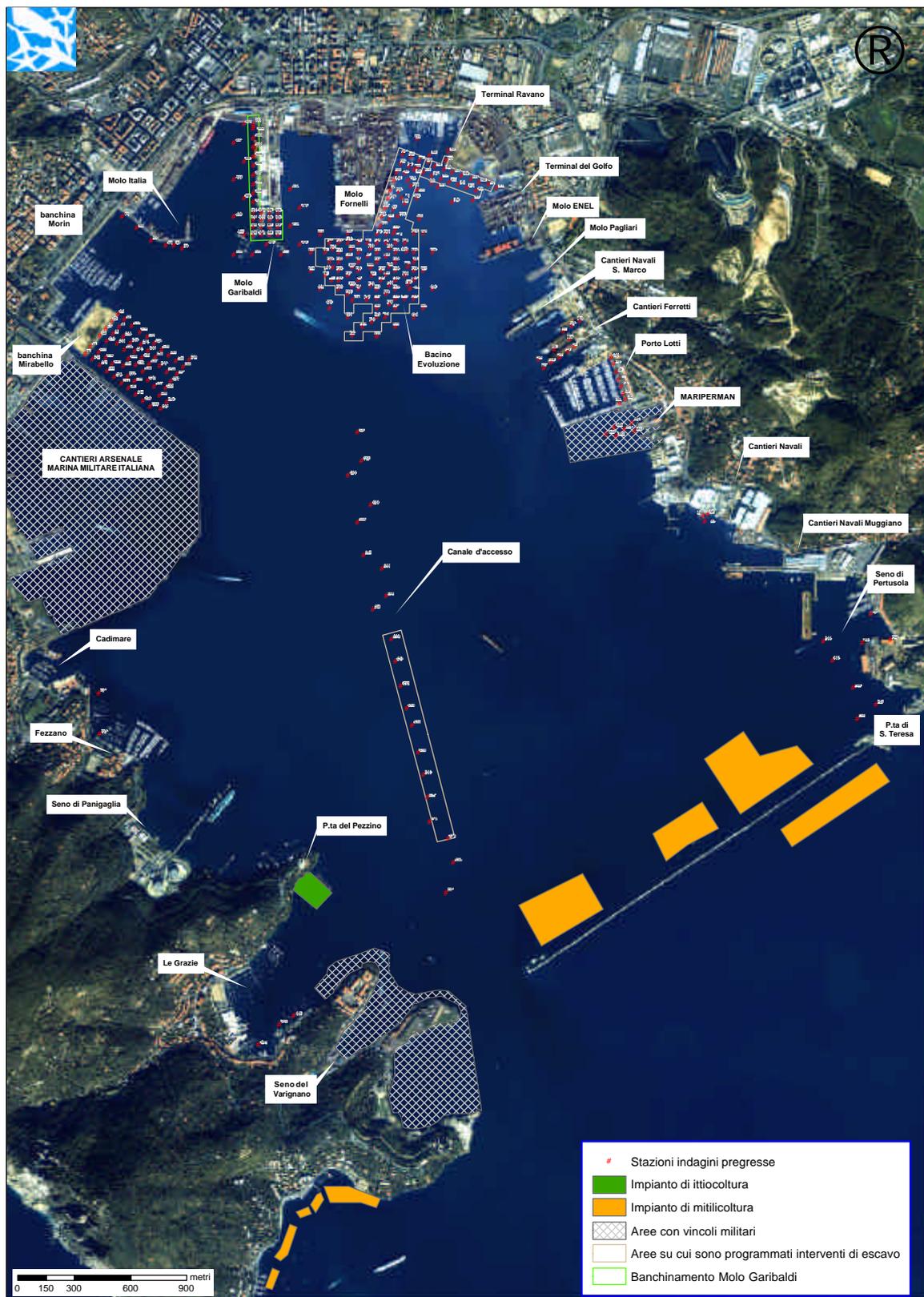


Figura 1: stazioni di campionamento relative a campagne di indagine pregresse



## 2.2 Stato di qualità delle acque

Nella Rada della Spezia confluiscono le acque di numerosi fossi e torrenti nei quali confluiscono anche reflui urbani. Il più rilevante per portata è il Canale Lagora, collettore di reflui urbani del settore settentrionale della città, che sfocia in mare nel tratto adiacente la diga meridionale della darsena militare.

Ci sono poi diversi scarichi industriali, depurati e non, originati essenzialmente da attività di cantieristica, produzione energetica, trasferimento e commercio di prodotti petroliferi e lavorazioni meccaniche.

Al fine di monitorare l'impatto ambientale dell'attività della centrale termoelettrica ENEL, considerato il superamento del parametro "temperatura" (tab. A legge 319/76) riscontrato a seguito dei controlli sullo scarico a mare delle acque di raffreddamento, sono state condotte ricerche in accordo tra ENEA/CREA ed ENEL, utili alla definizione dell'idrologia della rada, allo studio degli indici di qualità delle acque, alla valutazione delle dinamiche di trasferimento delle specie chimiche tra sedimenti ed acqua, alla caratterizzazione delle componenti biologiche. Tali indagini, i cui risultati sono stati resi pubblici nel dicembre 1989, nel giugno 1990 e nel dicembre 1992, sono poi state seguite da una serie di attività tra il 1994 ed il 1996, articolate sulla base di un programma biennale di monitoraggio nell'ambito di una convenzione tra Comune della Spezia ed ENEA, mirato ad integrare lo studio delle eventuali alterazioni permanenti dell'ambiente marino già presentato dall'ENEL con ulteriori accertamenti. Sono stati individuati, in particolare, due principali meccanismi responsabili del trasporto delle sostanze inquinanti dalle zone più interne della rada al mare aperto: il primo, sostenuto da correnti oscillanti, connesse ad una sessa avente semilunghezza d'onda di 8 km e periodo tipico di 70 minuti, e particolarmente intense in prossimità delle bocche (fino a 50 cm/s) che favoriscono il mescolamento delle acque interne alla diga foranea con quelle del mare aperto; il secondo è, invece, alimentato da una circolazione residua ciclonica indotta da una ramificazione della corrente ligure-tirrenica che si incunea nella rada, determinando un movimento delle masse d'acqua all'interno della diga foranea, con un'entrata dalla bocca di levante e l'uscita verso il mare aperto, principalmente dalla bocca di ponente, contribuendo così al trasporto degli inquinanti fino alle bocche.

I termini forzanti responsabili della circolazione residua interna alla diga foranea sono stati identificati nel vento di brezza e nello scarico di pompaggio della sessa. In conclusione il golfo de La Spezia è interessato da una situazione che determina un notevole ricambio delle acque della rada che avviene prevalentemente sulla bocca di ponente e ciò dipende:

- da una corrente residua entrante sul fondo ed uscente in superficie, legata alla circolazione generale e favorita dal gradiente termico della centrale ENEL che, creando una corrente di densità nell'area antistante lo scarico, mette in movimento l'acqua nella parte più interna e profonda della rada;
- da una corrente variabile con ciclo giornaliero indotta dalla brezza locale, che durante la notte crea un flusso d'acqua in ingresso sul fondo ed uno uscente in superficie;
- da un fenomeno di "pompaggio" attraverso le bocche dovuto alle correnti indotte dalla sessa.



Le acque della rada sono state oggetto di indagini effettuate in periodi diversi e mirate alla valutazione della loro qualità.

Nel triennio 2001-2003, in particolare, si è proceduto con una campagna di indagine per monitorare le acque, i sedimenti ed il biota nell'area del Golfo della Spezia.

Le attività di dragaggio previste nel Porto della Spezia, inoltre, sono state precedute da una fase di monitoraggio, al fine di valutare gli eventuali effetti sull'ambiente marino, articolato su tre ulteriori campagne d'indagine, effettuate da ARPA Liguria rispettivamente in data 17 e 18 giugno, 29 e 30 luglio e 3 e 4 dicembre 2003.

Durante queste ultime indagini sono stati prelevati campioni di acqua, oltre che all'interno della rada della Spezia, anche al suo esterno, come riferimento nell'ambito di una valutazione qualitativa rispetto ai parametri dalla normativa vigente (D.Lgs. 152/99).

Sulla base dei risultati ottenuti, relativamente ai valori dell'indice trofico (TRIX), compresi tra 2,71 e 5,40, è emersa una buona qualità dei campioni d'acqua analizzati, in corrispondenza delle differenti stazioni e delle profondità di prelievo.

Solo in prossimità del molo Garibaldi, in posizione più interna rispetto alle altre e, inoltre, maggiormente gravata da una scarsa circolazione e dagli apporti fognari, i valori sono risultati leggermente superiori, anche se con una qualità delle acque classificabile tra "buona" e "mediocre".

L'andamento degli altri valori tende gradualmente ad un miglioramento allontanandosi dall'area portuale e dalle perturbazioni costiere di origine antropica.

E' stato inoltre notato nella terza campagna un aumento generale dei dati analitici, anche se probabilmente dovuto alle frequenti piogge del periodo invernale che hanno determinato un incremento degli apporti terrigeni, contribuendo ad un generale peggioramento della qualità delle acque.

Lo stesso fenomeno può essere considerato responsabile anche per quanto riguarda i risultati delle analisi microbiologiche, che nella terza campagna superano anche fino a sette volte il limite previsto per i batteri.

### **2.3 Stato di qualità del biota**

Tra le indagini ambientali di cui la Rada della Spezia è stata oggetto negli ultimi decenni, alcune di esse hanno interessato anche gli organismi marini e il relativo bioaccumulo di contaminanti. Le risultanze analitiche nei mitili hanno evidenziato concentrazioni elevate di PCB e TBT, mentre non sono state segnalate concentrazioni significative di metalli in tracce.

Nel corso del 2003 sono state condotte tre campagne d'indagini chimiche ed ecotossicologiche, per avere informazioni sui livelli di concentrazione di contaminanti nei tessuti di mitili ed organismi marini e sulla biodisponibilità delle sostanze tossiche per gli organismi. Tali indagini rientrano tra quelle previste dal piano di monitoraggio per il controllo delle attività di dragaggio di alcune aree del Porto della Spezia.

In particolare, tale piano è stato definito in modo da verificare e quantificare le eventuali alterazioni a breve e lungo termine del comparto biotico affinché possano essere proposte tempestivamente idonee misure di mitigazione.

Le attività monitoraggio inerenti il bioaccumulo negli organismi e le indagini ecotossicologiche sono state effettuate da ICRAM e ISS in tre campagne, rispettivamente dal 17 al 19 giugno, dal 21 al 23 luglio e dal 1 al 3 dicembre 2003.



Nel dettaglio, si è provveduto a determinare i contaminanti bioaccumulabili nei tessuti di mitili, nei campioni di muscolo e fegato di orate e di spigole e nella determinazione di biomarker su tessuti ed organi di esemplari di pesci (orate e spigole).

I risultati delle tre campagne evidenziano nei mitili un incremento nel tempo delle concentrazioni dei metalli pesanti e degli IPA, mentre non si osservano particolari variazioni per i PCB. Tale notevole incremento può essere dovuto, oltre che alle differenti fasi riproduttive dei mitili, anche da altri fattori. Infatti, la particolare situazione meteomarina della stagione estiva del 2003 ha provocato la moria di un alto numero di mitili, e questo potrebbe aver comportato la possibilità che i campioni di mitili analizzati a dicembre non fossero dello stesso ceppo di mitili analizzati nelle fasi precedenti. Un'altra ipotesi è che le temperature molto elevate registrate nel corso dell'estate, possono infatti aver influenzato notevolmente l'aumento delle concentrazioni degli inquinanti negli organismi campionati. Gli intervalli di concentrazione determinati sono per l'As 9-19 mg/kg p.s., per il Cd 0.3-0.7 mg/kg p.s., per il Hg 0.06-0.19 mg/kg p.s., per il Pb 1.3-8 mg/kg p.s. e per lo Zn 80-150 mg/kg p.s.. Per i primi tre elementi le concentrazioni ottenute non evidenziano gravi forme di contaminazione, mentre per il Pb e lo Zn si osservano concentrazioni relativamente alte, anche se, nel caso del Pb non superano i limiti previsti dalla tabella 1/C dell'allegato n. 2 del D.Lgs. 152/1999 (aggiornato D. Lgs. 258/2000) pari a 2 mg/kg p.f.. Le concentrazioni di Pb rilevate nel mese di dicembre (1,6 mg/kg p.f.) però superano il tenore massimo riportato dall'allegato 1 del Regolamento CE 221/2002 (aggiornamento del Regolamento CE 466/2001) previsto per i molluschi bivalve, pari a 1.5 mg/kg p.f.. Le concentrazioni dei composti organici sono non trascurabili e da tenere sotto osservazione, sono per i PCB 50-176 µg/kg p.s., per gli IPA 20-150 µg/kg p.s. e per i TBT 5-210 µg/kg p.s..

Riguardo la determinazione dei livelli di concentrazione dei principali contaminanti nei muscoli e nel fegato effettuate sui pesci, orate e spigole, si è evidenziato che gli IPA sono i contaminanti con maggiore importanza tossicologica essendo presenti a concentrazioni alte e confrontabili a quelli rilevati in specie ittiche di aree fortemente impattate da questi inquinanti. Non destano preoccupazione invece i livelli di concentrazione determinati per i composti organoclorurati e dei metalli pesanti. Le analisi di *biomarker* hanno evidenziato inoltre una maggiore esposizione degli esemplari esaminati a contaminanti liposolubili, testimoniata sia dall'induzione dell'attività EROD che dai metabolici degli IPA.



### 3 ATTIVITA' DI CARATTERIZZAZIONE DEI SEDIMENTI

Le attività di caratterizzazione previste sul comparto sedimenti dal piano di caratterizzazione aggiornato (rif. ICRAM doc. # CII-Pr-LI-P-04.04) consistono:

- nell'esecuzione d'indagini geofisiche mediante strumentazione elettroacustica (*Side Scan Sonar, Sub Bottom Profiler, ecc.*) qualora dalle informazioni disponibili non si disponga di una conoscenza dettagliata sulla tipologia dei fondali ai fini del campionamento (es. presenza di substrato roccioso, presenza di posidonieti, spessore dei sedimenti incoerenti sul substrato roccioso, ecc.);
- nell'esecuzione di indagini finalizzate all'individuazione di eventuali residui bellici presenti nei fondali marini in esame, ai fini dell'esecuzione delle attività di campionamento in condizioni di sicurezza;
- nel prelievo di n. 183 carote di lunghezza variabile dai 2 m ai 5 m, per un numero complessivo di livelli pari a n. 791, su cui effettuare determinazioni chimico-fisiche;
- nel prelievo di n. 20 campioni superficiali mediante benna o box-corer per l'esecuzione di saggi ecotossicologici.

Le attività di caratterizzazione in oggetto sono state eseguite dall'ARPAL e da Sviluppo Italia Aree Produttive S.p.A. (SIAP), sulla base degli incarichi affidati dalla Regione Liguria, e dall'Autorità Portuale della Spezia, su esplicita richiesta della medesima.

#### 3.1 Indagini geofisiche

Così come previsto dal piano di caratterizzazione (rif. ICRAM doc. # CII-Pr-LI-P-04.04), prima delle attività di campionamento vere e proprie, ed in taluni casi parallelamente ad esse, sono stati eseguiti in diverse aree all'interno della Rada della Spezia indagini di carattere geofisico, al fine di determinarne la morfologia dei fondali e lo spessore e la tipologia dei sedimenti da investigare ai fini della bonifica.

Nello specifico, le indagini geofisiche eseguite nella Rada della Spezia sono:

- Rilievi batimetrici con *Multibeam* eseguiti nel luglio 2003 ad opera dell'Autorità Portuale della Spezia nelle aree del Molo Fornelli, Bacino di Evoluzione, Molo Ravano e Canale di Accesso; di tali rilievi l'Autorità Portuale ha gentilmente messo a disposizione i dati strumentali;
- Rilievi batimetrici con *Multibeam* eseguiti nel Novembre 2004 nell'ambito delle attività di caratterizzazione affidate dalla Regione a Sviluppo Italia Aree Produttive, nell'area del Porto Mercantile, nell'area attorno a Porto Lotti ed ai Cantieri Ferretti e nell'area del gasdotto SNAM; di tali rilievi sono stati resi disponibili i dati strumentali;
- Rilievi batimetrici eseguiti negli ultimi anni dall'Autorità Portuale della Spezia, e indicati dalla medesima come tuttora attendibili; di tali rilievi l'Autorità Portuale ha gentilmente messo a disposizione la cartografia contenente le curve isobatimetriche in formato Autocad;



- Rilievi Morfologici con *Side Scan Sonar* (SSS), rilievi Geofisici con *Sub Bottom Profiler* (SBP) e rilievi con *Remote Operated Vehicle* (ROV), eseguiti nel Novembre 2004 nell'ambito delle attività di caratterizzazione affidate dalla Regione a Sviluppo Italia Aree Produttive, nell'area del Porto Mercantile, nell'area attorno a Porto Lotti ed ai Cantieri Ferretti e nell'area del Gasdotto SNAM; di tali rilievi sono state rese disponibili le interpretazioni effettuate dalla ditta esecutrice;
- Rilievi *Sub Bottom Profiler* (SBP) eseguiti nel Giugno 2004 nell'ambito delle attività di caratterizzazione affidate dalla Regione ad ARPAL, nell'area più centrale della Rada della Spezia e lungo il settore costiero sud orientale, dalla ex Pertusola allo sbocco della Galleria Pol-NATO; di tali rilievi sono state rese disponibili le carte interpretate dall'ente esecutore ed i dati strumentali del *Multibeam*.

Tutti i dati strumentali relativi alle diverse campagne, fatta eccezione per i dati batimetrici acquisiti con *Multibeam*, sono stati elaborati dalle società esecutrici delle indagini, che ne hanno fornito le relative interpretazioni.

Un discorso a parte deve essere fatto per l'elaborazione dei dati batimetrici sull'intera Rada della Spezia, effettuata dall'ICRAM sulla base dei dati strumentali relativi ai rilievi effettuati con *Multibeam* e sulla base dei punti di profondità estratti dalle linee isobatimetriche disponibili in formato CAD, così come descritto nel paragrafo 3.1.1.1.

### **3.1.1 Stima della batimetria nella Rada della Spezia**

#### *3.1.1.1 Elaborazione dei dati batimetrici per la stima della batimetria*

Ai fini della stima della batimetria della Rada della Spezia è stata costruita una griglia a maglia 10x10 m sull'intera area di indagine.

Le profondità sono state calcolate partendo da dati con origine, densità ed accuratezza molto diversa.

Come già indicato, in alcune aree della rada erano disponibili i dati strumentali di campagne di rilievo effettuate con *Multibeam*. Si tratta in tutto di circa 8.000.000 punti di profondità che coprono la rada, il Canale di Accesso ed altre aree localizzate in particolare nella zona settentrionale.

Per i restanti settori della Rada erano disponibili batimetrie in formato CAD, che sono state utilizzate per estrarre dei punti di profondità localizzati sulle linee isobatimetriche da utilizzare per i calcoli successivi.

Nelle zone coperte dai dati *Multibeam* ad ogni cella della griglia è stata associata la media e la deviazione standard dei valori di profondità ricadenti al suo interno.

Per le rimanenti aree è stato costruito il variogramma dei dati di profondità e si è stimata, con il *block kriging*, la quota del fondale e la sua deviazione standard utilizzando tutti i dati CAD ed un sottoinsieme dei dati *Multibeam*.

Le due elaborazioni sono state poi unite utilizzando le medie e le deviazioni standard dei dati *Multibeam*, dove disponibili, e i dati del *block kriging* dove queste mancavano.



Il risultato finale del processo di stima della batimetria è stato infine riportato in due carte (figura 2 e figura 3), la prima rappresentante la profondità del fondale nell'intera Rada della Spezia e la seconda le deviazioni standard della stima effettuata.

Utilizzando questa ultima mappa (figura 3) è pertanto possibile avere una misura dell'attendibilità delle profondità riportate nella prima (figura 2), e distinguere chiaramente le zone rilevate con il *Multibeam* da quelle stimate.

### 3.1.1.2 Risultati dei rilievi batimetrici con *Multibeam*

#### Rada della Spezia

Con dimensioni di circa 3000x5000 m è caratterizzata dalla presenza di un canale di accesso che, in direzione NE-SW, attraversa tutta la rada. La profondità media è di circa -15 m rispetto al l.m.m., con un approfondimento fino a -17 m in prossimità del molo Fornelli.

Nell'area settentrionale, in prossimità del Molo Garibaldi e Molo Fornelli, il fondale presenta un andamento regolare tra i -12 m ed i -14 m rispetto al l.m.m., con alcune zone di accumulo situate in corrispondenza dell'estremità meridionale del Molo Fornelli e nel lato orientale del Molo Garibaldi, dove il fondale si alza fino a circa -9 m rispetto al l.m.m..

La parte centro-meridionale della rada è, invece, caratterizzata dalla presenza di un fondale a morfologia pianeggiante, con profondità compresa tra i -9 m e i -11 m rispetto al l.m.m., che termina con una brusca scarpata che delimita, ad E ed W, il Canale d'Accesso. Il fondale diminuisce gradualmente verso E e W avvicinandosi alla costa. Nel settore più meridionale dell'area, la presenza della diga foranea provoca una brusca diminuzione della profondità fino anche a 4 m, tranne nella zona SW ove è presente la depressione del Canale d'Accesso.

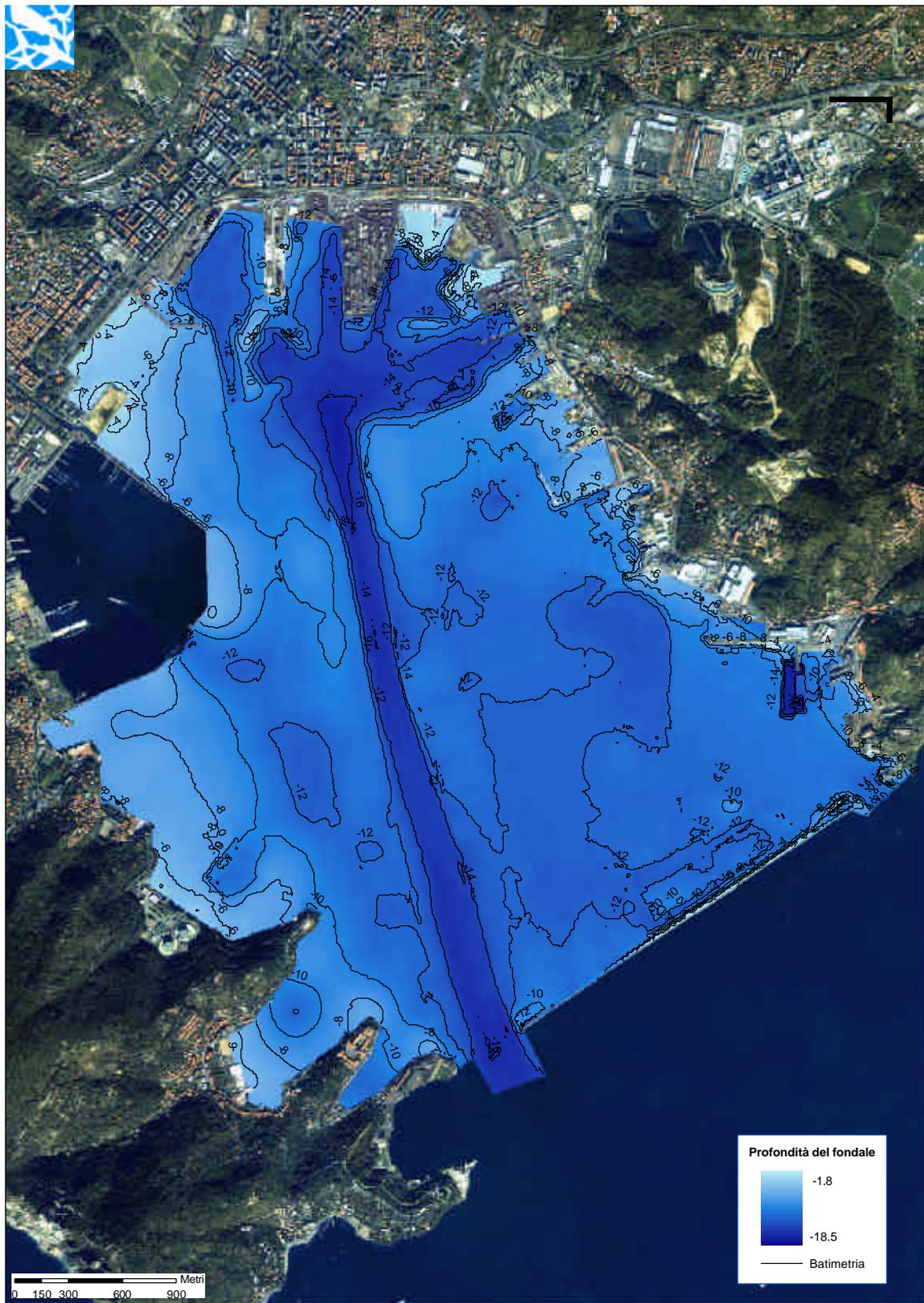


Figura 2: Stima della batimetria nell'intera Rada della Spezia

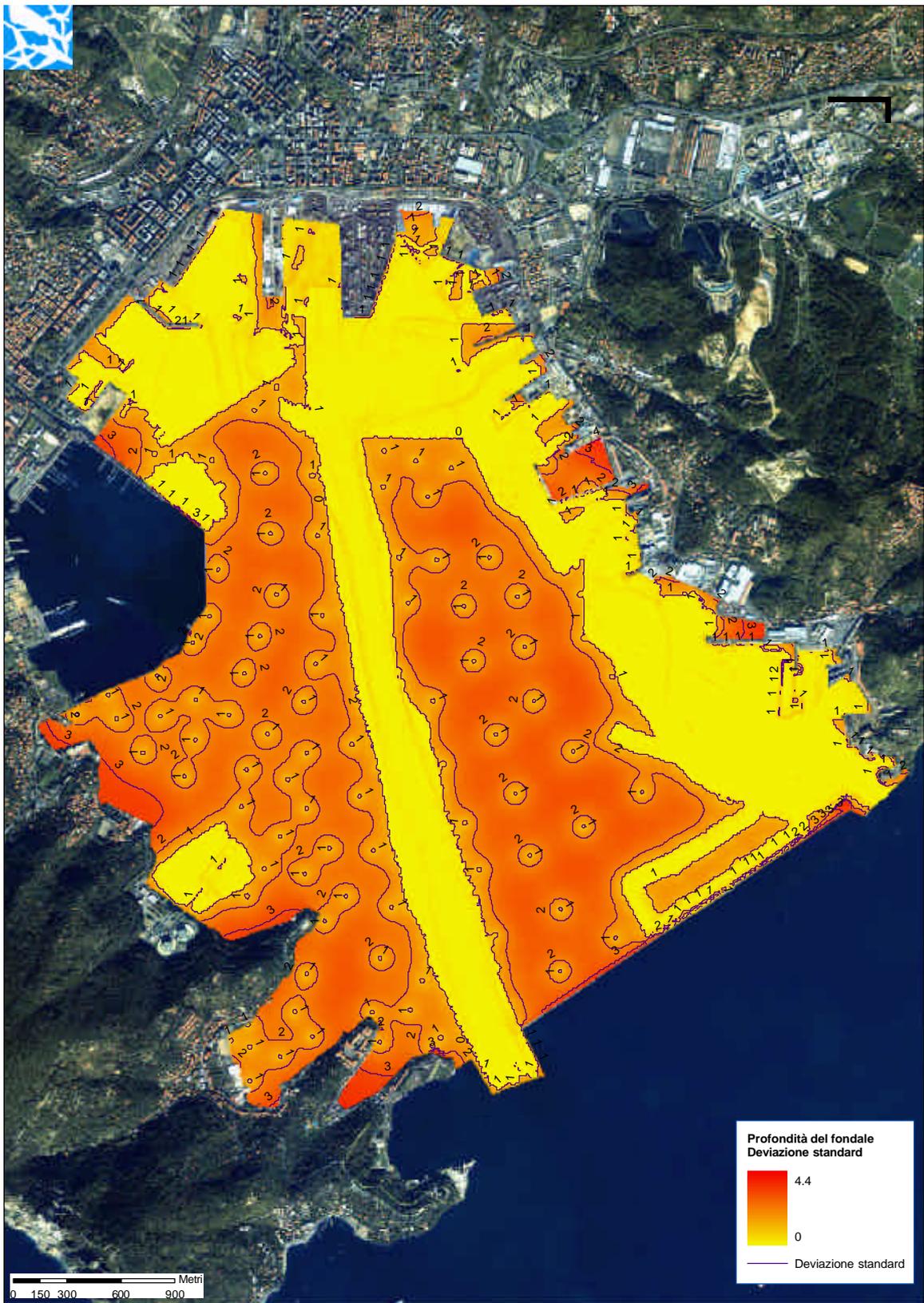


Figura 3: Rappresentazione delle deviazioni standard delle stime e delle medie di profondità



### 3.2 Attività di campionamento ed analisi dei sedimenti

Nel dettaglio, le attività di campionamento ed analisi dei sedimenti originariamente previste dal piano rif. # CII-Pr-LI-P-04.04 consistevano nel prelievo di n. 183 carote (di cui n. 134 di lunghezza pari a 2 m, n. 39 di lunghezza pari a 3 m e n. 10 di lunghezza pari a 5 m), ubicate come in figura 4, per l'esecuzione di indagini chimico-fisiche, e nel prelievo di n. 20 campioni superficiali per l'esecuzione di indagini ecotossicologiche.

#### Prelievo per analisi chimico-fisiche

Da ciascuna carota era previsto, a meno di osservazioni particolari effettuate sulla stratigrafia nel corso del campionamento, il prelievo e l'immediata determinazione di pH e di Potenziale Redox sulle sezioni corrispondenti ai livelli, partendo dal top:

- 0-20 cm, 30-50 cm, 50-70 cm, 100-120 cm e 180-200 cm per le carote da 2 m;
- 0-20 cm, 30-50 cm, 50-70 cm, 100-120 cm, 180-200 cm e 280-300 cm per le carote da 3 m;
- 0-20 cm, 30-50 cm, 50-70 cm, 100-120 cm, 180-200 cm, 280-300 cm, 380-400 cm e 480-500 cm per le carote da 5 m

per un totale di n. **984** livelli da prelevare.

Il piano di caratterizzazione prevedeva di eseguire le analisi chimico-fisiche unicamente su un numero ridotto dei livelli da prelevare; nel dettaglio sui livelli, partendo dal top:

- 0-20 cm, 50-70 cm, 100-120 cm e 180-200 cm per le carote da 2 m;
- 0-20 cm, 50-70 cm, 100-120 cm, 180-200 cm e 280-300 cm per le carote da 3 m;
- 0-20 cm, 50-70 cm, 100-120 cm, 180-200 cm, 280-300 cm e 480-500 cm per le carote da 5 m

per un totale di n. **791** livelli da analizzare.

Le analisi previste dal piano di caratterizzazione erano le seguenti:

- Granulometria, metalli ed elementi in tracce (Al, As, Cd, Cr tot., Fe, Hg, Ni, Pb, Cu, Zn, V), IPA (Naftalene, Acenaftene, Acenaftilene, Fluorene, Fenantrene, Antracene, Fluorantene, Pirene, Benz(a)antracene, Crisene, Benzo(b)fluorantene, Benzo(k)fluorantene, Benzo(a)pirene, Dibenzo(a,h)antracene, Benzo(g,h,i)perilene, Indeno(1,2,3-cd)pirene), PCB, azoto e fosforo, TOC, cianuri, idrocarburi C>12 e idrocarburi C=12, analisi microbiologiche su n. 791 sezioni;
- Composti organostannici (TBT) su n. 159 sezioni;
- Sn e Co, clorobenzeni e clorofenoli, solventi aromatici (BTEX) su n. 80 sezioni;
- diossine e furani, amianto su n. 19 sezioni;

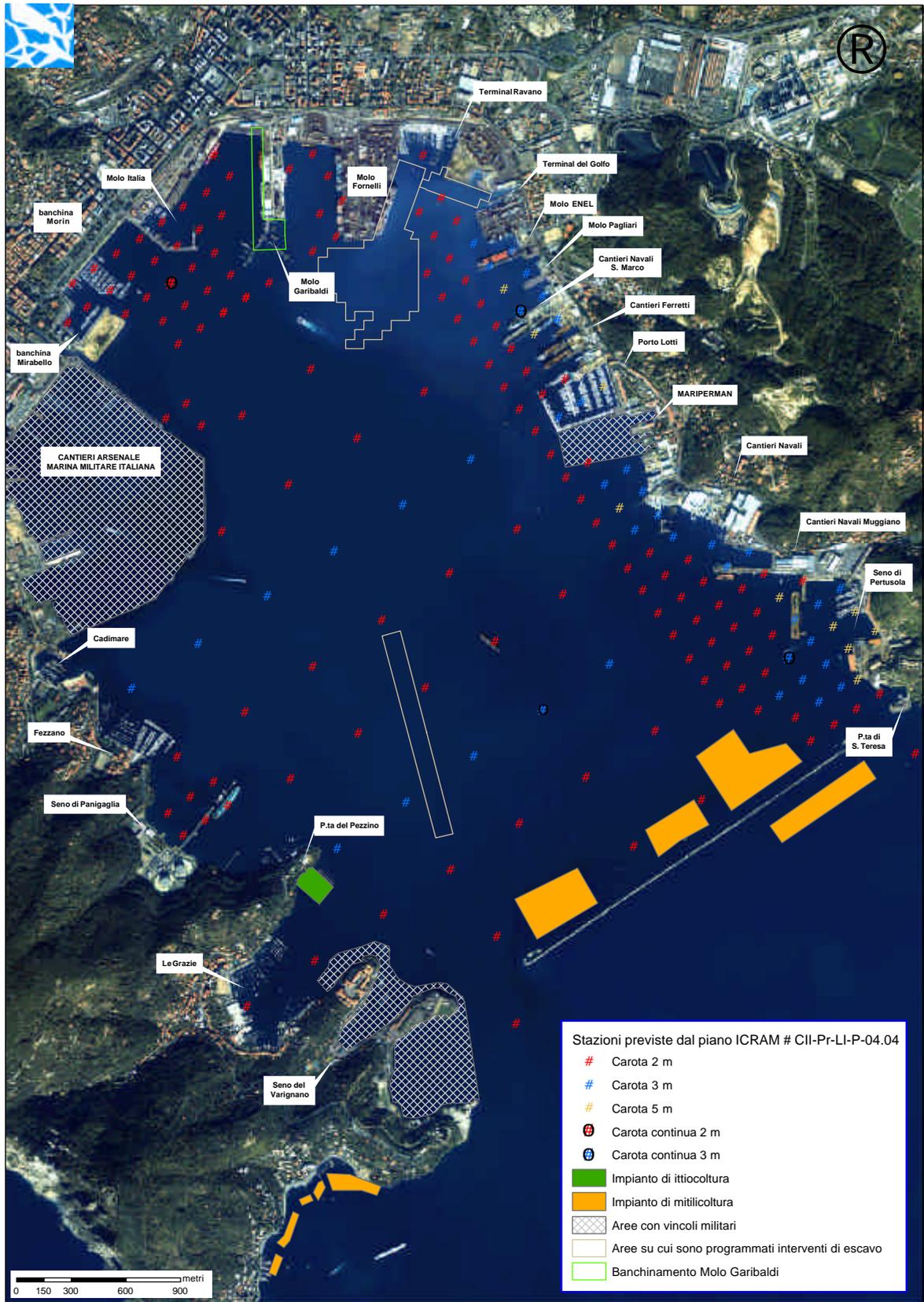


Figura 4: Ubicazione delle stazioni di campionamento previste dal piano di caratterizzazione ICRAM



### Prelievo per analisi ecotossicologiche

In corrispondenza di n. 20 stazioni di prelievo di carote per l'esecuzione delle analisi chimico-fisiche era previsto il prelievo mediante benna o box-corer di campioni superficiali per il recupero di uno spessore di almeno 20 cm di sedimento (corrispondente alla prima sezione prelevata nelle carote), corrispondente ad un quantitativo di campione sufficiente l'esecuzione di indagini ecotossicologiche su due matrici ambientali (*Fase solida* o *Tal quale*; *Acqua interstiziale* o *Elutriato*), mediante impiego di batteria di saggi biologici costituita da almeno due delle seguenti specie: *Vibrio fischeri* (Bacteria), *Dunaliella tertiolecta* (Chlorophyceae), *Brachionus plicatilis* (Rotifera), *Corophium orientale* o *Corophium insidiosum* (Amphipoda), *Paracentrotus lividus* (Echinoida), *Dicentrarchus labrax* (Moronidae).

### Esecuzione delle attività di caratterizzazione

Per la corretta esecuzione delle attività di campionamento l'ICRAM ha fornito agli enti esecutori delle attività:

- il protocollo di campionamento ed analisi per l'esecuzione delle attività di caratterizzazione ai fini della bonifica dei sedimenti dell'area marina inclusa nel sito di bonifica di interesse nazionale di Pitelli (doc. ICRAM rif. # Protocollo di campionamento ed analisi dei sedimenti\_02 CII-Pr-LI-P-04.04), trasmesso alla Regione Liguria, ad ARPAL ed a Sviluppo Italia Aree Produttive con prot. n. 2826/04 del 29/4/04, ed all'Autorità Portuale della Spezia con e-mail del 19/5/2004;
- i piani operativi di campionamento, contenenti i codici delle stazioni di campionamento, le relative coordinate, i codici delle sezioni da prelevare e da conservare per ciascuna carota, le analisi da effettuare su ciascuna sezione prescelta per le analisi, relativi a:
  - n. 100 stazioni di campionamento affidate ad ARPAL (doc. ICRAM rif. # Piano operativo camp ARPAL\_CII-Pr-LI-P-04.04\_v.8), trasmesso alla Regione Liguria, ad ARPAL ed a Sviluppo Italia Aree Produttive in data 4/5/04 con prot. n. 2962/04;
  - n. 83 stazioni di campionamento residue (doc. ICRAM rif. # Piano operativo camp SIA\_CII-Pr-LI-P-04.04\_v.3), trasmesso alla Regione Liguria, ad ARPAL ed a Sviluppo Italia Aree Produttive con prot. n. 2962/04 del 4/5/04, ed all'Autorità Portuale della Spezia con e-mail del 19/5/2004;
  - e poi successivamente, avendo l'Autorità Portuale della Spezia già eseguito il campionamento e l'analisi relativa a n. 19 carote, in una versione aggiornata per le n. 64 stazioni di campionamento residue affidate a Sviluppo Italia Aree Produttive (rif. ICRAM doc. # Piano operativo camp SIA\_CII-Pr-LI-P-04.04\_v.4), consegnato a SIAP il 14/10/04.

Le attività di campionamento ed analisi dei sedimenti previste dal piano sono state affidate all'ARPAL, a Sviluppo Italia Aree Produttive ed all'Autorità Portuale della Spezia, secondo il seguente schema di dettaglio:

- prelievo di n. 100 carote (per un numero complessivo di campioni su cui eseguire analisi chimico-fisiche pari a n. 444) e di n. 15 campioni superficiali (per un numero complessivo di n. 15 campioni su cui eseguire analisi ecotossicologiche) da parte di ARPAL;



- prelievo di n. 64 carote (per un numero complessivo di campioni su cui eseguire analisi chimico-fisiche pari a n. 268) e di n. 3 campioni superficiali (per un numero complessivo di n. 3 campioni su cui eseguire analisi ecotossicologiche) da parte di SIAP;
- prelievo di n. 19 carote (per un numero complessivo di campioni su cui eseguire analisi chimico-fisiche pari a n. 79) e di n. 2 campioni superficiali (per un numero complessivo di n. 2 campioni su cui eseguire analisi ecotossicologiche) da parte dell'Autorità Portuale della Spezia.

Le attività di campionamento in carico ad ARPAL sono state eseguite dal Centro Interuniversitario di Biologia Marina (CIBM); le relative analisi sono state effettuate dai laboratori ARPAL.

Le attività di campionamento in carico a Sviluppo Italia Aree Produttive sono state eseguite dal Raggruppamento di imprese costituito da Geomarine s.a.s. e Ditta Submariner s.n.c.; le relative analisi sono state effettuate dal laboratorio del Centro Interuniversitario di Tecnologia e Chimica dell'Ambiente (CITCA) di Roma.

Le attività di campionamento in carico all'Autorità Portuale sono state eseguite dall'Autorità Portuale medesima sotto la supervisione del Centro Interuniversitario di Tecnologia e Chimica dell'Ambiente (CITCA) di Roma, il cui laboratorio ha poi eseguito le analisi.

Si precisa che, a seguito di quanto stabilito nel Protocollo firmato in data 21/4/04 da ARPAL, APAT, ICRAM e ASL n.5 Spezzina per la corretta attuazione del piano di caratterizzazione dei sedimenti del fondale marino incluso nella perimetrazione del sito di Pitelli, i laboratori coinvolti nell'esecuzione delle attività analitiche sono stati sottoposti ad una verifica di interlaboratorio secondo il protocollo ARPAL.

Poiché tali verifiche sono risultate insoddisfacenti per alcuni parametri (Pb, Hg e Cd), è stato necessario da parte dei laboratori coinvolti correggere le metodiche analitiche e procedere alla ripetizione delle analisi in oggetto.

I dati utilizzati nel presente documento sono pertanto i dati trasmessi da ciascun ente ad avvenuta ripetizione delle analisi ritenute non soddisfacenti ai sensi dei risultati dell'intercalibrazione. Per completezza d'informazione, si deve tuttavia aggiungere che nella "Relazione – elaborazione dei risultati" relativa all'intercalibrazione dei laboratori, inviata da ARPAL in data 9 novembre 2004 (prot. n. 17657) si proponeva una seconda prova interlaboratorio, ai fini della conferma dell'effettiva eliminazione delle criticità suddette. Nella comunicazione dell'ARPAL (prot. n. 17915 del 22/12/2004) si evidenziava che a quella data ancora non erano stati consegnati gli esiti della seconda prova.

Secondo quanto già concordato in sede di sottoscrizione del citato protocollo operativo del 21/4/04 ai fini dell'ottimizzazione dei tempi di restituzione, gestione ed elaborazione dei dati, i risultati analitici relativi alle attività di caratterizzazione sono stati restituiti all'ICRAM secondo il formato indicato nel protocollo ICRAM di restituzione dei dati (doc. ICRAM rif. # Protocollo di restituzione dati\_02 CII-Pr-LI-P-04.04, trasmesso ad ARPAL, Regione Liguria, Sviluppo Italia Aree Produttive e Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio il 29/4/04 con prot. n. 2826/04), demandando agli esecutori delle attività di determinazione analitica la verifica della



corrispondenza tra i dati trasmessi in formato digitale ed i dati riportati nei certificati analitici.

In generale, nel corso delle attività di caratterizzazione sono stati apportati alcuni cambiamenti rispetto a quanto originariamente previsto dai piani operativi di campionamento per le singole stazioni, principalmente in merito a: lunghezza effettiva della carota, sezioni da prelevare, sezioni da destinare alle analisi e/o da conservare, analiti da ricercare.

Ad esempio, quando nel corso della descrizione stratigrafica della carota è stata osservata una condizione di sospetta contaminazione in uno strato non incluso tra le sezioni prescelte per le analisi, anche quest'ultimo è stato destinato alle analisi. Parimenti, quando in corrispondenza di un determinato livello è stato incontrato un substrato argilloso fortemente consolidato, è stata inviata all'analisi anche l'ultima sezione prelevata.

Le attività di campionamento ed analisi dei sedimenti hanno portato all'effettivo prelievo di n. 189 carote (n. 105 carote effettuate da ARPAL; n. 65 carote effettuate da SIAP ed infine n. 19 carote effettuate da parte dall'Autorità Portuale della Spezia) per un totale di n. **759** livelli destinati all'analisi.

Nel dettaglio sono state eseguite le seguenti determinazioni analitiche:

- granulometria, metalli ed elementi in tracce (Al, As, Cd, Cr tot., Fe, Hg, Ni, Pb, Cu, Zn, V), IPA, PCB, azoto e fosforo, TOC, cianuri, idrocarburi C>12, idrocarburi C=12 su n. 759 sezioni;
- analisi microbiologiche su n. 220 sezioni.
- composti organostannici (TBT) su n. 160 sezioni;
- Sn e Co su n. 90 sezioni;
- clorobenzeni e clorofenoli su n. 80 sezioni;
- solventi aromatici (BTEX) su n. 83 sezioni;
- diossine e furani su n. 21 sezioni;
- amianto su n. 19 sezioni;

Sono state inoltre eseguite dall'ARPAL analisi ecotossicologiche su n. 15 campioni di sedimento superficiale su due matrici ambientali:

- Fase solida e fase liquida mediante l'impiego di *Vibrio fischeri* (Bacteria);
- Fase liquida – Elutriato - mediante l'impiego di *Brachionus plicatilis* (Rotifera).

In figura 5 viene riportata l'ubicazione delle stazioni effettivamente campionate dai diversi Enti preposti.

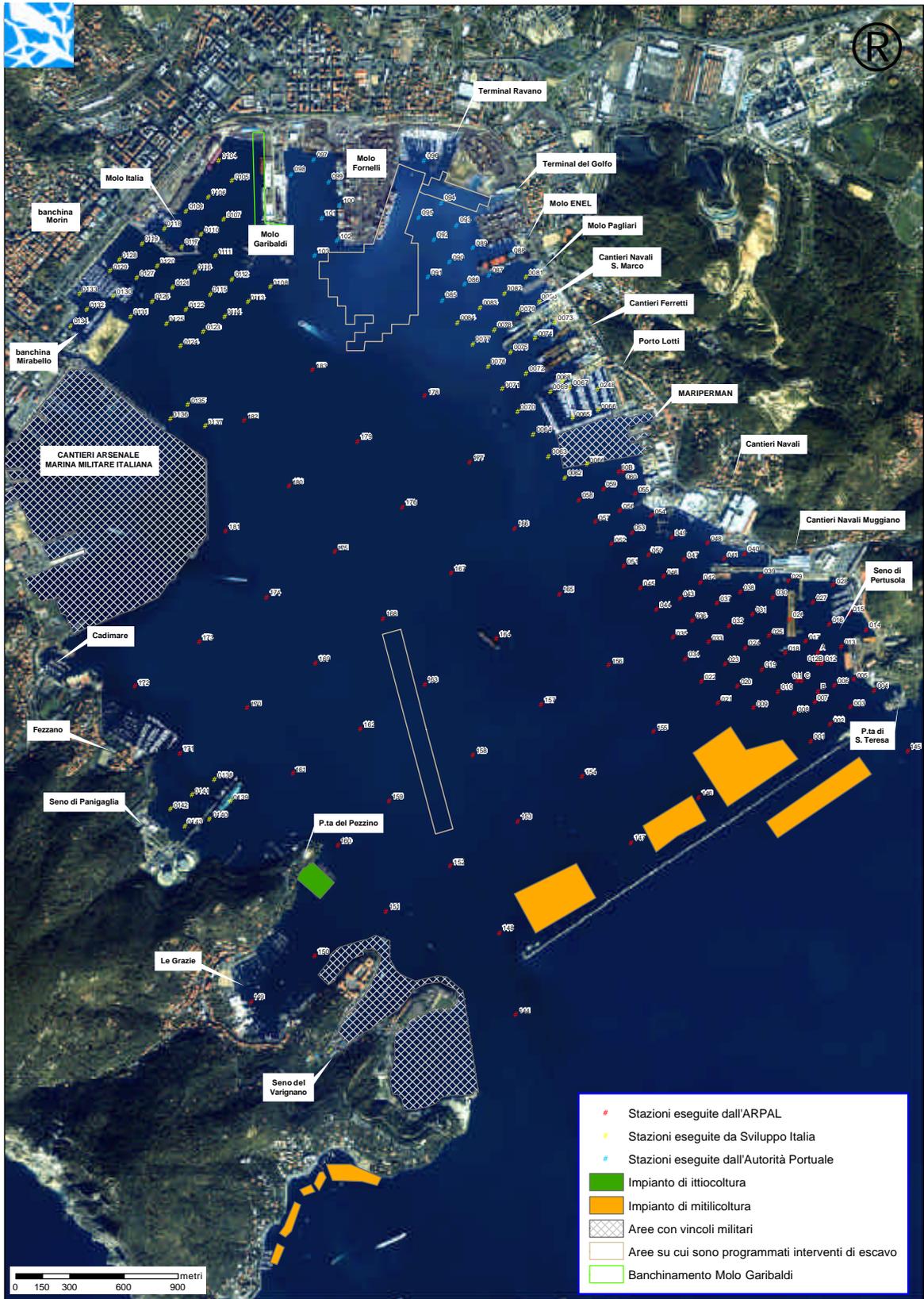


Figura 5: Ubicazione delle stazioni effettivamente campionate dai diversi enti preposti



### 3.3 Indagini integrative eseguite dall'ICRAM: i carotaggi "in continuo"

Per una corretta valutazione dello stato di qualità dei fondali marini, anche in relazione al forte contributo antropico che ha interessato l'area marina perimetrata come sito di bonifica di interesse nazionale, l'ICRAM ha ritenuto necessario eseguire un'indagine più approfondita allo scopo di discriminare, per alcuni parametri analitici, i diversi apporti, che possono essere dovuti sia a fenomeni di inquinamento che alle caratteristiche geochimiche naturali dei sedimenti. Questa indagine è stata inoltre eseguita al fine di ricostruire l'evoluzione temporale dei fenomeni e l'entità dell'inquinamento e identificare i valori di concentrazione di riferimento dell'area per alcuni elementi.

L'indagine è consistita nel prelievo, così come previsto dal Piano di caratterizzazione ICRAM (rif. doc. # CII-Pr-LI-P-04.04), di alcune carote in diversi settori della rada, in modo di avere una rappresentazione completa dei contributi e della tipologia dei contaminanti dell'area. Le carote sono state sezionate per tutta la lunghezza, in livelli di spessore pari a 2 cm, permettendo di analizzare tutta la carota in maniera molto dettagliata: per tale motivo sono state definite carote "in continuo".

Nel dettaglio, sono state prelevate n. 4 carote in continuo. Di queste quattro, tre sono state prelevate in corrispondenza di differenti aree della fascia costiera più interna, soggette a diversi impatti antropici (area ex Navalmare, area di Porto Lotti, area del Porto Mercantile) ed una nel settore centrale della rada, potenzialmente meno soggetta a movimentazione dei fondali e al trasporto di contaminanti. Come riportato in Figura 5, le carote in continuo sono state prelevate in corrispondenza delle stazioni di campionamento n. 18, 79, 121 e 157.

Per quasi tutte le carote il recupero è stato di circa 300 cm, ad eccezione della carota 121, il cui recupero si è limitato a 230 cm.

Per ogni carota prelevata è stata effettuata la descrizione stratigrafica dell'intero campione, per avere un quadro dell'evoluzione sedimentaria dei depositi marini recenti.

Dalla descrizione stratigrafica emerge una generale omogeneità su tutto lo spessore prelevato: il sedimento risulta essere sempre a granulometria prevalentemente fine, con una predominanza delle frazioni siltosa ed argillosa.

Per ricostruire l'andamento delle concentrazioni dei contaminanti più significativi con la profondità, di tutte le sezioni prelevate lungo la carota è stato analizzato un maggior numero di livelli nello spessore più superficiale, diminuendo la densità di analisi negli strati più sottostanti.

Per ciascun livello prelevato sono state eseguite le analisi granulometriche e la determinazione dei livelli di concentrazione per i seguenti parametri:

- metalli ed elementi in tracce (As, Ba, Cr, Cu, Fe, Hg, Mn, Ni, Pb, Zn);
- policlorobifenili (PCB 5, PCB 18, PCB 31, PCB 44, PCB 52, PCB 66, PCB 87, PCB 101, PCB 110, PCB 138, PCB 141, PCB 151, PCB 153, PCB 170, PCB 180, PCB 183, PCB 187, PCB 206).

I risultati analitici presentano due andamenti differenti nella distribuzione delle concentrazioni con la profondità, in funzione dell'origine naturale o antropica del parametro considerato.



Un primo gruppo di analiti, costituito da alcuni metalli pesanti (Cd, Cu, Hg, Pb, Zn) e PCB, presenta un andamento molto irregolare per i primi 70-100 cm, per poi attestarsi, dopo questo livello generalmente elevato, su un valore costante, identificando così, nel primo metro di sedimento, un contributo di natura prevalentemente antropica. In particolare:

- Il **Cd** presenta forti oscillazioni nelle concentrazioni (fino ad un massimo di 3 mg/kg nella carota n. 18) nella parte più superficiale del sedimento, evidenziando in tutte le carote analizzate uno spessore di circa 80 cm di sedimento che risulta contaminato. Oltre questa profondità, le concentrazioni di tutte le carote si attestano su livelli molto bassi (0.1 mg/kg), a dimostrazione del prevalente contributo antropico di questo elemento (Figura 6);
- Lo stesso dicasi per il **Hg**, le cui concentrazioni elevate (con valori massimi di concentrazione che arrivano a 9 mg/kg) si abbassano notevolmente intorno ai 100 cm di profondità, con valori che si attestano sui 0.07 mg/kg; unica eccezione è rappresentata dalla carota n. 79, la cui contaminazione (2 mg/kg) si spinge fino ai 140 cm;
- La distribuzione delle concentrazioni di **Cu** lungo tutta la carota sembra abbastanza uniforme per tutte le carote, ad eccezione di quella relativa alla stazione di campionamento n. 18, dove lo strato più superficiale (0-20 cm) presenta livelli di concentrazione che superano anche di un ordine di grandezza le concentrazioni medie dell'area. Al di sotto del metro di profondità, le oscillazioni sembrano cessare ed i valori attestarsi su concentrazioni pari a 40 mg/kg, che restano costanti per tutto il resto dello spessore investigato (Figura 6);
- Analogo comportamento si osserva per lo **Zn**, per il quale la curva di distribuzione risulta abbastanza omogenea per quasi tutte le carote, ad eccezione della carota relativa alla stazione di campionamento carota n. 18, in cui i primi 40 cm di sedimento risultano fortemente contaminati, con concentrazioni che oscillano tra i 300 ed i 1600 mg/kg; oltre tale profondità, le concentrazioni tendono a normalizzarsi e ad allinearsi con quelle delle altre carote, con concentrazioni di circa 80 mg/kg (Figura 7);
- Anche per quanto riguarda le concentrazioni di **Pb** (Figura 7) si osserva una certa uniformità in quasi tutte le carote, ad eccezione della n. 18, con concentrazioni che arrivano fino a valori di 200-400 mg/kg nei primi 100-120 cm, ma che tendono poi a valori molto bassi, pari a 4-17 mg/kg. La carota n. 18 presenta valori molto elevati, pari a circa 1200 mg/kg, intorno ai 20 cm, ma tende a raggiungere valori più bassi intorno agli 80 cm.

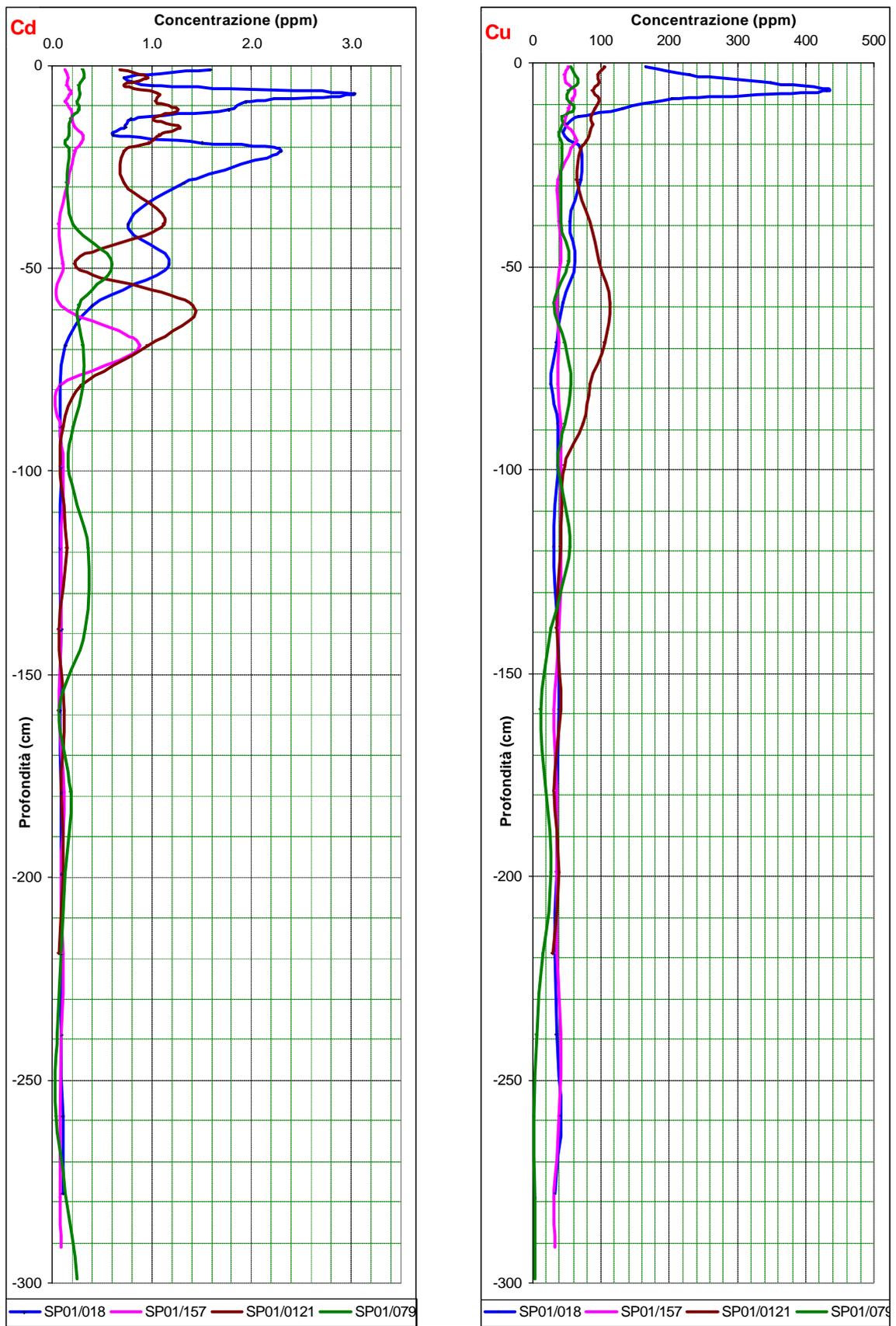


Figura 6. Curva di distribuzione delle concentrazioni di Cadmio e Rame lungo la verticale delle carote analizzate.

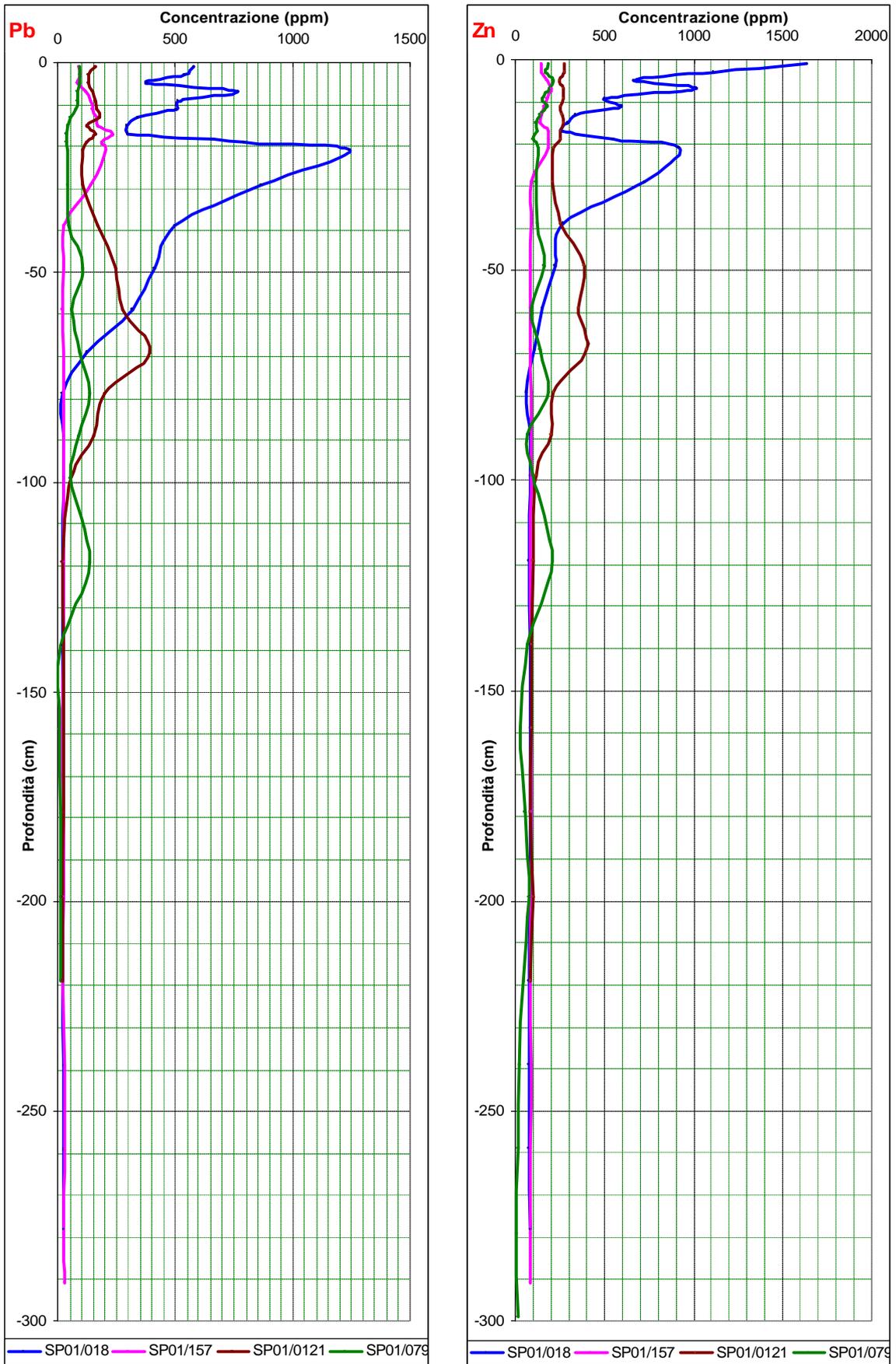
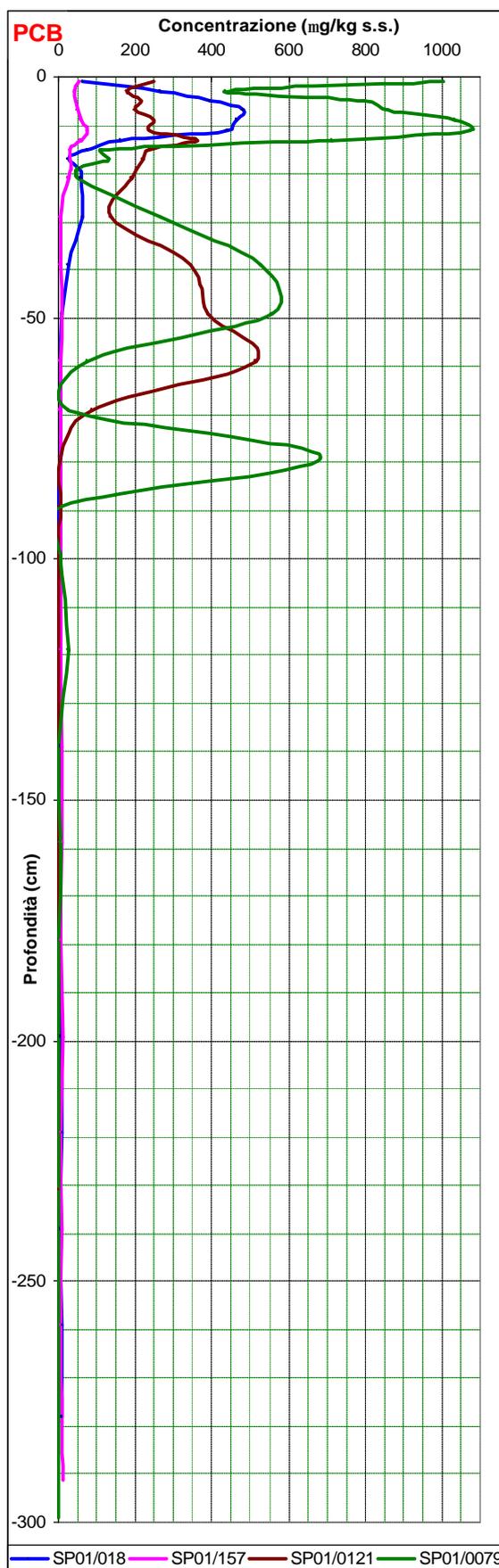


Figura 7. Curva di distribuzione delle concentrazioni di Piombo e Zinco lungo la verticale delle carote analizzate.



- In merito alla determinazione delle concentrazioni dei **PCB** (Figura 8), in quasi tutte le carote analizzate i risultati analitici evidenziano una distribuzione della contaminazione molto variabile nel primo metro analizzato e caratterizzata da concentrazioni elevate, con tenori che raggiungono valori massimi di circa 1000  $\mu\text{g}/\text{kg}$ , ad eccezione della carota n. 157, i cui tenori sono ovunque molto più contenuti. Oltre il metro di profondità, invece, le concentrazioni si attestano in modo costante su valori molto bassi, a conferma dell'esclusivo contributo antropico di tali composti.
- Per i rimanenti elementi analizzati, quali **As, Ba, Cr, Fe, Mn** e **Ni**, le curve di distribuzione evidenziano un'oscillazione degli intervalli di concentrazione, lungo tutta la carota, sebbene con una maggiore variabilità negli strati più superficiali. Tale andamento suggerisce quindi per questi elementi un contributo prevalentemente di carattere naturale. In particolare per **As, Cr** e **Ni** i valori medi si attestano rispettivamente sui 45 mg/kg, 130 mg/kg e 75 mg/kg.

Figura 8. Curva di distribuzione delle concentrazioni di PCB lungo la verticale delle carote analizzate

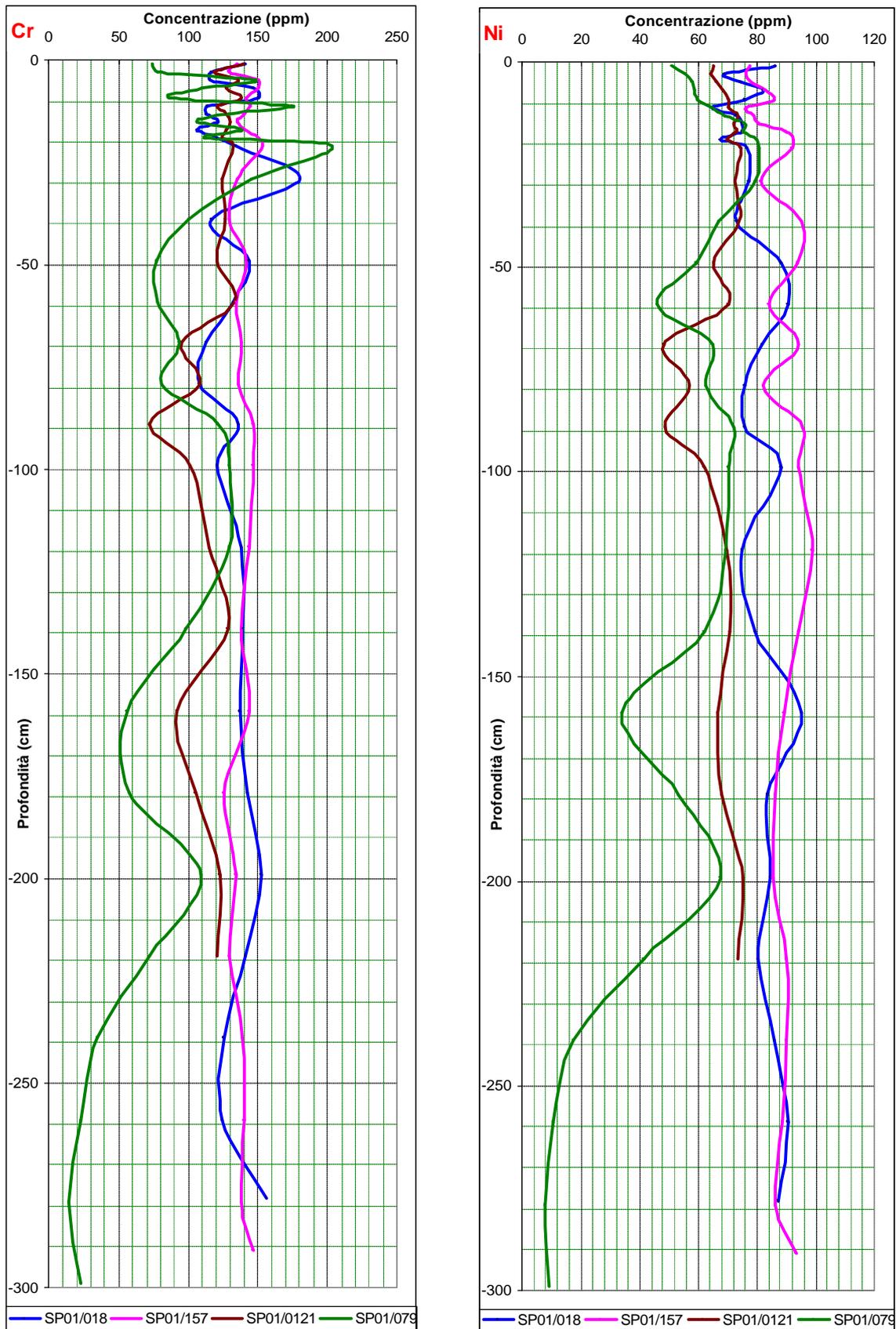


Figura 9. Curva di distribuzione delle concentrazioni di Cromo e Nichel lungo tutta la verticale delle carote analizzate.



## 4 VALUTAZIONE DEI RISULTATI DELLE ATTIVITA' DI CARATTERIZZAZIONE

### 4.1 Valori di concentrazione di riferimento dell'area

Al fine di valutare il grado di contaminazione dei sedimenti caratterizzati e la relativa pericolosità per l'ambiente acquatico circostante, è necessario fare riferimento a standard di qualità riconosciuti a livello nazionale ed internazionale.

A tale scopo l'ICRAM ha ritenuto opportuno, in seguito a riunioni tecniche tenutesi presso la Direzione Qualità della Vita del Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio, confrontare i risultati delle attività di caratterizzazione con i livelli chimici di riferimento indicati in ambito internazionale per la salvaguardia dell'ambiente marino. Nel caso di sedimenti di corpi idrici marino-costieri contraddistinti da forti alterazioni causate dall'attività umana pregressa o attuale, il criterio adottato per la valutazione della qualità è quello di tipo ecotossicologico, che associa il grado di contaminazione con l'eventuale effetto tossico nei confronti di organismi rappresentativi del corpo idrico. Il criterio ecotossicologico viene ormai ampiamente utilizzato nel contesto internazionale da importanti enti ambientali di riferimento come l'USEPA (U.S.A. Environmental Protection Agency), l'USACE (U.S.A. Army Corp of Engineers), il NOAA (National Oceanic and Atmospheric Administration), il Ministero dell'ambiente canadese, il RIVM Institute olandese, ecc.

Nel caso specifico della valutazione di sedimenti contaminati si è ritenuto opportuno adottare, come criterio ecotossicologico di riferimento, il PEL (*Probabile Effect Level*), che rappresenta il livello chimico di un determinato contaminante al quale corrispondono con elevata probabilità effetti tossici nei confronti della vita acquatica. Il superamento di tale limite costituisce quindi un rischio per l'ecosistema acquatico.

I valori chimici di intervento per i sedimenti marini, contraddistinti da forti alterazioni dovute ad attività antropiche, definiti per il sito di bonifica di interesse nazionale di Pitelli, sono stati proposti dall'ICRAM in sede di Conferenza di Servizi "istruttoria" del 10 marzo 2004 ed approvati dalla Conferenza di Servizi "comma 2" del 24/3/04.

Le sostanze che sono state prese in considerazione sono quelle di cui al decreto n. 367 del 6 novembre 2003, pubblicato in Gazzetta Ufficiale l'8 gennaio 2004, che fissa standard di qualità ambientale per le acque e per i sedimenti, alle quali sono stati aggiunti rame (Cu) e zinco (Zn) poiché indicatori di contaminazione di origine antropica.

I valori individuati derivano da riferimenti internazionali, integrati, per alcuni parametri, da risultati di studi condotti in Italia, che associano dati chimici ed ecotossicologici, e tengono quindi conto della realtà nazionale. In particolare per quanto riguarda i metalli, i valori sono stati definiti sulla base di criteri ecotossicologici in relazione ai valori di background riscontrati nell'area del Mar Tirreno settentrionale e del Mar Ligure.

Nel documento approvato dalla Conferenza di Servizi "comma 2" del 24/3/04 nel documento si esponevano i criteri con i quali tali valori sono stati ricavati e si evidenziava che la definizione di tali valori di riferimento costituivano "un primo tentativo suscettibile di aggiornamenti in funzione sia di una progressiva conoscenza



della realtà nazionale, sia dell'evoluzione scientifica riguardante la definizione della qualità dei sedimenti".

L'esecuzione del "Piano di caratterizzazione ambientale dell'area marino costiera prospiciente il sito di interesse nazionale di Pitelli" (rif. ICRAM doc. # CII-Pr-LI-P-04.04) ha fornito un gran numero di informazioni sulla distribuzione dei contaminanti nei sedimenti marini, sui loro livelli di concentrazione e sul loro grado di tossicità. Inoltre, come descritto nel paragrafo 3.3, durante l'esecuzione del piano, l'ICRAM ha eseguito alcuni approfondimenti analitici che hanno permesso di identificare l'andamento continuo della distribuzione di alcuni parametri (metalli, elementi in tracce e PCB) e di conoscere i tenori "naturali" di alcuni metalli pesanti ed elementi in tracce.

In base quindi a queste nuove evidenze e ai risultati delle indagini ecotossicologiche, si ritiene opportuno adottare alcune variazioni ai limiti di intervento precedentemente proposti.

Le variazioni proposte sono relative al nichel (Ni), al piombo (Pb) e allo zinco (Zn).

In relazione al valore di intervento proposto per il Ni si propone un innalzamento del valore di intervento fino a 130 mg/kg, in quanto l'andamento in profondità delle concentrazioni di questo elemento suggerisce che gli 80 mg/kg, precedentemente fissati, possono essere considerati in realtà di origine completamente "naturale".

Per quanto riguarda il Pb e lo Zn, poiché i dati ecotossicologici non sembrano evidenziare risposte tossiche acute particolarmente evidenti fino a circa 130 mg/kg (Pb) e 230 mg/kg (Zn), si suggerisce di assumere tali concentrazioni come nuovi limiti di intervento in sostituzione di 115 e 200 mg/kg rispettivamente.

L'adozione di questi nuovi limiti non modifica, in generale, il quadro complessivo di contaminazione dei sedimenti della Rada della Spezia, ma permette di utilizzare valori più aderenti alla realtà locale.

La nuova tabella proposta, pertanto, è la seguente:



Tabella 1: Valori di intervento per il sito di bonifica di interesse nazionale di Pitelli

NUMERO CAS		PARAMETRI	VALORI DI INTERVENTO
		<b>Metalli</b>	<b>mg/kg s.s</b>
7440-38-2		Arsenico	45
7440-43-9	PP	Cadmio	1
7440-47-3		Cromo totale	<b>250</b>
7439-97-6	PP	Mercurio	0,8
7440-02-0	P	Nichel	<b>130</b>
7439-92-1	P	Piombo	130
		Rame	65
		Zinco	<b>230</b>
		<b>Organostannici</b>	<b>µg /kg s.s</b>
	PP	Tributilstagno (S mono, di e tributil)	70 (Sn)
		<b>Policiclici Aromatici</b>	<b>µg /kg s.s.</b>
	PP	IPA totali	4000
50-32-8	PP	Benzo(a)pirene	760
120-12-7	P	Antracene	245
206-44-0	P	Fluorantene	1500
91-20-3	P	Naftalene	390
		<b>Pesticidi</b>	<b>µg /kg s.s.</b>
309-00-2		Aldrin	5
319-84-6	PP	Alfa esaclorocicloesano	1
319-85-7	PP	Beta esaclorocicloesano	1
58-89-9	PP	Gamma esaclorocicloesano lindano	1
		DDT	5
		DDD	5
		DDE	5
60-57-1		Dieldrin	5
		<b>Diossine e Furani</b>	<b>µg /kg</b>
		Sommat. PCDD,PCDF e PCB diossina simili(T.E.)	30 X 10 <sup>-3</sup>
133-63-63		<b>PCB</b>	<b>µg /kg</b>
		<u>PCB totali</u>	190

La nuova proposta di valori di intervento, contenuta nel documento rif. ICRAM # CII-Pr-LI-P-valori intervento-02.01, è stata trasmessa da ICRAM al Ministero dell'ambiente e della Tutela del Territorio con Prot. n. 1537/05 del 25/2/05.

In tale documento sono descritte le modalità di applicazione della tabella. Si ricorda che per valori chimici di intervento si intendono le concentrazioni nei sedimenti delle sostanze chimiche di cui in Tabella, il cui superamento può innescare una procedura di intervento, valutata caso per caso, in funzione della qualità e quantità dei sedimenti non conformi e dell'uso legittimo dell'area specifica.

#### 4.2 Metodo di analisi dei dati di caratterizzazione e di stima dei volumi

Prima della discussione dei risultati analitici riscontrati nei sedimenti dell'area marina perimetrata, è necessario riportare brevemente i criteri utilizzati per la stima della



distribuzione nello spazio delle concentrazioni degli inquinanti e delle frazioni granulometriche.

Lo studio finalizzato alla stima della distribuzione delle concentrazioni degli inquinanti nello spazio e all'individuazione dei volumi di sedimento da sottoporre ad interventi di bonifica è stato condotto utilizzando i dati di numerose campagne di caratterizzazione dei sedimenti (confronta par.2.1), svolte negli ultimi anni all'interno dell'area marina perimetrata con criteri di campionamento e metodologie analitiche uniformi, permettendo così di avere dati confrontabili.

Il primo passo è stato quello di riportare tutti i dati in un unico database, uniformando le unità di misura dei parametri analizzati ed i sistemi di riferimento geografici. Ad eccezione della campagna di caratterizzazione di ARPAL, Sviluppo Italia Aree Produttive e Autorità Portuale per l'esecuzione del piano ICRAM rif. CII-Pr-LI-P-04.04, i cui risultati analitici sono stati restituiti nel formato digitale richiesto dall'ICRAM, per numerose campagne di indagine precedenti è stato necessario inserire manualmente i dati, disponibili unicamente su supporto cartaceo.

I dati relativi alle più recenti campagne di caratterizzazione (cfr. par.2.1) sono stati pertanto elaborati unitamente ai risultati analitici ricavati dall'attuazione del piano ICRAM doc. # CII-Pr-LI-P-04.04. Tuttavia, in qualche caso non sono stati considerati ai fini dell'elaborazione alcuni dati relativi ad aree specifiche, ritenuti, alla luce degli esiti più recenti, non più rappresentativi del reale stato di contaminazione in esse presenti.

Tutte le coordinate delle stazioni di campionamento sono state riportate in coordinate cartografiche UTM 32 datum WGS84. I dati così uniformati sono stati inseriti in un geodatabase.

Un primo livello di analisi ha previsto: la visualizzazione in ambiente GIS di tutti i dati di campionamento secondo vari criteri di selezione, ordinamento e rappresentazione; lo studio delle principali statistiche per tutti gli analiti principali; lo studio delle matrici di correlazione calcolate su diverse profondità.

Grazie a questa prima fase di studio è stato possibile individuare, tra tutti gli analiti determinati, quelli ritenuti maggiormente significativi, per i quali si è quindi proceduto al calcolo delle stime di concentrazione in tutta l'area marina delimitata dalla diga foranea.

La seconda fase dello studio è stata condotta utilizzando la geostatistica, strumento che ha consentito di ricostruire la variabilità spaziale delle singole variabili. Partendo da tale conoscenza è stato possibile costruire, per ciascun analita, un modello (variogramma tridimensionale) di rappresentazione della variabilità spaziale sia orizzontale che verticale, ed utilizzarlo per ottenere stime di concentrazione ottimali.

La stima di concentrazione è stata realizzata utilizzando il *block kriging*. Questo metodo, una variante del più noto *kriging* ordinario, utilizza il variogramma (modello della variabilità spaziale) per stimare la concentrazione media all'interno di un blocco, ovvero all'interno delle celle di una griglia tridimensionale costruita nell'area di indagine. Per ottenere la concentrazione media all'interno dei blocchi ciascuno di questi viene discretizzato in un certo numero di blocchi più piccoli (in questo caso,



qualche migliaio), in ognuno dei quali viene calcolata la concentrazione puntuale nel suo baricentro; l'insieme di tutte le concentrazioni ottenute viene poi mediato e costituirà la concentrazione media del blocco più grande.

Il vantaggio di aver utilizzato il *block kriging*, invece del *kriging* ordinario, per stimare le concentrazioni di interesse è quello di aver ottenuto sulla griglia costruita nell'area di indagine stime molto più precise e, soprattutto, di associare al singolo blocco, di dimensione scelta opportunamente, un valore rappresentativo di tutto il volume della cella che lo contiene, e non solo del suo baricentro.

Un discorso a parte vale per la stima delle frazioni granulometriche.

Infatti, affinché le stime granulometriche siano congruenti con la realtà fisica, è necessario che in ogni punto la somma di tutte le frazioni percentuali dia come risultato il 100%. Per rispettare questo vincolo, il primo passo è stato quello di costruire i variogrammi diretti ed incrociati delle tre frazioni granulometriche prese in considerazione: sono stati pertanto ricostruiti i modelli di variabilità spaziale dei passanti ai singoli vagli e delle loro correlazioni; una volta ottenuti i modelli, questi sono stati utilizzati per stimare contemporaneamente le frazioni utilizzando il *block co-kriging*. Tale metodologia permette di ottenere i valori medi delle frazioni granulometriche nel volume delle celle della griglia rispettando il vincolo imposto sulla loro somma.

Ai fini della stima delle concentrazioni e della granulometria è stata pertanto costruita una griglia tridimensionale sull'intera area di indagine. Le dimensioni dei blocchi della griglia sono state scelte in funzione delle caratteristiche delle singole aree (vicinanza alla sorgente di contaminazione, usi specifici, etc.) e della densità di informazione disponibile. Nel dettaglio, tutta la Rada della Spezia è stata discretizzata in due sistemi di maglie adiacenti l'uno all'altro. Lungo la costa orientale e settentrionale, dove era presente il maggior numero di dati, la griglia di indagine è costituita da celle della dimensione di 50x50x0.5 m, mentre nella parte centrale della rada e lungo la costa occidentale è stata scelta una griglia con celle di 200x200x0.5 m (figura 10).

A tal proposito, si deve precisare che tale griglia è stata costruita sull'intera area marina racchiusa dalla diga foranea, escludendo le aree con vincoli militari, su cui le attività di caratterizzazione sono tuttora in corso, e l'area marina perimetrata esterna alla diga foranea, poiché appartenente ad un ambiente idrodinamico completamente differente rispetto alla Rada della Spezia.

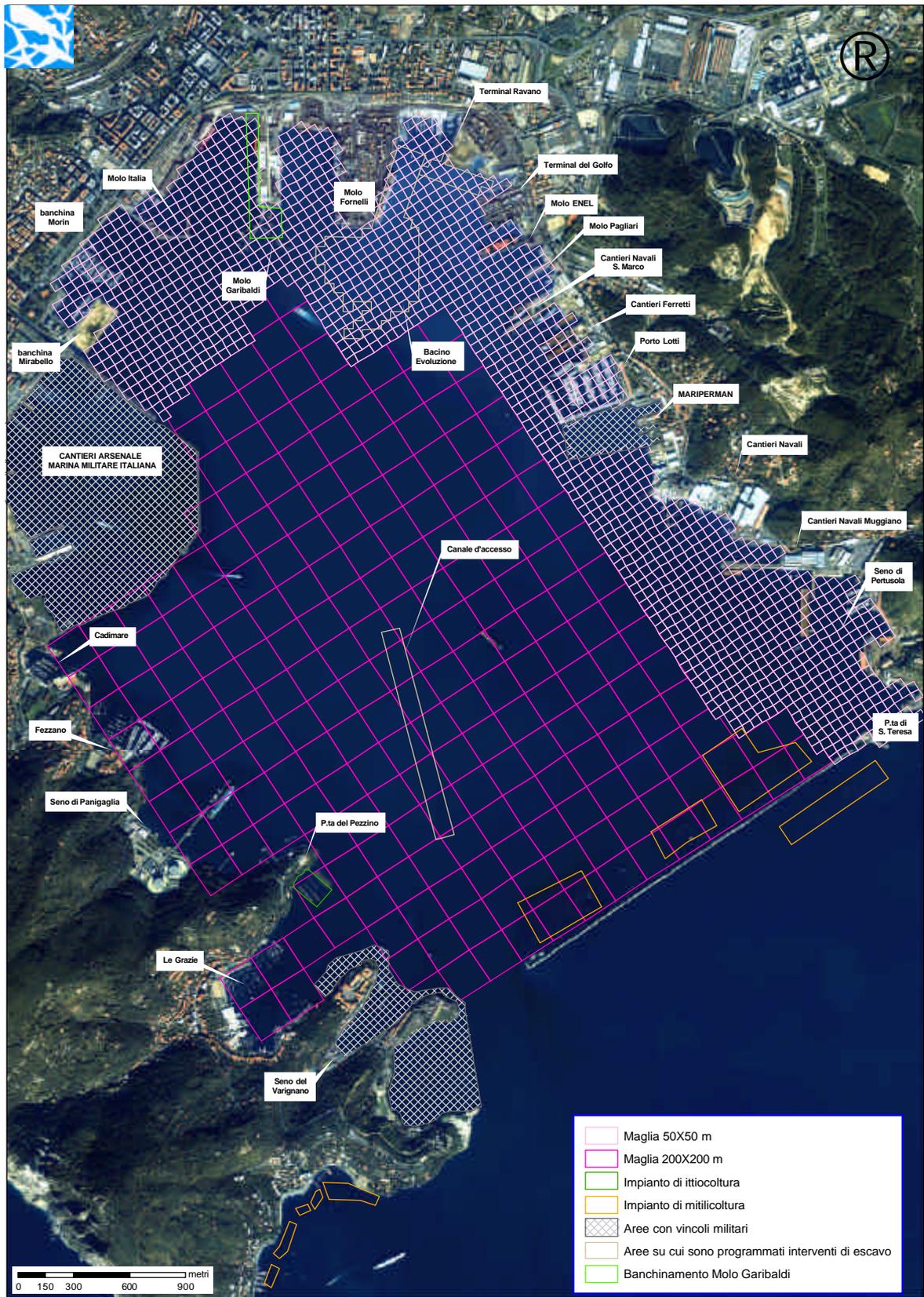


Figura 10: Griglia di celle per l'elaborazione delle stime di concentrazione



Tutte le stime sono state effettuate con l'intento di ottenere una indicazione della distribuzione dei contaminanti all'interno dell'intera Rada della Spezia e di calcolare i volumi globali di sedimento contaminato da sottoporre a bonifica.

Si precisa pertanto che, ai fini della redazione di un progetto definitivo di bonifica su un'area specifica, le elaborazioni riportate nel presente documento dovranno essere riconsiderate all'interno della singola area, utilizzando variogrammi elaborati specificatamente per tale area, individuando così con una maggiore affidabilità i volumi di sedimento da bonificare.

Per una descrizione del processo di stima della batimetria effettuato dall'ICRAM sulla base dei dati resi disponibili da ARPAL, SIAP ed Autorità Portuale della Spezia si veda il capitolo 3.1.

#### **4.3 Risultati delle attività di caratterizzazione dei sedimenti: valutazione dello stato di qualità rispetto ai valori di intervento**

##### **4.3.1 Stratigrafia dei fondali nella Rada della Spezia**

Con l'integrazione dei dati derivanti dalle indagini dirette (carotaggi) e da quelle indirette (indagini sismiche tramite *Sub Bottom Profiler*) è stato possibile ricostruire la stratigrafia approssimativa della Rada.

Tale ricostruzione è del tutto indicativa poiché i campionamenti diretti hanno interessato solamente i primi metri del fondale marino (prevalentemente 2-3 m ed in alcuni casi 5 m) e le indagini sismiche, pur permettendo l'identificazione di discontinuità granulometriche sino a profondità di circa 12-14 m, non hanno indagato con continuità l'intera area della Rada.

In linea generale la Rada della Spezia può essere suddivisa in due zone in funzione delle diverse caratteristiche che la stratificazione dei sedimenti presenta.

Nella zona più centrale della Rada, sedimenti di natura limoso-argillosa coprono sedimenti a granulometria sabbioso-ghiaiosa, sostenuti a loro volta da un substrato compatto costituito da marne argilloso-sabbiose. La stratigrafia, per quanto ricostruibile tramite indagini sismiche, appare abbastanza regolare e continua.

Lungo la costa, a ridosso delle strutture portuali, la situazione si presenta estremamente diversificata, infatti sedimenti di natura prevalentemente sabbioso-pelitici si alternano a sedimenti pelitici e/o ghiaiosi, rendendo difficile la correlazione degli orizzonti sedimentari, se non in aree molto ristrette.

Nelle aree sottocosta, invece, i limiti strumentali dell'indagine sismica (legati a battenti d'acqua inferiori ai 5 m) hanno reso l'osservazione diretta come unico dato utilizzabile. In particolare, lungo il litorale orientale e settentrionale, dove è presente un'intensa attività antropica, i carotaggi hanno rivelato un'alternarsi di orizzonti sabbiosi, ghiaiosi e pelitici correlabili tra loro soltanto in aree molto ristrette. Tale situazione è il risultato di un'alterazione della naturale stratificazione costituita da un substrato compatto, da un livello grossolano e da copertura pelitica, che affiorando verso la superficie, sono andati via via assottigliandosi.



Basandosi sulle percentuali di ghiaia, sabbia e pelite, riscontrate nei diversi livelli delle carote prelevate, si è tentato di ricostruire ove possibile la stratigrafia dei primi metri del fondale (Figura 11).

Sono quindi state identificate alcune aree in cui la stratigrafia appare orientativamente omogenea:

- Nel settore antistante l'area ex Navalmare, i livelli sedimentari interessati dai carotaggi che hanno raggiunto anche i 5 m, appaiono poco correlabili in quanto i livelli sabbioso-ghiaiosi ed i livelli pelitici dagli spessori irregolari si sovrappongono in maniera caotica (zona 1);
- Nell'area cantieristica compresa all'interno del Seno di Pertusola è presente una copertura di sedimento pelitico che va dai 20 ai 180 cm di spessore, oltre il quale si trova un livello sabbioso-ghiaioso che raggiunge anche i 5 m di profondità (carote 16, 17, 26, 27, 30, 38 e 39) (zona 2);
- Tra il Molo del Muggiano e Porto Lotti le carote più vicine alla costa (49, 54, 55 e 60B) presentano per tutto lo spessore campionato (3 m) un sedimento caratterizzato da peliti con una componente sabbioso-ghiaiosa. La percentuale di pelite diminuisce progressivamente verso il basso con un corrispondente aumento della frazione sabbiosa (zona 3);
- Tale variazione avviene in maniera più netta allontanandosi dalla costa (carote 45, 46, 50, 51, M02, M05 e M06), dove la copertura pelitica, che va dai 70 ai 180 cm, cede il posto, in profondità, ad un sedimento costituito in larga parte da sabbia e ghiaia (zona 4);
- Nella zona antistante il Molo Pagliari le carote prelevate, di lunghezza variabile tra 3 e 5 m, sono caratterizzate da un sedimento costituito prevalentemente da pelite (circa il 60-70%) e il rimanente da sabbia e/o ghiaia. In alcune si rinviene un livello, a prevalente composizione ghiaiosa, a circa 180-200 cm di profondità (76, 77, 78 e 80) (zona 5);
- Nell'estrema area settentrionale della Rada, in prossimità del Porto Mercantile, i sedimenti delle carote comprese tra la 97 e la 110, presentano una composizione essenzialmente sabbioso-pelitica per l'intera profondità di campionamento (2-3 m) con sporadiche intercalazioni di livelli più prettamente pelitici o ghiaiosi (zona 6);
- Nell'area antistante il Molo Fornelli alcune carote (F25, F28, F34 e F37) che hanno raggiunto la profondità di 2 m, sono caratterizzate da un sedimento pelitico sabbioso per la totalità dello spessore campionato, e da uno prettamente pelitico nello spessore compreso tra i 30 ed i 50 cm di profondità (zona 7);
- Nell'area compresa tra il Porto Mercantile e la Darsena Duca degli Abruzzi, la copertura pelitica assume spessori maggiori (anche 2 m) presentando un maggior contenuto di sabbia e/o ghiaia esclusivamente in orizzonti di spessore limitato (zona 8);
- Nell'area centrale e più profonda del golfo (prof = 10 m) la prima discontinuità riscontrata dalle analisi sismiche raggiunge profondità di circa 10-12 m, fissando in tale ordine di grandezza quindi lo spessore della copertura pelitica. Ciò è confermato anche da quanto riscontrato per i primi 3-5 m dalle carote prelevate in questa zona: esse risultano caratterizzate da sedimenti pelitici praticamente omogenei lungo tutto lo spessore. In alcuni punti al largo di Punta del Pezzino la



discontinuità sismica tra la copertura pelitica ed il sottostante livello più grossolano viene rinvenuta a profondità inferiori (1-2 m) e raggiunta anche in alcuni carotaggi (carote 158, 159, 162) (zona 9);

- Nell'area compresa tra la Darsena Duca degli Abruzzi e Punta del Varignano i dati sono piuttosto scarsi, tuttavia in alcune carote (149, 160, 161, 171, 172, 173 e 181) è comunque presente un orizzonte sabbioso-ghiaioso di circa 20 cm al di sopra di un sedimento totalmente pelitico.

Al di là delle peculiari e localizzate situazioni stratigrafiche all'interno della Rada, grazie anche alle indagini sismiche ad alta e media risoluzione, si possono individuare tre diversi livelli sedimentari così schematizzabili (dall'alto verso il basso):

- una copertura sedimentaria (B), con un spessore variabile tra 0 e 10-12 m, caratterizzata da limi argillosi ed argille limose (la cui compattezza diminuisce progressivamente verso l'alto) localmente leggermente ghiaiosi e/o sabbiosi;
- un livello (A) caratterizzato da una maggior abbondanza di frazioni grossolane costituito da sabbie, sabbie pelitiche e sabbie limoso-ghiaiose con spessore medio di circa 2 m;
- un livello profondo (S), raramente raggiunto dai carotaggi, costituito da marne sabbioso-argillose molto consistenti che rappresentano probabilmente il tetto del substrato compatto.

Lo strato più superficiale (B) è caratterizzato da peliti e peliti leggermente ghiaiose la cui compattezza, relativamente elevata nelle porzioni più profonde, diminuisce progressivamente verso l'alto sino al passaggio con la copertura sedimentaria più superficiale. Questa è costituita da limi argillosi e argille limose poco consistenti integrata dalla frazione ghiaiosa nel settore occidentale tra Punta del Pezzino e la Darsena Duca degli Abruzzi e/o sabbiosa nell'estrema porzione settentrionale.

Questo livello rappresenta la copertura pelitica più superficiale ed è caratterizzato da spessori che variano da 1 m, lungo la costa orientale e settentrionale o in alcuni punti a largo di Punta del Pezzino, ad oltre 10 m nelle aree più depresse del golfo coerentemente con l'approfondirsi del primo riflettore.

Al di sotto della copertura pelitica superficiale è presente un livello costituito da sabbie limose, sabbie, sabbie ghiaiose e ghiaie sabbiose spesso intercalate ad argille limose (A). Tale livello, verosimilmente identificabile nel "primo riflettore" (ARPAL, 2004), si rinviene a profondità modeste di circa 1-2 m, lungo la costa orientale (carote 45, 50, 51), nell'estrema porzione settentrionale ed in alcuni punti a largo di Punta del Pezzino (carote 158, 159, 162) mentre procedendo verso il centro del golfo si approfondisce fino ai 10-13 m. Lo spessore medio di tale orizzonte è di circa 2 m, tuttavia dall'osservazione comparata delle carte delle isopache dei due riflettori si evince che in prossimità della costa orientale e settentrionale esso tende ad assottigliarsi fino a non essere distinguibile da quello sottostante.

Il livello inferiore (S), costituito da marne sabbioso-argillose dotate di elevata compattezza, rappresenta probabilmente il tetto del substrato compatto, ed è presumibilmente continuo in tutta l'area; esso tuttavia è stato rilevato direttamente solo nell'area NW nel Porto Mercantile dove appare prossimo al piano del fondale,



probabilmente anche a causa dell'attività di dragaggio effettuata nella zona, e confermata dalle stratigrafie delle carote 104, 106 e 108. Procedendo verso largo la profondità di tale riflettore aumenta progressivamente, viene infatti rinvenuto a -2 m rispetto al livello del fondale nella carota 108, e non è più riscontrato nei carotaggi effettuati più a largo. Probabilmente tale orizzonte corrisponde a quello denominato "secondo riflettore" nell'elaborazione dei dati sismici acquisiti tramite *Sub Bottom Profiler* (Figura 11).

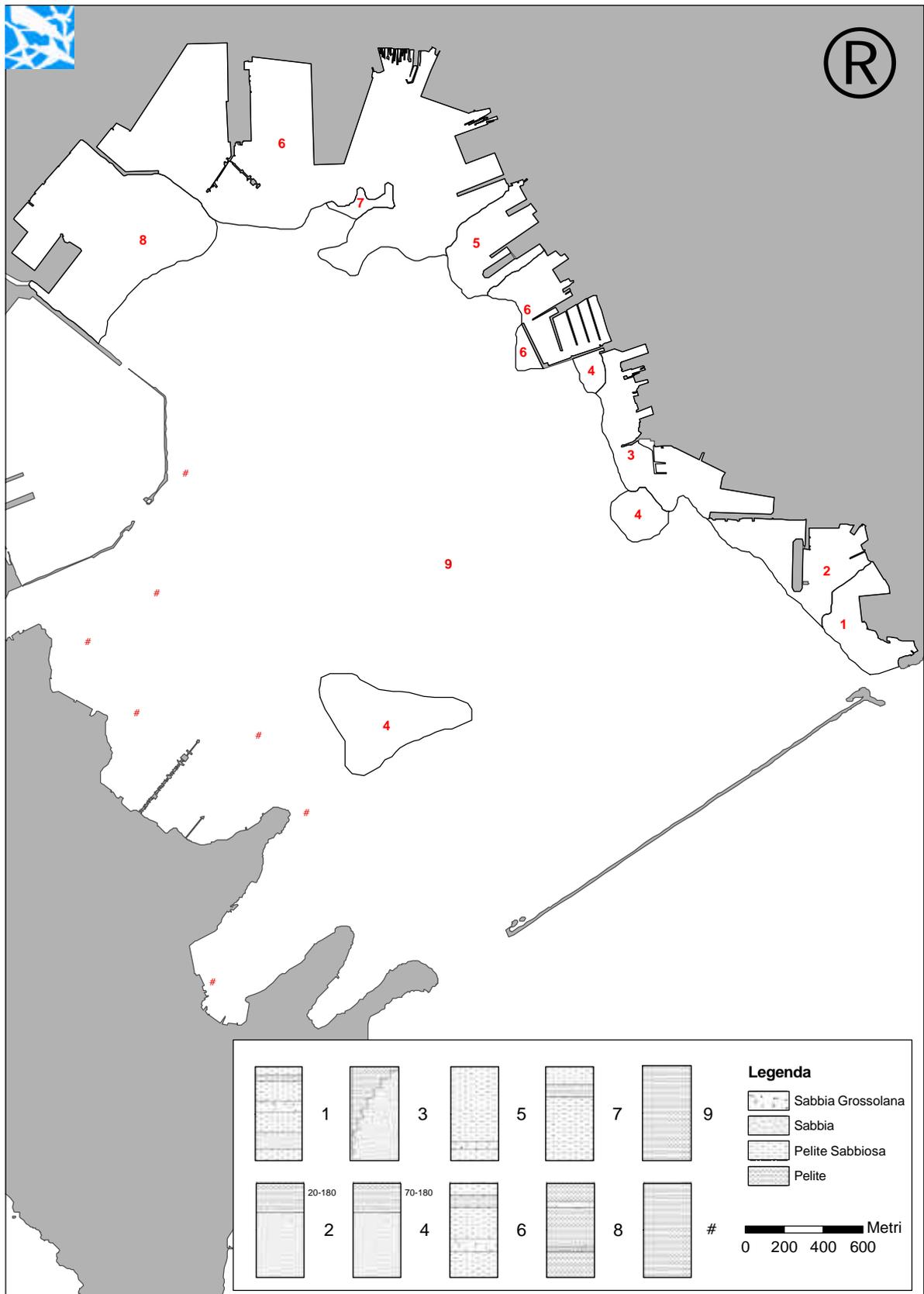


Figura 11: Rappresentazione delle principali sequenze stratigrafiche identificate all'interno della rada.



#### **4.3.2 Risultati delle indagini granulometriche effettuate sui sedimenti**

I dati granulometrici dei sedimenti analizzati sono stati successivamente utilizzati al fine di una loro classificazione. In considerazione delle principali classi dimensionali presenti, è stata utilizzata la classificazione binaria di Nota (1958) che prende in considerazione principalmente la frazione pelitica e quella sabbiosa.

I sedimenti analizzati sono a granulometria prevalentemente fine, con una discreta presenza di una frazione sabbiosa. Dalle stratigrafie dei carotaggi i sedimenti risultano in genere poco consistenti negli strati superficiali e più compatti negli strati più profondi. Le caratteristiche granulometriche si mantengono comunque abbastanza omogenee lungo la verticale, con un aumento nell'estensione della copertura pelitica e pelitica molto sabbiosa, a discapito di quella sabbiosa.

In particolare, lo strato più superficiale all'interno della rada (0-50 cm) risulta essere prevalentemente costituito da sedimenti pelitico sabbiosi con percentuali elevate della componente fine che variano tra il 70% ed il 90% ed una molto più contenuta di frazione sabbiosa che, in taluni casi, diventa anche grossolana (figura 12).

In prossimità della fascia più costiera della rada, in particolare in corrispondenza del settore settentrionale a ridosso delle strutture portuali comprese tra il Molo Ravano e il Molo Italia, i sedimenti si arricchiscono della componente sabbiosa, con percentuali che variano tra il 30% ed il 50%, a discapito di quella fine, a costituire delle peliti molto sabbiose. L'area a ridosso della diga foranea risulta invece caratterizzata da una maggiore presenza di sedimento più fine, prevalentemente pelitico.

L'accumulo della frazione sabbiosa in corrispondenza di moli o banchine, o di ambienti circoscritti, risulta sempre più evidente verso gli strati più profondi, e tende ad estendersi sia lungo la fascia costiera orientale, compresa tra la diga foranea e l'area del Molo Fornelli (figura 14, figura 15), sia verso l'interno della rada.

Inoltre, dal metro di profondità in poi, per alcuni settori prospicienti le aree portuali, si evidenzia un incremento della frazione grossolana con sedimenti che diventano sabbie pelitiche in cui la frazione fine si riduce a percentuali comprese tra il 5% e il 30% (figure 14, 15 e 16).

Il resto dei fondali della rada risultano caratterizzati da sedimenti pelitici sabbiosi che con la profondità tendono a diventare più fini, ad eccezione di un settore antistante il Seno di Panigallia, il cui fondale risulta invece caratterizzato da peliti molto sabbiose, con percentuali di sabbia comprese tra il 30% e il 70%.

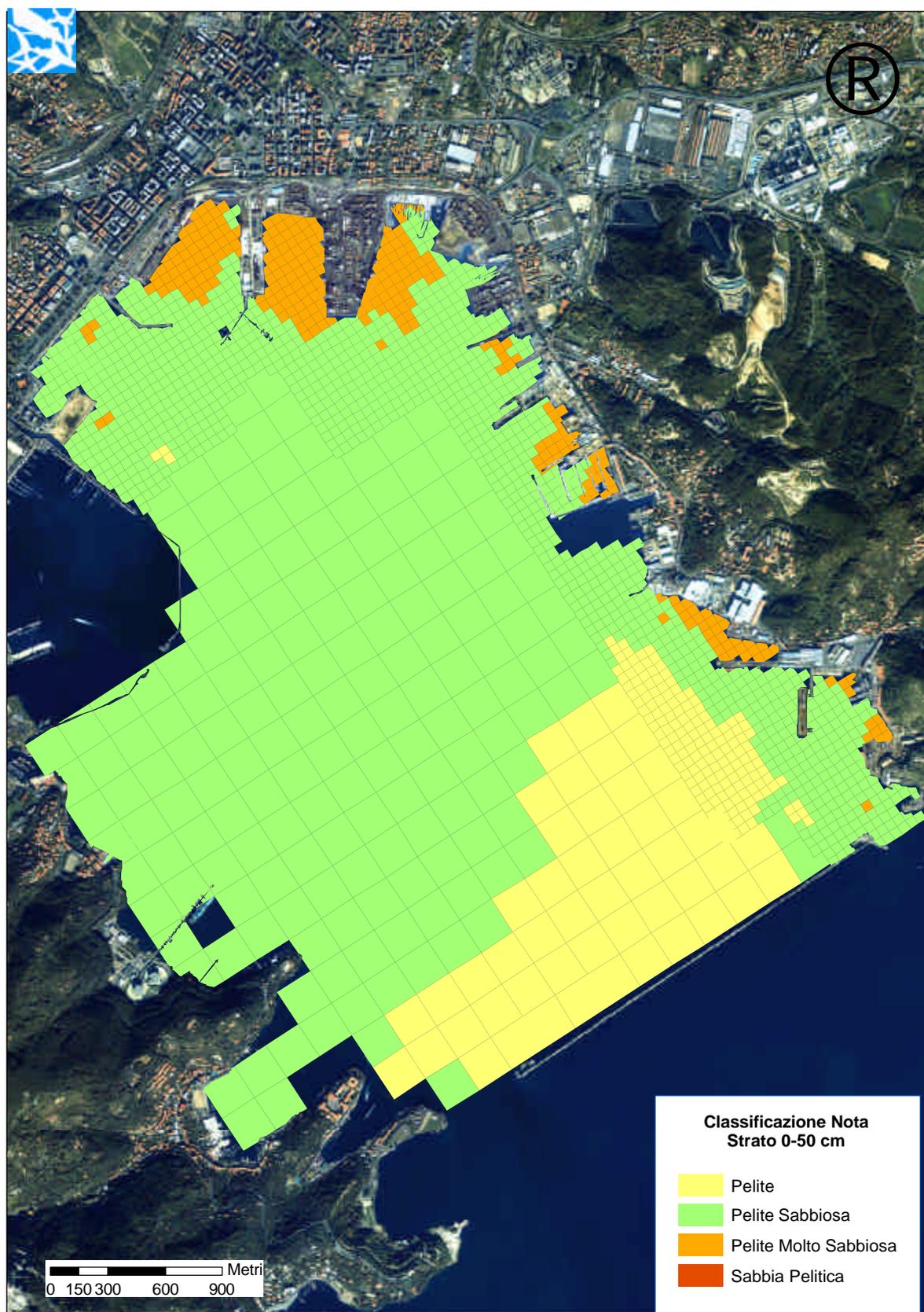


Figura 12: Strato 0-50 cm - Classificazione di NOTA

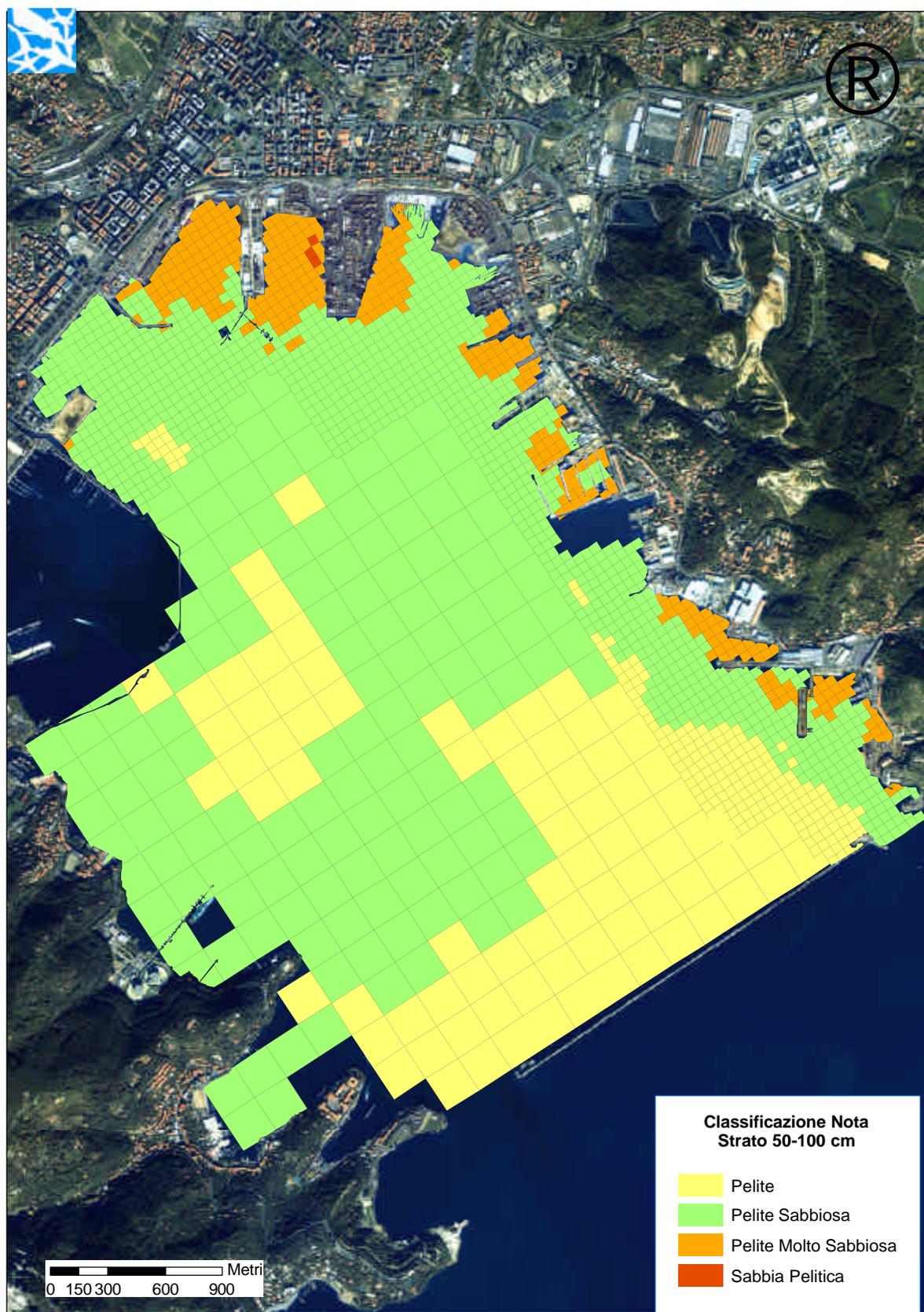


Figura 13: Strato 50-100 cm - Classificazione di NOTA

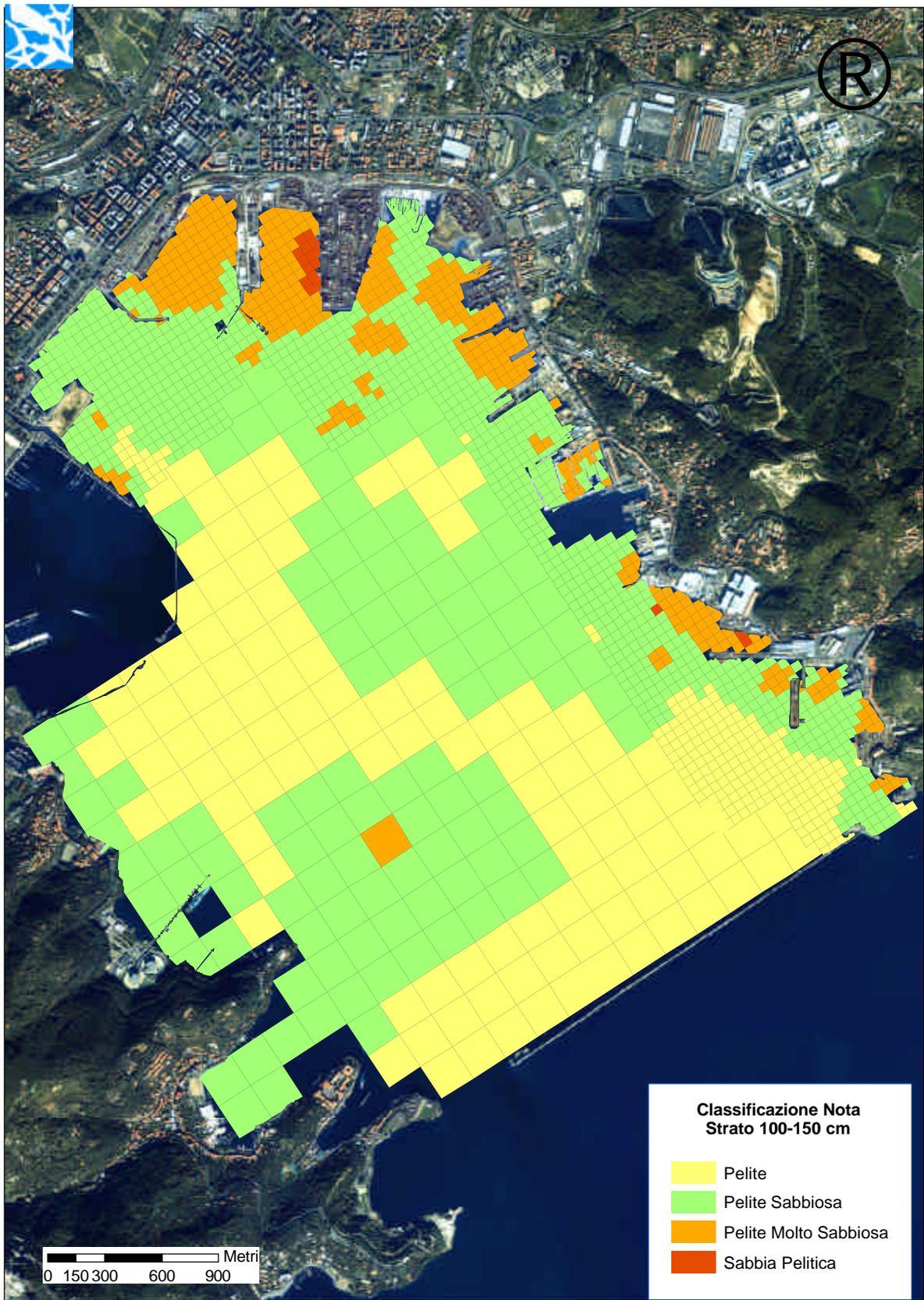


Figura 14: Strato 100-150 cm - Classificazione di NOTA

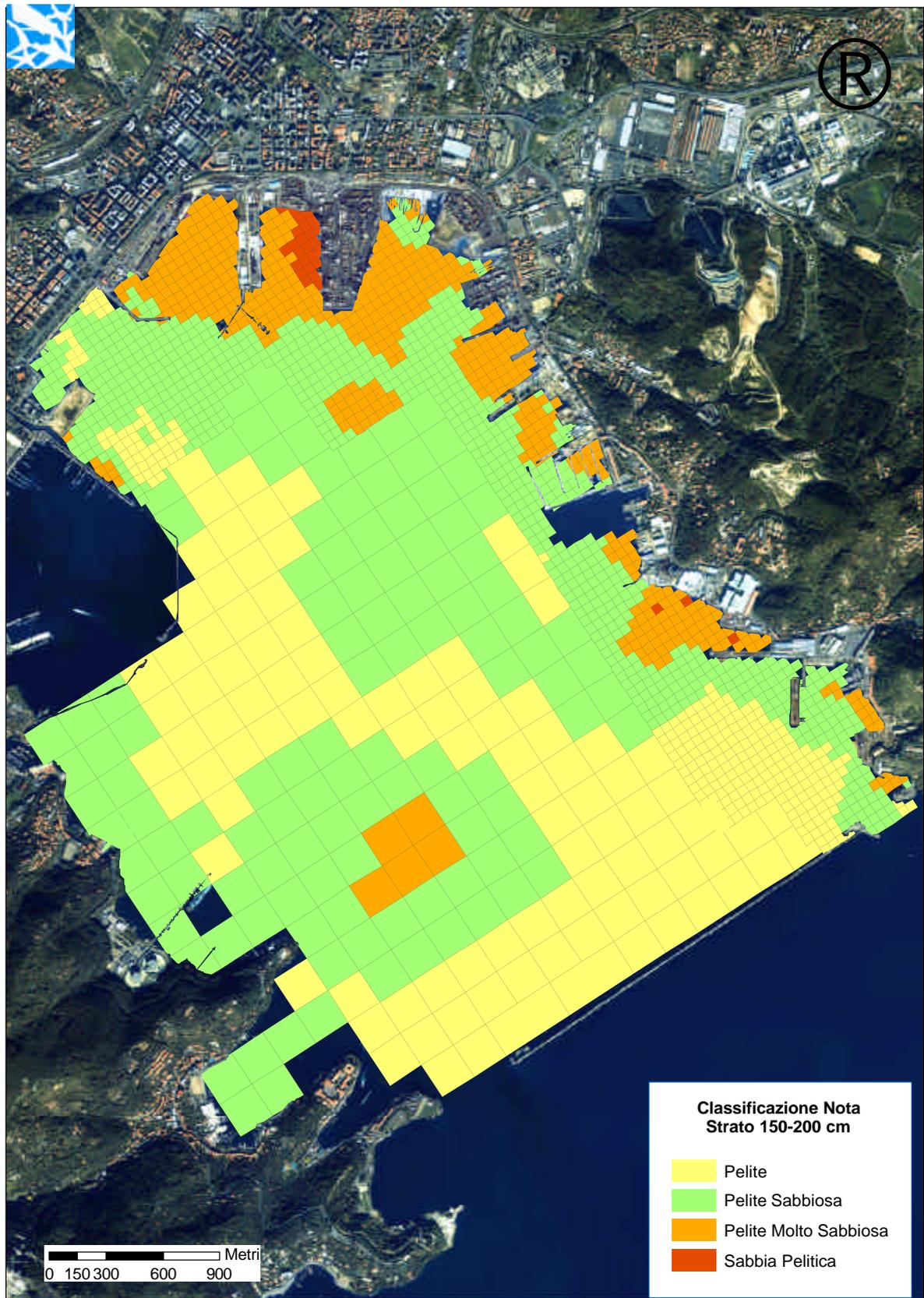


Figura 15: Strato 150-200 cm - Classificazione di NOTA

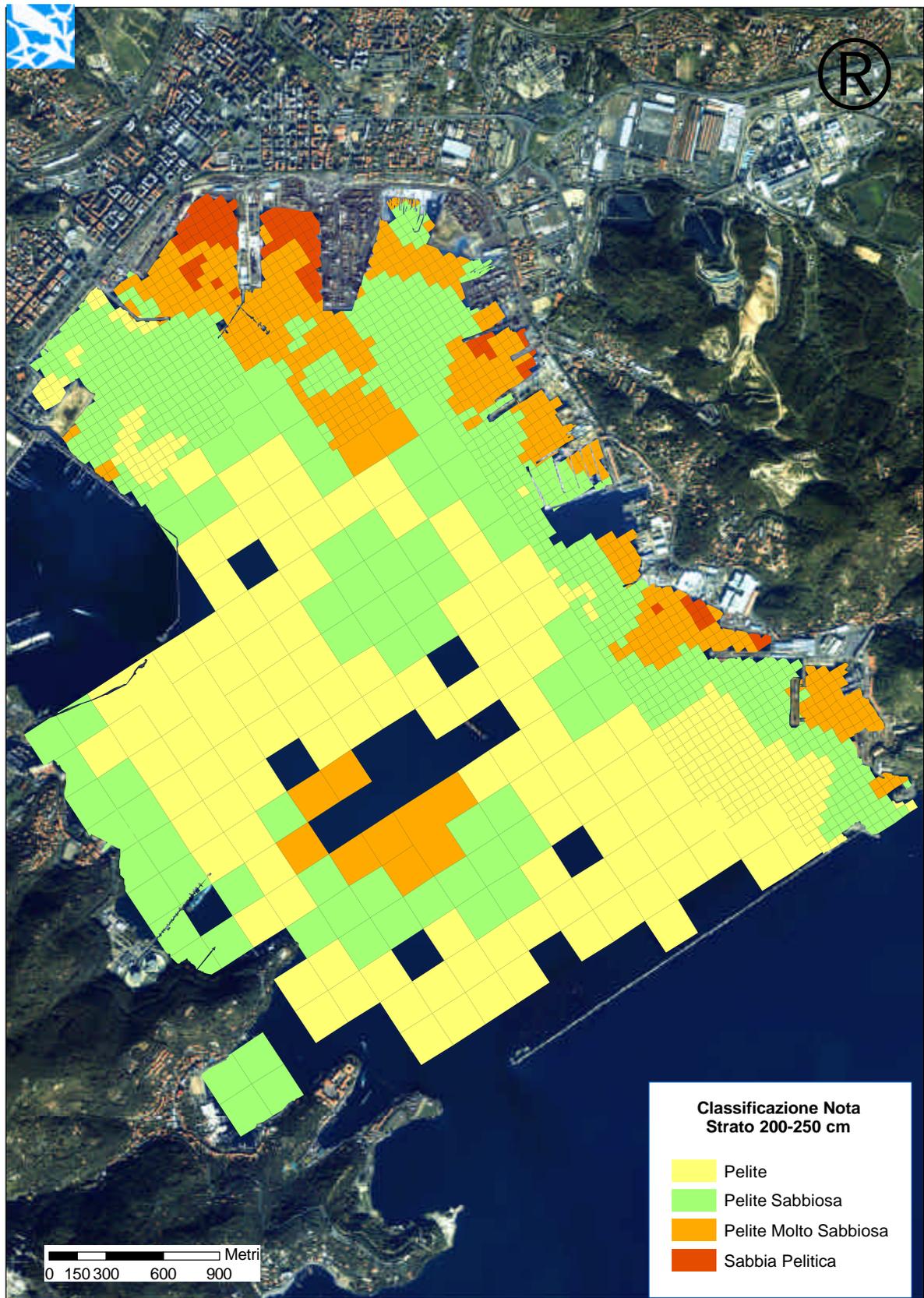


Figura 16: Strato 200-250 cm - Classificazione di NOTA

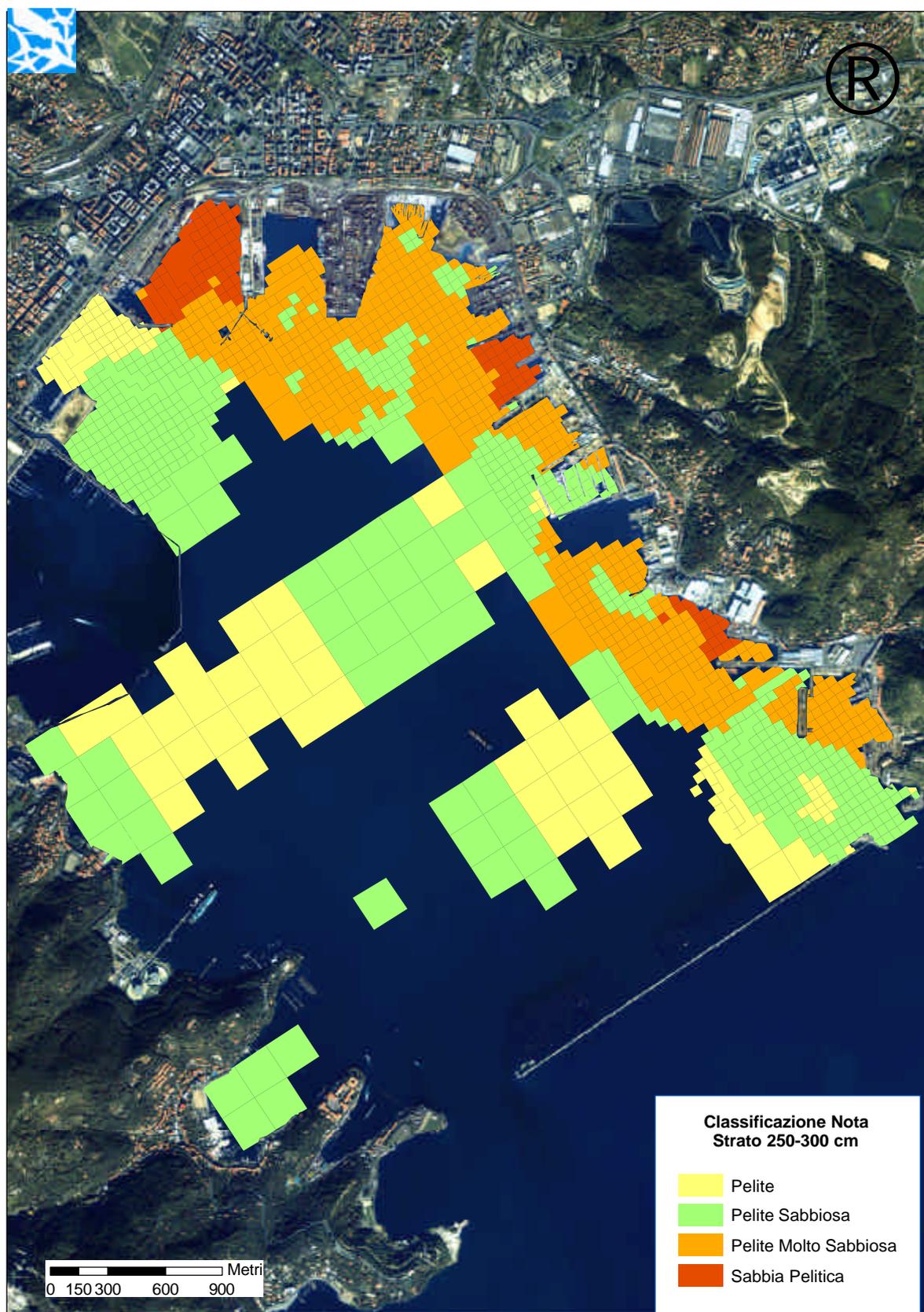


Figura 17: Strato 250-300 cm - Classificazione di NOTA



#### **4.3.3 Risultati delle indagini chimiche effettuate sui sedimenti**

La valutazione della qualità ambientale dei fondali della Rada della Spezia viene effettuata anzitutto sulla base dei risultati delle determinazioni di tipo fisico-chimico effettuate sui sedimenti. Una valutazione dei risultati delle analisi ecotossicologiche effettuate sui sedimenti superficiali dell'area marina di interesse è riportata nel capitolo 4.3.5.

Le risultanze analitiche derivanti dalla realizzazione del piano di caratterizzazione hanno evidenziato all'interno della Rada una forte contaminazione, dovuta principalmente a metalli pesanti ed elementi in tracce e a composti organostannici, e secondariamente ad idrocarburi policiclici aromatici, idrocarburi pesanti e policlorobifenili.

Ad eccezione di un tratto parziale del Porto Commerciale, dal Terminal del Golfo al Molo Fornelli, la contaminazione è diffusa prevalentemente lungo tutta la fascia costiera, che maggiormente risente delle attività commerciali, industriali e cantieristiche, nonché della presenza di numerosi scarichi.

L'area più interna alla Rada appare meno contaminata, avendo subito in misura minore le conseguenze delle diverse attività che vi hanno insistito in passato o tuttora vengono svolte in questo tratto di costa. Fanno eccezione alcuni tratti del Canale di Accesso e dell'area di fronte all'ex fonderia di piombo Pertusola, a ridosso della Diga Foranea.

Il maggior grado di contaminazione e la sua maggiore estensione si rileva nei primi 70-100 cm. Infatti, dopo il primo metro, la contaminazione si concentra quasi totalmente, a parte un paio di *hot spots*, in aree molto circoscritte, in prossimità di moli, banchine, insenature, dove, oltre a essere presente un'intensa attività antropica, è forte la tendenza all'accumulo dei sedimenti: il Seno della Pertusola, i Cantieri Navali Muggiano e Beconcini, l'area Mariperman, Porto Lotti, Molo Pagliari, Molo Ravano, Molo Garibaldi, Molo Italia, Molo Mirabello, la banchina Morin, Cadimare, i Seni del Fezzano, di Panigallia e de Le Grazie.

Negli strati più profondi (fino a 3 m) si osserva una ulteriore riduzione, sia dell'estensione che del numero delle aree contaminate.

In particolare, nei primi 50 cm di spessore vi sono zone in cui le concentrazioni dei contaminanti raggiungono livelli estremamente elevati (concentrazioni fino a: As 945 mg/kg, Cd 485 mg/kg, Hg 61 mg/kg, Pb 48518 mg/kg, Cu 3400 mg/kg, Zn 37772 mg/kg, IPA 152 mg/kg, idrocarburi pesanti 6369 mg/kg, TBT 12.6 mg/kg). Tali zone sono: il tratto di costa che va dall'imboccatura orientale fino ai Cantieri Navali Muggiano (compreso il Seno della Pertusola), Porto Lotti, Molo Garibaldi, Molo Italia, Molo Mirabello, Cadimare e i Seni del Fezzano e di Panigallia.

Negli strati più profondi le aree che presentano livelli di concentrazioni così critiche sono molto più ridotte, e si limitano alle sole aree dell'ex fonderia di piombo e del Molo Garibaldi.

I contaminanti che contribuiscono maggiormente alla contaminazione della Rada della Spezia sono: mercurio (Hg), piombo (Pb), zinco (Zn) ed organostannici (TBT),



seguiti poi da rame (Cu), idrocarburi policiclici aromatici, idrocarburi pesanti e policlorobifenili.

Di seguito sono riportate le valutazioni inerenti la distribuzione dei singoli parametri considerati e del loro andamento in funzione della profondità.

In relazione alle concentrazioni di **mercurio** (Hg), si riscontra nei primi 50 cm uno stato generale di contaminazione per quasi tutta la fascia costiera e per un'area della parte meridionale della rada in prossimità della diga foranea (figura 18). I superamenti più consistenti dei valori d'intervento si osservano nel Seno della Pertusola e nell'area Cadimare, dove vengono raggiunte concentrazioni anche di due ordini di grandezza superiori al valore di intervento. A differenza degli altri contaminanti ricercati, concentrazione critiche di Hg sono state determinate anche in aree più distanti dalla costa, come quelle a largo del Seno di Panigallia e Punta del Pezzino e nell'area a ridosso della diga foranea di fronte alla ex Fonderia Pertusola. L'intervallo di concentrazioni di Hg determinate nel primo strato è molto ampio: da concentrazioni pari al limite di rilevabilità fino a 61 mg/kg.

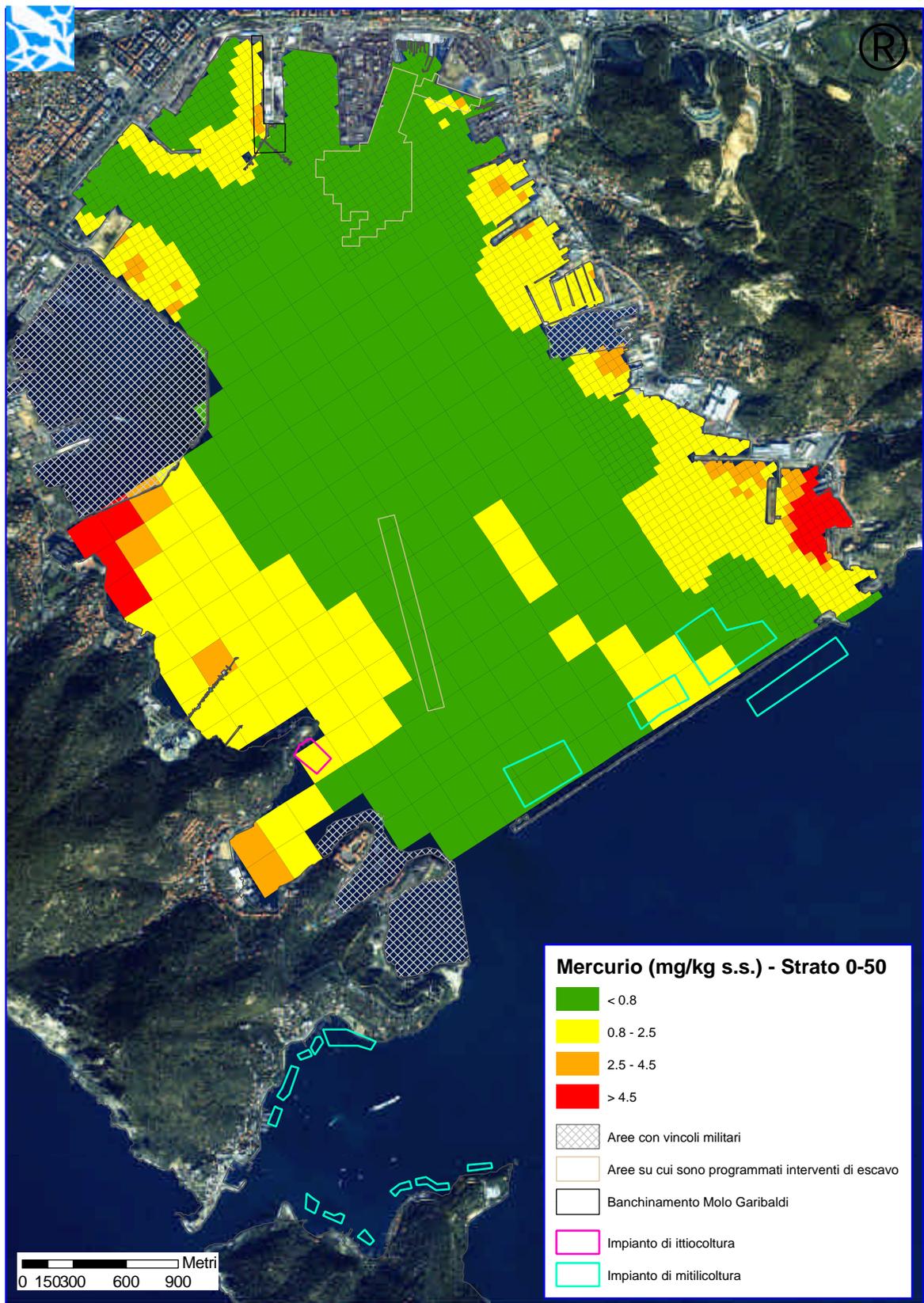


Figura 18: Stima della concentrazione del Hg nello strato 0-50 cm



Lo stato di contaminazione diminuisce leggermente nello strato sottostante (figura 19), anche se continuano ad essere presenti concentrazioni elevate nelle seguenti aree: di fronte all'ex fonderia della Pertusola, Cantieri Navali Muggiano, Porto Lotti, Molo Pagliari, Molo Ravano, Molo Garibaldi, Molo Italia, Molo Mirabello e nell'area tra la Darsena Militare e Punta del Pezzino. L'intervallo delle concentrazioni riscontrate è compreso tra il limite di rilevabilità e 35 mg/kg; concentrazioni particolarmente critiche sono state determinate nelle aree di fronte all'ex fonderia di piombo e ai Cantieri Navali, e in prossimità del Molo Pagliari e del pontile del gasdotto nel Seno di Panigallia (figura 19).

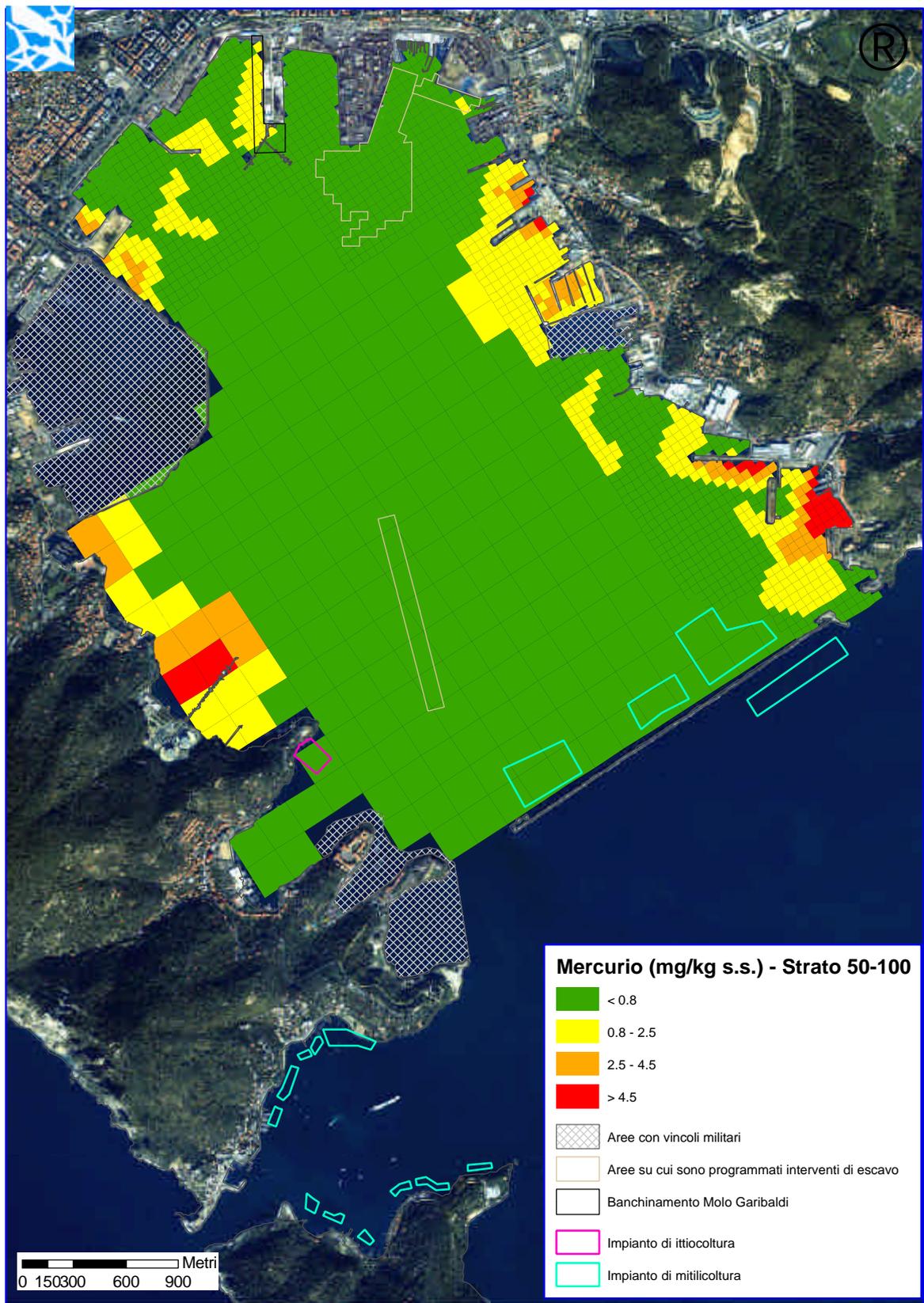


Figura 19: Stima della concentrazione del Hg nello strato 50-100 cm

Le aree contaminate si riducono ulteriormente negli strati più profondi, tanto che a due metri le zone più contaminate sono molto circoscritte e riguardano: Porto Lotti,



Molo Pagliari, Molo Ravano, Molo Garibaldi, banchina Morin e Molo Mirabello (figure 20 e 21).

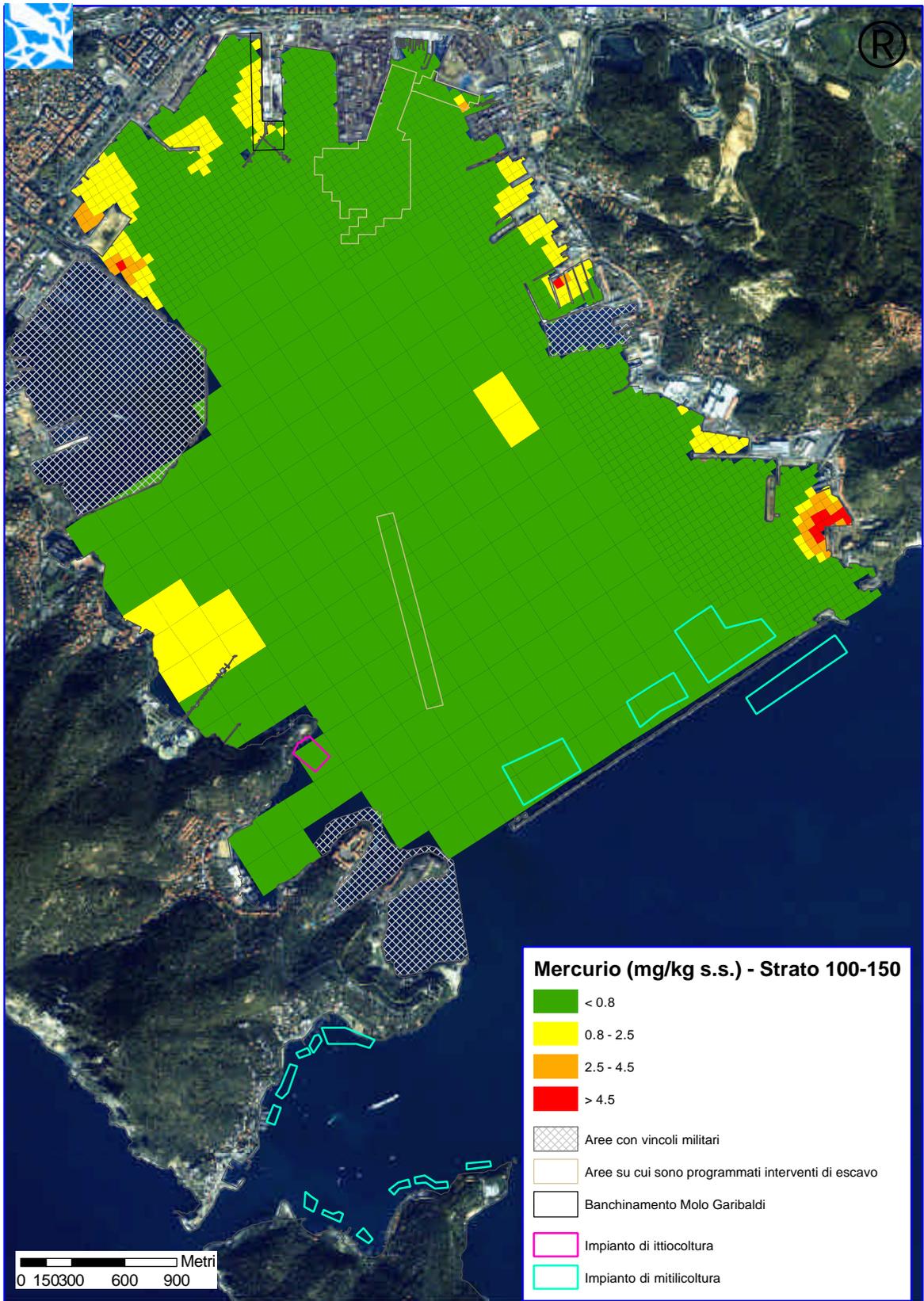


Figura 20: Stima della concentrazione del Hg nello strato 100-150 cm

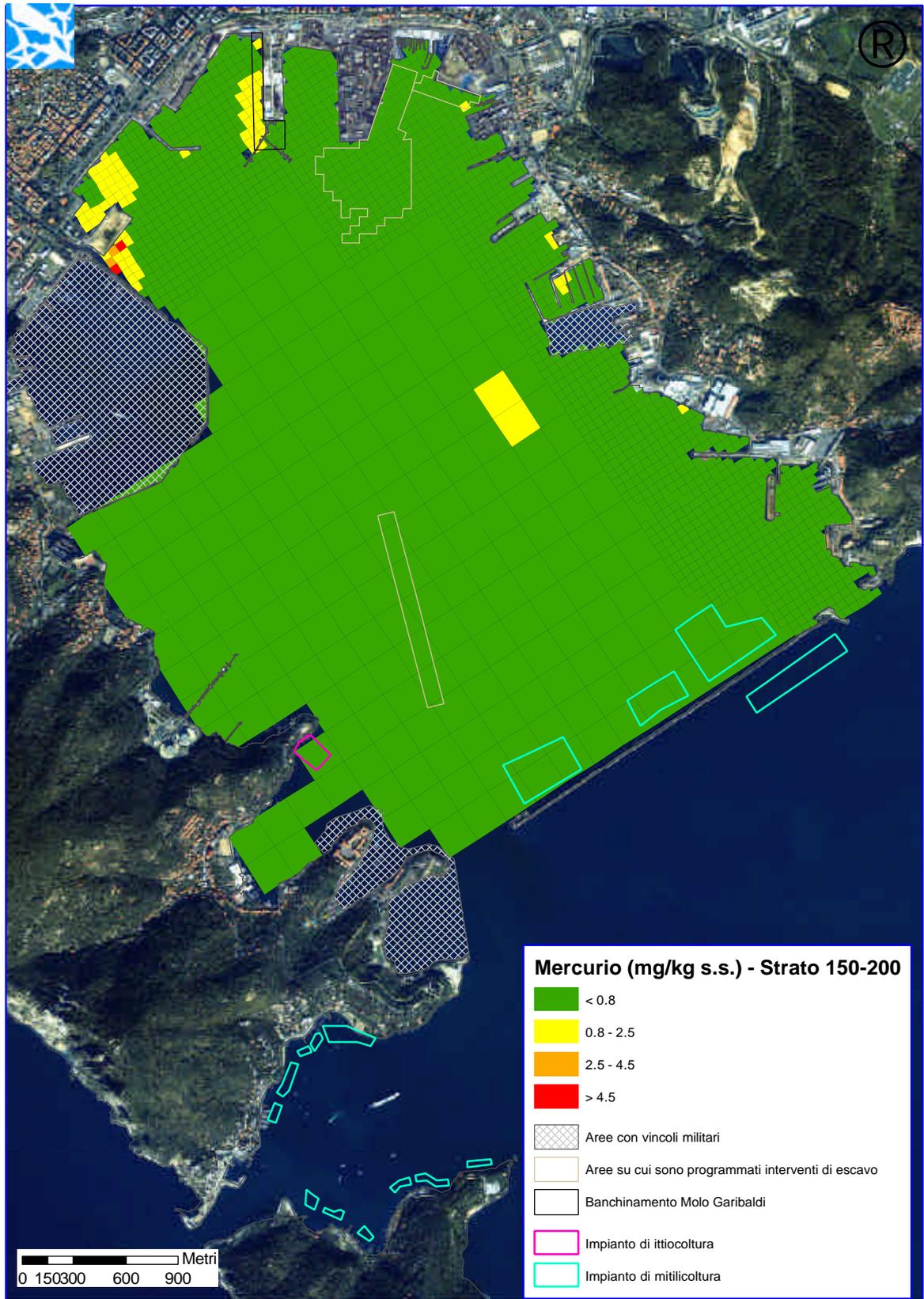


Figura 21: Stima della concentrazione del Hg nello strato 150-200 cm



Tra i due e i tre metri le concentrazioni si abbassano; i massimi livelli determinati sono intorno a 4-6 mg/kg, e le aree interessate sono solo Molo Garibaldi e Molo Mirabello.

La contaminazione da **piombo** (Pb) si presenta distribuita nei livelli superficiali lungo la fascia costiera, principalmente nel tratto interessato dalla ex fonderia di piombo della Pertusola e dalla cantieristica navale, con concentrazioni estremamente preoccupanti, superiori di due ordini di grandezza al valore di intervento (48518 mg/kg) (figura 22).

Risultano contaminate le aree in prossimità del Molo Garibaldi, Molo Italia, banchina Morin, Molo Mirabello e nei seni del Fezzano, Panigallia e de Le Grazie.

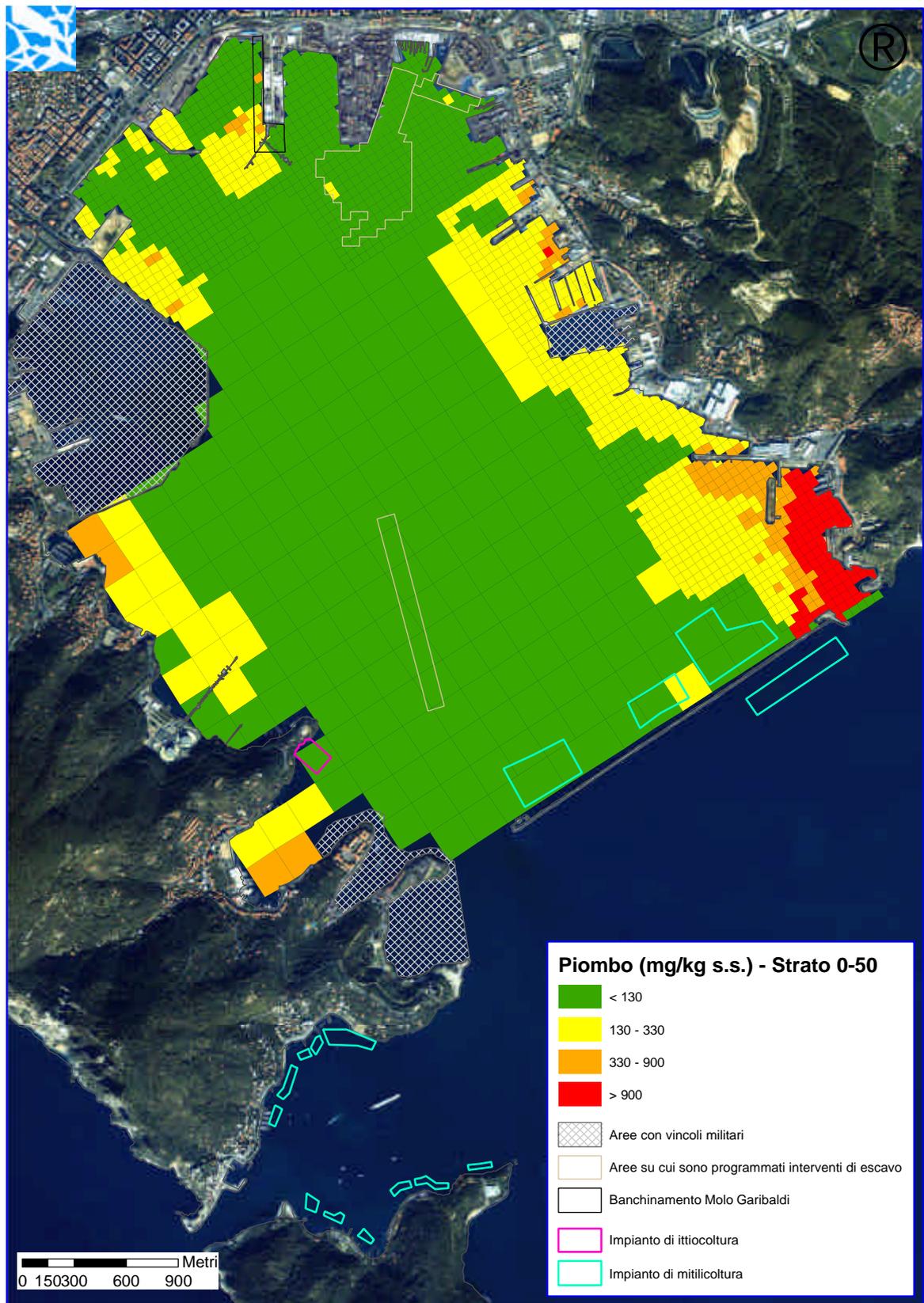


Figura 22: Stima della concentrazione del Pb nello strato 0-50 cm



Tale situazione si mantiene almeno fino a 100 cm (figura 23), con un intervallo di concentrazioni compreso tra il limite di rilevabilità e 21900 mg/kg, anche se con una visibile riduzione delle all'estensione della contaminazione.

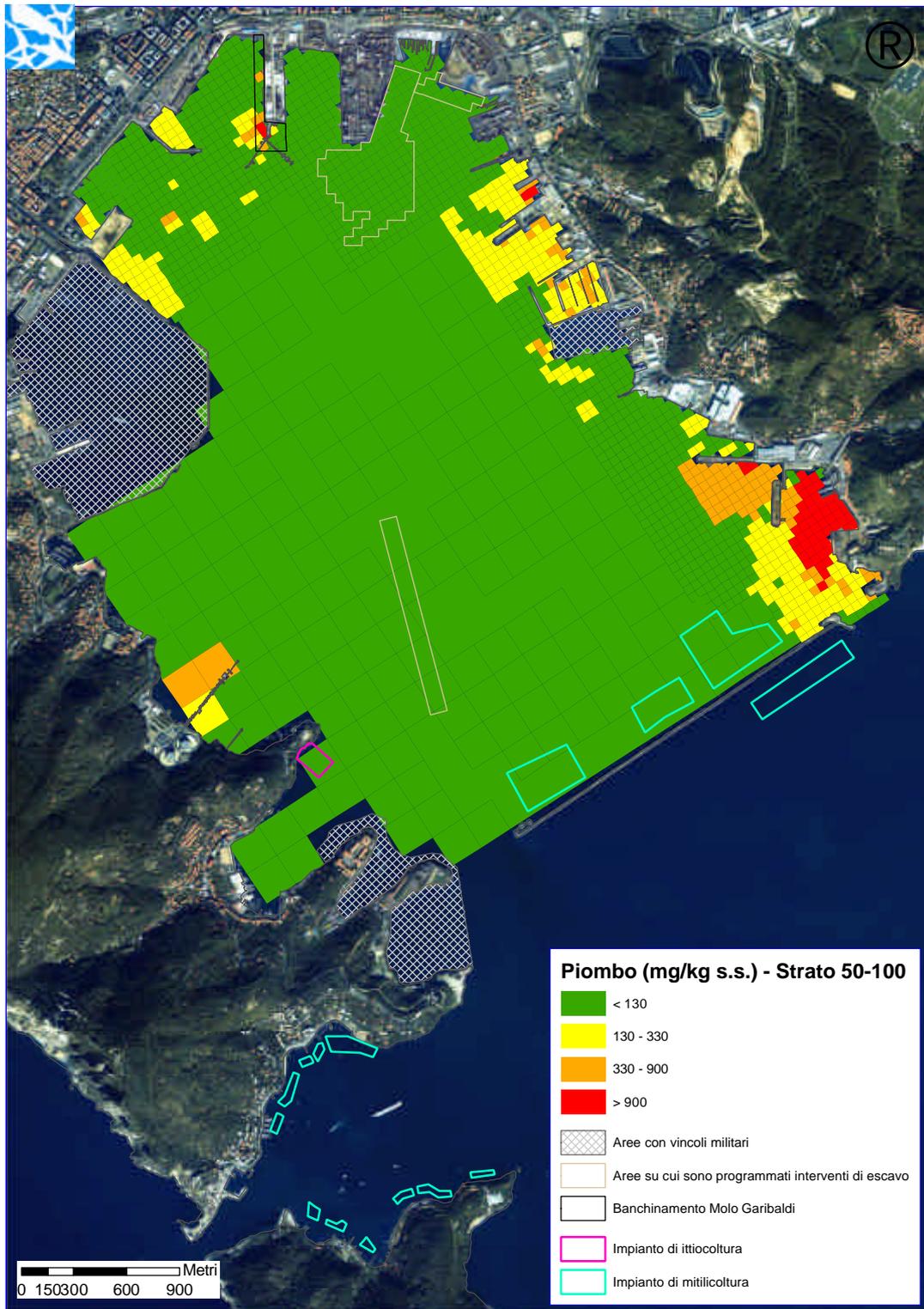


Figura 23: Stima della concentrazione del Pb nello strato 50-100 cm



Dopo il primo metro, le situazioni più critiche rimangono il Seno della Pertusola e Molo Garibaldi, anche se continuano ad essere presenti *hot spots* nelle seguenti aree: Porto Lotti, Molo Pagliari, Molo Italia, banchina Morin e Molo Mirabello (figura 24, figura 25)

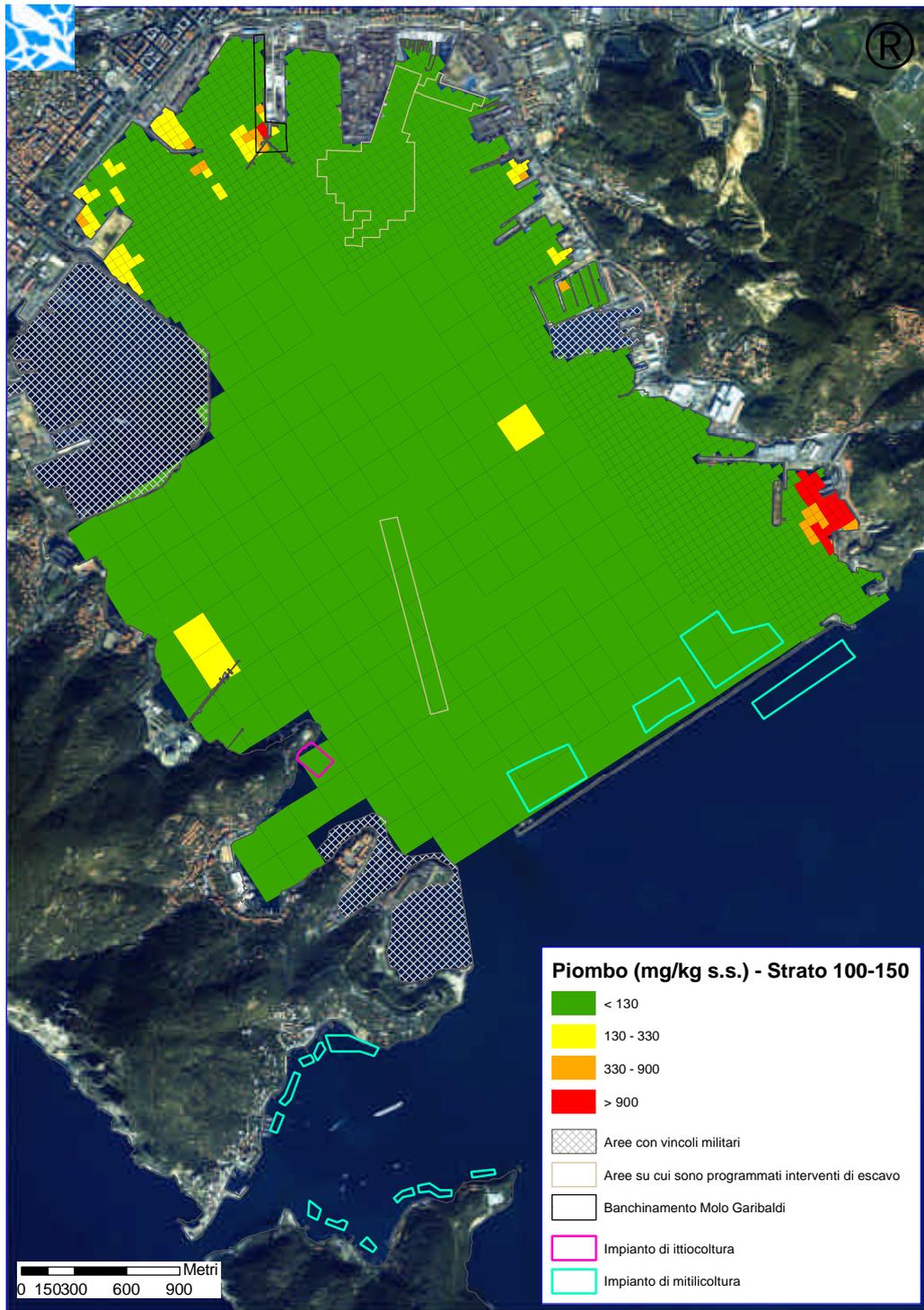


Figura 24: Stima della concentrazione del Pb nello strato 100-150 cm

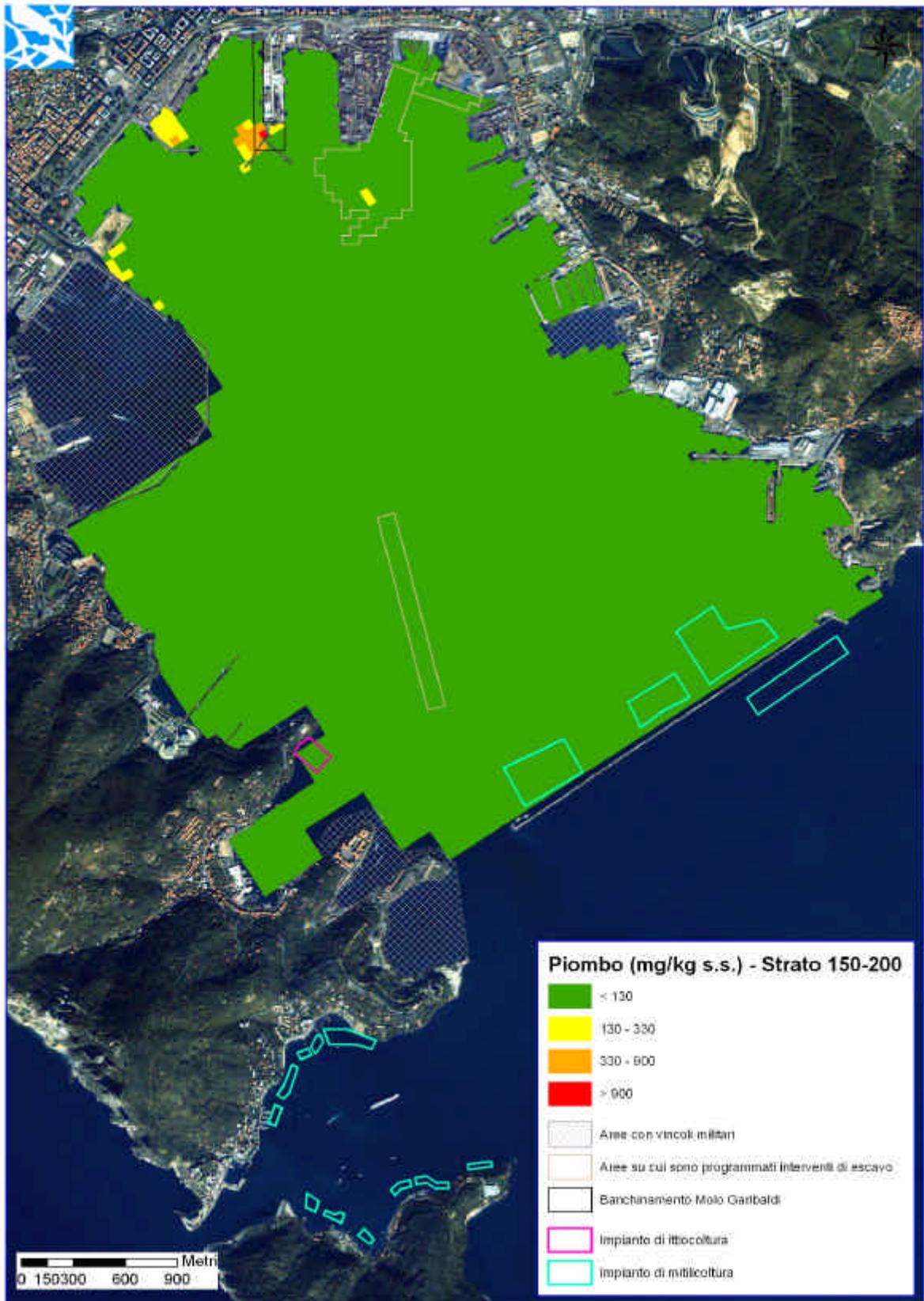


Figura 25: Stima della concentrazione del Pb nello strato 150-200 cm



Tra i due e i tre metri permangono degli *hot spots* in prossimità del Molo Garibaldi e del Terminal del Golfo.

Una distribuzione della contaminazione analoga a quella del Pb è stata evidenziata per lo **zinco** (Zn), con concentrazioni di molto superiori ai valori d'intervento (fino a 37772 mg/kg) in diverse aree, ma soprattutto davanti alla ex fonderia di piombo della Pertusola. Nei primi 50 cm si osserva la massima estensione della contaminazione, che interessa il tratto di costa dall'imboccatura orientale della rada fino ai Cantieri Navali Muggiano, da Mariperman al Molo Pagliari, i moli Garibaldi, Italia e Mirabello, dalla Darsena Militare al Seno di Panigallia, e parte del Seno delle Grazie (figura 26).

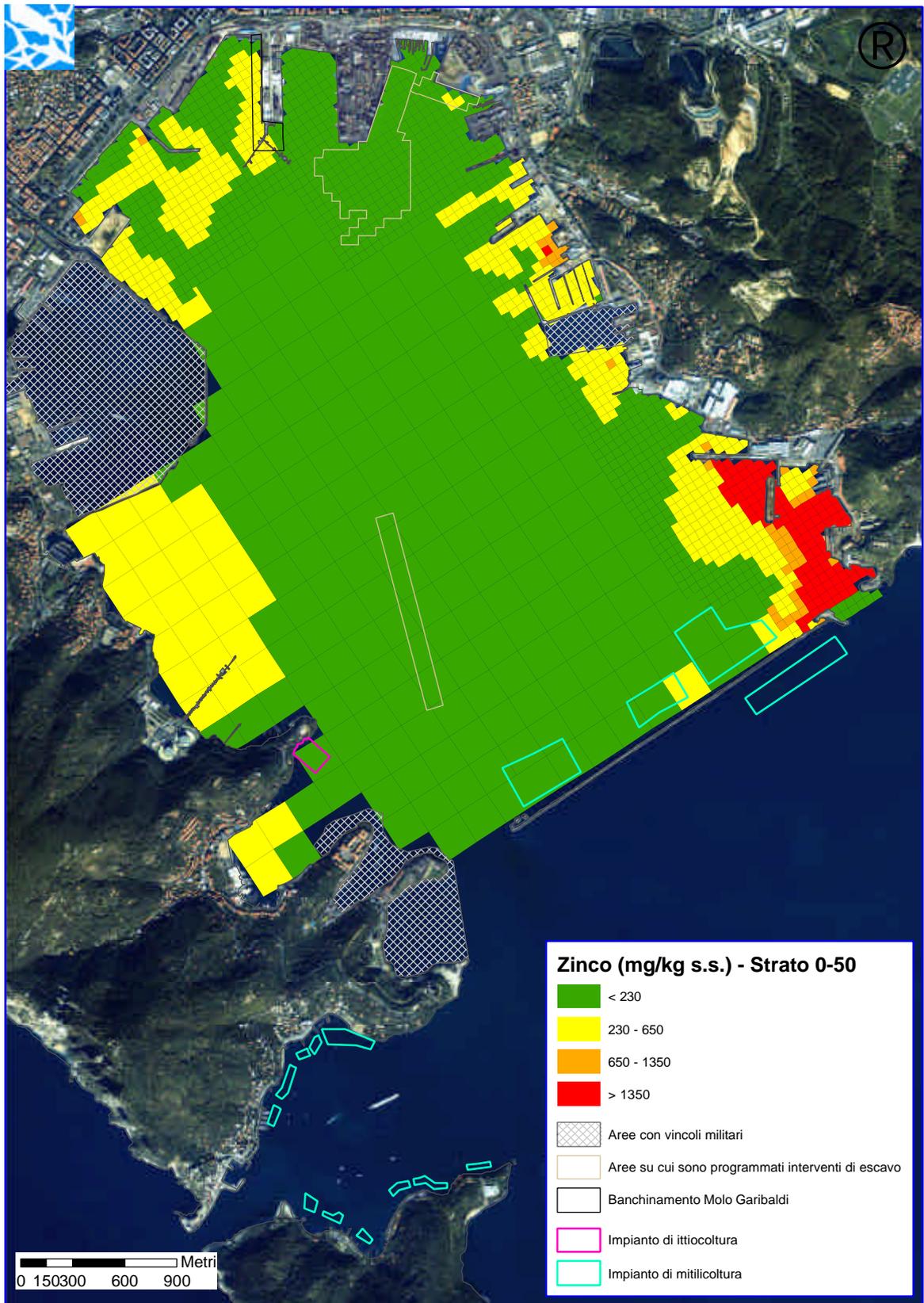


Figura 26: Stima della concentrazione dello Zn nello strato 0-50 cm



La situazione migliora nello strato sottostante (50-100 cm): pur essendo presente in tutte le aree sopraccitate, l'estensione della contaminazione risulta più ridotta, attestandosi comunque a livelli che superano il valore d'intervento e sono compresi in un ampio intervallo di concentrazioni (9 - 37772 mg/kg) (figura 27).

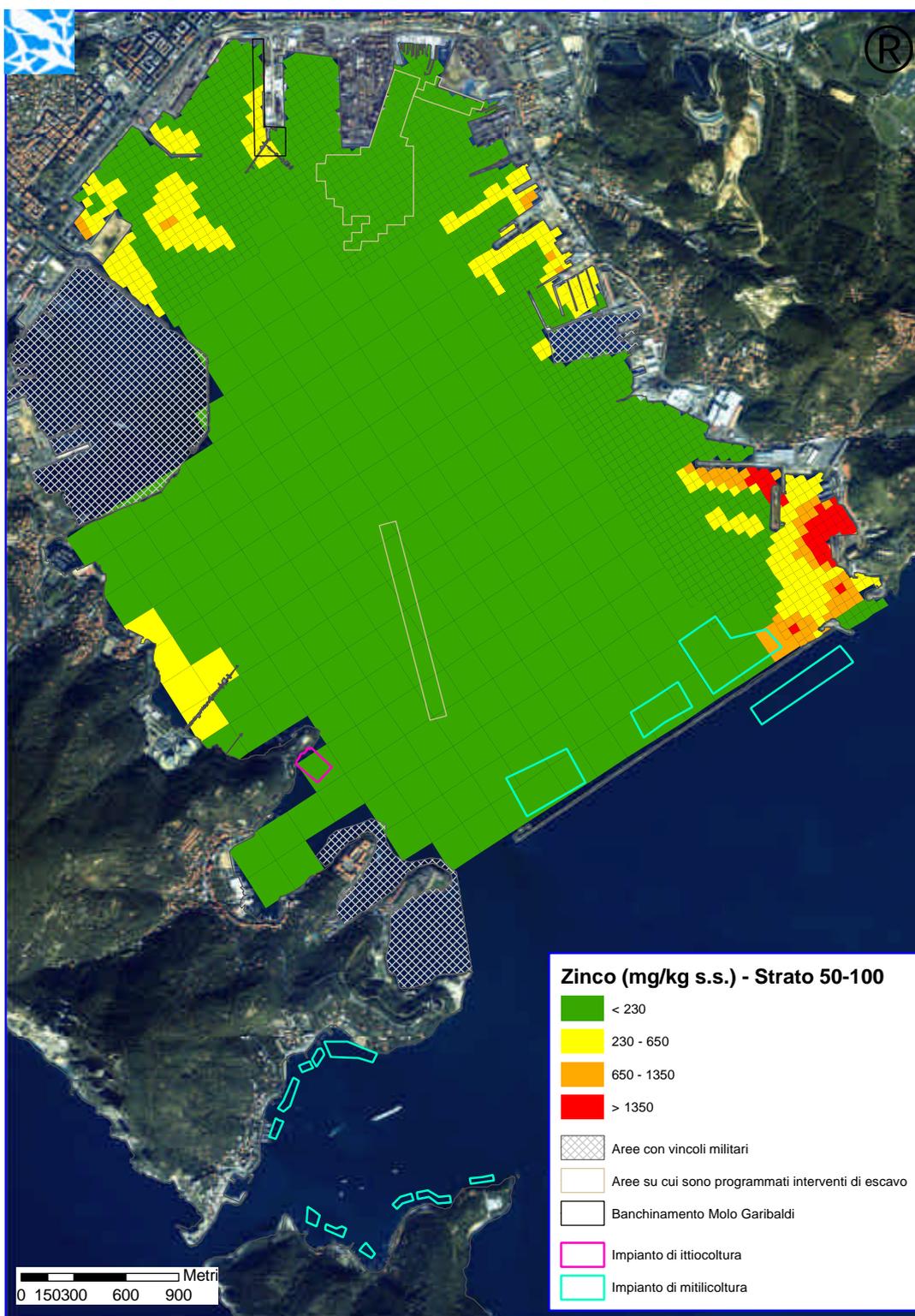


Figura 27: Stima della concentrazione dello Zn nello strato 50-100 cm



Oltre il metro di profondità sono presenti ancora aree con concentrazioni notevoli di Zn, quali: il Seno della Pertusola, il Molo Ravano, il Molo Garibaldi, il Molo Italia, il Molo Mirabello e la banchina Morin, ed alcuni *hot spots* a Porto Lotti, Molo Pagliari e davanti l'entrata della darsena militare (figura 28, figura 29).

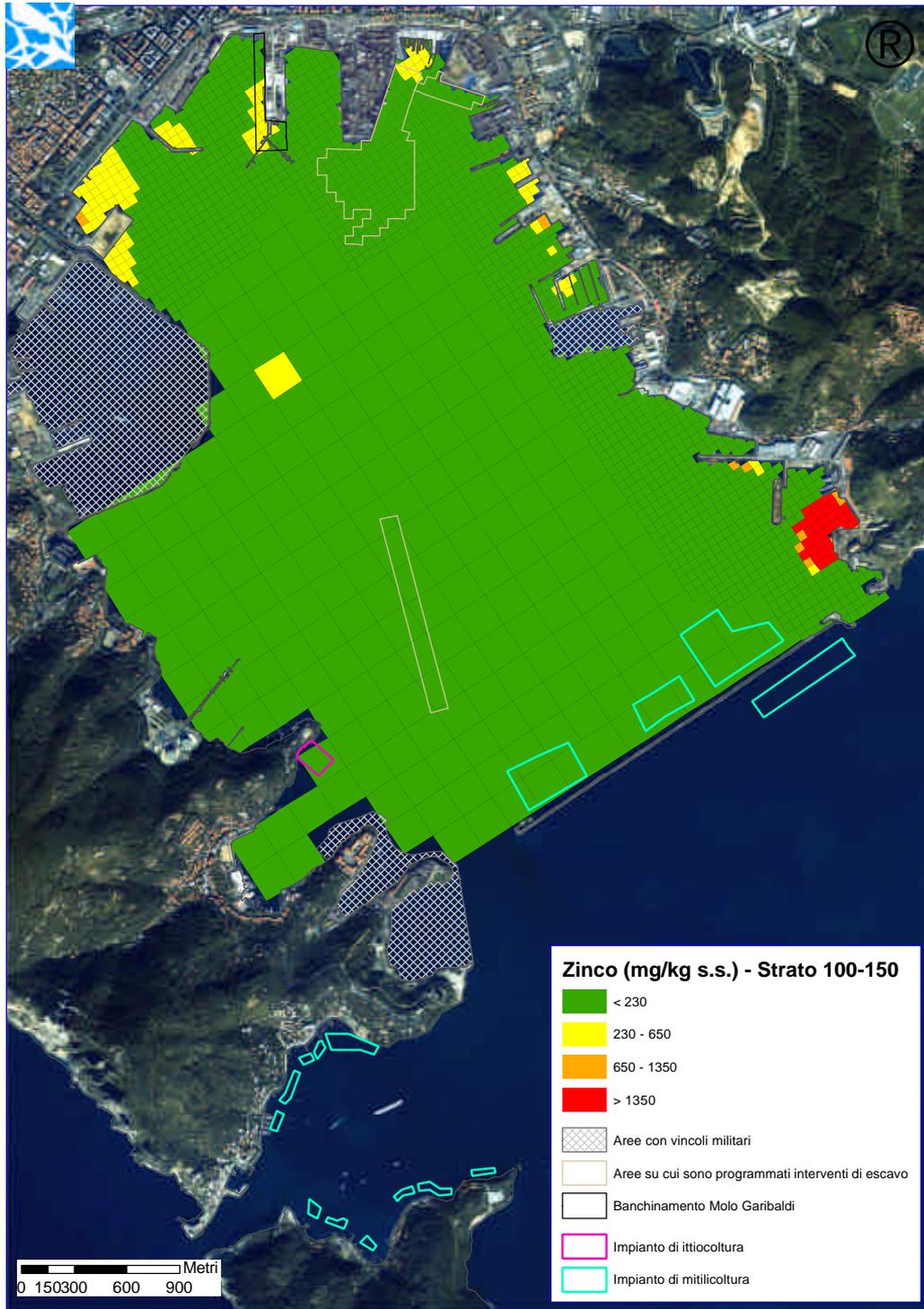


Figura 28: Stima della concentrazione dello Zn nello strato 100-150 cm

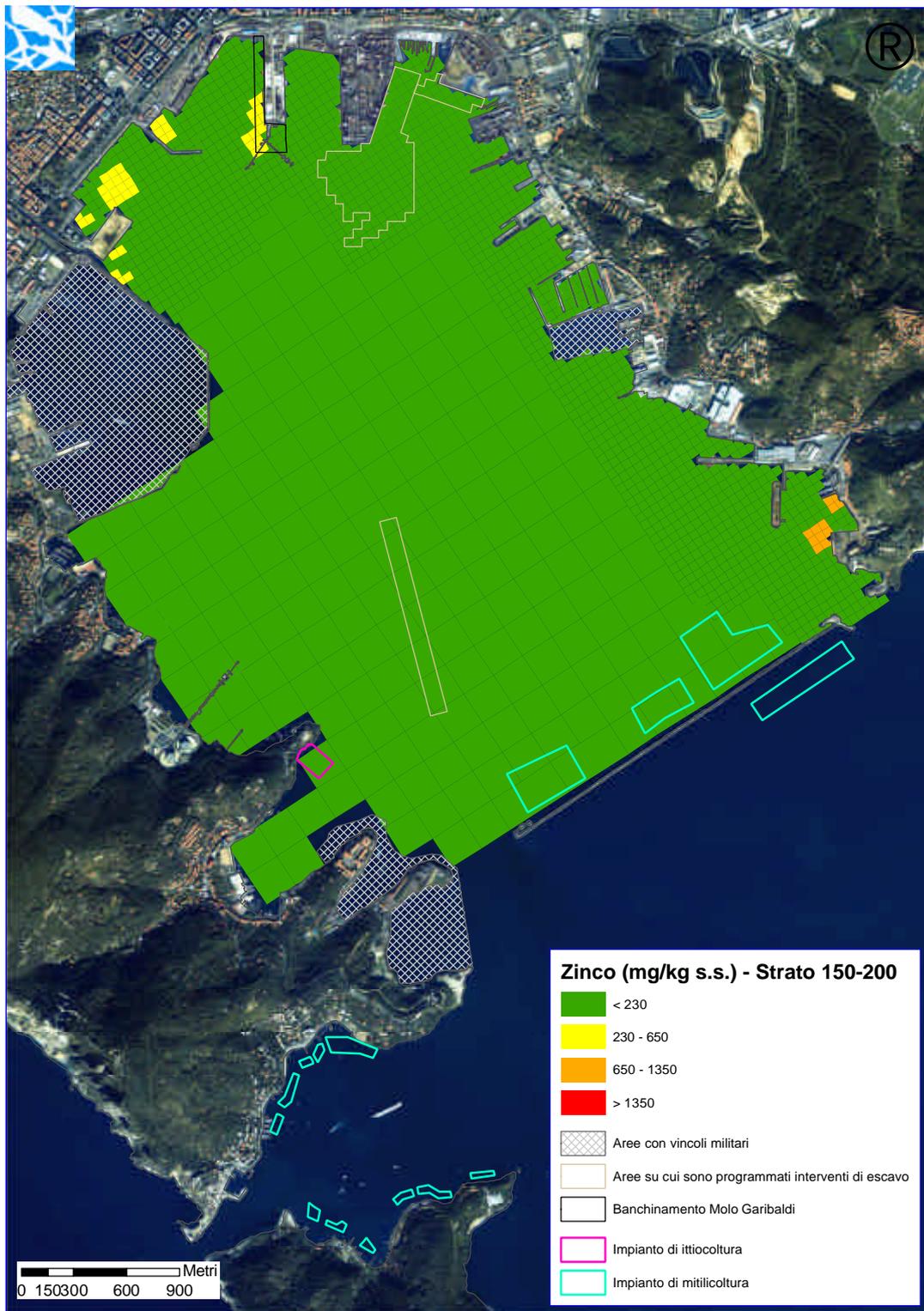


Figura 29: Stima della concentrazione dello Zn nello strato 150-200 cm

Tra i due e i tre metri permangono alcuni *hot spots* in prossimità del Molo Garibaldi, Molo Italia e banchina Morin.



Le concentrazioni dei **composti organostannici** (TBT) risultano superiori al valore di intervento fissato per la Rada della Spezia nel tratto di fascia costiera che va dal Seno della Pertusola all'area in prossimità di Mariperman limitatamente ai primi 50 cm, nel Molo Garibaldi, a Cadimare e nei seni del Fezzano e delle Grazie fino a 3 m, e nel canale d'accesso fino ad 1 m (figure 30, 31, 32 e 33).

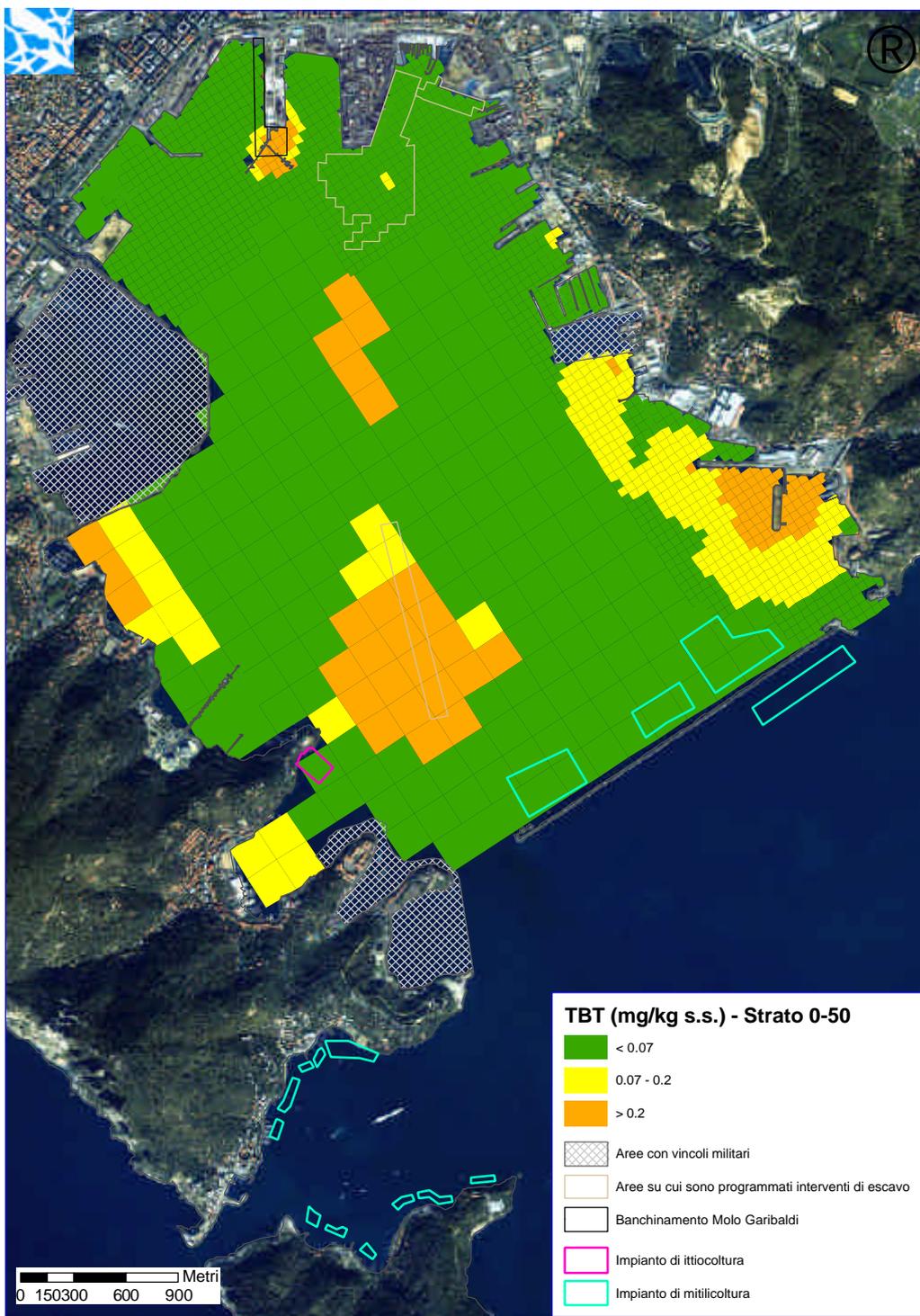


Figura 30: Stima della concentrazione di TBT nello strato 0-50 cm

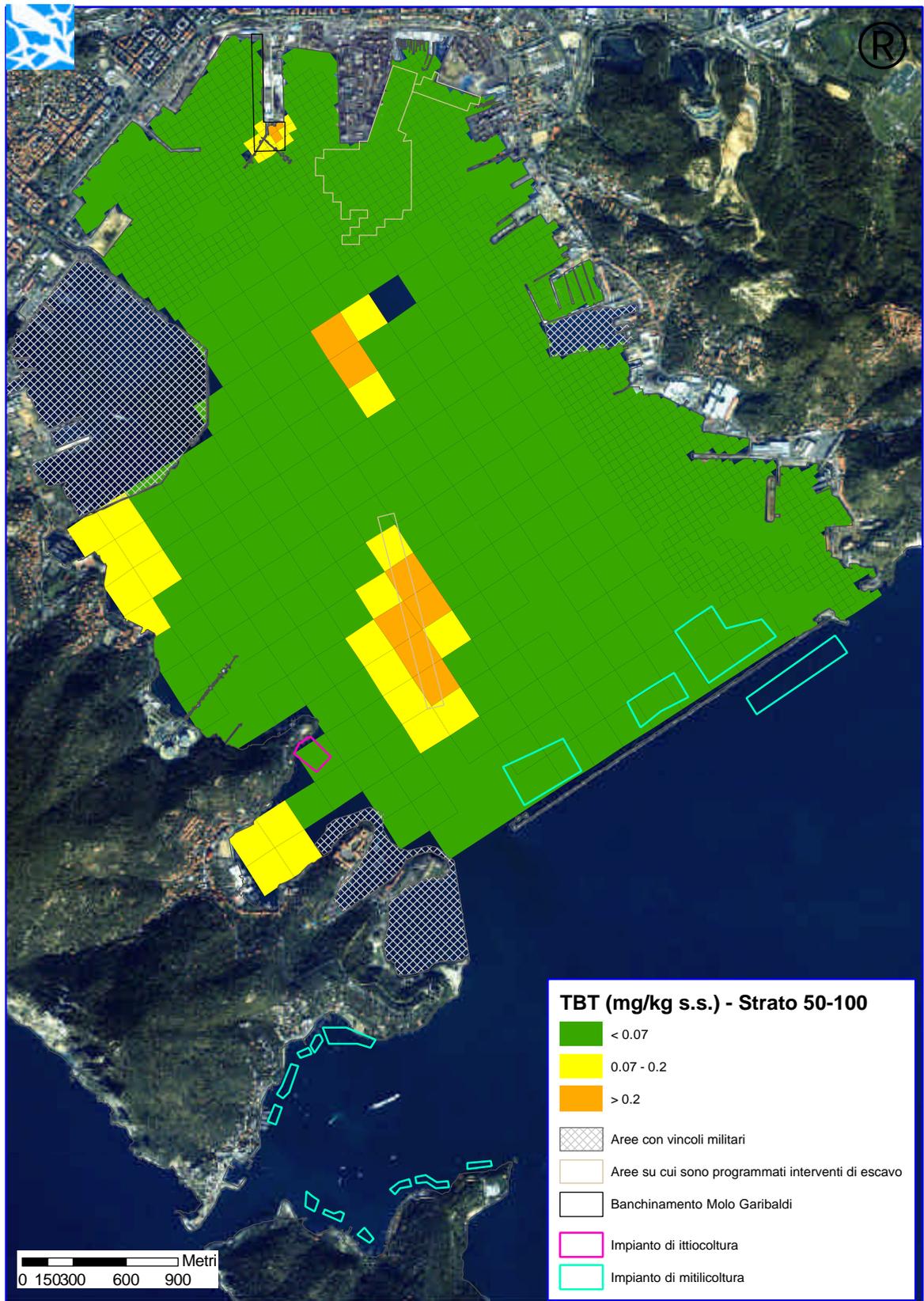


Figura 31: Stima della concentrazione di TBT nello strato 50-100 cm

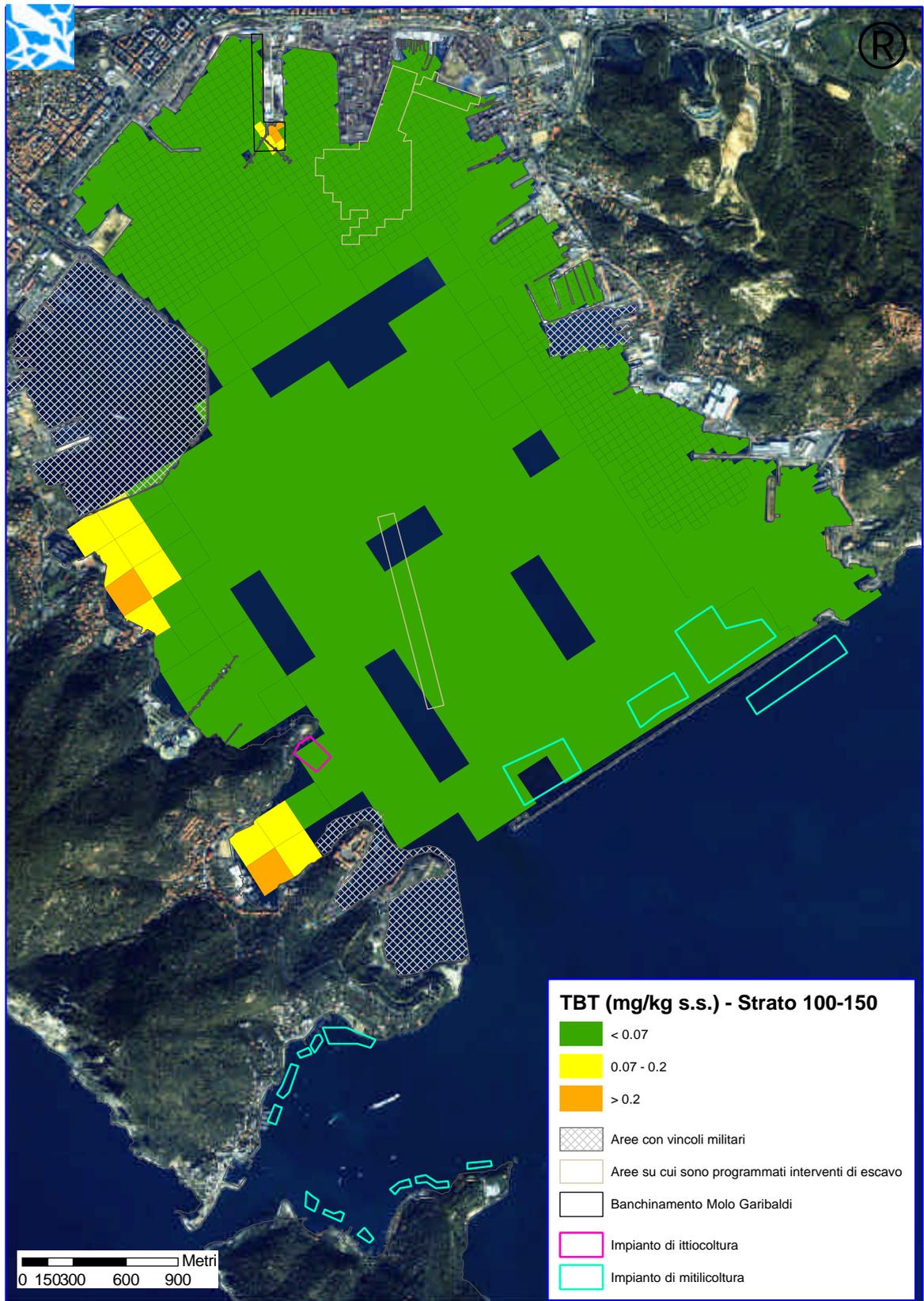


Figura 32: Stima della concentrazione di TBT nello strato 100-150 cm

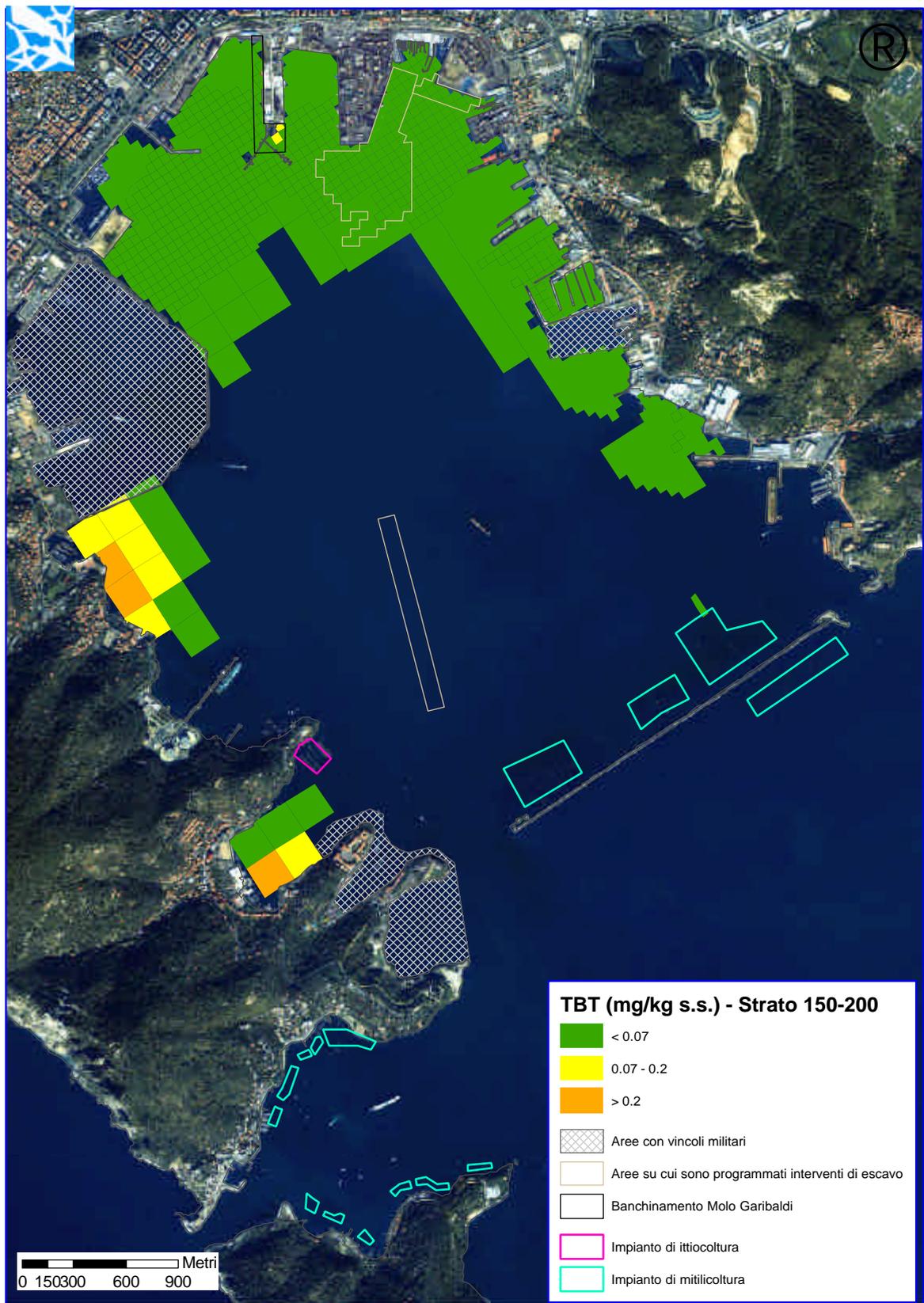


Figura 33: Stima della concentrazione di TBT nello strato 150-200 cm



In relazione al Canale di Accesso, è da evidenziare che nel primo metro sono state determinate concentrazioni elevate di TBT in una zona molto più estesa rispetto al canale stesso.

Da segnalare infine che nel Canale d'Accesso e nel Molo Garibaldi (in quest'ultimo fino a 150 cm di profondità) sono state determinate concentrazioni superiori ad un ordine di grandezza del valore di intervento.

La fascia più costiera risulta, nel suo strato più superficiale, interessata da una contaminazione diffusa di **rame** (Cu), con concentrazioni preoccupanti in prossimità della ex fonderia della Pertusola (3400 mg/kg) (figura 31). Le aree interessate dalla elevata presenza di Cu sono: l'ex fonderia e i Cantieri Navali del Muggiano, l'area davanti a Mariperman, Porto Lotti, Molo Pagliari, Bacino d'evoluzione, l'area dal Molo Garibaldi fino alla darsena militare, Cadimare e i seni del Fezzano, di Panigallia e de Le Grazie.

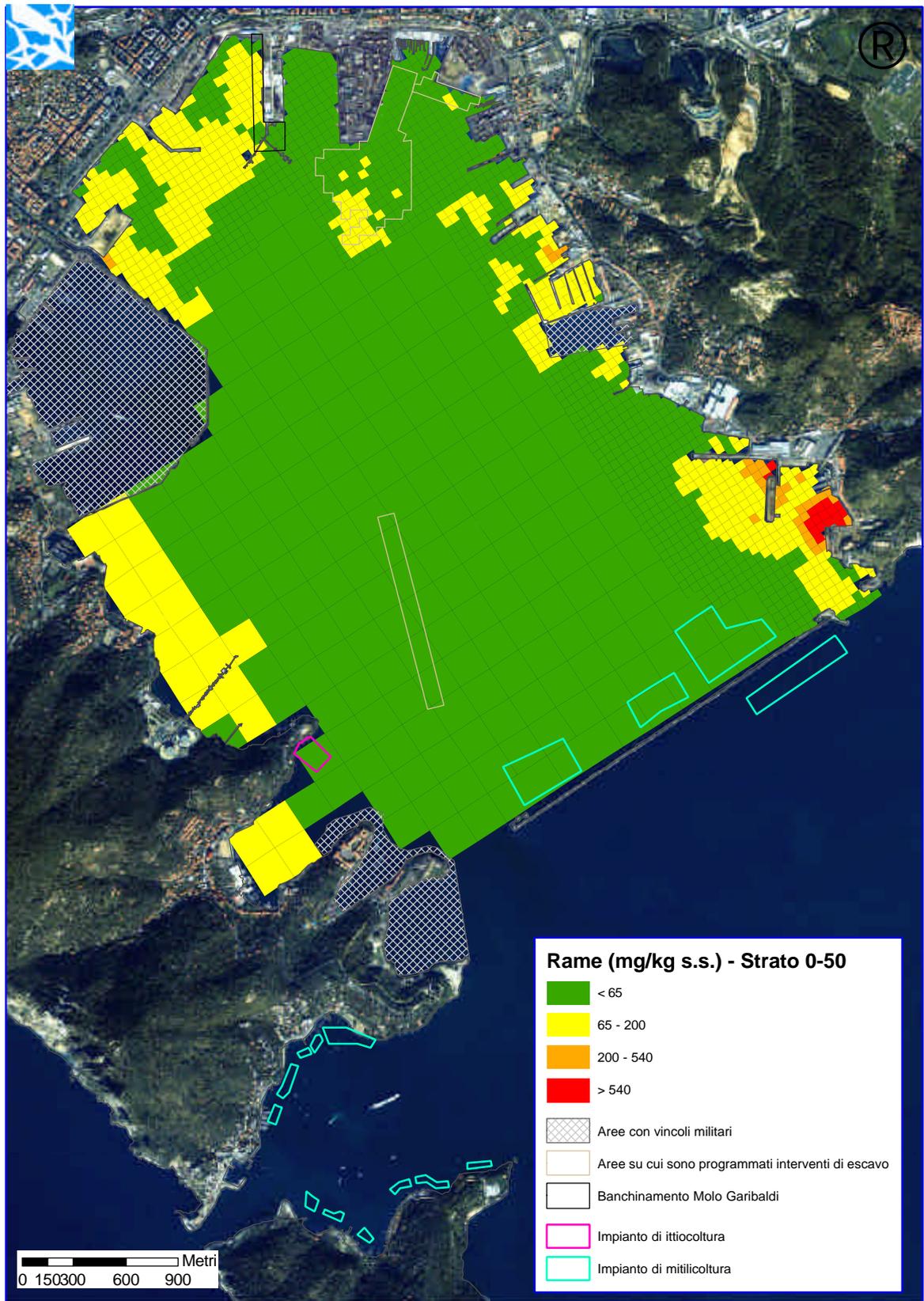


Figura 34: Stima della concentrazione di Cu nello strato 0-50 cm



Nello strato sottostante (figura 35) le aree contaminate si riducono notevolmente di estensione e il tratto di costa occidentale della Rada risulta completamente esente da contaminazione, eccetto per un *hot spot* nel Seno delle Grazie.

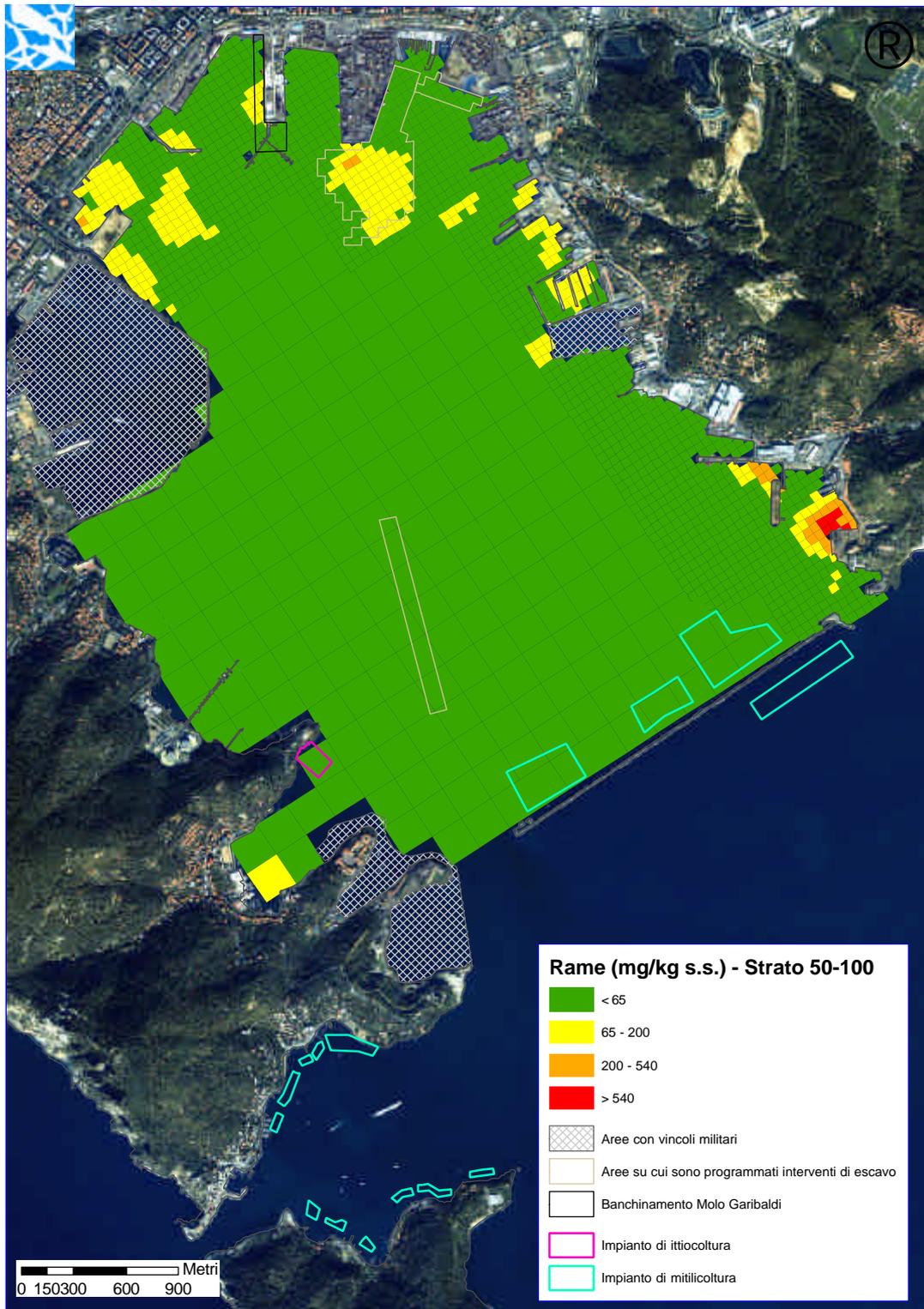


Figura 35: Stima della concentrazione di Cu nello strato 50-100 cm



Tale situazione migliora negli strati più profondi (figura 36, figura 37), tanto che dopo due metri non si registrano più superamenti del valore di intervento.

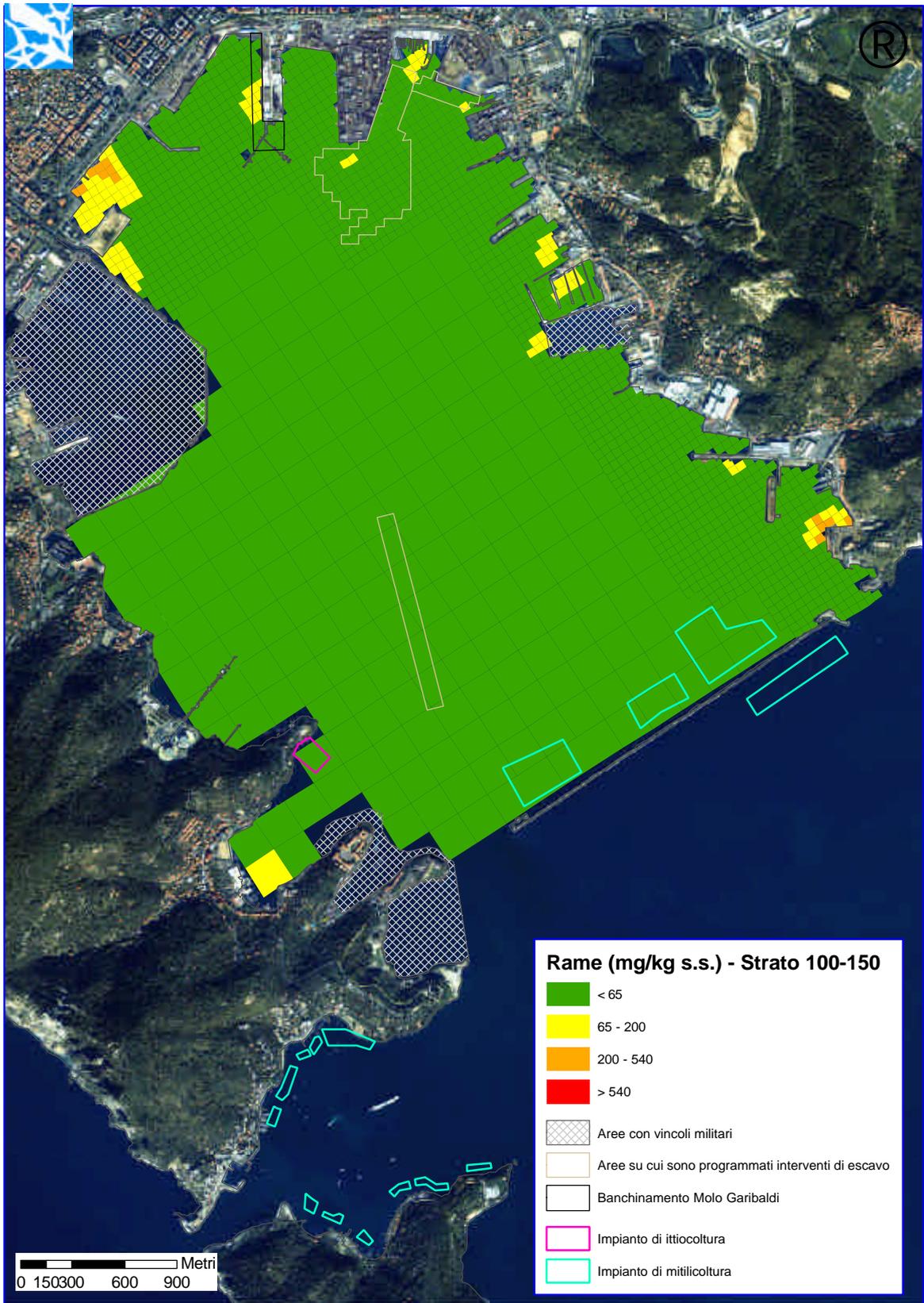


Figura 36: Stima della concentrazione di Cu nello strato 100-150 cm

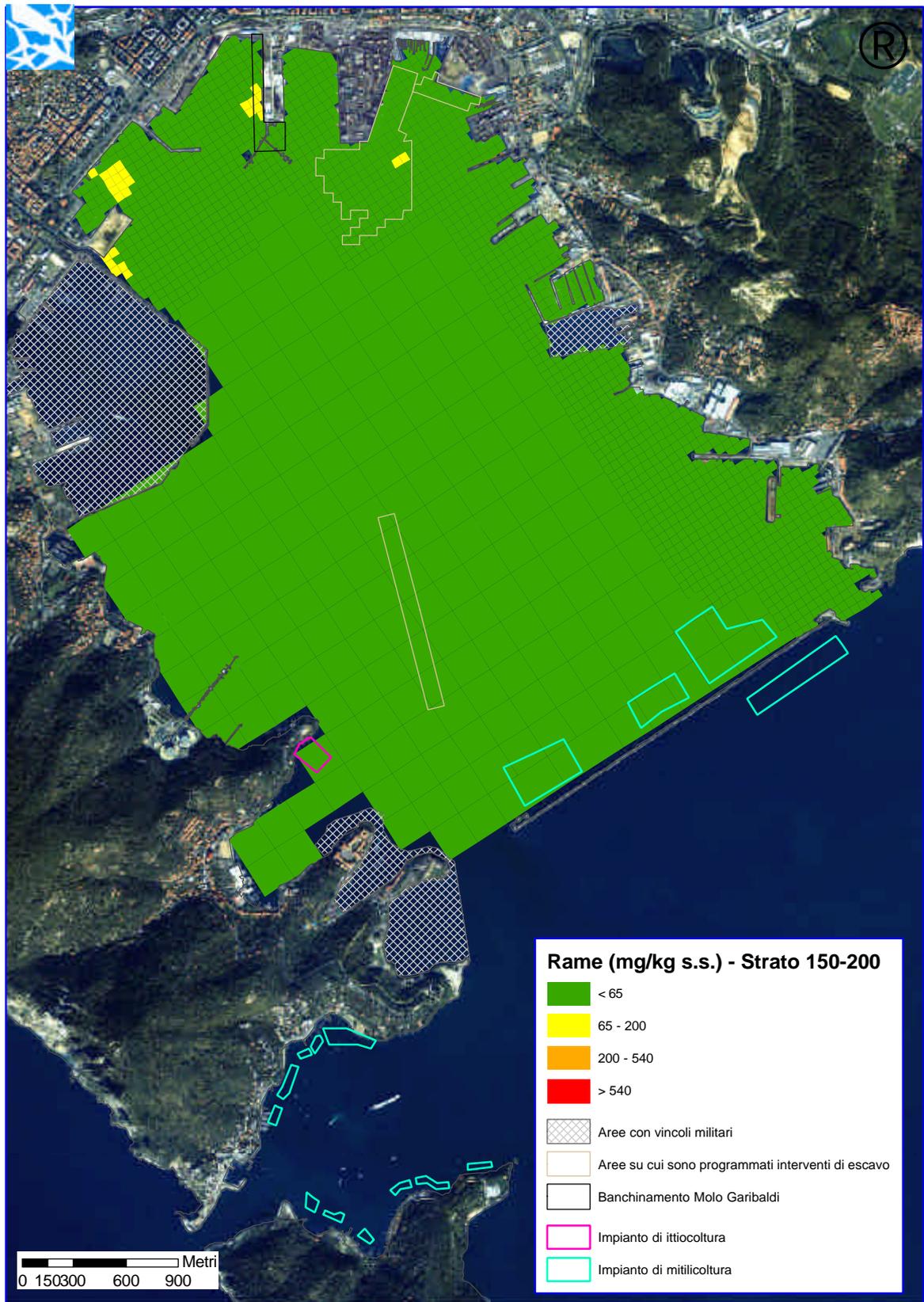


Figura 37: Stima della concentrazione di Cu nello strato 150-200 cm



Relativamente ai contenuti di **cadmio** (Cd), l'area maggiormente compromessa nel primo metro risulta essere quella della ex fonderia della Pertusola, dove le concentrazioni superano anche di due ordine di grandezza il valore d'intervento, con picchi pari a 485 mg/kg (figura 38, figura 39).

Altre aree presentano concentrazioni critiche di Cd: il Molo Mirabello e l'area tra il Molo Garibaldi e il Molo Italia sono quelle con una superficie più estesa, Porto Lotti, Molo Pagliari e il Seno del Fezzano presentano dei superamenti puntuali delle concentrazioni rispetto ai valori d'intervento.

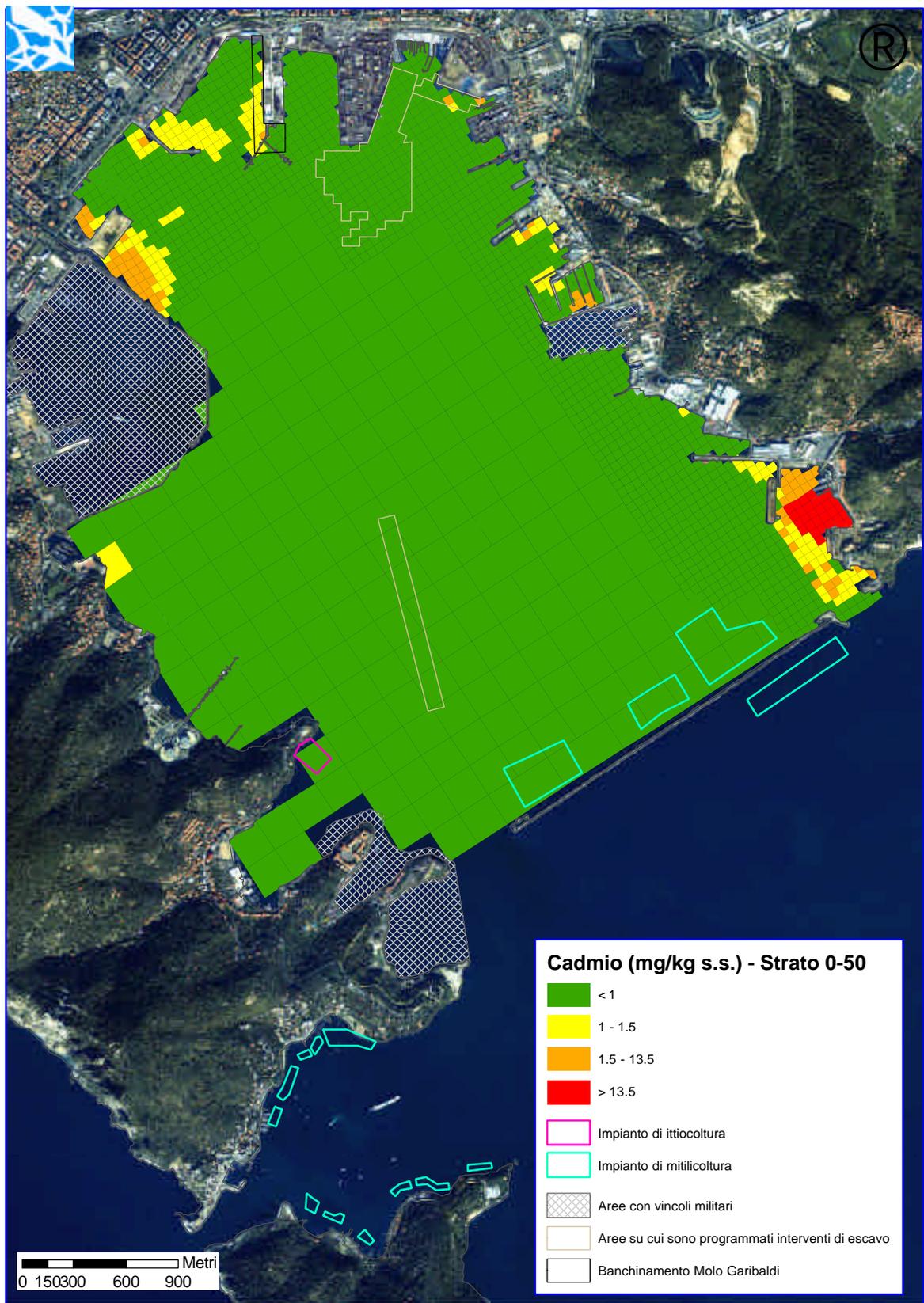


Figura 38: Stima della concentrazione di Cd nello strato 0-50 cm

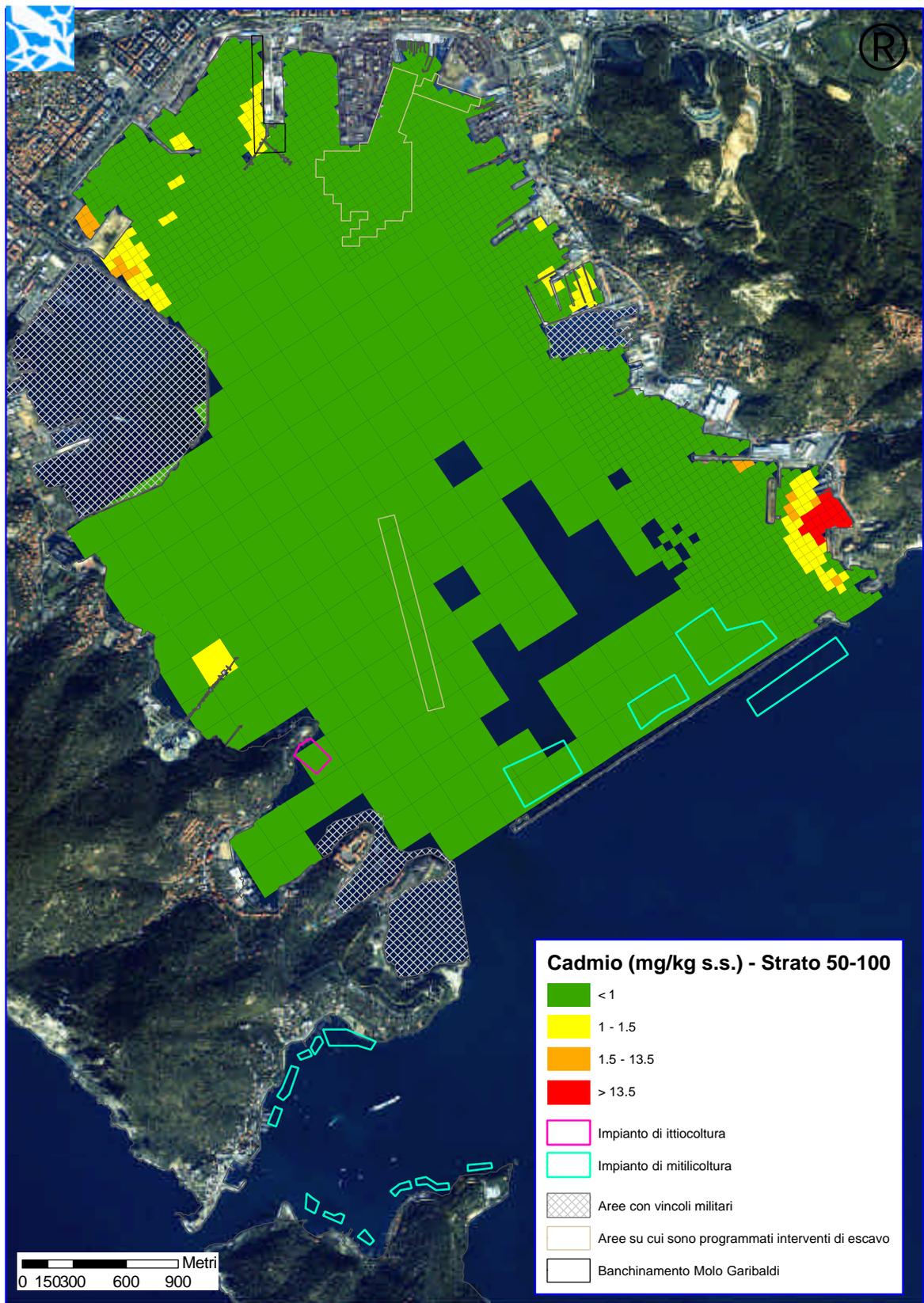


Figura 39: Stima della concentrazione di Cd nello strato 50-100 cm



Dopo un metro le aree contaminate risultano ulteriormente ridotte, sia nel numero che nell'estensione; si registrano infatti tenori di Cd elevati in qualche zona del Seno della Pertusola, Molo Ravano, Molo Garibaldi, Molo Italia, banchina Morin e Molo Mirabello (figura 40).

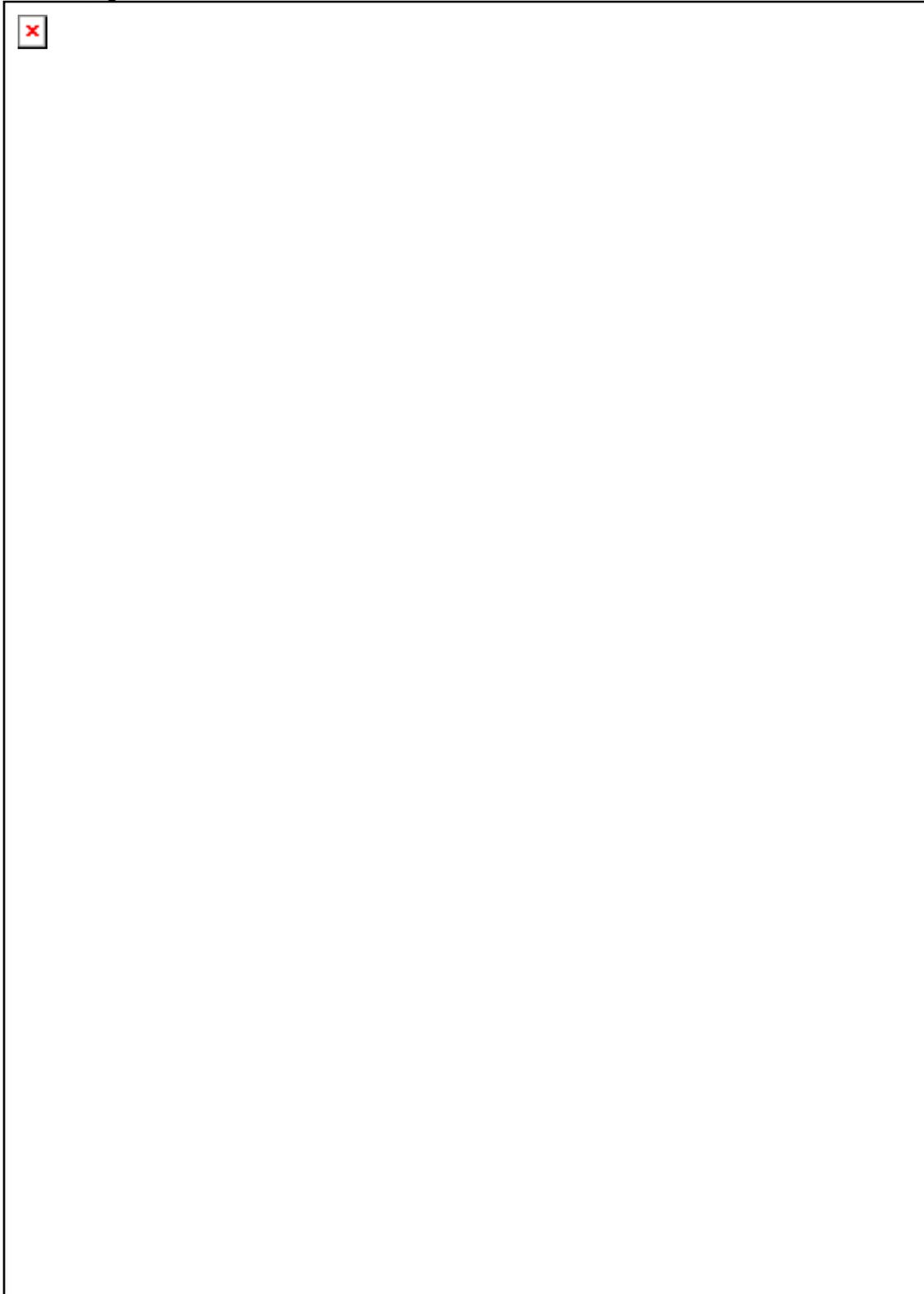


Figura 40: Stima della concentrazione di Cd nello strato 100-150 cm



L'area settentrionale, tra Molo Garibaldi e Molo Mirabello, continua ad essere contaminata anche negli strati più profondi (figura 41), mentre dopo i due metri le concentrazioni risultano inferiori al valore di intervento.

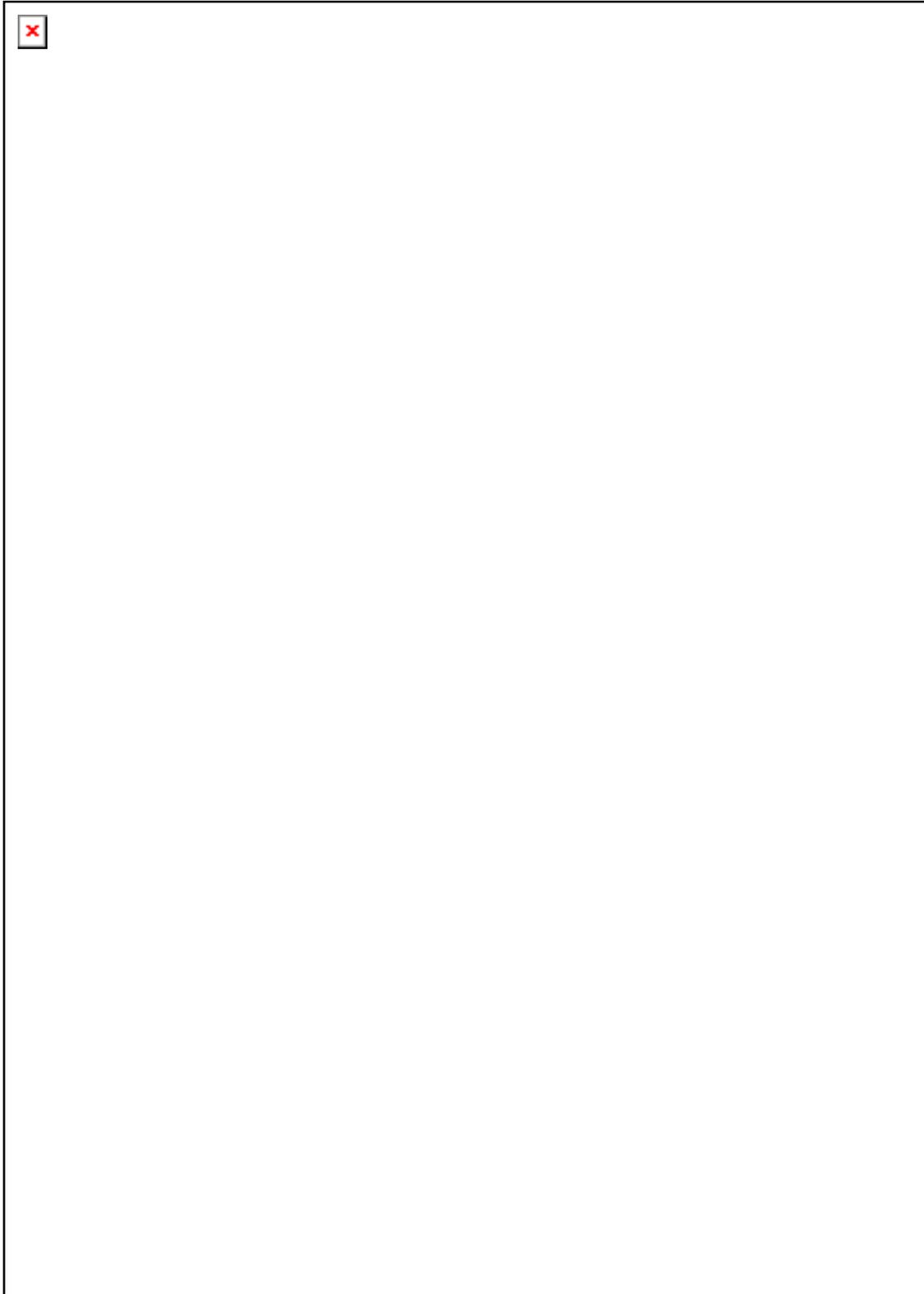


Figura 41: Stima della concentrazione di Cd nello strato 150-200 cm



Le concentrazioni di **idrocarburi policilici aromatici** (IPA) determinate nei sedimenti della Rada della Spezia sono risultate superiori ai valori di intervento nel primo metro in una ristretta area del Seno della Pertusola, in prossimità dei Cantieri Beconcini, a Porto Lotti ed in corrispondenza di Molo Pagliari, Molo Italia, banchina Morin, Molo Mirabello, nei seni del Fezzano, di Panigaglia e de Le Grazie. Sono presenti inoltre alcuni *hot spots* nel Bacino d'evoluzione e nel Molo Garibaldi (figura 42, figura 43).

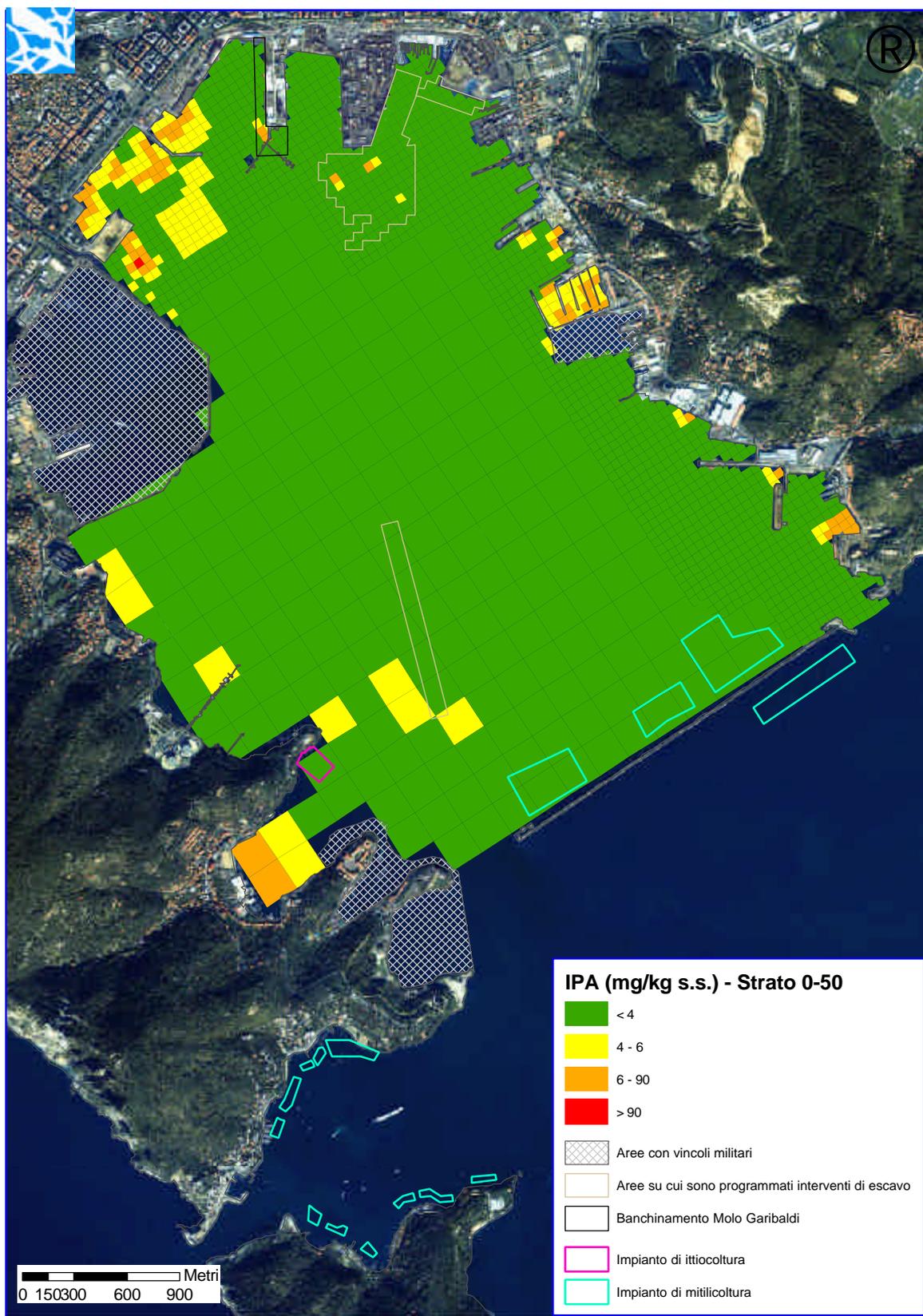


Figura 42: Stima della concentrazione di IPA nello strato 0-50 cm

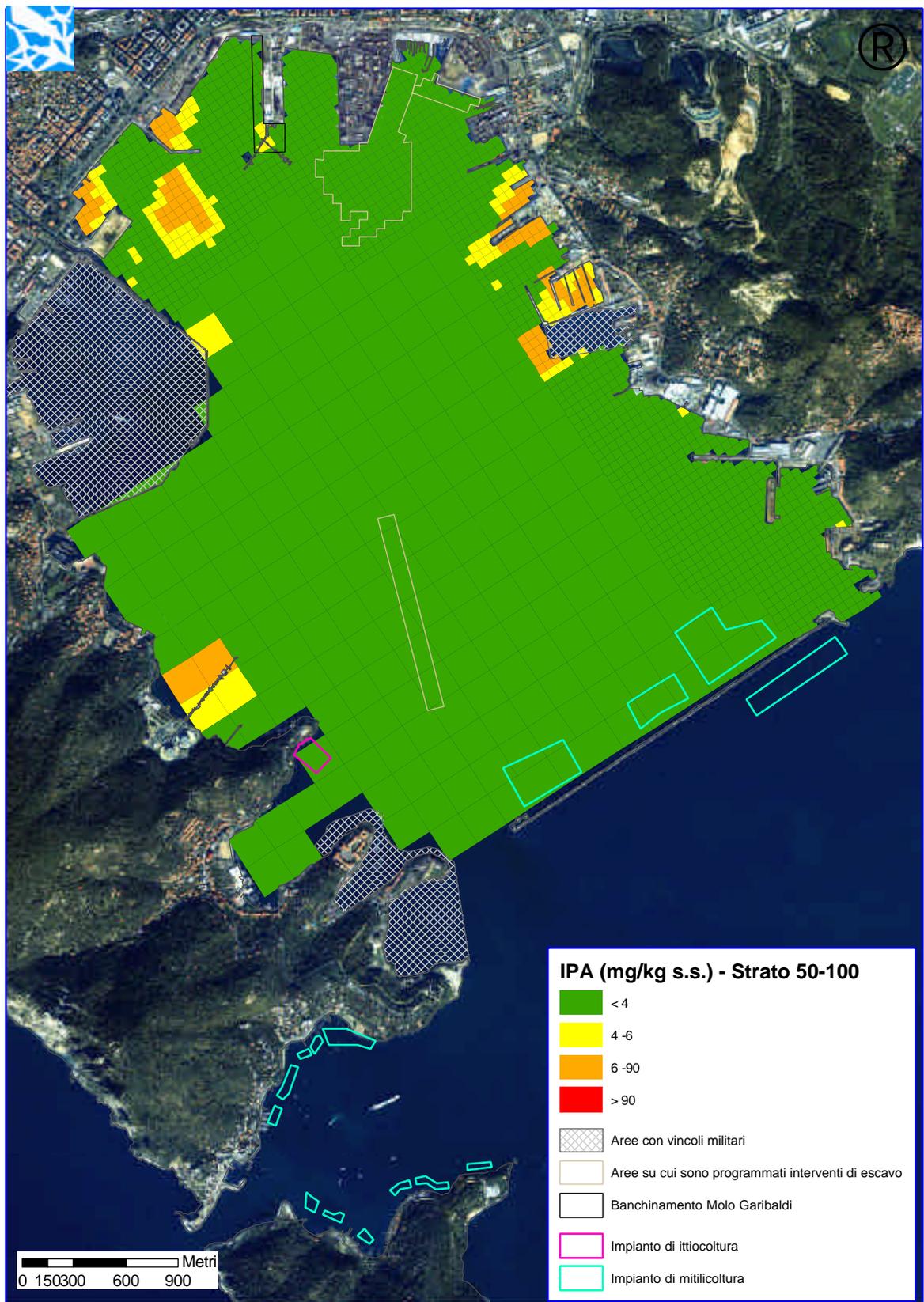


Figura 43: Stima della concentrazione di IPA nello strato 50-100 cm



Dopo il primo metro, pur mantenendosi livelli di concentrazioni estremamente elevati, si riducono sia il numero che l'estensione delle aree contaminate (figura 44, figura 45).

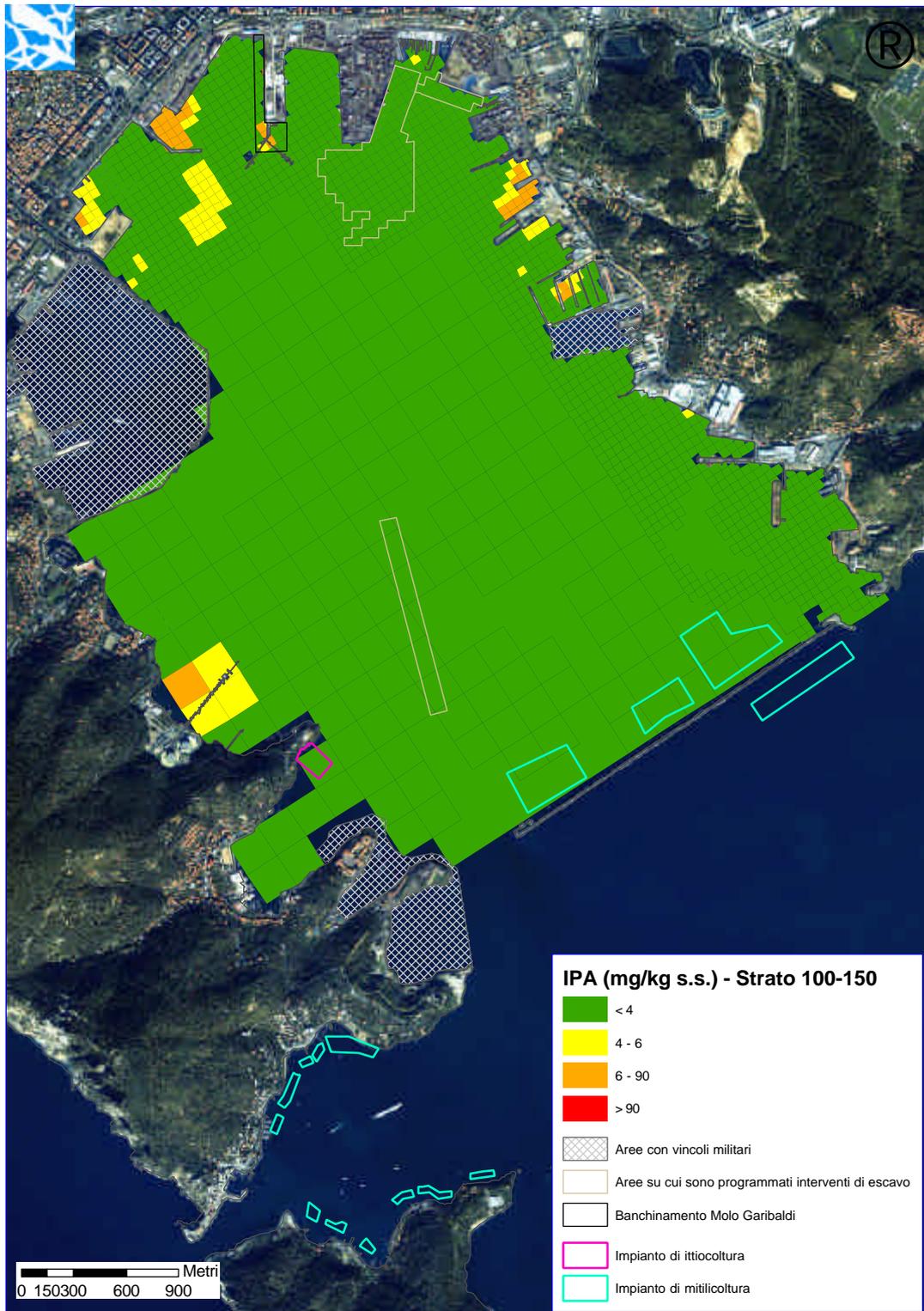


Figura 44: Stima della concentrazione di IPA nello strato 100-150 cm

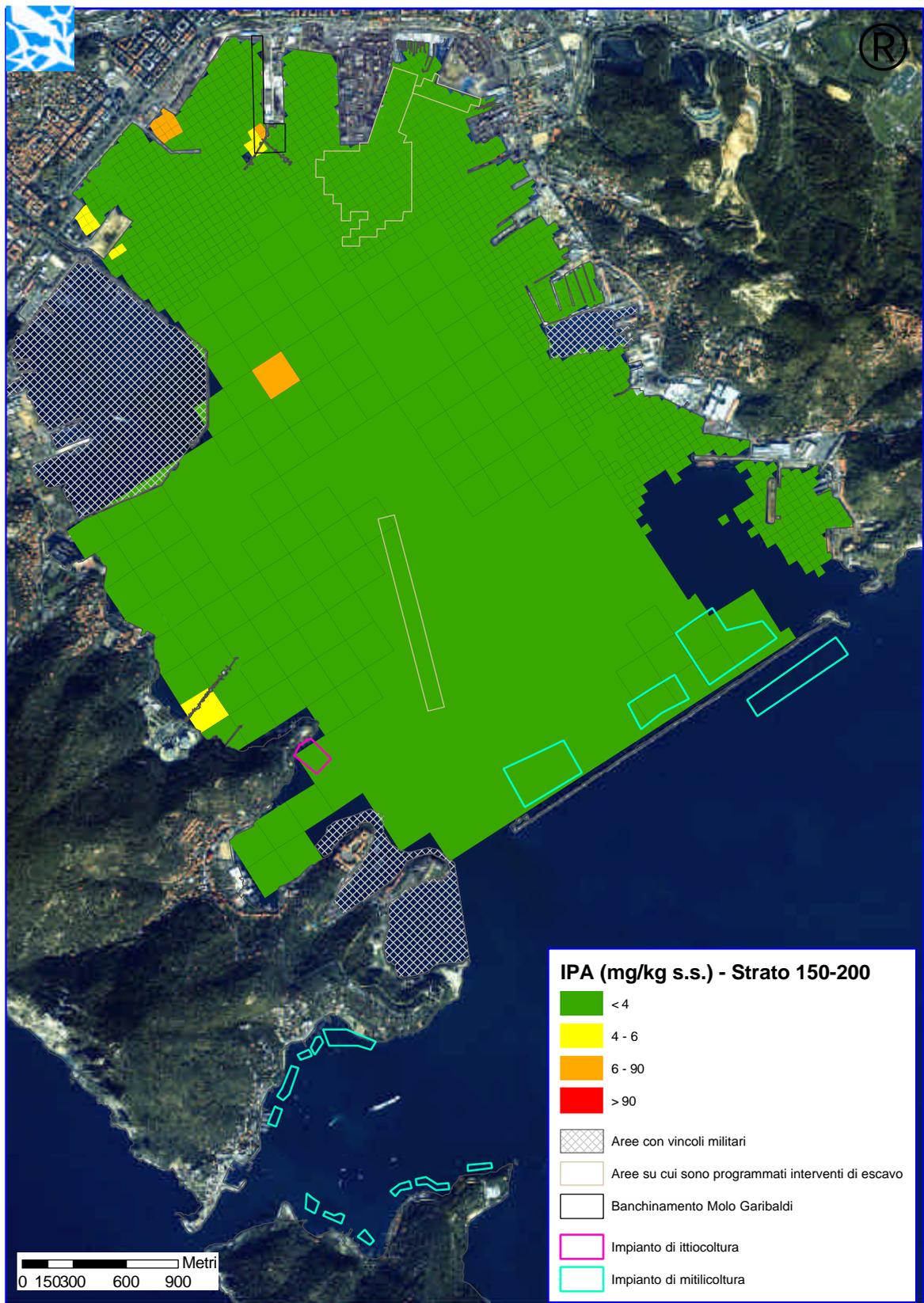


Figura 45: Stima della concentrazione di IPA nello strato 150-200 cm



Tra i due e i tre metri rimangono alcuni *hot spots* presso il Molo Garibaldi ed il Molo Italia.

Analogo discorso vale per la distribuzione delle concentrazioni di **policlorobifenili** (PCB) nel primo metro, in cui i livelli più critici sono stati determinati in diverse aree, molto circoscritte, del Seno della Pertusola, dei Cantieri Navali Muggiano, del Cantiere Beconcini, in prossimità dell'area Mariperman, del Molo Pagliari, del Molo Garibaldi, del Molo Mirabello (figura 46, figura 47).

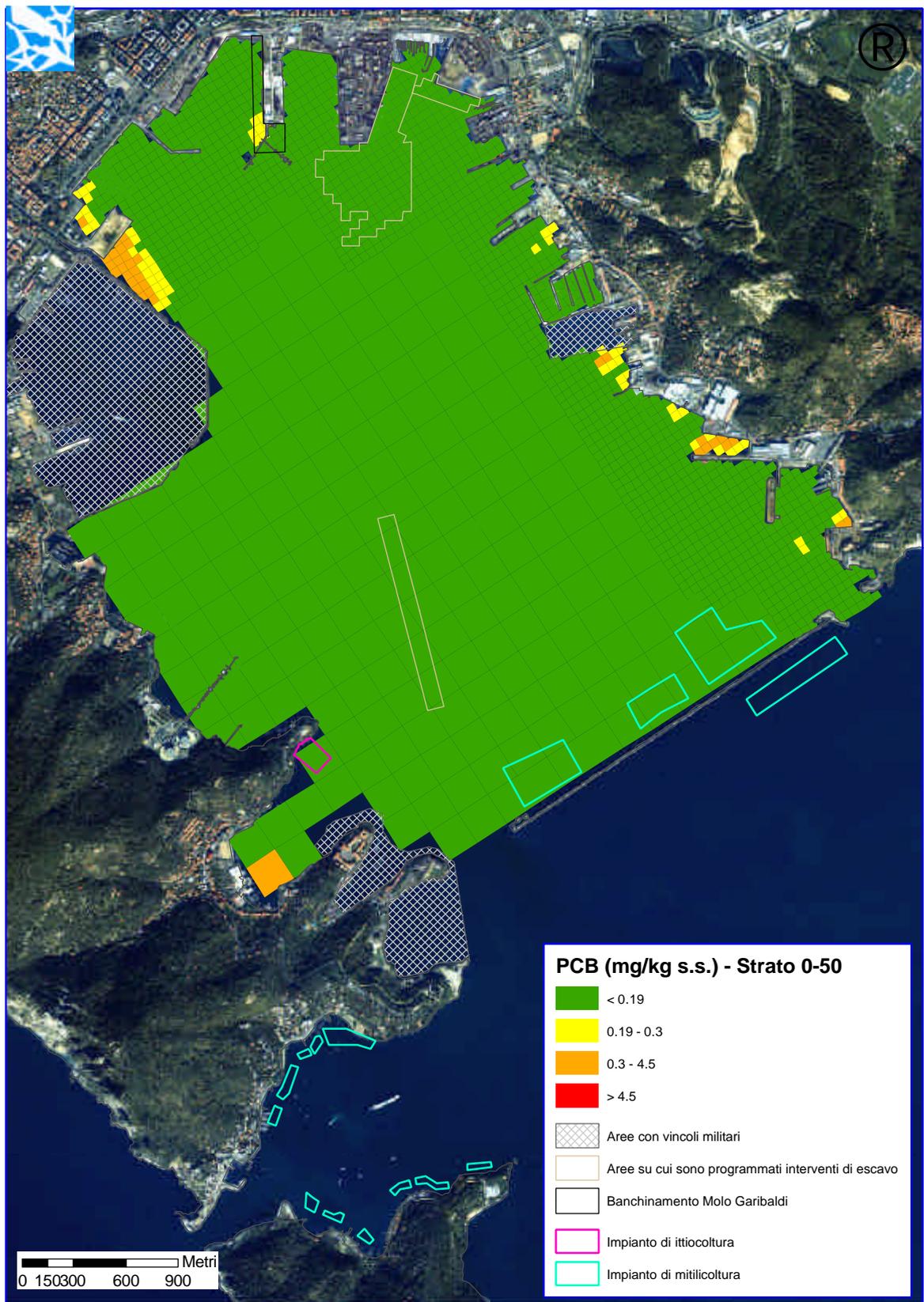


Figura 46: Stima della concentrazione di PCB nello strato 0-50 cm

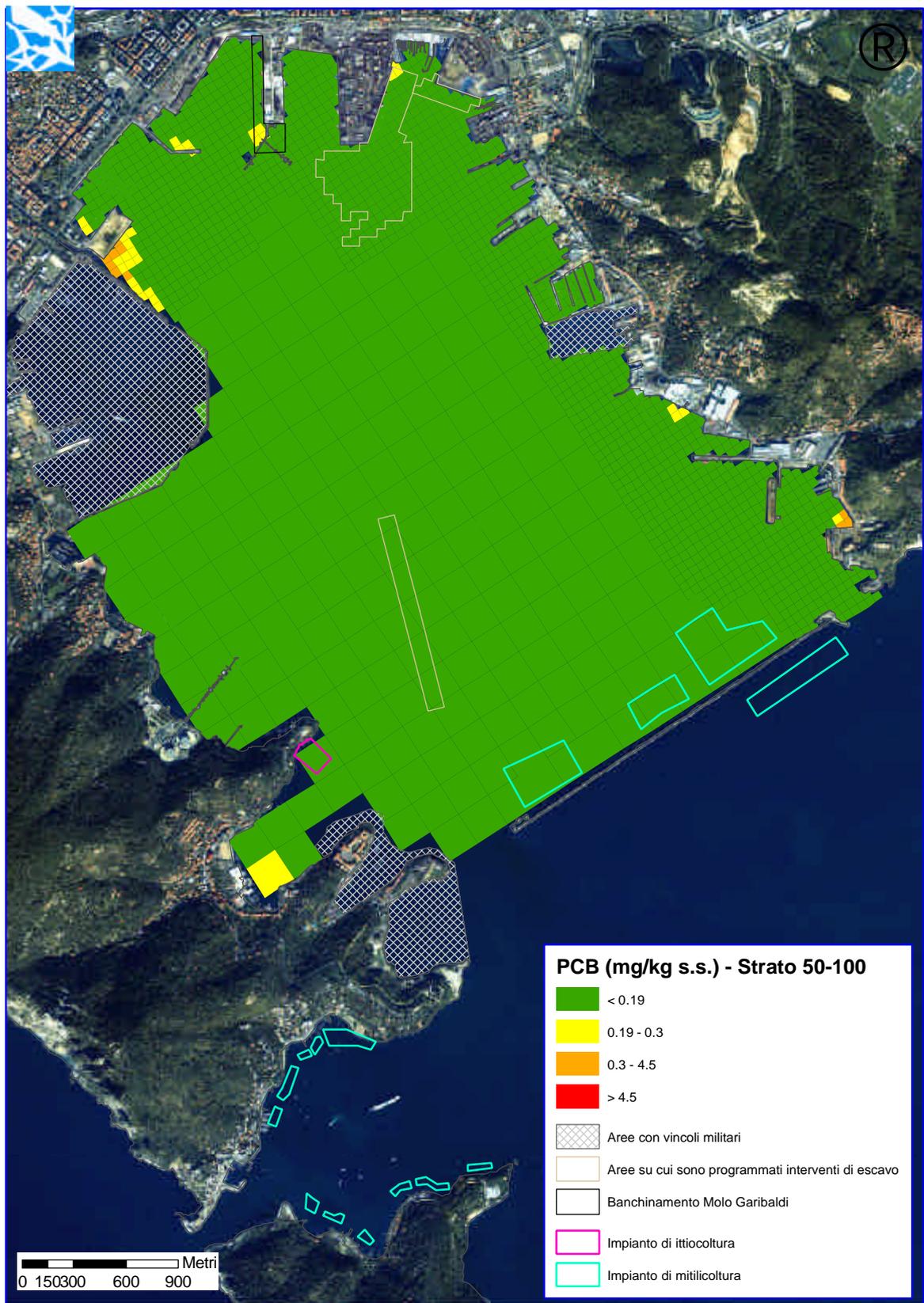


Figura 47: Stima della concentrazione di PCB nello strato 50-100 cm



Negli strati successivi, fino a due metri le aree diminuiscono sia per estensione che per numero (figura 48, figura 49).

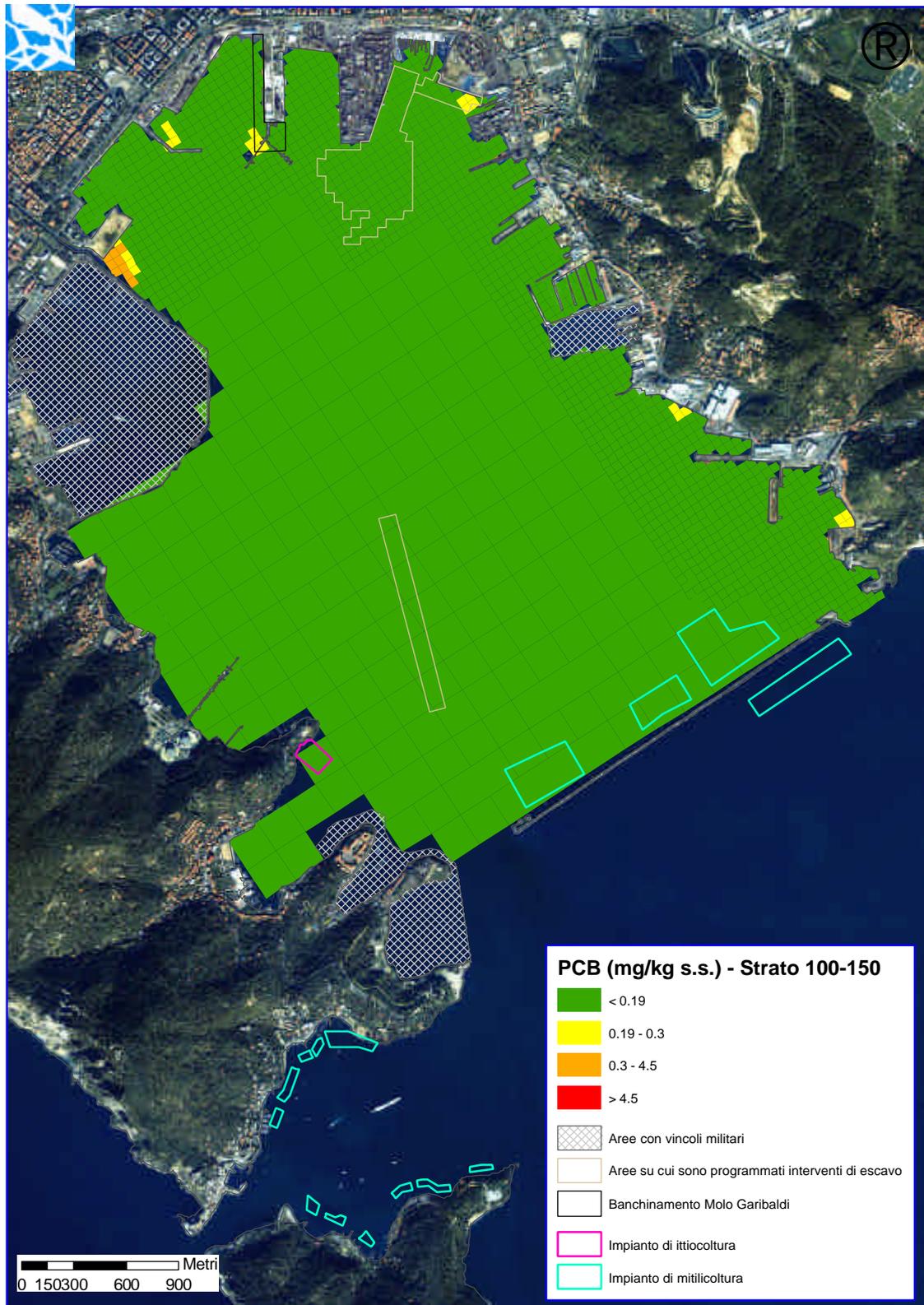


Figura 48: Stima della concentrazione di PCB nello strato 100-150 cm

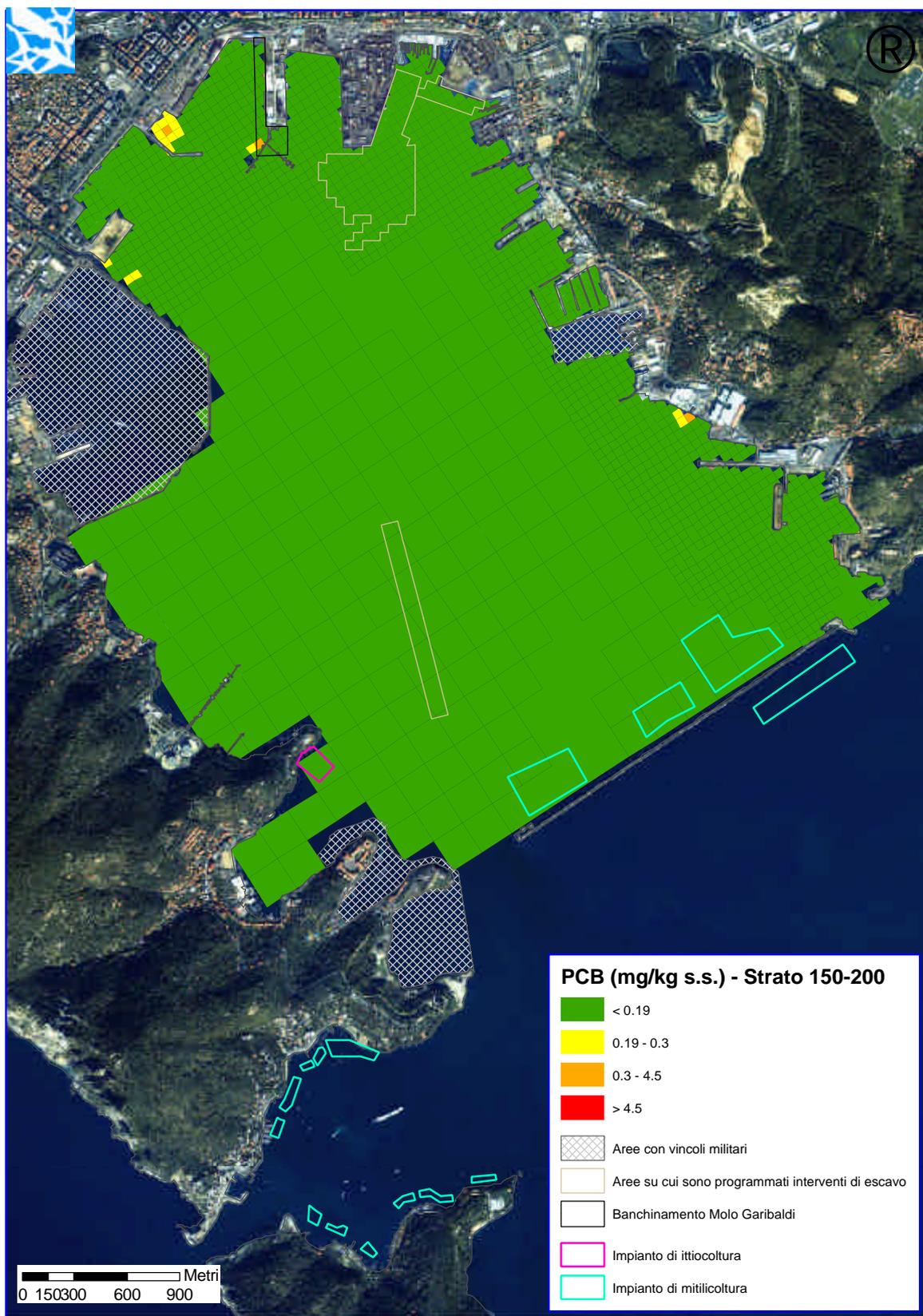


Figura 49: Stima della concentrazione di PCB nello strato 150-200 cm



Oltre i due metri i livelli di concentrazione sono inferiori al valore di intervento, con due hot spot a 250 cm presso il Molo Italia ed il Molo Garibaldi.

L'**arsenico** (As) presenta superamenti del valore di intervento nello strato più superficiale (Figura 50) nell'area interna al Seno della Pertusola e in un'area ristretta in prossimità di Mariperman.

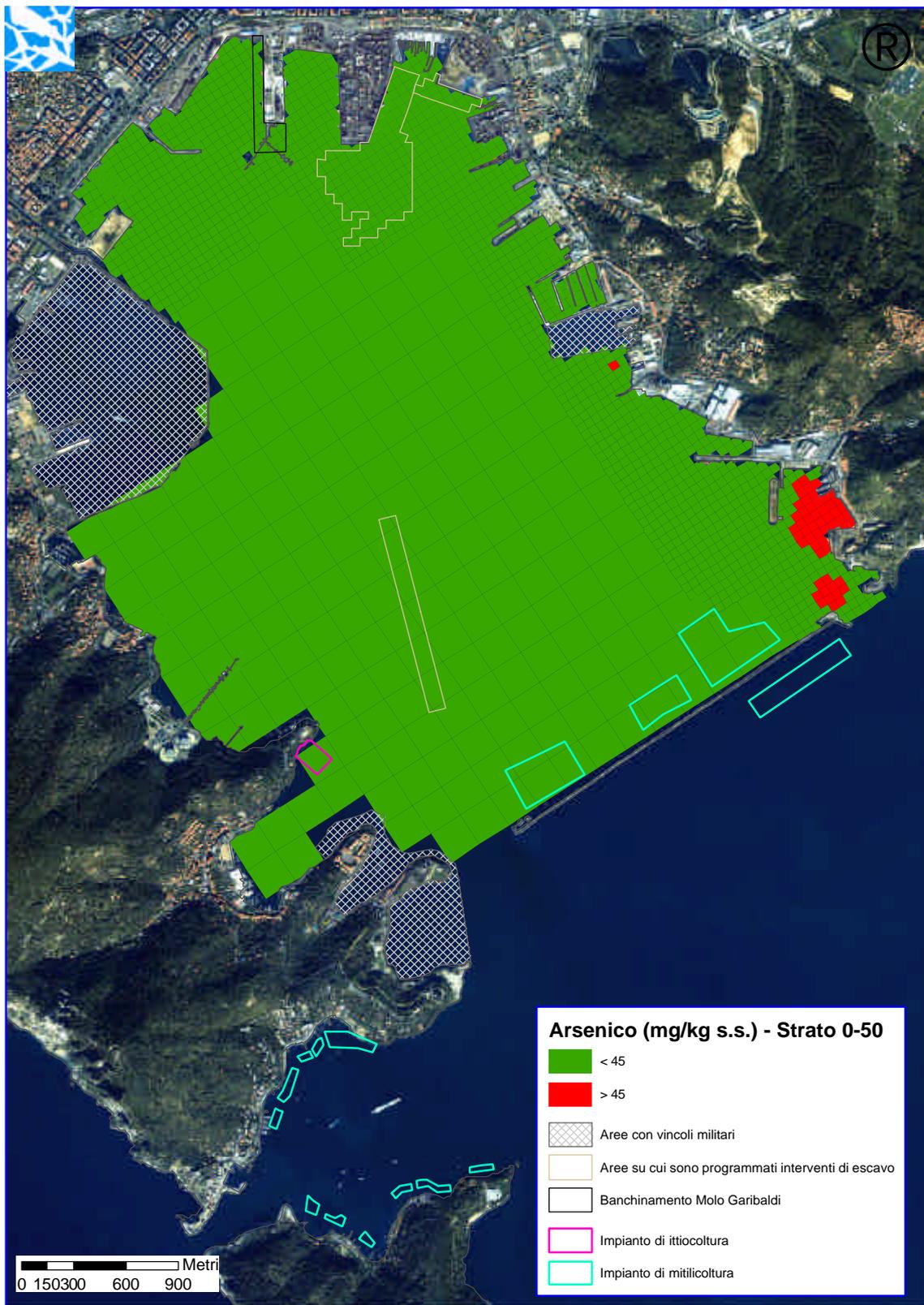


Figura 50: Stima della concentrazione di As nello strato 0-50 cm

Nello strato sottostante (figura 51), oltre al Seno della Pertusola sono stati riscontrati superamenti in prossimità dei Cantieri Navali del Muggiano, del Molo Fornelli, del Molo Mirabello e nel Bacino d'evoluzione.

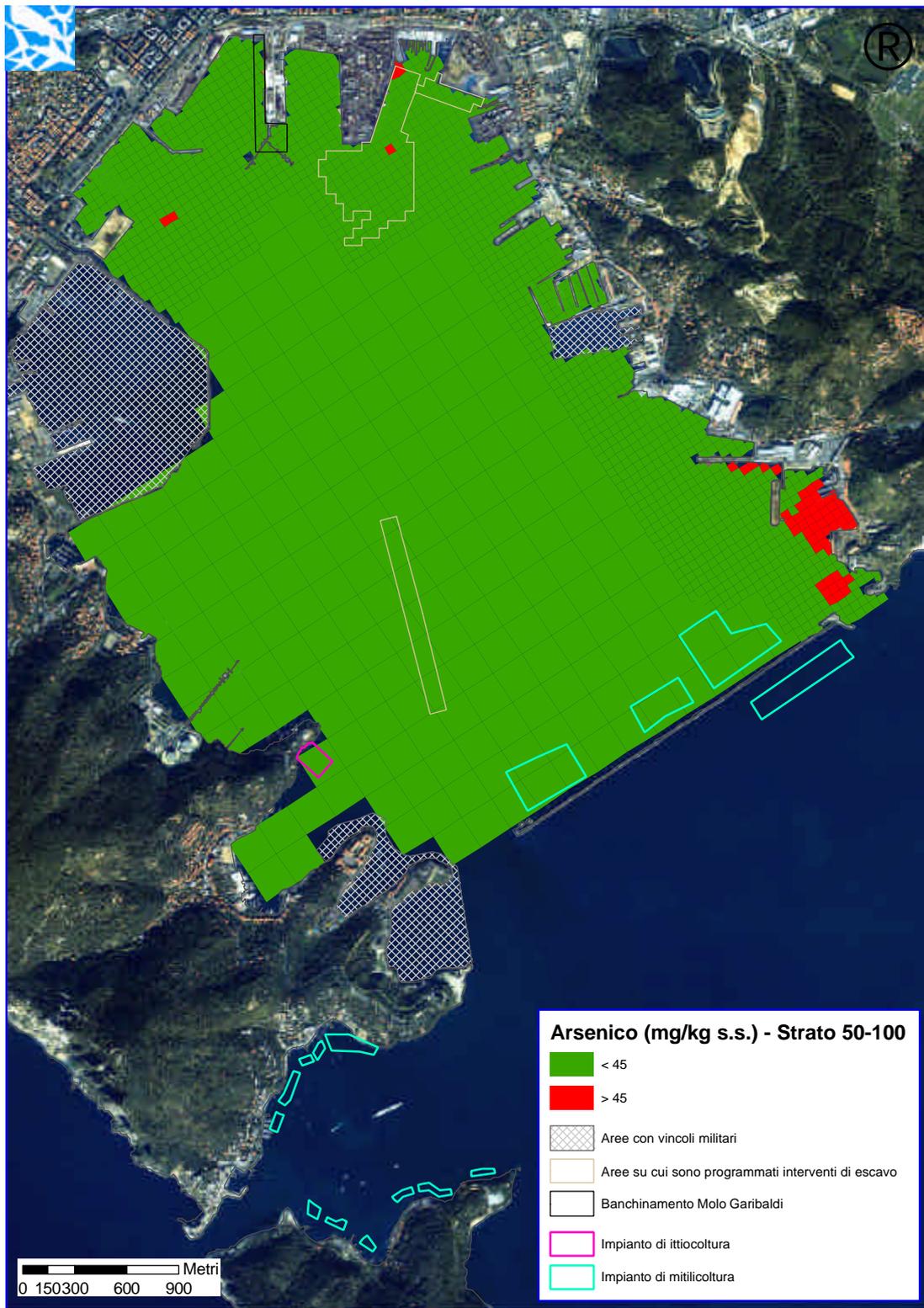
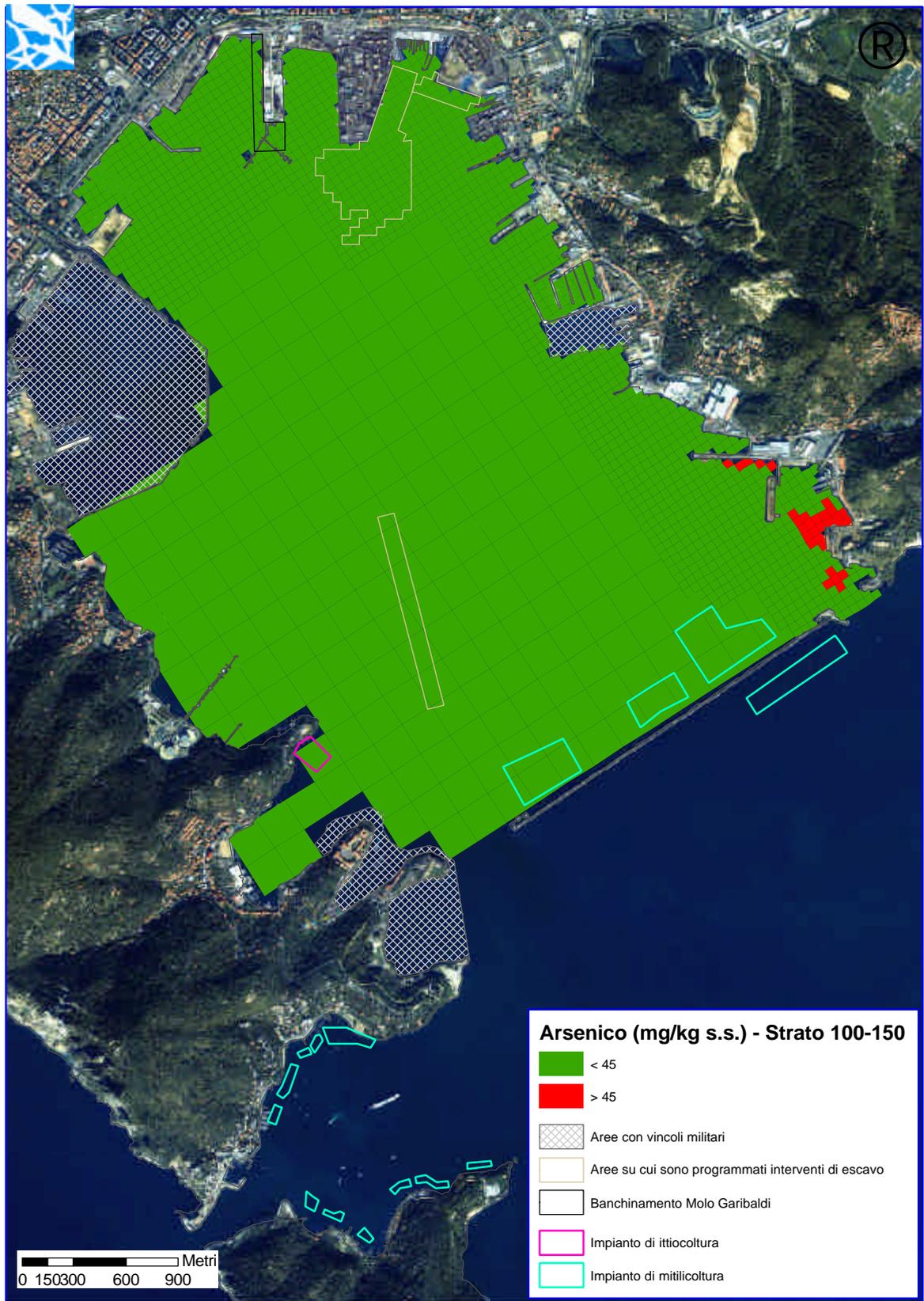


Figura 51: Stima della concentrazione di As nello strato 50-100 cm

Tale contaminazione si estende anche nello strato 100-150 cm (figura 51).



FiFigura 52: Stima della concentrazione di As nello strato 100-150 cm



Oltre 1,5 m di profondità (figura 53) rimangono solo *hot spots* nel Seno della Pertusola e in prossimità del Molo Pagliari, ove la contaminazione si spinge fino a 2,5 m.

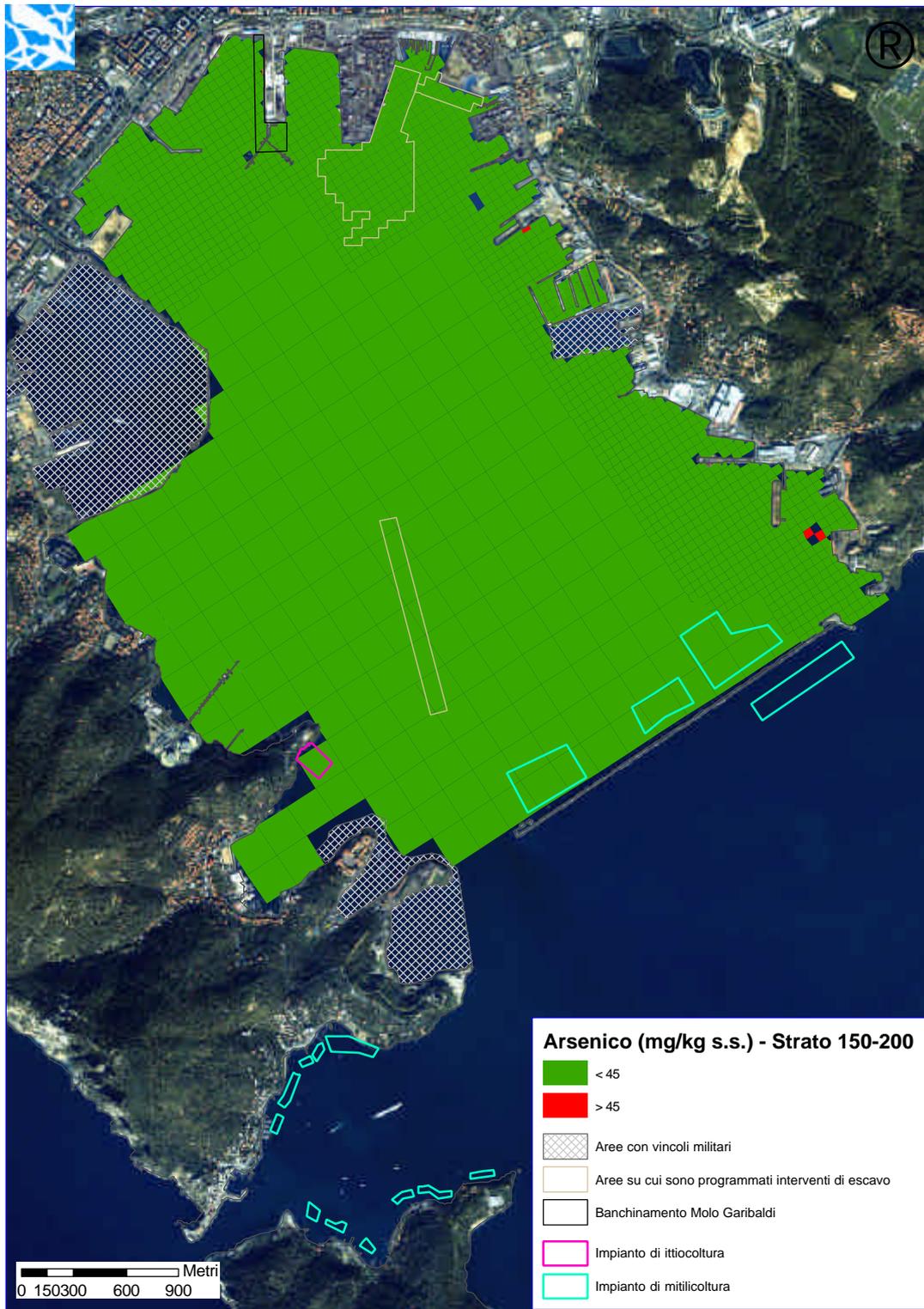


Figura 53: Stima della concentrazione di As nello strato 150-200 cm



In relazione alle concentrazioni di  **Cromo** (Cr) e di  **nichel** (Ni) riscontrate, si può osservare che esse sono abbastanza variabili, ma comunque riconducibili a valori prevalentemente di fondo, come si deduce anche dalle indagini integrative eseguite dall'ICRAM allo scopo di discriminare gli apporti dovuti sia a fenomeni di inquinamento che alle caratteristiche geochimiche naturali dei sedimenti (capitolo 3.3).

In merito alla determinazione di  **diossine e i furani**, le concentrazioni sono risultate inferiori ai valori di intervento.

Riguardo gli altri parametri ricercati, non presenti nella tabella dei valori di intervento, c'è da segnalare la presenza diffusa degli  **idrocarburi pesanti** (C>12), riscontrati nel primo metro a concentrazioni estremamente elevate (anche superiori al 90% del limite riportato dalla colonna B della tabella 1 dell'allegato 1 del DM 471/99) a Porto Lotti, Molo Garibaldi, Molo Italia, Molo Mirabello e in prossimità del pontile del gasdotto nel Seno di Panigallia (figura 54, figura 55). Le concentrazioni di idrocarburi C>12 sono state confrontate con il suddetto limite ai fini di una corretta valutazione della qualità dei sedimenti in funzione delle ipotesi di gestione.

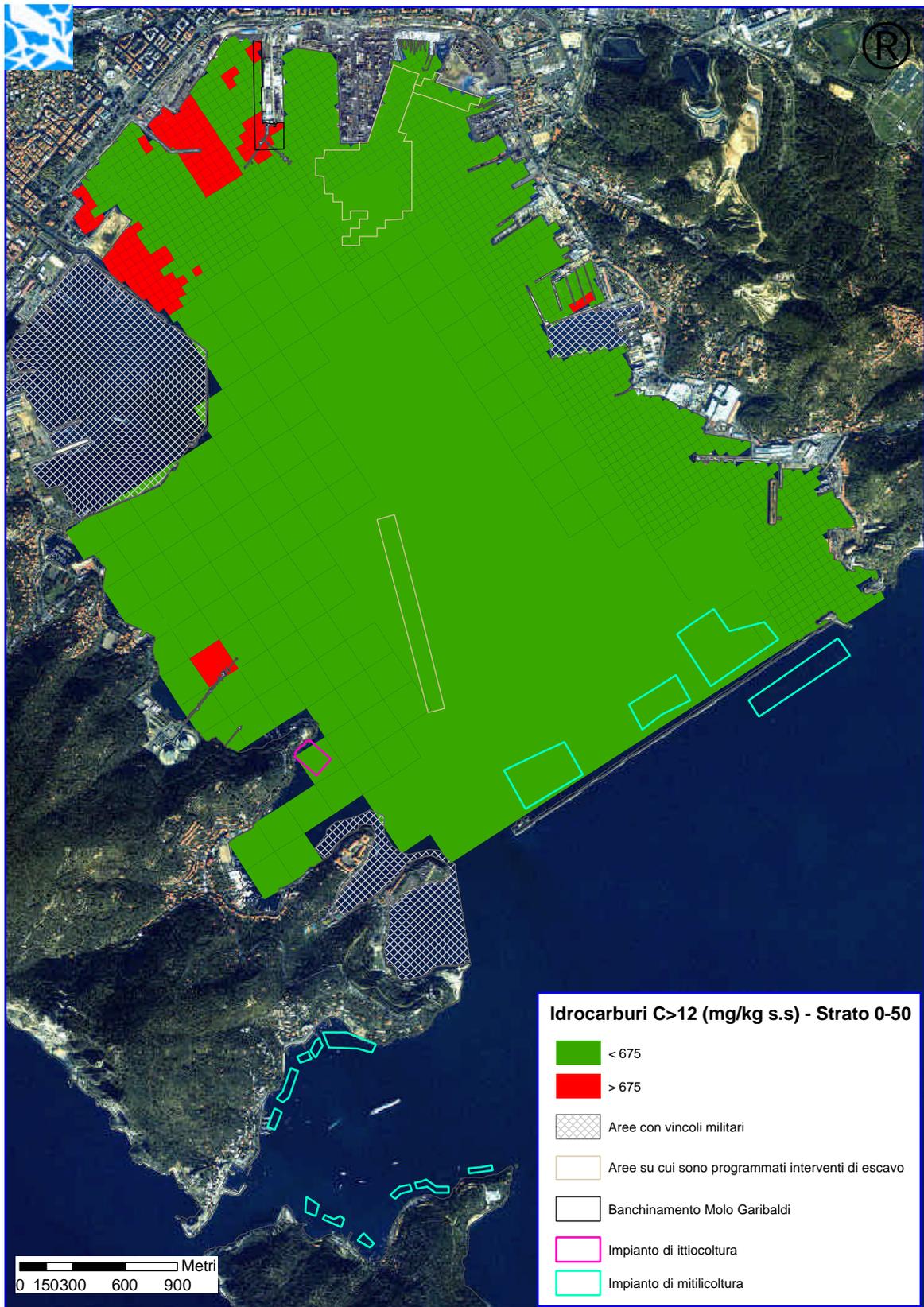


Figura 54: Superamenti del 90% dei valori limite della colonna B – Tabella 1 All. 1 D.M. 471/99 di Idrocarburi C>12 nello strato 0-50 cm

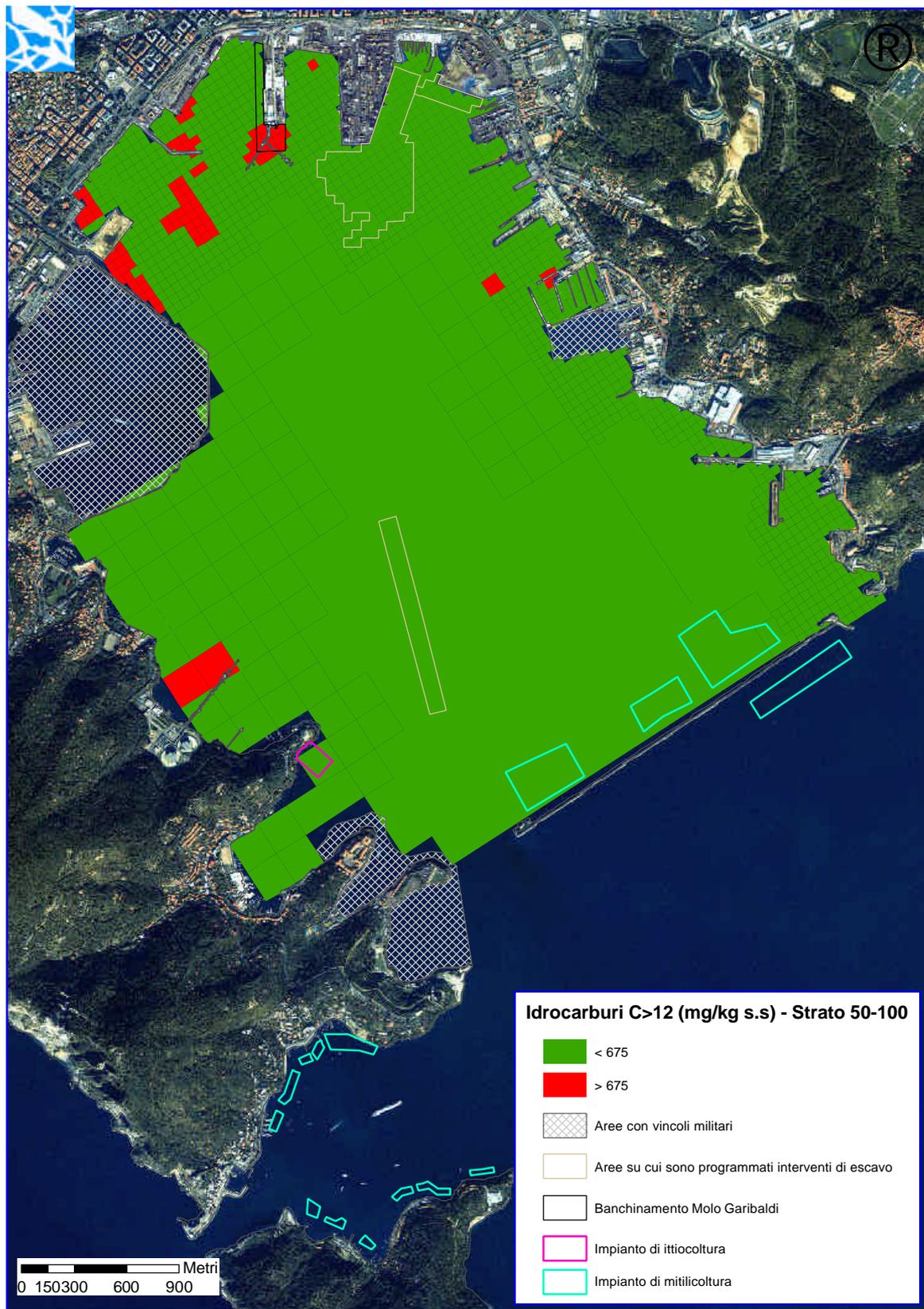


Figura 55: Superamenti del 90% dei valori limite della colonna B – Tabella 1 All. 1 D.M. 471/99 di Idrocarburi C>12 nello strato 50-100 cm



I livelli riscontrati nel primo metro si mantengono nelle stesse aree anche a profondità maggiori (fino a 2 m), anche se in zone sempre più circoscritte (figura 56, figura 57).

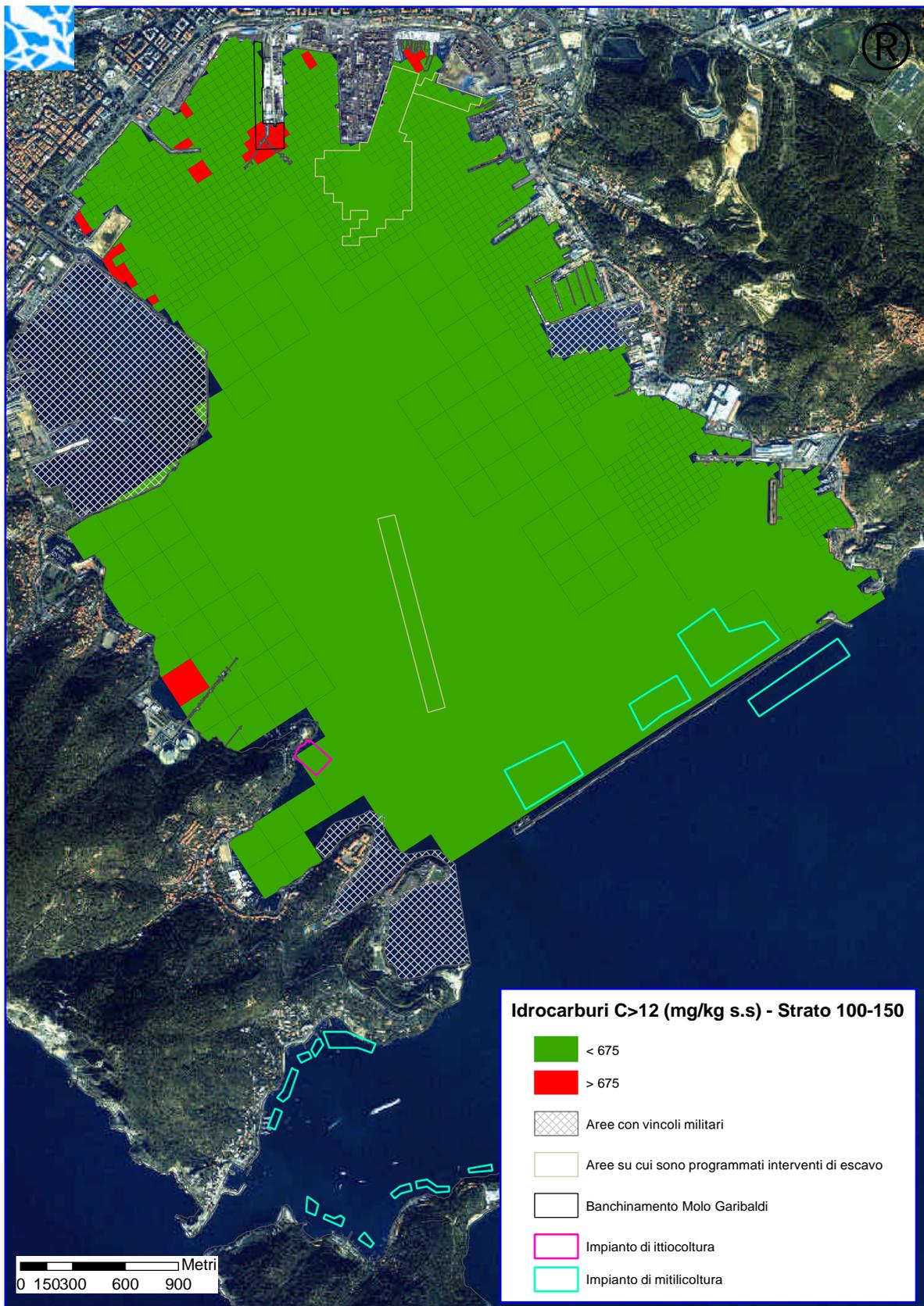


Figura 56: Superamenti del 90% dei valori limite della colonna B – Tabella 1 All. 1 D.M. 471/99 di Idrocarburi C>12 nello strato 100-150 cm

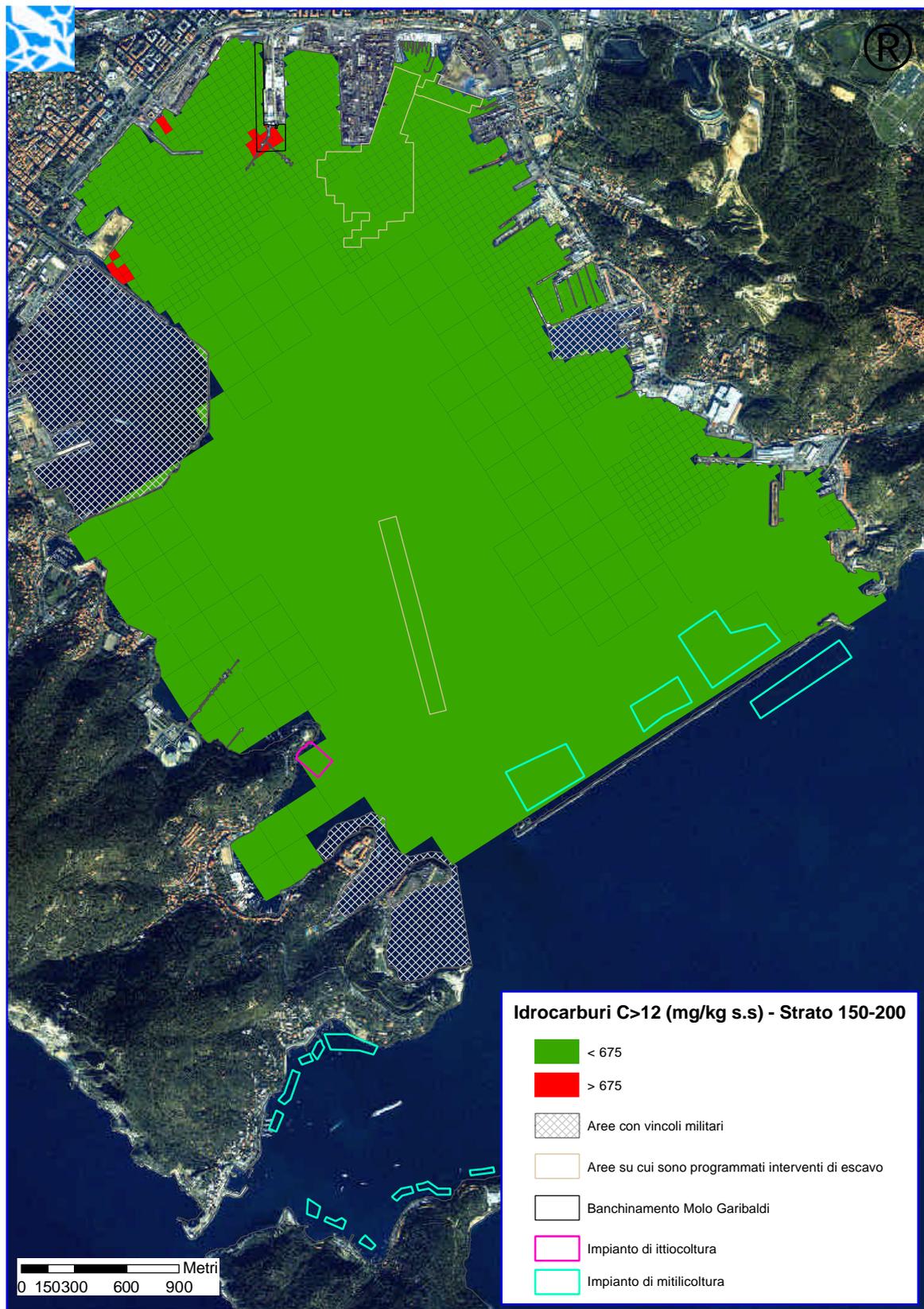


Figura 57: Superamenti del 90% dei valori limite della colonna B – Tabella 1 All. 1 D.M. 471/99 di Idrocarburi C>12 nello strato 150-200 cm



Oltre i due metri le concentrazioni più critiche sono state determinate nel Molo Garibaldi.

Le medesime osservazioni effettuate in merito al criterio di valutazione degli idrocarburi C>12 possono essere estese al Vanadio ed allo Stagno.

Il **vanadio** (V), analogamente agli idrocarburi, ma in un numero ristretto di aree, raggiunge concentrazioni elevate, superiori al 90% del limite riportato dalla colonna B della tabella 1 dell'allegato 1 del DM 471/99.

Lo **stagno** (Sn) raggiunge concentrazioni superiori al 90% del limite riportato dalla colonna B della tabella 1 dell'allegato 1 del DM 471/99 in solo due campioni superficiali in prossimità dell'ex fonderia, mentre presenta concentrazioni più alte della media nel Seno della Pertusola, Porto Lotti, Molo Garibaldi, Molo Mirabello e nei tre Seni (Fezzano, Panigallia, delle Grazie).

Il **cobalto** (Co) è presente a concentrazioni costanti (20-30 mg/kg) in tutta l'area indagata; qualche stazione con concentrazioni superiori alla media sono individuate a Porto Lotti, al Molo Garibaldi, e al Seno di Panigallia.

Riguardo agli altri parametri ricercati (**idrocarburi aromatici** (BTEX), **clorobenzeni**, **clorofenoli**), non si segnalano situazioni di interesse. Le fibre di **amianto** sono risultate assenti.

#### ***4.3.4 Risultati delle indagini microbiologiche effettuate sui sedimenti***

Dall'esame dei risultati delle indagini microbiologiche, effettuate sui sedimenti nel corso delle diverse campagne condotte nell'area marina perimetrata del sito di Pitelli, si evince l'assenza di agenti patogeni (salmonella).

Risulta tuttavia evidente una contaminazione di origine fecale (presenza di streptococchi fecali e di spore di clostridi solfito-riduttori) in tutta l'area della rada, maggiormente localizzata nella fascia costiera dove sono ubicati scarichi civili diretti, e più in particolare nell'area compresa tra il Molo Garibaldi ed il Molo Mirabello, inclusa l'area prospiciente la foce del canale Lagora.

Nel dettaglio, in tale area le concentrazioni di streptococchi fecali presentano valori superiori a 1000 MPN/g, sino a raggiungere i 9500 MPN/g, mentre le concentrazioni di spore di clostridi solfito-riduttori raggiungono valori pari a  $9,5 \times 10^5$  MPN/g, con valori superiori a  $1 \times 10^4$  MPN/g anche in campioni relativi a livelli prelevati ad 1 m di profondità rispetto al fondale.

I livelli di concentrazione riscontrati indicano uno stato di inquinamento attuale e pregresso generalmente diffuso sull'intera rada e dovuto alla presenza di numerosi scarichi civili diretti.

La maggiore concentrazione riscontrata nell'area compresa tra il Molo Garibaldi ed il Molo Mirabello (inclusa l'area prospiciente la foce del Canale Lagora) è verosimilmente attribuibile al non completamento dell'allacciamento degli scarichi civili del centro storico del Comune della Spezia al depuratore.



#### 4.3.5 Risultati dei saggi ecotossicologici effettuati sui sedimenti

I 15 campioni di sedimento superficiale prelevati da ARPAL sono stati analizzati mediante una batteria di costituita da due specie-test, il batterio marino *Vibrio fischeri* e il Rotifero *Brachionus plicatilis*.

Con la prima specie sono state analizzate due matrici ambientali costituite dall'acqua interstiziale e dalla fase solida, mentre con la seconda è stato valutato l'elutriato.

Le risposte tossicologiche ottenute sono abbastanza differenziate in funzione della specie e della matrice saggiata.

Per quanto riguarda la fase solida, con l'eccezione dei campioni prelevati in corrispondenza delle stazioni n. 153 e n. 155, i livelli di tossicità acuta evidenziati risultano piuttosto significativi, suggerendo l'ipotesi della presenza di miscele complesse di contaminanti biodisponibili per il batterio di natura prevalentemente idrofoba.

L'acqua interstiziale ha mostrato una tossicità acuta tale da consentire il calcolo di una EC20 in 7 dei 15 campioni. La massima risposta si è avuta per il campione prelevato in corrispondenza della stazione n. 9 con una EC20 media delle 3 letture a 5', 15' e 30' pari al 28%. Nei restanti 8 campioni l'inibizione della bioluminescenza è stata nulla o comunque non particolarmente evidente.

Per ciò che concerne l'elutriato, il rotifero ha subito effetti significativi in termini di mortalità degli organismi in diversi campioni. Tale mortalità, inoltre, tende ad aumentare con il prolungamento dell'esposizione da 24 a 48 ore. Nel campione prelevato in corrispondenza della stazione n. 48 la tossicità è stata tale da consentire il calcolo di una LC50, pari ad appena il 18% dopo 48 ore di esposizione e 52% a distanza di 24 ore.

Il livello di tossicità acuta per ciascuna specie può essere classificato sulla base delle scale adottate in tabella 2, nella quale è riportato anche un punteggio da attribuire a ciascun campione per ogni specie in funzione della risposta tossicologica ottenuta.

Tabella 2: criteri di giudizio dei diversi saggi ecotossicologici

MICROTOX	MICROTOX	<i>Brachionus plicatilis</i>	GIUDIZIO	LEGENDA
Acqua interstiziale	Fase solida	Elutriato	Tossicità	punti
effetto max ≤ 10%	0 ≤ STI ≤ 1	effetto max ≤ 10%	Assente	0
effetto max > 10%	1 < STI ≤ 3	10% ≤ effetto max ≤ 20%	Bassa	1
50% ≤ EC20 ≤ 100%	3 < STI ≤ 6	20% ≤ effetto max ≤ 50%	Media	2
10 ≤ EC20 < 50%	6 < STI ≤ 12	50 ≤ EC50 ≤ 100%	Alta	3
EC20 < 10	STI > 12	EC50 < 50%	Molto alta	4

Al fine di ottenere una valutazione integrata delle risultanze ecotossicologiche è stato attribuito, per ciascuna specie, un punteggio la cui somma conduce ad un giudizio complessivo di tossicità acuta secondo la funzione (Pellegrini *et al.*, 2001):

$$Y = 0,374 \sum T_i$$



con:

Y = valore di tossicità integrata

T<sub>i</sub> = valore di tossicità espresso da ciascun saggio

Sulla base della classificazione di cui in tabella 3, è possibile, esprimere un giudizio di tossicità acuta integrata, seppur arbitraria sotto alcuni aspetti.

Tabella 3: classificazione della tossicità acuta

Y	Tossicità acuta	Legenda
Y = 0	assente	
0 < Y ≤ 1	bassa	
1 < Y ≤ 2	Media	
2 < Y ≤ 3	Alta	
3 < Y ≤ 6	Molto alta	

In tabella 4 sono riportati i giudizi singoli e complessivi di tossicità acuta per ciascun campione analizzato.

Tabella 4: giudizio singolo e complessivo di tossicità acuta per ciascun campione analizzato

Campione (stazione n.)	<i>Vibrio fischeri</i>	<i>Vibrio fischeri</i>	<i>Brachionus plicatilis</i>	<i>Brachionus plicatilis</i>	S Tossicità	Y	Tossicità
	Fase solida	Acqua interstiziale	Elutriato a 24 h	Elutriato a 48 h			
9	2	3	1	2	8	2,99	
11	2	3	0	0	5	1,87	
13	2	1	2	2	7	2,62	
48	4	0	3	4	11	4,11	
60	2	0	0	0	2	0,75	
146	1	3	2	2	8	2,99	
147	2	0	2	2	6	2,24	
148	2	0	0	2	4	1,50	
149	2	1	2	2	7	2,62	
150	1	0	1	2	4	1,50	
153	0	0	0	1	1	0,37	
155	0	2	0	0	4	0,75	
160	2	0	0	1	3	1,12	
172	1	3	0	2	6	2,24	
173	1	2	0	1	4	1,50	

Sono riportate in figura 58 le stazioni di campionamento ove sono stati prelevati campioni superficiali per l'esecuzione dei saggi ecotossicologici, ed il relativo giudizio complessivo di tossicità acuta.

Dall'integrazione dei dati ecotossicologici emerge una situazione complessiva piuttosto negativa. La maggior parte dei sedimenti saggiati, infatti, è in grado di provocare effetti tossicologici acuti importanti, sia nella frazione solida che liquida.



Ciò denota la presenza di miscele complesse di contaminanti di natura organica ed inorganica in forma e concentrazione biodisponibile per gli organismi.

E' opportuno evidenziare, inoltre, che le risposte tossicologiche peggiori interessano le stazioni più prossime alla costa (n. 48, n. 13, n. 149, n. 172).

Conservano un potenziale ecotossicologico significativo anche le stazioni ricadenti nelle vicinanze delle aree destinate alla molluschicoltura, in prossimità della diga foranea.

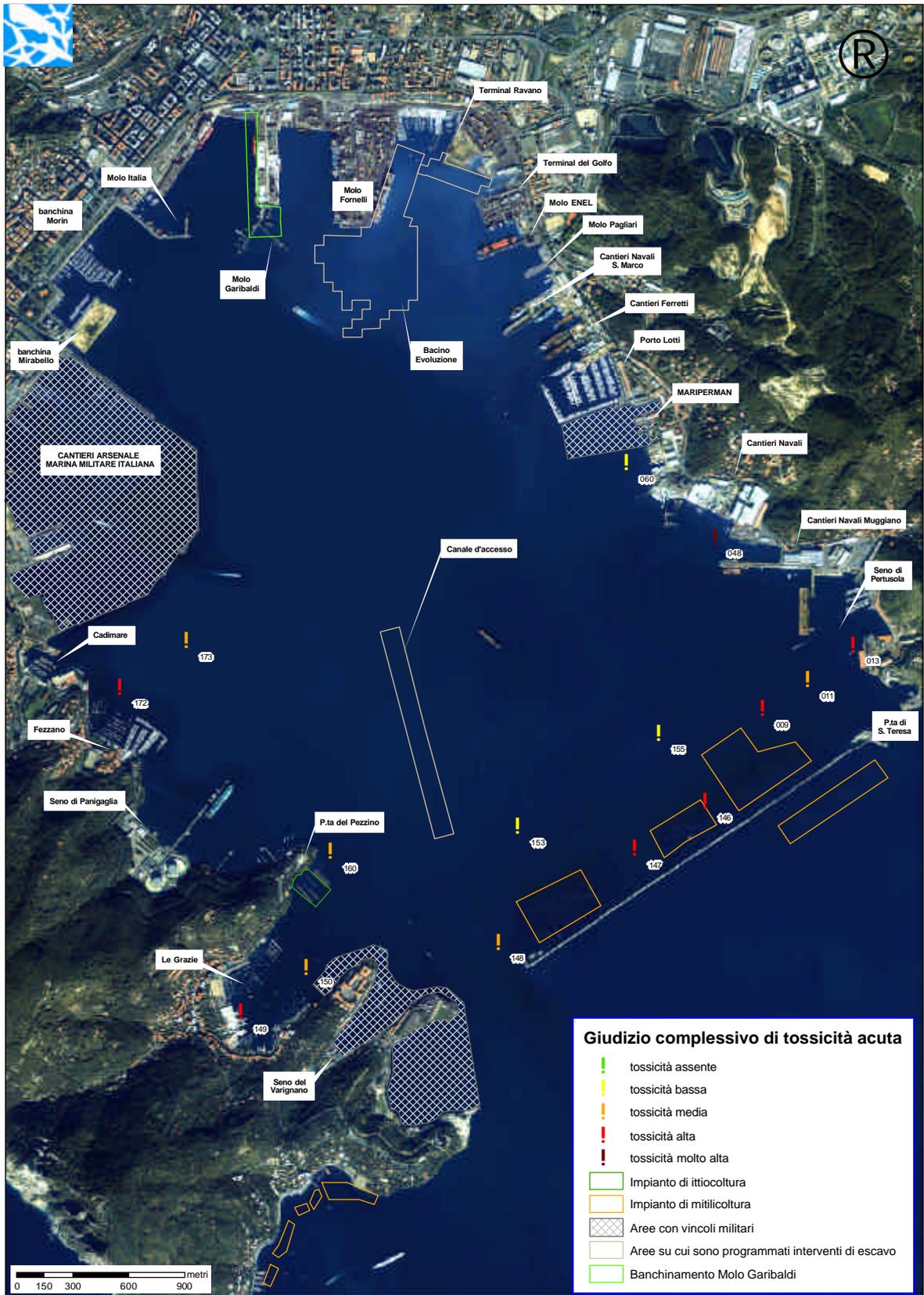


Figura 58: Ubicazione delle stazioni di campionamento per l'esecuzione dei saggi ecotossicologici e relativo giudizio complessivo di tossicità acuta



#### **4.4 Valutazione dello stato di qualità complessivo dei sedimenti del golfo della Spezia**

Dall'esame dei risultati delle analisi fisiche, chimiche, microbiologiche effettuate sui sedimenti dell'area marina perimetrata emerge uno stato di qualità ambientale particolarmente compromesso, evidente conseguenza di un inquinamento intenso sia pregresso che attuale. E' da rilevare comunque che la maggiore contaminazione riscontrata è localizzata principalmente lungo la fascia costiera e lungo il canale di accesso e per lo più concentrata nello strato più superficiale (nei primi 50-100 cm).

La contaminazione riscontrata è dovuta principalmente a metalli pesanti ed elementi in tracce e a composti organostannici, e secondariamente ad idrocarburi policiclici aromatici, idrocarburi pesanti e policlorobifenili. Tali evidenze sono confermate anche dai risultati delle analisi ecotossicologiche.

Da una visione complessiva si identificano alcune aree la cui contaminazione risulta particolarmente critica: l'area del Seno della Pertusola, il settore nord occidentale del Porto Mercantile (dal Molo Garibaldi alla Darsena Duca degli Abruzzi) ed il tratto costiero orientale, da Cadimare al Seno di Panigallia. In alcune di queste aree concentrazioni molto elevate di metalli e contaminanti organici si spingono anche a profondità maggiori.



## 5 ELABORAZIONE DEI RISULTATI AI FINI DELLA BONIFICA: IL CALCOLO DEI VOLUMI DI SEDIMENTO CONTAMINATO

Dal confronto delle concentrazioni dei contaminanti ricercati con i valori di intervento proposti dall'ICRAM, così come ridefiniti nel cap. 4.1, sono state infine individuate le superfici su cui è necessario avviare interventi di bonifica e sono stati calcolati i relativi volumi di sedimento da bonificare.

Si sottolinea che gli interventi di bonifica devono essere modulati in funzione della qualità e dei volumi di sedimento non conformi ai valori tabellari e della specifica destinazione d'uso delle aree specifiche per le quali sussiste una esigenza di azione. Alcune misure di intervento potranno essere, ad esempio:

- restrizione degli usi legittimi;
- messa in sicurezza d'emergenza;
- bonifica in situ;
- rimozione dei sedimenti non conformi ed attuazione di eventuali trattamenti.

Tali volumi sono stati calcolati per strati di sedimento (idealmente piani) con spessori consecutivi di 50 cm, fino alla profondità di 3 m rispetto al fondale marino, alla quale il numero di indagini effettuate è ritenuto significativo ai fini del calcolo dei volumi per l'intera Rada della Spezia.

Per indicazioni sul metodo utilizzato per l'analisi della variabilità spaziale dei singoli analiti ricercati, e quindi per il calcolo dei volumi di sedimento da bonificare, si rimanda a quanto descritto nel paragrafo 4.2.

Ai fini del calcolo del volume di sedimento da bonificare, ciascuna maglia del reticolo distribuito sull'intera area d'indagine è stata valutata in funzione della sovrapposizione dei valori di concentrazione dei diversi analiti. Ciascuna cella viene pertanto individuata come da bonificare se in essa si ha:

- superamento dei valori di intervento ICRAM per almeno uno degli analiti di interesse (As, Cd, Cu, Hg, Pb, Zn, PCB, TBT, IPA);
- superamento del valore di concentrazione pari al 90% del valore limite della colonna B della Tabella 1 del D.M. 471/99 per gli idrocarburi C>12, Sn e V. Per tali analiti è stato utilizzato questo limite ai fini di una corretta valutazione della qualità dei sedimenti in funzione delle ipotesi di gestione.

Sono riportate nel seguito, per strati di sedimento con spessori consecutivi di 50 cm e fino alla profondità di 3 m, le carte indicanti le superfici da bonificare (da figura 59 a figura 64). All'interno di tali superfici sono evidenziate, ai fini della corretta valutazione delle successive ipotesi di gestione, le aree in cui si hanno superamenti dei valori di concentrazione pari al 90% dei valori limite della colonna B della Tabella 1 del D.M. 471/99 per almeno uno degli analiti sopra indicati (As, Cd, Cu, Hg, Pb, Zn, PCB, TBT, IPA, idrocarburi C>12, Sn e V).

In queste carte sono evidenziate delle aree che potrebbero essere definite "aree di incertezza", poiché in esse, essendo molto vicine alla costa e in prossimità di banchine, vi è un accumulo maggiore di sedimenti, e questo comporta che l'estensione delle elaborazioni relative alle aree limitrofe non risulti del tutto



adeguata. Su tali aree, quindi, non si può escludere la necessità di una bonifica, e di conseguenza, prima di procedere a qualsiasi tipo di intervento, sarà necessario eseguire un ulteriore approfondimento di indagine. In considerazione delle caratteristiche delle aree specifiche, tale approfondimento potrebbe essere spinto anche oltre le profondità di indagine previste dal piano ICRAM.

Pur non essendo riportato sulle carte, tale incertezza potrebbe essere estesa anche alle aree del settore occidentale della Rada, in cui la densità di caratterizzazione non è stata sufficientemente dettagliata, essendo stata considerata in principio a minor rischio di contaminazione. In tale area, un approfondimento puntuale attorno alle stazioni risultate particolarmente compromesse potrebbe comportare una riduzione significativa dei volumi da bonificare.

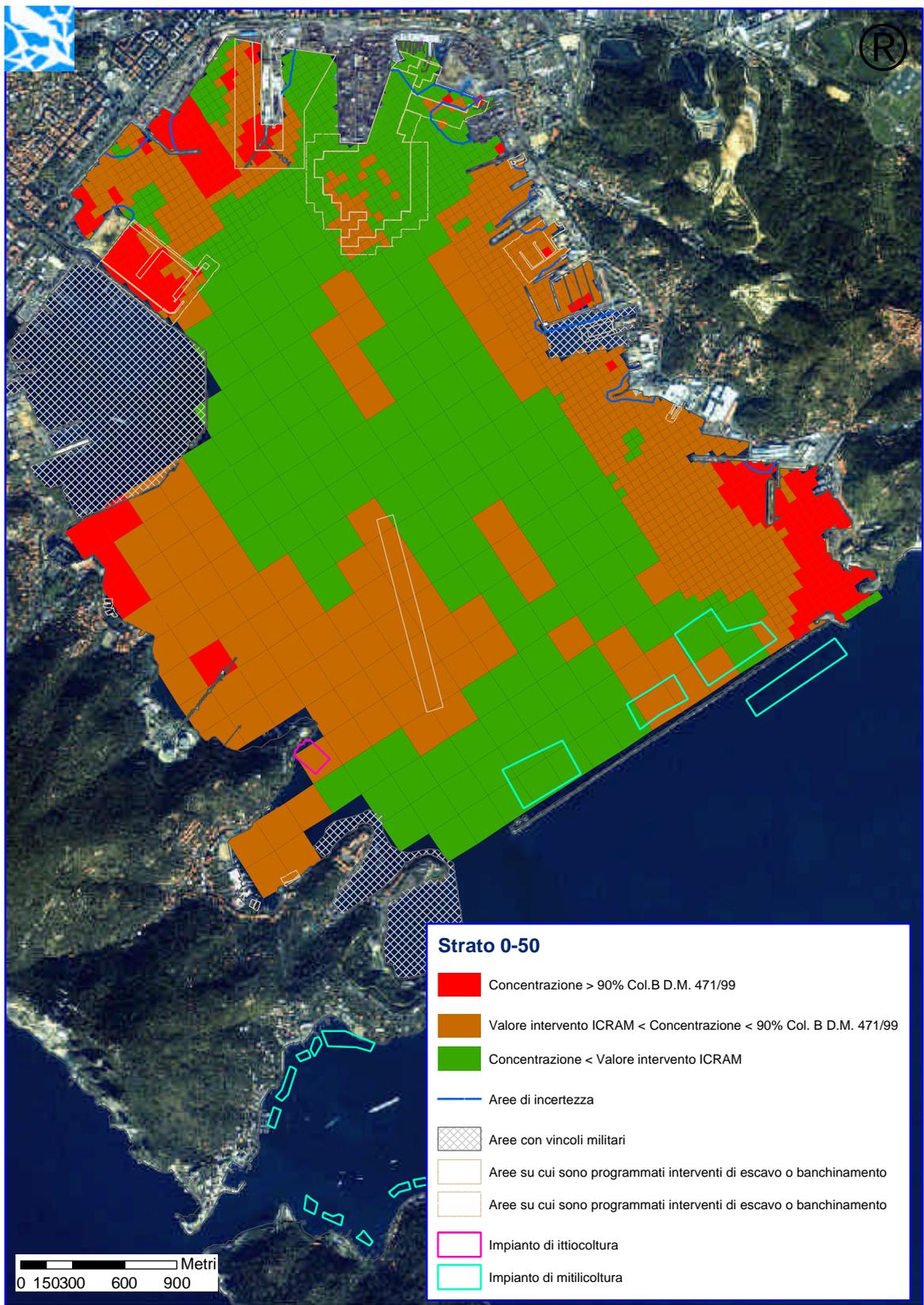


Figura 59: Strato di sedimento 0-50 cm – Aree da bonificare

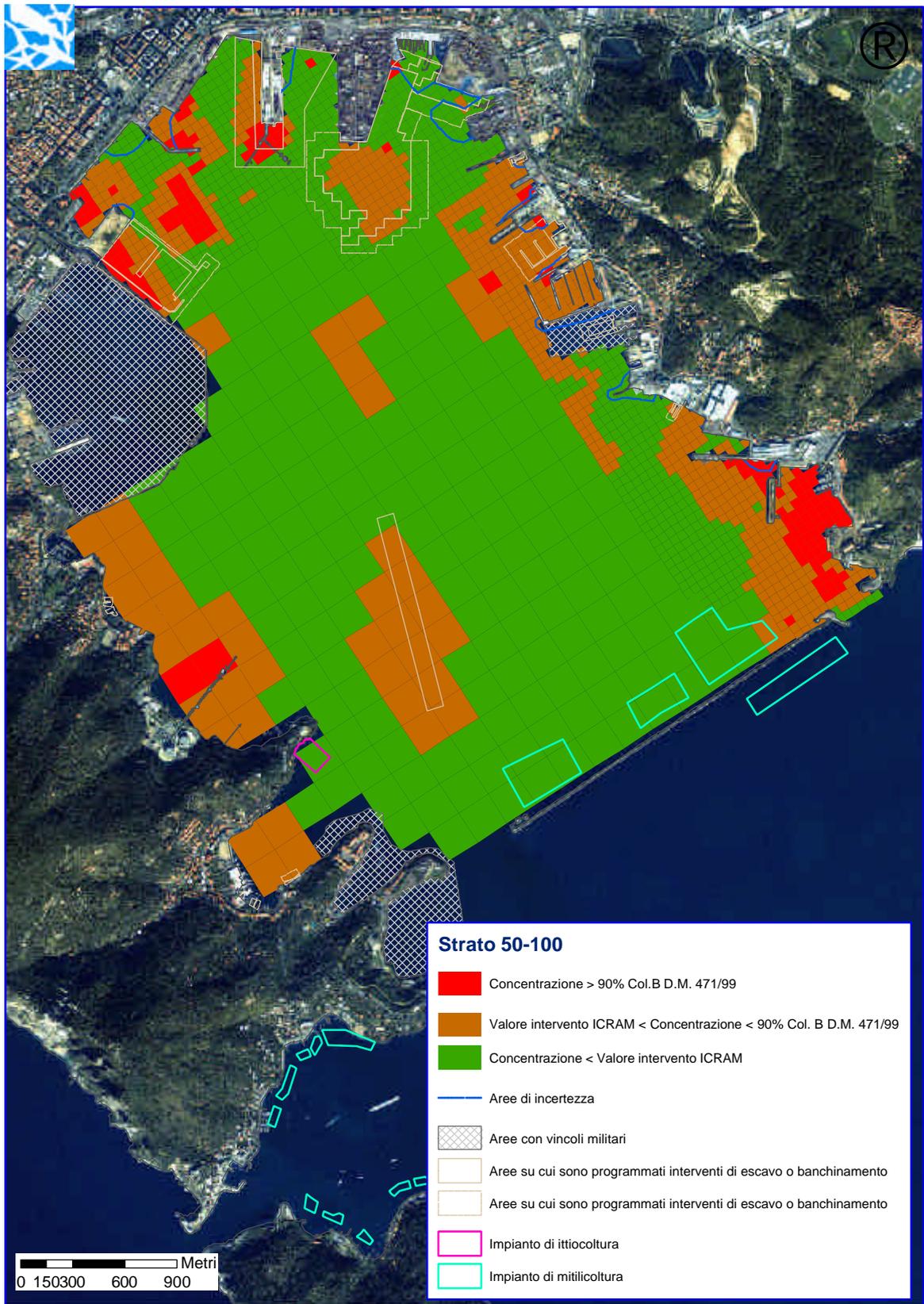


Figura 60: Strato di sedimento 50-100 cm – Aree da bonificare

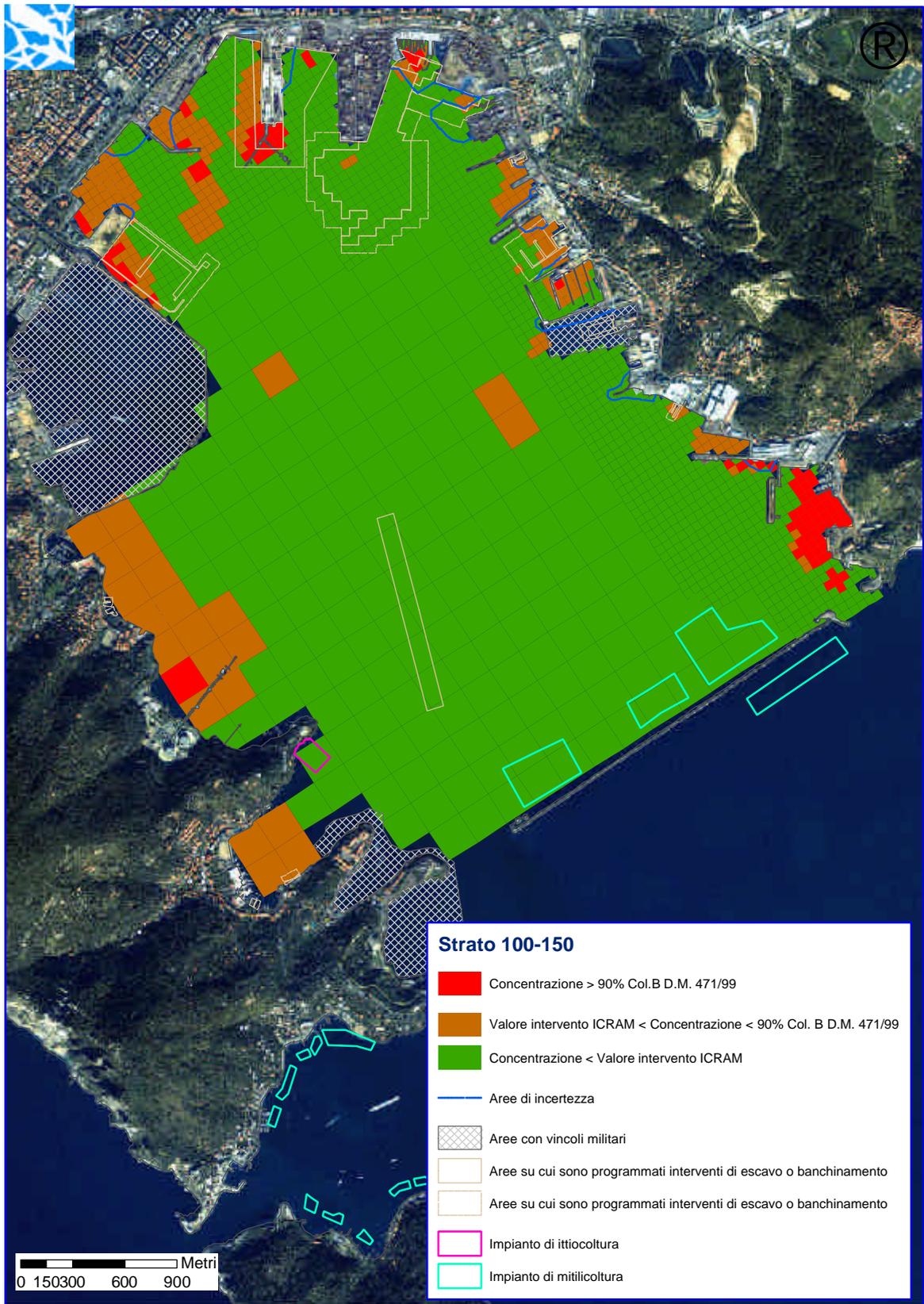


Figura 61: Strato di sedimento 100-150 cm – Aree da bonificare

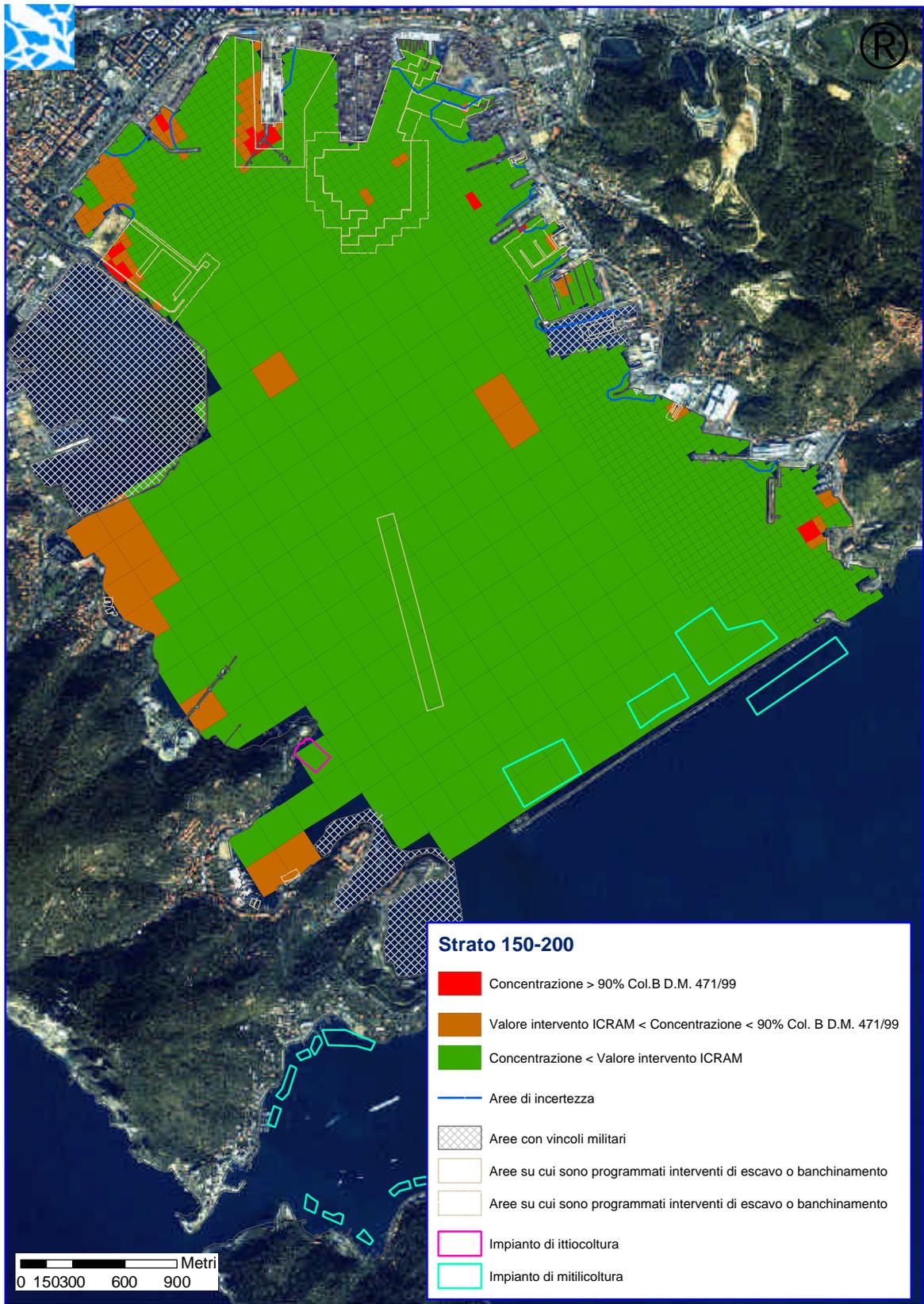


Figura 62: Strato di sedimento 150-200 cm – Aree da bonificare

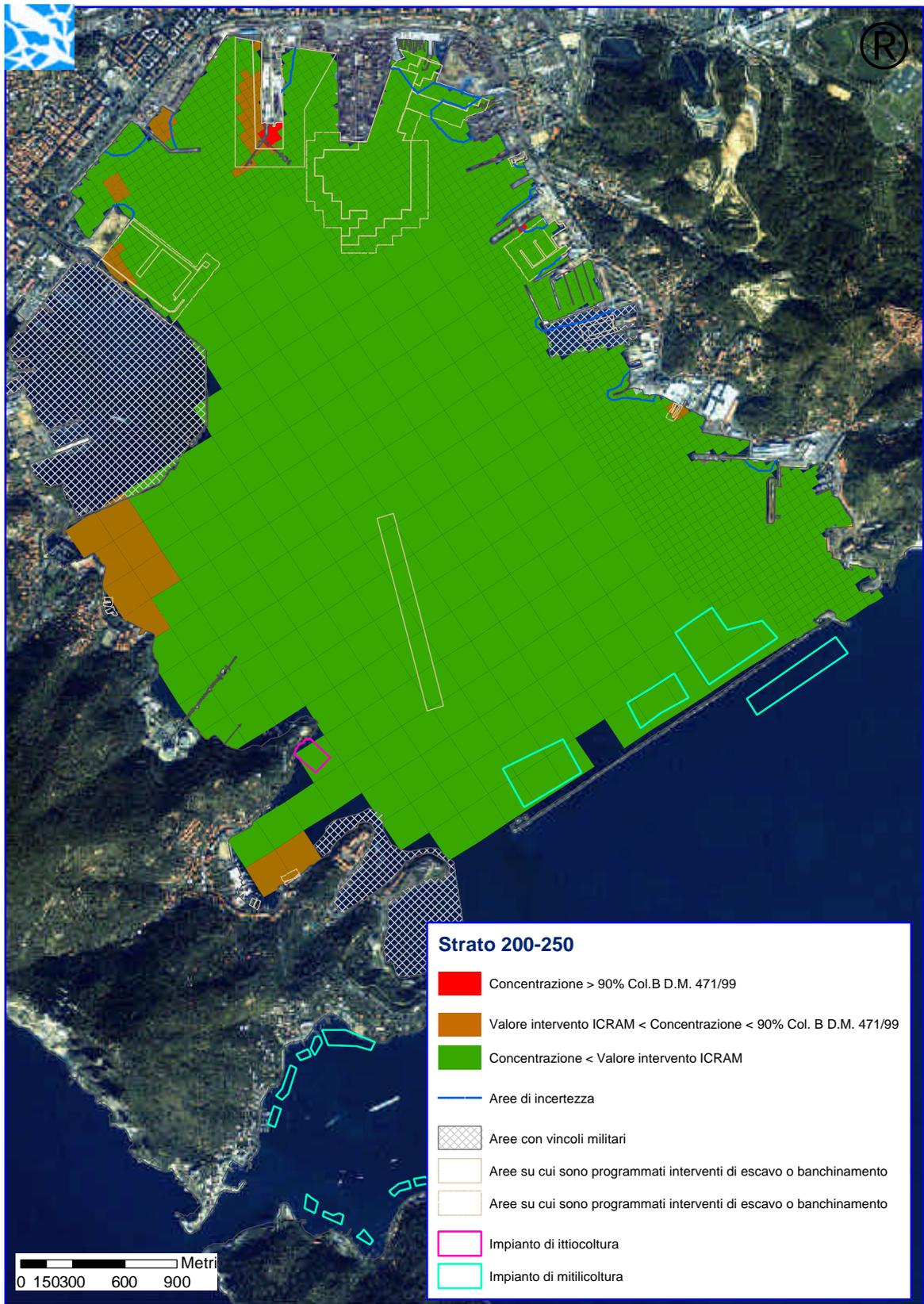


Figura 63: Strato di sedimento 200-250 cm – Aree da bonificare

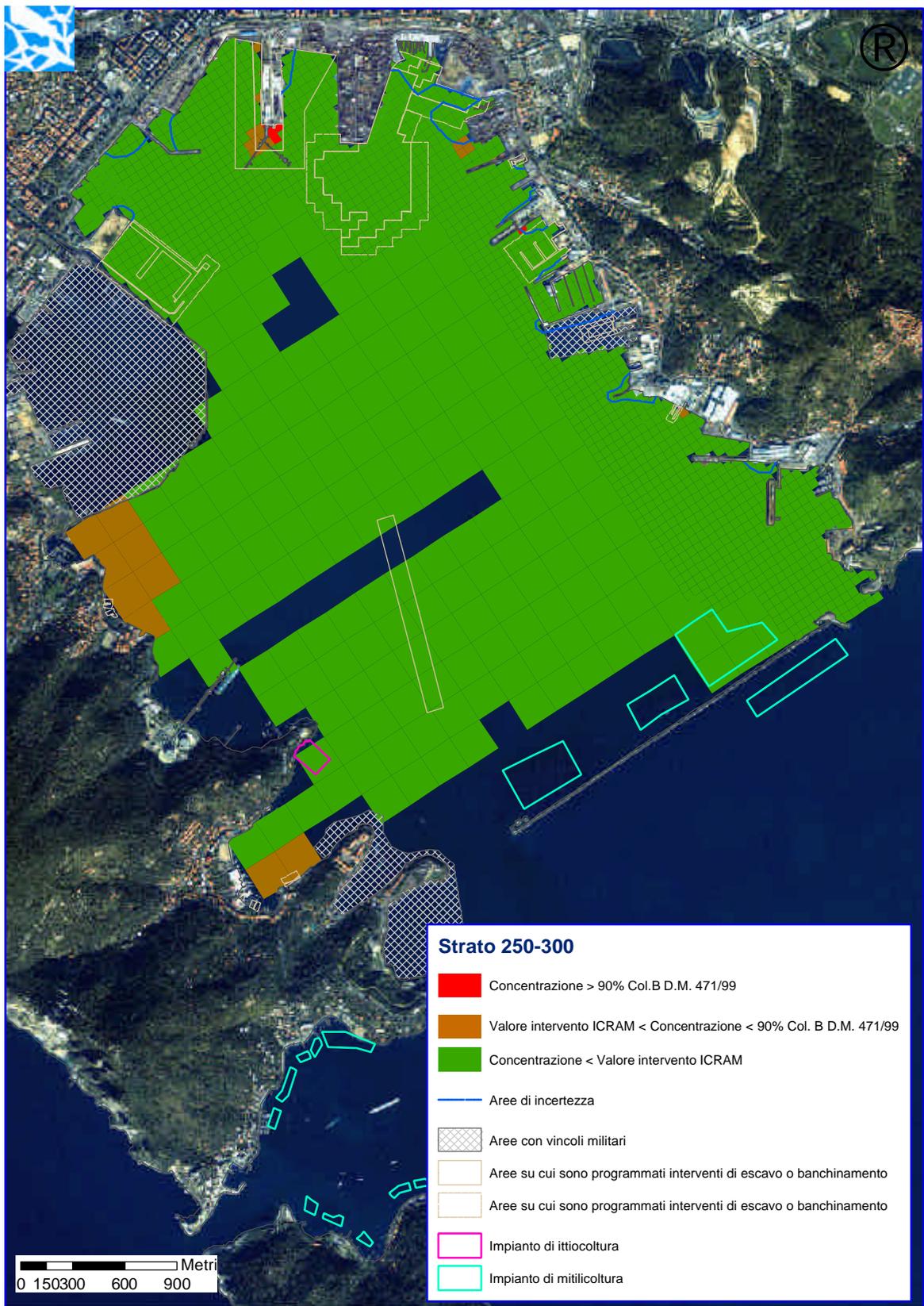


Figura 64: Strato di sedimento 250-300 cm – Superfici da bonificare



Nella tabella 5 sono riportati, per ciascuno strato consecutivo di sedimento con spessore pari a 50 cm, e fino alla profondità di 3 m, i volumi complessivi di sedimento da bonificare.

Tabella 5: Volumi complessivi di sedimento da bonificare fino alla profondità di 3 m dal fondale

<b>STRATO</b>	<b>VOLUME TOTALE DA BONIFICARE</b> [m <sup>3</sup> ]
0-50 cm	3.084.300
50-100 cm	1.829.100
100-150 cm	852.400
150-200 cm	395.900
200-250 cm	241.500
250-300 cm	190.300
<b>TOTALE fino a 3 m</b>	<b>6.593.500</b>

Ai fini della gestione del sedimento contaminato, inoltre, per ciascun strato, sono indicati in tabella 6 i volumi di sedimento con concentrazioni superiori al 90% del valore limite della colonna B della Tabella 1 del D.M. 471/99.

Tabella 6: Volumi di sedimento fino alla profondità di 3 m dal fondale con concentrazioni superiori al 90% della colonna B tab.1 All.1 D.M. 471/99

<b>STRATO</b>	<b>VOLUME CON CONCENTRAZIONI SUPERIORI AL</b> <b>90% COL. B TAB. 1 ALL.1 D.M.471</b> [m <sup>3</sup> ]
0-50 cm	458.550
50-100 cm	253.700
100-150 cm	140.700
150-200 cm	29.300
200-250 cm	6.100
250-300 cm	4.250
<b>TOTALE fino a 3 m</b>	<b>892.600</b>

In merito ai volumi di sedimento con concentrazioni superiori al 90% del valore limite della colonna B della Tabella 1 del D.M. 471/99 (identificati in rosso nelle figure da 59 a 64), è possibile effettuare una ulteriore classificazione sulla base della tipologia di inquinanti presenti, ai fini di un eventuale trattamento di decontaminazione:

- sedimenti contaminati prevalentemente da metalli;
- sedimenti contaminati prevalentemente da inquinanti organici.

Tale suddivisione viene riportata nelle figure da 65 a 70.

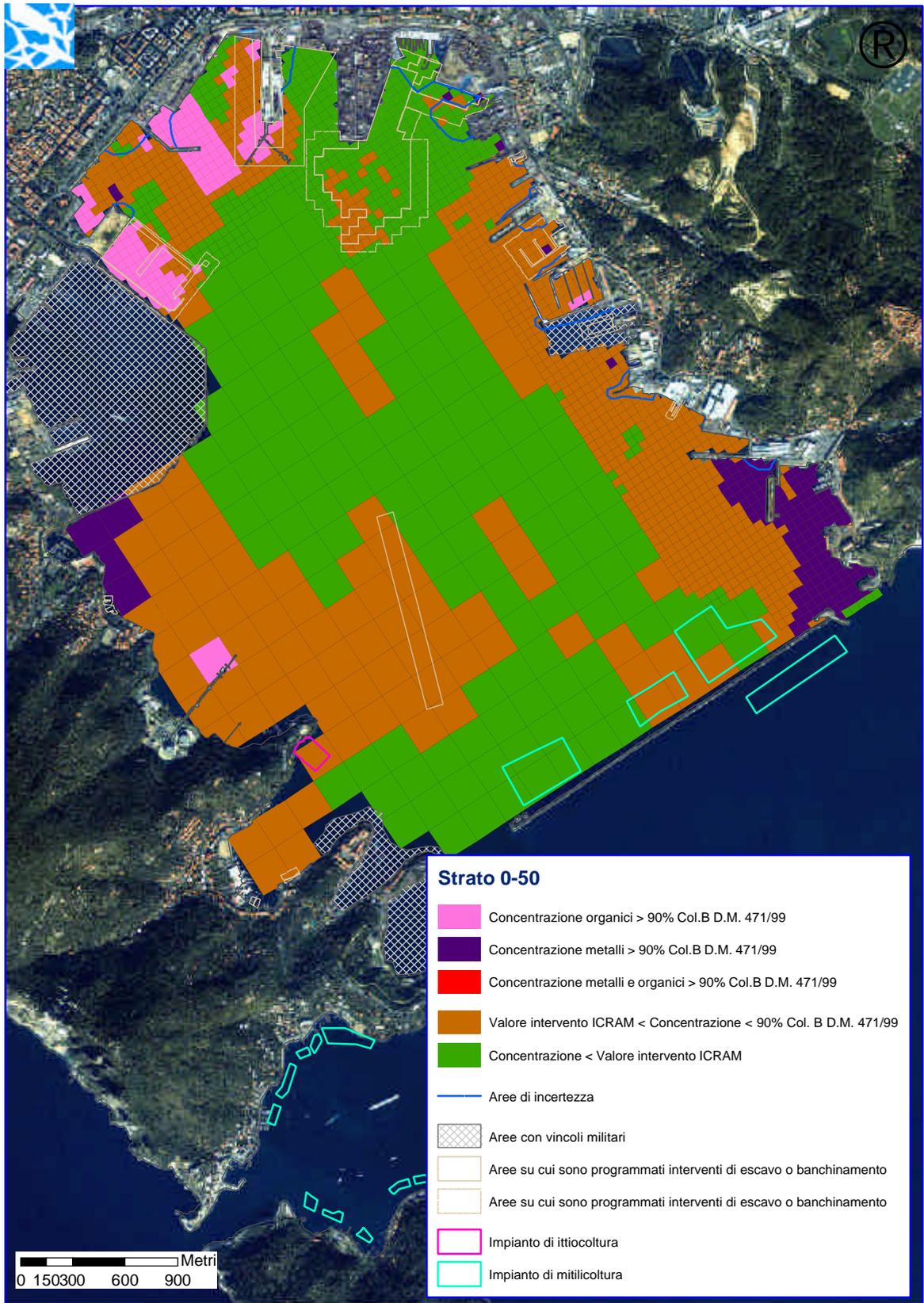


Figura 65: Strato di sedimento 0-50 cm – Aree da bonificare con suddivisione della contaminazione organica e inorganica nelle aree con concentrazioni superiori al 90% della colonna B Tab.1 All. 1 D.M. 471/99

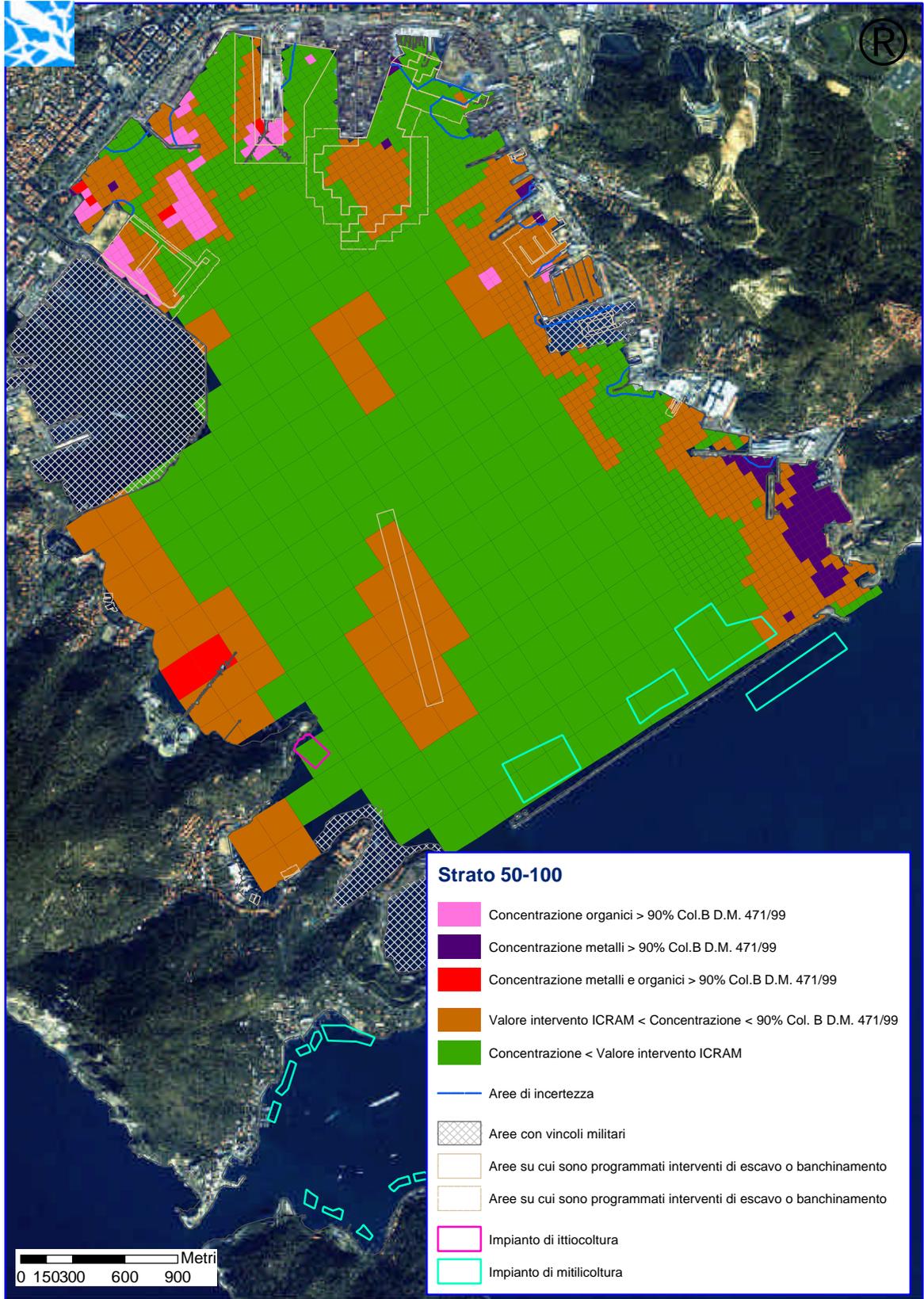


Figura 66: Strato di sedimenti 50-100 cm – Aree da bonificare con suddivisione della contaminazione organica e inorganica nelle aree con concentrazioni superiori al 90% della colonna B Tab.1 All. 1 D.M. 471/99

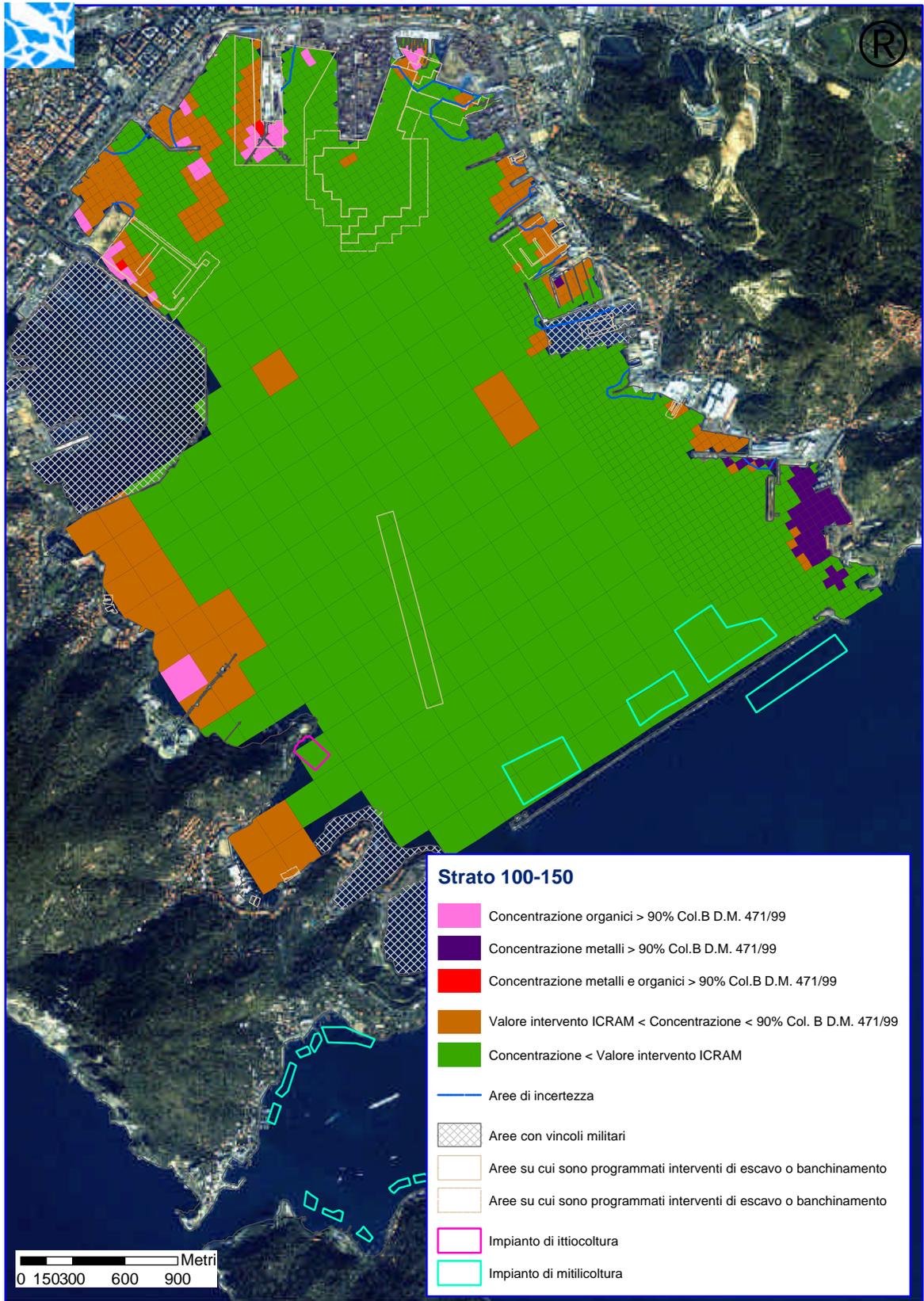


Figura 67: Strato di sedimento 100-150 cm – Aree da bonificare con suddivisione della contaminazione organica e inorganica nelle aree con concentrazioni superiori al 90% della colonna B Tab.1 All. 1 D.M. 471/99

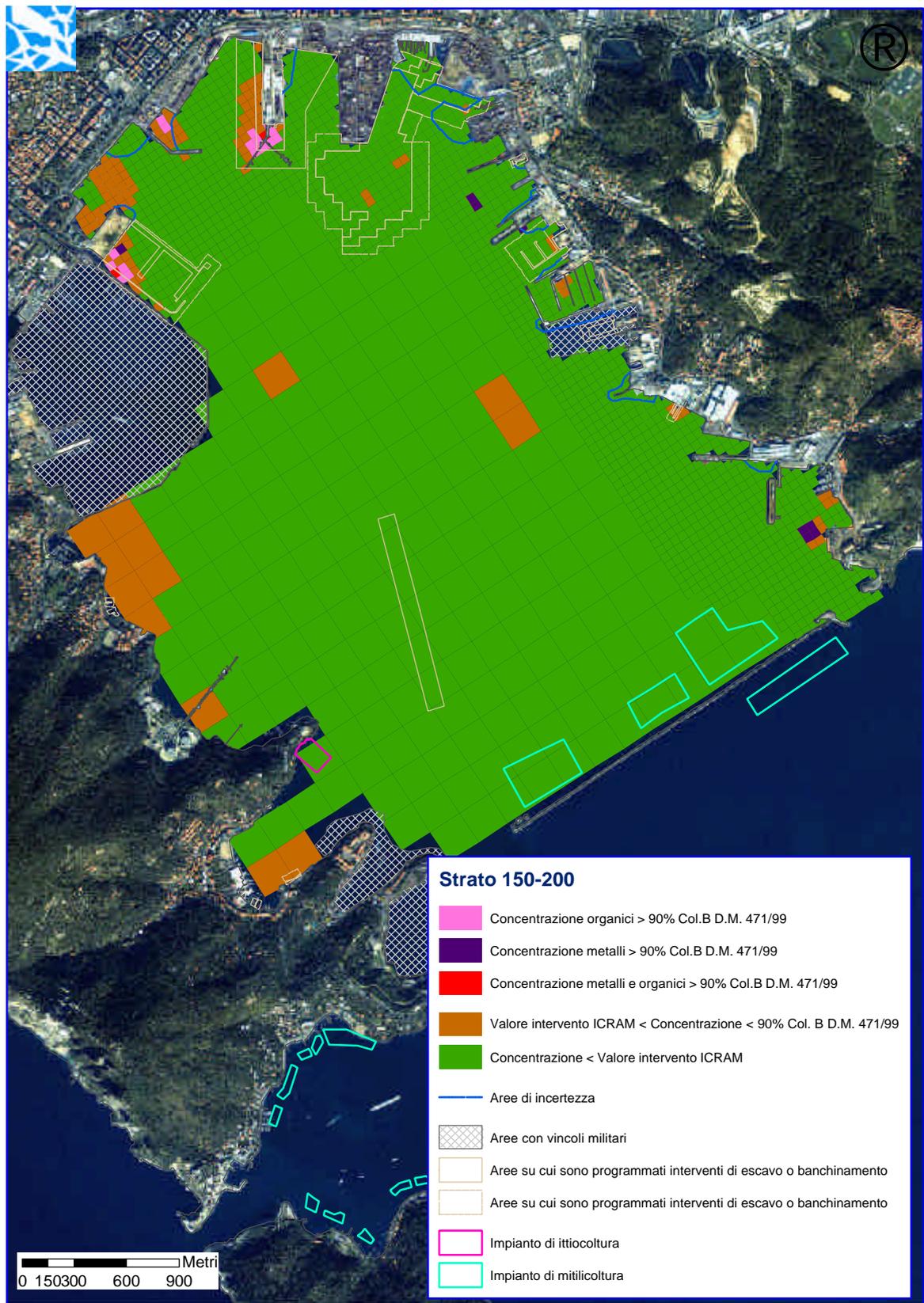


Figura 68: Strato di sedimento 150-200 cm – Aree da bonificare con suddivisione della contaminazione organica e inorganica nelle aree con concentrazioni superiori al 90% della colonna B Tab.1 All. 1 D.M. 471/99

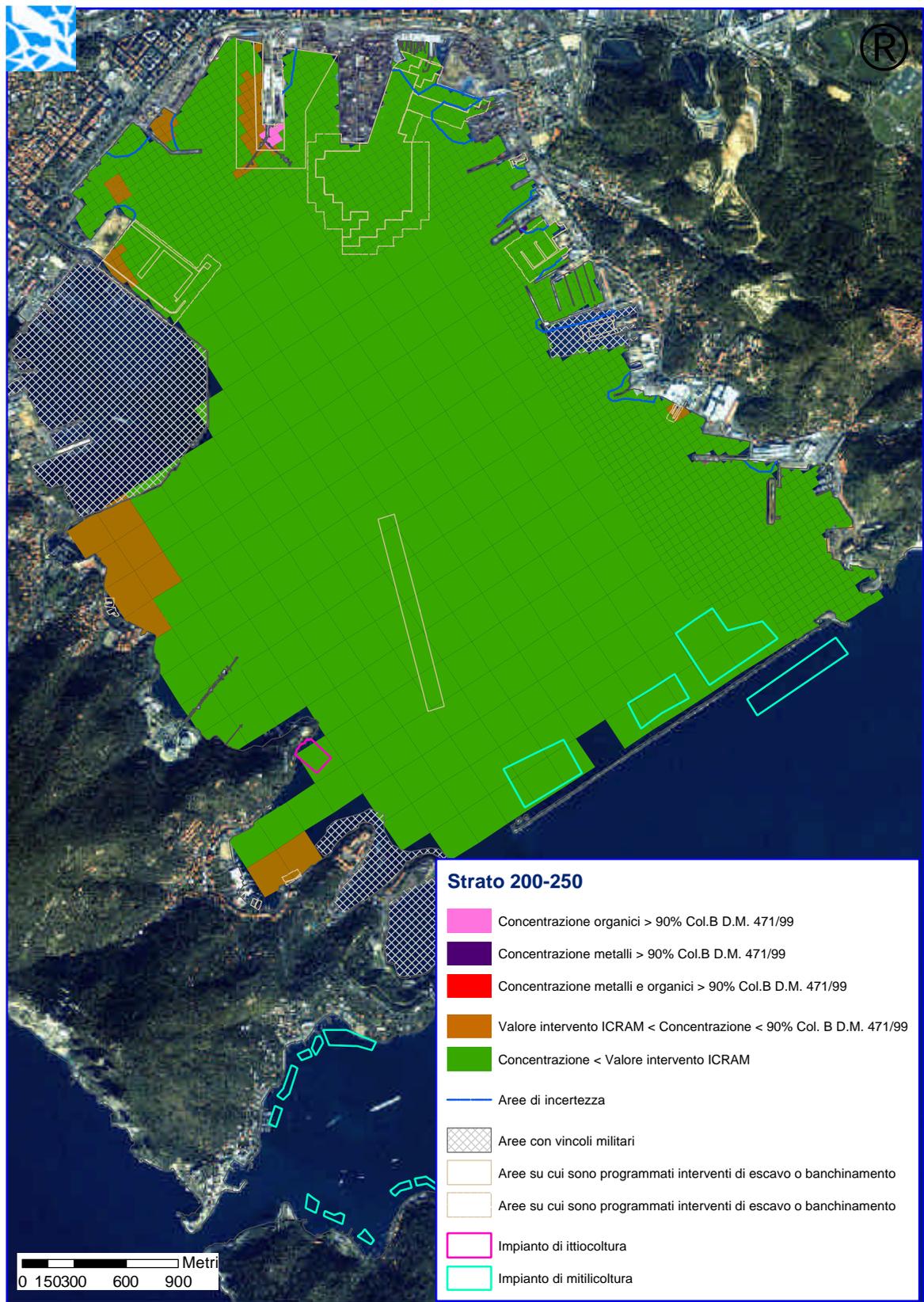


Figura 69: Strato di sedimento 200-250 cm – Aree da bonificare con suddivisione della contaminazione organica e inorganica nelle aree con concentrazioni superiori al 90% della colonna B Tab.1 All. 1 D.M. 471/99

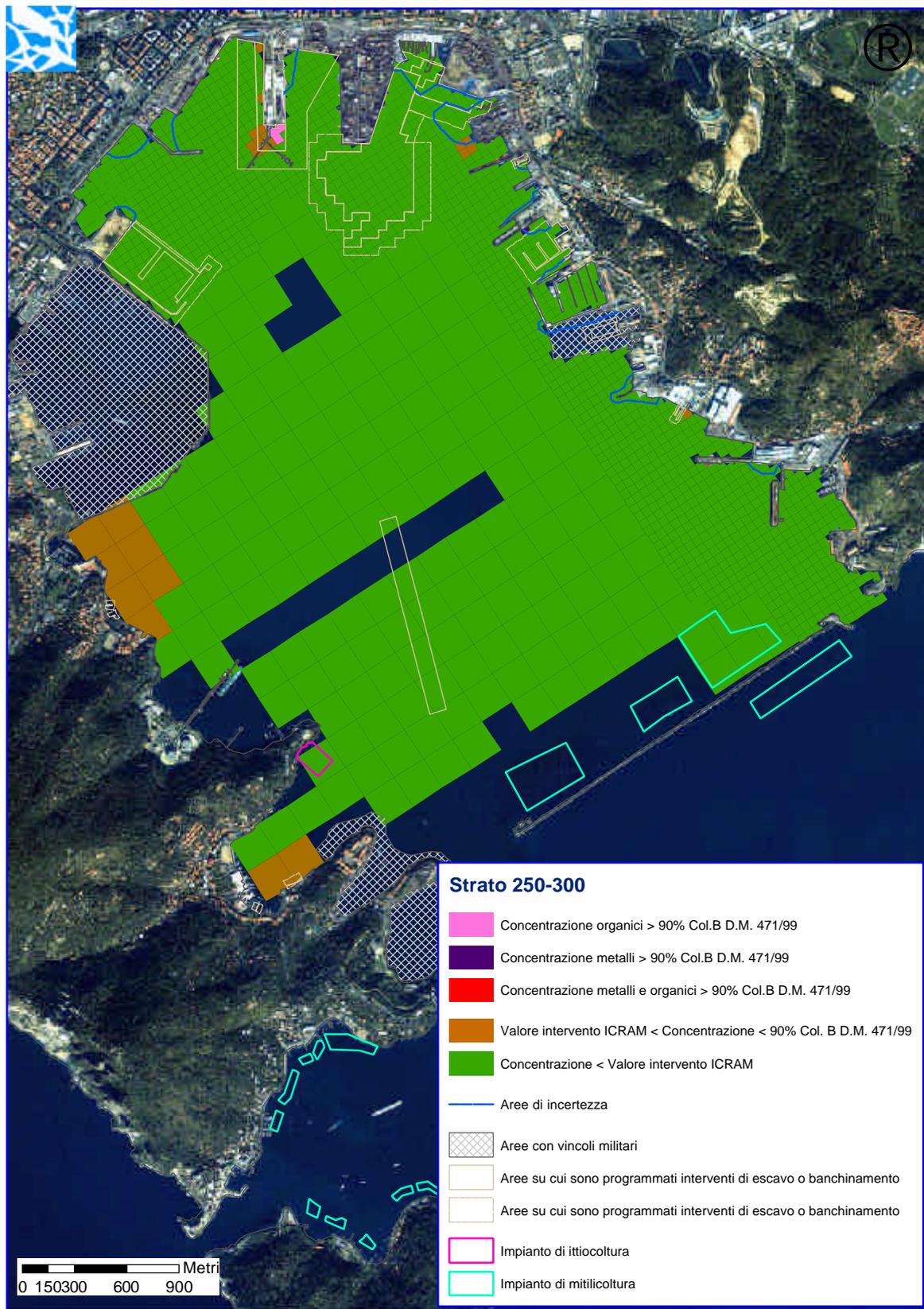


Figura 70: Strato di sedimento 250-300 cm – Aree da bonificare con suddivisione della contaminazione organica e inorganica nelle aree con concentrazioni superiori al 90% della colonna B Tab.1 All. 1 D.M. 471/99



Si ricorda che le stime dei volumi sopra riportate sono state effettuate ai fini di fornire un'indicazione della distribuzione dei contaminanti all'interno dell'intera Rada della Spezia e di calcolare i volumi globali di sedimento contaminato da sottoporre a bonifica, trascurando pertanto criticità puntuali rilevate su piccola scala.

Si precisa pertanto che, ai fini della redazione di un progetto definitivo di bonifica su un'area specifica, le elaborazioni riportate nel presente documento dovranno essere riconsiderate all'interno della singola area, utilizzando variogrammi elaborati specificatamente per tale area, individuando così con una maggiore affidabilità i volumi di sedimento da bonificare.

A titolo riassuntivo si riporta la carta complessiva (figura 71), che tiene conto delle elaborazioni di tutti i dati ad oggi disponibili di ciascuno strato di sedimento, indicante la superficie su cui non risulta necessario effettuare interventi di bonifica (aree verdi), quella su cui invece ne viene evidenziata l'esigenza e le "aree di incertezza" così come sopra definite.

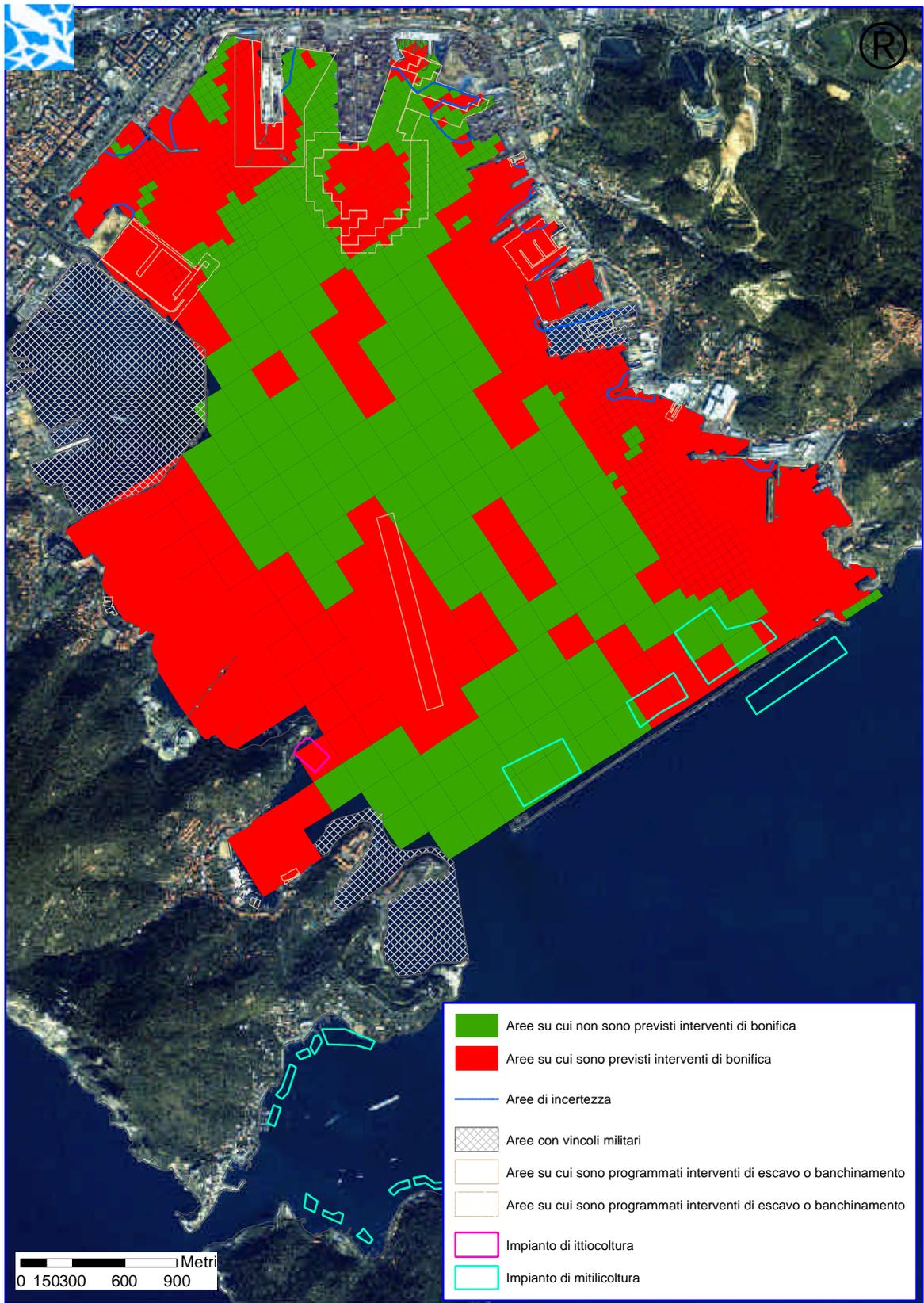


Figura 71: Carta complessiva con superfici da bonificare



## 6 TECNOLOGIE APPLICABILI PER LA BONIFICA

A seguito dell'analisi della tipologia e dell'entità della contaminazione dei volumi di sedimento da bonificare, dovranno essere individuate le più idonee tecnologie di bonifica, che potranno consistere in:

- un'attività di rimozione ed invio a discarica o ad un opportuno impianto di trattamento, nel caso in cui vi sia un elevato rischio di tipo sanitario e/o ambientale;
- un'attività di rimozione e ricollocamento in strutture di confinamento realizzate in ambito portuale o costiero (vasche di colmata) o invio ad un opportuno trattamento o a discarica, nel caso in cui vi sia un alto rischio per l'ecosistema acquatico (superamenti significativi dei valori di intervento, superamenti dei valori di intervento in aree in cui vi siano impianti di mitilicoltura o ittiocoltura, superamenti dei valori di intervento in aree in cui vi sia continua risospensione del sedimento, con rischio di diffusione della contaminazione);
- interventi di trattamento in situ, nel caso di contaminazione lieve;
- eventuali limitazioni d'uso dell'area.

Tra gli interventi sopra menzionati dovranno essere privilegiate le soluzioni mirate al recupero e riutilizzo dei sedimenti da bonificare, nel rispetto della normativa vigente. La selezione delle tecnologie effettivamente attuabili dovrà essere basata su:

- Obiettivi fissati per la bonifica
- Impatto sull'ambiente
- Realizzabilità tecnica nel sito in esame
- Tempi di realizzazione
- Analisi costi-benefici

Ad ogni modo, per tutte le fasi previste dai singoli interventi di bonifica dovrà essere previsto ed attuato un piano di monitoraggio estensivo per il controllo dell'assenza di effetti nocivi sull'ambiente circostante.

Nel caso in cui siano previste attività di rimozione dei sedimenti, dovrà essere effettuata una ricognizione specifica, al fine di identificare la presenza di eventuali ordigni bellici sepolti e provvedere alla loro rimozione.

La rimozione dei sedimenti contaminati dovrà essere effettuata con tecniche di dragaggio ambientale, volte alla minimizzazione della risospensione dei sedimenti e della produzione di torbidità.

Dovranno inoltre essere valutate le diverse tecnologie di trattamento dei sedimenti contaminati, ai fini dell'individuazione delle soluzioni tecniche più idonee per le diverse tipologie di sedimento contaminato, privilegiando, ove possibile, le tecnologie "in situ", e, nel caso di rimozione, le opzioni di riutilizzo benefico del materiale dragato.



## 6.1 RICERCA DI ORDIGNI BELLICI

Così come previsto dal piano di caratterizzazione ICRAM, contestualmente all'attività di campionamento dei sedimenti sono state realizzate indagini puntuali finalizzate all'individuazione di eventuali residui bellici sepolti nei fondali marini in prossimità dei punti di campionamento. I rilievi effettuati non hanno evidenziato alcuna anomalia.

Tuttavia, prima dell'esecuzione di eventuali interventi di bonifica mediante rimozione dei sedimenti sarà necessario effettuare ulteriori indagini sull'intera area in esame.

Il rilievo per la ricerca e localizzazione di eventuali residui bellici nell'area marina interessata da attività di dragaggio viene effettuato mediante sistemi magnetometrici, manovrati da idonea imbarcazione, integrando eventualmente le indagini con rilievi a mezzo di *Side Scan Sonar*. Qualora siano individuati eventuali ordigni bellici, a completamento dell'indagine può essere effettuato un rilievo sismostratigrafico del fondale fino alla profondità di perforazione, utilizzando un profilatore acustico di sedimenti (*Sub Bottom Profiler*).

Le indagini magnetometriche sono in grado di rilevare la presenza di masse ferromagnetiche in uno strato di fondale di altezza indicativamente pari a 2 metri. Qualora le attività di dragaggio previste per la bonifica interessino uno strato di fondale superiore ai 2 metri, l'approfondimento dell'indagine ai sedimenti ubicati a profondità maggiori potrà avvenire una volta rimossi i primi 2 metri di fondale, procedendo così per strati.

Terminate le operazioni di ricerca e localizzazione, sarà quindi possibile passare alla fase di rimozione, mediante scavi subacquei effettuati nei punti individuati in precedenza.

In termini di costi, la fase più onerosa della bonifica di ordigni bellici è quella di ricerca e localizzazione, per la quale è necessario il noleggio di un'imbarcazione idonea ai rilievi, dotata della strumentazione per il posizionamento e per le indagini, con presenza a bordo di tecnici specializzati.

Il costo può variare tra i 30 €/ha e i 400 €/ha, a seconda dell'estensione della superficie totale da indagare (più grande è l'area, più vengono ammortizzati i costi fissi) e delle modalità di indagine.

A titolo indicativo, si riporta nella tabella 7 uno schema indicativo dei costi per l'esecuzione delle attività di ricerca e localizzazione degli ordigni in aree di grande estensione, mediante utilizzo di Magnetometro, Side Scan Sonar e Sub Bottom Profiler.

Tabella 7: Costi indicativi (IVA esclusa) per la ricerca e localizzazione di ordigni bellici per singolo strato di 2 m

Costo complessivo per un'area di 100 ha	17.000,00 €
Costo complessivo per un'area di 800 ha	22.000,00 €



In merito alle attività di bonifica vera e propria, si deve precisare che il costo della rimozione del singolo ordigno è estremamente variabile in funzione della batimetria nel punto, nonché del volume di scavo subacqueo necessario.

Si può considerare un costo variabile tra gli 80 € (4 m di profondità del fondale rispetto al l.m.m.) e i 200 € (18 m di profondità del fondale rispetto al l.m.m.) per singolo ordigno da rimuovere, considerando un volume di scavo pari a 5 m<sup>3</sup>.

Per un volume di scavo pari a 2 m<sup>3</sup> il costo scende a 30÷90 €.

Una indicazione dei costi unitari per la bonifica degli ordigni sepolti è fornito in tabella 8.

Tabella 8: Costi indicativi per la rimozione di ordigni e masse ferrose (compresi gli scavi subacquei fino a 2 m di profondità) in funzione della profondità del fondale rispetto al l.m.m.

Con altezza del battente d'acqua fino a 2 m	8,00 €/m <sup>3</sup>
Con altezza del battente d'acqua da 2 a 10 m	13,00÷26,00 €/m <sup>3</sup>
Con altezza del battente d'acqua da 10 a 18 m	30,00÷44,00 €/m <sup>3</sup>

## 6.2 ATTIVITÀ DI RIMOZIONE DEI SEDIMENTI

Nel caso in cui la tecnologia di bonifica prescelta preveda la rimozione dei sedimenti contaminati, sia che si tratti di bonifica parziale (al fine di eliminare il continuo apporto di contaminazione all'ambiente circostante) che totale (al fine di rendere il fondale nuovamente corrispondente ai criteri di qualità desiderati), tale attività, definita nella letteratura internazionale come "*remedial dredging*", dovrà essere svolta secondo opportune modalità, in modo tale da minimizzare gli impatti sull'ambiente.

L'attività di dragaggio dei sedimenti, quand'anche non contaminati, comporta una serie di effetti sull'ambiente circostante, sia sul comparto abiotico che sul comparto biotico, principalmente dovuti all'aumento della torbidità legata alla risospensione dei sedimenti. Quando i sedimenti sono contaminati, a tali effetti di tipo prevalentemente fisico si aggiungono quelli causati dalla dispersione delle sostanze contaminanti presenti nei sedimenti.

Più nel dettaglio, gli effetti sul comparto abiotico del dragaggio di sedimenti contaminati possono essere:

- l'aumento della torbidità associata alla risospensione dei sedimenti;
- la mobilitazione dei contaminanti associati alle particelle in sospensione;
- la diminuzione temporanea della concentrazione di ossigeno disciolto nella colonna d'acqua;
- la variazione della concentrazione dei nutrienti nella colonna d'acqua;
- la solubilizzazione di contaminanti in seguito al cambiamento delle condizioni chimico-fisiche del sedimento.

I potenziali effetti delle attività di dragaggio di sedimenti contaminati sul comparto biotico sono invece i seguenti:

- gli effetti dei contaminanti rimessi in circolo dalle attività di dragaggio su differenti organismi marini e l'eventuale ingresso nella catena alimentare delle particelle



- contaminate (particolarmente critico nel caso di presenza di attività di pesca e di impianti di acquacoltura, come nella Rada della Spezia);
- la possibile contaminazione microbiologica degli organismi presenti nell'area (con particolare attenzione agli allevamenti della Rada della Spezia);
  - le possibili alterazioni qualitative delle biocenosi sensibili presenti nell'area potenzialmente influenzata dall'aumento della torbidità.

Nel caso di dragaggio di sedimenti contaminati, le attività di rimozione richiedono pertanto un approccio particolare, volto alla minimizzazione degli impatti sull'ambiente. Tale dragaggio viene definito di tipo "ambientale".

Si fa inoltre presente che le draghe e le imbarcazioni di servizio utilizzate possono potenzialmente avere effetti:

- sulla qualità dell'acqua, in seguito a perdite durante la procedura di rifornimento, o a causa di uno smaltimento non appropriato dei rifiuti e degli oli di scarto;
- sulla qualità dell'aria, per le emissioni di gas di scarico dei macchinari utilizzati, per il rumore provocato dai motori e per l'eventuale sollevamento e trasporto aereo del particolato (materiale dragato); tali effetti sono genericamente di basso impatto poiché le attività si svolgono spesso in ambienti spaziosi e arieggiati, distanti dai centri residenziali propriamente detti.

In generale le attività di dragaggio possono inoltre avere effetti di tipo socioeconomico, in particolare di disturbo alla navigazione, alle attività di pesca ed alle attività ricreative.

### **6.2.1 Sistemi di dragaggio ambientale**

Il dragaggio "ambientale" deve rispondere ad alcuni requisiti, finalizzati alla minimizzazione degli impatti sull'ambiente circostante. Tali requisiti sono:

- *Elevata selettività e precisione nel posizionamento e nel taglio*  
Nel caso di sedimenti contaminati in maniera eterogenea e/o puntuale, una accurata campagna di caratterizzazione consentirà di individuare volumi di sedimento con differenti caratteristiche di contaminazione, nonché lenti ed *hot spots*. Un sistema di posizionamento ad elevata precisione e di monitoraggio in tempo reale della posizione nello spazio del sistema dragante e, più in particolare, della testa dragante, è quindi essenziale per permettere la realizzazione di un profilo di scavo accurato e la rimozione selettiva dei sedimenti in funzione dei livelli di concentrazione riscontrati, minimizzando così i volumi dragati e l'energia ed i costi associati alle differenti opzioni di gestione ipotizzate.
- *Prevenzione della perdita di materiale ("spill")*  
Durante le operazioni di dragaggio, così come nelle successive fasi di trasporto e di ricollocamento del materiale dragato, si devono evitare il rilascio e la perdita di sedimento nella colonna d'acqua. In particolare, in fase di escavo, la testa dragante deve essere opportunamente dimensionata e manovrata (così come, nel caso specifico di rimozione idraulica, grande attenzione deve essere posta nel



dimensionamento della pompa di aspirazione) affinché tutto il materiale tagliato o smosso dalla testa dragante sia poi allontanato.

- *Prevenzione dell'incremento di torbidità e della dispersione delle sostanze dannose*

Durante le operazioni di dragaggio, così come nelle successive fasi di trasporto e di ricollocamento del materiale dragato, devono essere minimizzate la risospensione dei sedimenti e la produzione di torbidità. In particolare, la testa dragante deve essere progettata in modo tale che il meccanismo di rimozione (eventualmente affiancato da misure di mitigazione aggiuntive, come ad esempio le panne) arrechi il minimo disturbo al sedimento.

- *Ottimizzazione della concentrazione del materiale dragato, in relazione alla sua destinazione finale (trattamento e recupero)*

Il processo di dragaggio deve minimizzare la quantità d'acqua rimossa insieme al sedimento, prelevando quindi un materiale con densità il più possibile prossima alla densità del sedimento in situ. Ciò al fine di minimizzare il volume dragato ed i successivi costi di gestione, poiché nella maggior parte dei casi l'acqua contenuta nel fango derivante dal dragaggio di sedimenti contaminati non ha le caratteristiche di qualità richieste per un eventuale scarico in acque superficiali e deve essere successivamente trattata.

- *Sicurezza*

Il processo di dragaggio deve essere essenzialmente costituito da un sistema chiuso poiché deve garantire che i lavoratori vengano il meno possibile in contatto con il materiale dragato. Inoltre il processo di dragaggio deve essere poco sensibile all'eventuale presenza di detriti grossolani, così come deve limitare al massimo il numero di attività in cui il personale può venire in contatto con il materiale contaminato. In questo senso, un sistema di trasporto mediante betta di appoggio è meno sicuro di un sistema di dragaggio idraulico con refluento dei fanghi fino al sito di scarico mediante tubazione.

Per dare una risposta alle nuove esigenze in termini di rimozione di sedimenti altamente contaminati, numerose compagnie di dragaggio hanno sviluppato negli anni sistemi di rimozione che consentono un dragaggio selettivo, preciso, ambientalmente corretto e sicuro, sia adattando o migliorando con accorgimenti tecnici di semplice realizzazione alcune tipologie di draghe già esistenti che disegnando vere e proprie "draghe di tipo ambientale".

I miglioramenti più evidenti sono stati ottenuti in relazione alle attività di monitoraggio del processo di dragaggio.

Le draghe ambientali più moderne possono infatti contare, in maniera più o meno completa, su una elevata accuratezza del sistema di posizionamento e su processi automatizzati che consentono la visualizzazione in tempo reale, su un accurato modello del fondale (Digital Terrain Model), di: profondità di dragaggio, posizione della testa dragante, volume dragato, portata di aspirazione, densità del fango di dragaggio, velocità di avanzamento o rotazione, etc.



La conoscenza e la visualizzazione di tali dati consente di regolare immediatamente le modalità operative del sistema dragante in funzione degli obiettivi stabiliti.

Ciascuna delle tipologie di draghe esistenti può essere valutata in base ai suddetti parametri: elevata selettività e precisione nel posizionamento e nel taglio, minimizzazione della perdita di materiale, minimizzazione della produzione di torbidità, ottimizzazione della concentrazione di materiale, sicurezza dei lavoratori.

A ciascuno di tali parametri può essere assegnata una differente priorità in funzione della tipologia di intervento previsto.

Nel caso particolare dell'area marina perimetrata come sito di bonifica di interesse nazionale di Pitelli, in considerazione dell'elevata contaminazione riscontrata nei sedimenti e della presenza di obiettivi sensibili ai potenziali effetti delle attività di dragaggio (impianti di mitilicoltura all'interno della diga foranea ed in località Porto Venere, praterie di *Posidonia oceanica* in località Porto Venere, etc.), nella breve descrizione riportata nel seguito delle tipologie di draghe ambientali utilizzabili, sarà data priorità all'analisi della produzione di torbidità e dell'aumento dei solidi in sospensione.

#### 6.2.1.1 Dragaggio ambientale di tipo meccanico

Le draghe di tipo meccanico utilizzano forze meccaniche per disgregare, scavare e sollevare i sedimenti, minimizzando la quantità d'acqua rimossa insieme al sedimento. Esse sono solitamente utilizzate in accoppiamento con bette di appoggio per la raccolta ed il trasporto del materiale. Sedimenti di tipo coesivo dragati con questo sistema rimangono intatti, con densità prossima alla densità del materiale in situ.

Le principali tipologie di draghe meccaniche sono:

- le draghe a secchie (*bucket line dredgers* – BLD), costituite da un ampio pontone dotato di un pozzo centrale ove si trova una catenaria, lungo la quale sono montate secchie per il prelievo del materiale dal fondale; arrivata in basso, la secchia penetra nel fondale: il materiale vi ricade dentro e viene poi trasportato verso l'alto man mano che la catenaria scorre; giunta alla sommità, la secchia si capovolge, sversando il materiale in uno scivolo laterale, che convoglia il sedimento dragato in una betta, opportunamente affiancata alla draga;
- le draghe a benna o a cucchiaio (*backhoe dredgers* – BHD), costituite principalmente da un escavatore idraulico convenzionale montato su un pontone dotato di un sistema di pali per lo spostamento e l'ancoraggio; il materiale viene rimosso dal cucchiaio dell'escavatore, e successivamente sversato in una betta di appoggio, opportunamente affiancata alla draga;
- le draghe a benna mordente o a grappo (*grab dredgers* – GD), costituite da una gru di tipo convenzionale con cavo e grappo montate su pontone; il materiale viene scavato dal grappo e poi sversato mediante un movimento rotatorio del braccio della gru all'interno di una betta di appoggio, opportunamente affiancata al pontone.

Draghe meccaniche di tipo "ambientale" sono ottenute dalle tipologie sopra riportate mediante l'adozione di semplici accorgimenti costruttivi, mirati principalmente ad



impedire le perdite di materiale alla colonna d'acqua e l'aggiunta di acqua al materiale dragato.

Alcune draghe a secchie, ad esempio, sono state adattate per l'esecuzione di lavori di dragaggio ambientale introducendo alcune semplici modifiche. In tali draghe la torbidità è solitamente causata da: lavaggio del materiale che è rimasto attaccato alla secchia; rilascio dell'aria intrappolata durante l'immersione quando la secchia si inclina nelle vicinanze del fondale; risospensione che si verifica al contatto delle secchie con il fondale; rilascio del gas eventualmente presente nel sedimento; perdita di materiale dalle secchie durante la risalita; perdite dallo scivolo della tramoggia non utilizzato. Le modifiche di tipo ambientale consistono principalmente nel posizionamento di un contenitore di raccolta al di sotto delle secchie nel loro percorso di ritorno o nell'incapsulamento della catenaria. Una precauzione aggiuntiva di tipo operativo consiste nella riduzione della velocità delle secchie e nel controllo del loro grado di riempimento.

Per i sistemi di rimozione meccanica il grado di riempimento (della benna, del cucchiaio o delle secchie) è un fattore determinante per la buona riuscita del processo di minimizzazione degli impatti ambientali: non deve essere né eccessivo, per evitare fenomeni di perdite di materiale, né basso, per evitare un elevato contenuto d'acqua nel materiale e difficoltà di gestione del materiale nelle fasi successive del processo.

La torbidità causata da un backhoe dredger è dovuta principalmente: alla risospensione del sedimento nel momento in cui la benna tocca il fondale, al lavaggio del materiale attaccato alla benna ed alla perdita di materiale dalla benna nel momento della risalita del cucchiaio. Un semplice accorgimento tecnico per una diminuzione degli effetti sull'ambiente consiste pertanto nel disporre una guaina di chiusura del cucchiaio, che riduce al minimo il contatto diretto tra il materiale dragato e la colonna d'acqua durante la fase di risalita della benna.

Una tipologia speciale di cucchiaio è stata appositamente costruita in tal senso, per poter dragare strati sottili di sedimento con densità elevata e minima torbidità: il *Visor Grab Bucket*, in genere installato su un escavatore idraulico, ha forma simile a quella di una normale secchia, con la particolarità, tuttavia, di essere provvisto di una visiera girevole che, azionata da due pistoni (cilindri idraulici), richiude il cucchiaio prima della risalita verso la superficie.

Durante il dragaggio con una draga tradizionale a grappo la torbidità può essere causata, oltre che dai motivi già citati per il *backhoe dredger*, dalla fuoriuscita del materiale dragato dal grappo non perfettamente chiuso, nel movimento dal fondo verso la superficie, o dall'apertura posta sulla sommità del grappo.

Gli interventi possibili per contenere la torbidità consistono sostanzialmente nell'adozione di una benna a chiusura ermetica o nell'uso di una benna idraulica, le cui azioni di apertura e chiusura possono essere monitorate.

Essenziale per le ultime due tipologie di draghe (*backhoe dredger* e *grab dredger*), solitamente poco precise poiché necessitano di riposizionarsi ad ogni ciclo, è l'utilizzo di un sistema efficiente di posizionamento e di monitoraggio della testa dragante,



che consenta di visualizzare su uno schermo la reale profondità del fondale ed il livello del fondale dopo il dragaggio. Ad ogni modo, il posizionamento mediante una gru idraulica è molto più preciso di quello ottenibile con una gru dotata di cavi d'acciaio.

Tuttavia, sia il *backhoe dredger* che il *grab dredger* presentano lo svantaggio di rimuovere il materiale secondo un profilo irregolare, con perdita di materiale e scarsa selettività rispetto al sedimento contaminato.

Per ovviare a tale inconveniente è stata sviluppata la *environmental grab dredger* o *ECO grab dredger*, che realizza un profilo di escavo secondo piani orizzontali. Grazie al movimento orizzontale di chiusura, questa tipologia di benna può dragare con elevata precisione anche strati relativamente sottili di materiale, pur limitando la quantità d'acqua dragata e realizzando quindi un buon grado di riempimento della benna. Questa particolare benna può essere montata sia su una *grab dredger* tradizionale che su un *backhoe dredger*, permettendo in quest'ultimo caso, grazie al braccio meccanico dell'escavatore, un miglior posizionamento (*horizontal profiling grab*).

In tabella 9 sono riportati tassi di produzione indicativi delle draghe meccaniche.

Tabella 9: Tassi di produzione indicativi delle draghe di tipo meccanico

<i>Tipologia di draga meccanica</i>	<i>Tasso di produzione</i>
Draga a secchie tradizionale	50÷1500 m <sup>3</sup> /h
Draga a secchie modificata	Ridotto rispetto alla comune draga a secchie
Benna manovrata da pontone (Backhoe dredger)	Limitato: comunemente 500÷700 m <sup>3</sup> /d - fino a 500 m <sup>3</sup> /h con la benna di dimensioni maggiori
Benna a grappo	Limitato: comunemente 500÷700 m <sup>3</sup> /d - ne esistono di dimensioni ragguardevoli con tassi di 1000÷2000 m <sup>3</sup> /h
Benna a grappo a chiusura ermetica	Limitato -300 m <sup>3</sup> /h con quella di dimensioni maggiori

### 6.2.1.2 Dragaggio ambientale di tipo idraulico

Le draghe di tipo idraulico sollevano ed allontanano idraulicamente, mediante pompaggio, il materiale rimosso, costituito da fango (miscela di sedimento ed acqua). Il trasporto al sito di scarico avviene mediante tubazioni o per trasporto diretto ad opera di draghe dotate di pozzo di carico o tramite bette di appoggio. Il materiale dragato, che ha perso l'originaria densità in situ, viene così sversato nel sito di scarico unitamente ad una grande quantità d'acqua.

Le principali tipologie di draghe di tipo idraulico sono:

- le draghe aspiranti stazionarie (*stationary suction dredgers* – SD), costituite da un ampio pontone da cui viene calata la tubazione aspirante, su cui è montata un'apposita pompa; il materiale viene semplicemente aspirato, unitamente ad acqua, e trasportato idraulicamente mediante apposita tubazione o sversato in apposite bette di appoggio;

ed inoltre, tra le draghe che effettuano una rimozione di tipo combinato meccanico (disgregazione del materiale) ed idraulico (sollevamento ed allontanamento):



- le draghe aspiranti stazionarie con disgregatore (*cutter suction dredgers – CSD*), che disgregano il materiale mediante una testa fresante a rotazione; il materiale viene poi aspirato nella tubazione mediante una pompa centrifuga e trasportato idraulicamente mediante apposita tubazione o, più raramente, sversato in apposite bette di appoggio;
- le draghe aspiranti semoventi con pozzo di carico (*trailing suction hopper dredgers – TSHD*), dotate di una tubazione aspirante con apposita testa dragante, che viene trascinata sul fondo al muoversi della draga; il materiale sul fondo, rimosso dalla testa dragante al suo passaggio, viene aspirato nella tubazione mediante una pompa centrifuga, unitamente ad acqua di trasporto, ed accumulato nel pozzo di carico, finchè quest'ultimo non è completamente pieno.

Da un punto di vista ambientale, le draghe aspiranti stazionarie, pur non producendo una torbidità elevata (causata dal trascinamento della tubazione sul fondale), tendono ad eseguire profili di dragaggio piuttosto irregolari, essendo il processo di aspirazione scarsamente controllabile, e a lasciare in situ una rilevante quantità di sedimento smosso (*spill*).

Le draghe aspiranti stazionarie con disgregatore, sebbene in grado di eseguire profili di dragaggio maggiormente accurati, generano una rilevante risospensione dei sedimenti e quindi una elevata torbidità a causa della rotazione della testa dragante, e continuano a lasciare in situ un discreto strato di sedimento smosso e non aspirato dalla pompa centrifuga. Pur potendo agire sulle modalità operative, regolando la velocità di rotazione della testa fresante e della tubazione aspirante, in generale le draghe aspiranti tradizionali con disgregatore sono poco adatte al dragaggio di sedimenti contaminati.

Le draghe aspiranti semoventi con pozzo di carico, meno accurate di quelle con disgregatore, ma migliori in merito alla produzione di *spill*, non producono una torbidità elevata attorno alla testa dragante: la torbidità è infatti connessa con la sola risospensione dei sedimenti a granulometria fina dovuta al trascinamento della testa dragante sul fondale. Tuttavia, al fine di massimizzare il contenuto solido del carico del pozzo ed aumentarne la densità, il processo di dragaggio viene solitamente prolungato anche a riempimento conseguito del pozzo, provocando la fuoriuscita (*overflow*) del fango in eccesso, costituito per lo più da acqua molto ricca di solidi in sospensione. Tale modalità di lavoro comporta un notevole aumento dei solidi in sospensione lungo tutta la colonna d'acqua attorno al sito di dragaggio, e deve essere evitata nel caso di dragaggio di sedimenti contaminati: in tali casi il dragaggio deve terminare al raggiungimento del riempimento del pozzo di carico. Ciò comporta ovviamente carichi di fango con densità molto bassa e maggiori costi di dragaggio. Un modo per aumentare la densità di carico nel pozzo senza causare torbidità è quello effettuare il ricircolo dell'acqua, aspirandola dal pozzo di carico ed iniettandola all'interno della testa dragante, in modo da diminuire notevolmente la quantità d'acqua prelevata dall'ambiente circostante.

In generale, quindi, così come sopra definite, le draghe di tipo idraulico non hanno i requisiti necessari ad eseguire un dragaggio di tipo ambientale.

Ciò è dovuto in primo luogo al fatto che il processo di dragaggio aggiunge una notevole quantità d'acqua al sedimento rimosso, rendendo più difficoltose ed onerose



le successive fasi di gestione del materiale dragato (disidratazione, trattamento delle acque, etc.), ed in secondo luogo alla elevata torbidità prodotta dalla testa disgregatrice dei CSD e dall'*overflow* effettuato sui TSHD.

Nel corso degli anni, tuttavia, proprio a partire dal principio di funzionamento delle draghe di tipo idraulico, ed in particolare della draga aspirante con disgregatore, sono state progettate speciali draghe ambientali, che mirano ad evitare che il materiale tagliato venga rilasciato all'ambiente e a massimizzare la densità del fango di dragaggio.

Tali draghe di tipo ambientale sono:

- il disgregatore ambientale a disco (*Disc bottom dredger* o *Environmental disc cutter*): tale draga è costituita da una testa fresante cilindrica a fondo piatto e chiuso, regolabile sia in senso longitudinale che trasversale, dotata di lame e di un rivestimento verticale mobile che consente di adattare la testa fresante allo spessore di sedimento da dragare, consentendo quindi un dragaggio molto accurato e selettivo, ma con minime perdite di materiale e produzione di torbidità. All'interno della testa fresante si trova una bocca aspirante attraverso la quale il sedimento movimentato viene raccolto ed allontanato. Inoltre, grazie all'automatizzazione del processo di controllo delle attività, che consente di adattare in tempo reale la posizione del rivestimento e la portata di aspirazione in funzione dello spessore di sedimento da rimuovere, della grandezza del passo di avanzamento e della velocità di spostamento laterale, è possibile ottenere un fango di dragaggio di elevata densità;
- la *scoop dredger*, simile ad una classica draga aspirante stazionaria con disgregatore, munita però di una testa di dragaggio appositamente progettata per consentire l'asporto di sedimenti a densità simile a quella in *situ* e senza eccessiva produzione di torbidità. Ciò è reso possibile grazie anche al particolare disegno della pompa di dragaggio ed alla particolare testa raccogliitrice. Inoltre tutte le operazioni sono controllate mediante un sistema computerizzato che permette di conseguire una elevata precisione di taglio;
- la *sweep dredger*, simile e migliore della *scoop dredger*, munita di una speciale testa dragante, dotata di una visiera regolabile sia orizzontalmente che verticalmente; controllando continuamente l'apertura della bocca di aspirazione, tale sistema può essere adattato all'altezza dello spessore da rimuovere e minimizzare l'ingresso di acqua in eccesso, realizzando quindi un profilo accurato di dragaggio ad alta densità e con minimo incremento di torbidità e produzione di *spill*. Il materiale viene aspirato dalla testa e poi trasportato idraulicamente, eventualmente facilitato, nel caso di fango eccessivamente denso, dall'aggiunta di acqua mediante un tubo regolabile di alimentazione. Inoltre la *sweep dredger* è equipaggiata con un sistema che permette il controllo in tempo reale del processo di dragaggio, anche in relazione al profilo del fondale esistente, ed è dotata di un sofisticato sistema di degassificazione, che previene fenomeni di cavitazione nella pompa aspirante, anche nel caso in cui i sedimenti presentino un elevato e variabile contenuto in gas;
- l'*auger dredger*, simile ad una classica draga aspirante stazionaria, dotata però di una ruota collegata ad una coclea: la ruota ha la funzione di direzionare la coclea, che costituisce la testa dragante vera e propria. La coclea è dotata di eliche dirette simmetricamente verso il centro ed è circondata da un tettuccio protettivo



d'acciaio e da un grembiule flessibile di chiusura; questi elementi consentono, insieme al lento movimento di rotazione della ruota, di ridurre al minimo le perdite di materiale e la produzione di torbidità. Grazie ad una connessione fissa tra la ruota ed il pontone, la coclea può essere posizionata con elevata precisione sul fondale e ruotare ampiamente, realizzando dragaggi "strato per strato" con elevata accuratezza, compatibilmente con la presenza di brusche variazioni del profilo tridimensionale del fondale. Il sedimento viene pertanto tagliato dalla coclea e trasportato attivamente verso il centro, dove viene aspirato ad opera di una potente pompa automatica regolabile, ottenendo così un fango di dragaggio di elevata densità.

Va infine menzionato tra le draghe di tipo idraulico, poiché opera grazie all'azione dell'aria compressa, lo Pneuma system. Tale sistema di dragaggio consiste nel trascinamento tramite cavo sul fondale, ad opera di un pontone semovente o di una imbarcazione (generalmente con velocità ridotta di 1÷3 m/minuto), di un corpo pompa. Il resto dell'impianto è costituito da: un gruppo distributore, un compressore d'aria e le tubazioni necessarie per pompare l'aria compressa ed il sedimento dragato. L'impianto può essere montato su qualsiasi tipo di imbarcazione o di pontone munito di argano per il sollevamento della pompa.

Il principio di funzionamento è il seguente: il corpo di pompa immerso, inizialmente vuoto, viene mantenuto chiuso fino al raggiungimento del fondo da dragare; raggiunto il fondo viene aperta la bocca che permette l'ingresso del sedimento da dragare ad opera della pressione idrostatica esercitata dalla colonna d'acqua sovrastante; non appena il corpo pompa è riempito la valvola di ingresso si chiude automaticamente e l'aria compressa, fornita dal compressore attraverso il distributore e la tubazione dell'aria, agisce come un pistone e la miscela acqua-sedimento è forzata ad uscire; quando il corpo pompa è completamente vuoto, il distributore permette lo scarico dell'aria compressa nell'atmosfera ed il cilindro può essere nuovamente riempito con il materiale da dragare.

Al pari di una draga aspirante stazionaria, tale tipo di draga non consente di realizzare profili particolarmente accurati (a meno di non adottare particolari accorgimenti), ma permette di effettuare il dragaggio con scarsa produzione di torbidità. Inoltre l'utilizzo di aria compressa consente di massimizzare il contenuto solido del fango di dragaggio, che viene solitamente conferito in apposite bette di appoggio.

In tabella 10 sono riportati tassi di produzione indicativi delle draghe meccaniche.

Tabella 10: Tassi di produzione indicativi delle draghe di tipo idraulico

<i>Tipologia di draga idraulica</i>	<i>Tasso di produzione</i>
Suction Dredger tradizionale	50÷5000 m <sup>3</sup> /h
Cutter Suction Dredger tradizionale	50÷5000 m <sup>3</sup> /h
Trailing Suction Hopper Dredger tradizionale	200÷10000 m <sup>3</sup> /h
Environmental Disc Cutter	fino a 500 m <sup>3</sup> /h
Scoopdredger	usualmente 250÷400 – fino a 1000 m <sup>3</sup> /h
Sweepdredger	usualmente 250÷400 m <sup>3</sup> /h - fino a 1200 m <sup>3</sup> /h
Auger dredger	fino a 500 m <sup>3</sup> /h
Pneuma system	40÷1800 m <sup>3</sup> /h



### 6.2.1.3 Costi indicativi delle attività di dragaggio

I costi del dragaggio con:

- benna manovrata da pontone (*backhoe dredger*) o con *grab dredger*
- *scoopdredger* o *sweepdredger*
- Pneuma system con refluentamento fino a 2 km

possono essere stimati singolarmente intorno ai 20÷25 €/m<sup>3</sup>.

Va tuttavia sottolineato che i costi delle attività di dragaggio sono sensibilmente dipendenti dal volume di sedimento coinvolto, dalla tipologia di draga prescelta, dal tasso di produzione richiesto ed infine dal mercato coinvolto: quelli forniti rimangono pertanto puramente indicativi.

In tal senso, si deve precisare che i prezzi riportati derivano da una breve indagine di mercato sul territorio nazionale e risultano senz'altro meno competitivi rispetto a quelli generalmente indicati nel panorama internazionale, ove solitamente:

- i costi di un dragaggio di manutenzione vengono indicati pari a 5 €/m<sup>3</sup>;
- i costi di un dragaggio di bonifica vengono indicati pari a 10 €/m<sup>3</sup>;
- i costi unitari al km per il trasporto del materiale dragato (esclusi carico e scarico) vengono indicati pari a 0,10÷0,15 €/t (per ogni km percorso con camion), 0,05÷0,12 €/t (per ogni km percorso via mare), 0,10÷0,15 €/t (per ogni km di tubazione).

In linea generale, i costi di un dragaggio di tipo ambientale incidono fino al 150% in più rispetto ai costi di un dragaggio di tipo tradizionale. A solo titolo di esempio, si ricorda che alcuni progetti di bonifica realizzati negli USA hanno comportato un costo unitario pari a 300 US\$/m<sup>3</sup>.

### 6.2.2 Misure di mitigazione

Le attività di rimozione dei sedimenti contaminati dovranno prevedere adeguate misure di mitigazione degli eventuali impatti.

Tali misure devono essere dimensionate sulla base delle caratteristiche ambientali locali, dei potenziali bersagli e della loro sensibilità, delle caratteristiche fisico-chimiche dei sedimenti da rimuovere e della metodologia di escavo prescelta.

In generale, le misure di mitigazione possono:

- agire sulla sorgente dei potenziali impatti ambientali: accorgimenti costruttivi o d'uso delle draghe, prescrizioni sulla frequenza delle attività di manutenzione e sulle modalità di esecuzione delle attività di dragaggio o ad esse complementari, limitazioni temporali delle attività di dragaggio, utilizzo di barriere antitorbidità attorno alla draga, etc.;
- agire sui possibili bersagli: limitazioni temporanee d'uso dell'area, barriere antitorbidità a protezione degli obiettivi sensibili, etc.;
- riguardare in generale le modalità di gestione e controllo delle operazioni di dragaggio: pianificazione attenta delle attività e costante controllo delle operazioni, esecuzione di un piano di monitoraggio degli effetti delle attività di dragaggio e dell'efficacia delle misure di mitigazione adottate, adozione di misure



di compensazione degli effetti attesi o riscontrati, informazione costante e trasparente sulle attività intraprese, sugli effetti attesi e su quelli riscontrati in base ai risultati forniti dal monitoraggio, etc.

Uno degli strumenti più conosciuti di mitigazione degli impatti è l'utilizzo di barriere fisiche per limitare la diffusione dei sedimenti movimentati dall'attività di dragaggio e degli eventuali contaminanti associati alla loro frazione fine, individuando un'area di controllo ben definita. Le barriere antitorbidità sono utilizzate per limitare sia l'estensione e la visibilità della nube di torbidità potenzialmente causata dalle attività di dragaggio, sia le potenziali interazioni chimiche acqua-sedimento, grazie alla riduzione del volume di interazione.

Esistono diverse possibilità di utilizzo di tali barriere fisiche:

- *inglobamento totale del sistema dragante*, nel caso di sistemi di dragaggio di tipo stazionario;
- *chiusura parziale dell'area di escavo, a valle delle operazioni*, nel caso di flusso unidirezionale della corrente;
- *chiusura totale dell'area di escavo*, solitamente nel caso di utilizzo di draghe di tipo meccanico (benna o grappo), con eventuale realizzazione di un'intercapedine per il passaggio delle imbarcazioni;
- *protezione di un'area sensibile nei pressi delle attività di dragaggio*, nel caso in cui si voglia evitare che i solidi eventualmente risospesi dall'attività di dragaggio raggiungano un obiettivo sensibile (impianti di acquacoltura, popolamenti del precoralligeno o coralligeno, praterie di *Posidonia oceanica*, etc.).

Le varie tipologie di barriere antitorbidità utilizzate a tal fine possono essere ricondotte a due categorie principali: barriere strutturali e non-strutturali.

#### 6.2.2.1 Barriere strutturali

Le barriere strutturali, costituite da palancole o da sistemi modulari portatili, frequentemente impiegate come impianto permanente per il contenimento in-situ di materiali di dragaggio, sono state recentemente utilizzate come strutture provvisorie per controllare la dispersione dei sedimenti contaminati durante le operazioni di dragaggio.

Le palancole, che consistono in una serie di profili sagomati in acciaio infissi nel fondale (natura del fondale permettendo), risultano particolarmente adatte in situazioni in cui sia necessario evacuare l'acqua dall'area di intervento, in modo tale che i lavori di scavo possano avvenire all'asciutto. Se da un lato questo sistema fornisce una considerevole capacità strutturale, dall'altro tuttavia risulta relativamente costoso e generalmente richiede un equipaggiamento e risorse umane notevoli per l'installazione.

I sistemi modulari portatili costituiscono valide alternative a basso costo alle palancole, oltre che essere di relativamente facile installazione e di facile riallocabilità; sono spesso utilizzati per consentire l'evacuazione di acqua dalle aree di intervento, realizzare una deviazione del flusso ed assicurare il controllo dell'erosione



e delle esondazioni. Sono tuttavia limitati ad applicazioni per una profondità massima di 3 m.

#### 6.2.2.2 *Barriere non strutturali*

Le barriere di contenimento non-strutturali includono *oil booms*, *silt curtains* e *silt screens*.

Gli *oil booms* vengono solitamente utilizzati in situazioni in cui i sedimenti dragati potrebbero rilasciare residui oleosi, e non servono a contenere la dispersione dei solidi in sospensione.

Le barriere denominate *silt screens* sono permeabili all'acqua ed impermeabili ad una frazione del carico di solidi sospesi (ai solidi in sospensione al di sopra di una determinata dimensione dei grani). Le barriere antitorbidità denominate *silt curtains* sono invece completamente impermeabili, sia all'acqua che ai solidi in sospensione.

Il vantaggio di utilizzare barriere non-strutturali è dato dal fatto che esse possono essere facilmente riposizionate nelle nuove aree di lavoro una volta completate le operazioni di dragaggio in un'area.

Un sistema di panne antitorbidità è solitamente composto da una parte emersa galleggiante con funzione portante (barriera) e da una parte immersa con azione di contenimento, opportunamente zavorrata e bilanciata, in modo tale da essere sufficientemente pesante ma da non gravare eccessivamente sugli ormeggi.

L'ormeggio della barriera è uno degli elementi di maggiore criticità: un ormeggio errato può comportare lacerazioni della barriera, con conseguente dispersione dei solidi in sospensione e dei contaminanti ad essi associati. L'ormeggio deve essere garantito dalla parte emersa del sistema di contenimento, che deve pertanto costituire l'elemento di massima resistenza alle sollecitazioni ed inoltre garantire il galleggiamento anche in presenza di falle. Eventuali giunzioni tra i vari moduli devono garantire la continuità del sistema, ed essere flessibili, resistenti all'abrasione e stabili, in maniera coerente con le sollecitazioni cui il sistema è sottoposto.

Nel caso di sistemi mobili e di fondali a batimetria variabile è opportuno utilizzare barriere la cui parte immersa sia dotata di un sistema che consenta la regolazione del pescaggio della stessa in funzione della profondità del fondale.

L'utilizzo di una *silt curtain* o di una *silt screen* dipenderà fortemente dalla tipologia di contaminante presente nei sedimenti da dragare (se più affine alla frazione solida in sospensione o maggiormente idrofilo), dalla tipologia di draga utilizzata e dalle particolari condizioni idrodinamiche locali.

Costi indicativi per barriere non strutturali del tipo completamente impermeabile (*silt curtain*) di lunghezza pari a 10 m variano tra i 100 e i 400 €/m lineare, in funzione delle caratteristiche tecniche richieste (densità, modalità costruttive, sistema di ancoraggio, etc.).



### 6.2.2.3 Dimensionamento delle barriere non strutturali

In generale, le barriere anti-torbidità di tipo non strutturale sono sensibili al moto ondoso ed al passaggio delle imbarcazioni, che possono indurre spostamenti regolari della barriera e ridurne parzialmente o totalmente la funzionalità. Esse sono inoltre molto vulnerabili. Frequenti sono i casi, riportati in letteratura, di cattivo funzionamento nonché rottura delle barriere in seguito ad infangamento degli ancoraggi e affondamento della barriera, contatto degli ancoraggi con le imbarcazioni, contatto degli ancoraggi e della barriera stessa con mezzi draganti, o instabilità dovuta a condizioni idrodinamiche avverse.

In linea generale la scarsa efficacia delle barriere è solitamente connessa con:

- il riposizionamento delle barriere, nel caso di utilizzo mobile al seguito degli spostamenti del sistema dragante, che richiede molto tempo e rende quindi notevolmente più costoso l'intervento di dragaggio ambientale;
- il notevole disturbo al fondale e la risospensione causati dagli elementi di ancoraggio;
- la difficoltà nel mantenere in posizione verticale le barriere ed impedirne l'affondamento in presenza di forti correnti marine o correnti causate dal traffico di imbarcazioni;
- le frequenti lacerazioni nel caso di progettazione errata, con conseguente interruzione delle operazioni di dragaggio e quindi un notevole aumento dei costi.

La fase di progettazione delle barriere risulta pertanto di fondamentale importanza: devono essere adottati tutti gli accorgimenti tecnici ed operativi necessari a garantire la piena operatività ed efficacia delle barriere.

I sistemi di contenimento devono essere opportunamente dimensionati in tutti i loro elementi costruttivi (barriera, sistemi di galleggiamento, catene di zavorra, elementi di ancoraggio al fondo e sistema di allungamento) in funzione delle caratteristiche ambientali delle zone ove dovranno essere utilizzate e delle particolari condizioni di lavoro: morfologia del fondale e della costa, condizioni meteo marine prevalenti, dimensione dei lavori, dimensioni dei sistemi di dragaggio utilizzati, condizioni del traffico marittimo, etc.

La verifica della stabilità e dell'efficacia delle panne deve essere effettuata sufficientemente in anticipo rispetto all'inizio delle attività di rimozione dei sedimenti e nelle particolari condizioni idrodinamiche e lavorative delle aree su cui si attuerà l'intervento (ancoraggio della barriera, velocità di corrente, moto ondoso naturale o indotto dal passaggio di imbarcazioni, modalità di spostamento, ecc.).

E' inoltre consigliabile monitorare costantemente l'efficienza del funzionamento della barriera durante le operazioni di dragaggio ed in particolar modo in occasione di ogni evento di apertura o spostamento.

### 6.2.3 Attività di monitoraggio e controllo

Una volta selezionata la tipologia di dragaggio ambientale più adeguata all'intervento di bonifica ed individuate le opportune misure di mitigazione, risulta indispensabile prevedere ed attuare un piano di monitoraggio estensivo per la verifica dell'assenza



di effetti sull'ambiente circostante e per il controllo dell'efficacia delle misure di mitigazione adottate.

Una delle principali finalità dei piani di monitoraggio per il controllo di attività antropiche è quella di salvaguardare l'ambiente, le risorse viventi e gli usi legittimi del mare attraverso l'acquisizione di informazioni volte a prevenire i possibili effetti negativi. In considerazione degli obiettivi sensibili presenti nel golfo della Spezia (impianti di mitilicoltura, itticultura, praterie di posidonia, etc.), il piano di monitoraggio deve essere in grado di verificare e quantificare le eventuali alterazioni a breve e lungo termine del comparto biotico, affinché possano essere proposte tempestivamente idonee misure di mitigazione.

Il piano di monitoraggio e controllo deve inoltre verificare che le attività siano realizzate conformemente alle migliori modalità operative adottate in campo internazionale e che siano utilizzati tutti gli accorgimenti necessari a minimizzare ogni disturbo dell'ambiente.

L'obiettivo del monitoraggio è quello di consentire il controllo di tutti i processi rilevanti in atto, fino alla loro completa comprensione, includendo le possibili fluttuazioni naturali e tutte le diverse fasi lavorative, nonché gli eventuali imprevisti e le anomalie. La frequenza delle attività di monitoraggio deve pertanto essere la più opportuna per determinare le condizioni nelle diverse fasi del ciclo lavorativo, nonché in occasione di ogni evento singolare di origine naturale o antropica.

Essa deve essere sufficientemente elevata fino al raggiungimento di una conoscenza approfondita dei processi in atto o di una situazione di regime, per diminuire progressivamente fino ad un valore opportuno per essere nuovamente intensificata in corrispondenza di ogni variazione nei processi sopraesposti.

Il piano di monitoraggio deve quindi essere strutturato in modo tale da garantire una certa flessibilità per gli eventuali adattamenti in corso d'opera, secondo le specifiche esigenze.

Il monitoraggio deve essere avviato con sufficiente anticipo rispetto all'inizio delle operazioni di dragaggio, e proseguire anche dopo la loro conclusione per un periodo di tempo sufficiente alla valutazione degli effetti sul comparto biotico ed al ripristino delle condizioni chimico-fisiche iniziali o, alternativamente, al raggiungimento di una situazione stabile.

La fase di monitoraggio antecedente al dragaggio deve servire a:

- conoscere le caratteristiche ambientali locali (idrodinamismo, qualità dell'acqua, fluttuazioni naturali, tipologia e stato delle biocenosi, usi legittimi dell'area marina, etc.);
- scegliere la strategia di monitoraggio vera e propria (ubicazione delle stazioni, frequenza del controllo, etc.) e le matrici ambientali da controllare;
- identificare le stazioni di riferimento per ciascuna matrice indagata (stazioni di "di bianco"), sufficientemente distanti dall'area di escavo da non essere successivamente influenzate dalle attività di movimentazione dei fondali;
- identificare aree sensibili potenzialmente impattate dalle attività di dragaggio;
- individuare all'occorrenza livelli di attenzione indicativi per ciascuna matrice indagata.



Il monitoraggio deve garantire il controllo costante dei bersagli più sensibili agli effetti delle attività di dragaggio, trasporto e deposizione, nonché l'individuazione dell'estensione degli effetti delle attività di dragaggio, fino ad arrivare ad una profonda conoscenza delle condizioni locali e ad un adeguato controllo dei valori del fondo naturale dei parametri investigati, in modo tale da fornire gli strumenti decisionali sia per interventi tempestivi di tutela ambientale sia per la valutazione dei possibili effetti delle attività di dragaggio sugli organismi nel lungo termine.

In tal senso, un sistema di monitoraggio adeguato deve consistere in un sistema integrato di stazioni mobili (per monitorare le attività di dragaggio e per seguirne gli eventuali effetti) e fisse (in corrispondenza di aree particolarmente critiche e di obiettivi sensibili).

In generale, per la valutazione degli effetti del dragaggio sul comparto abiotico, descritti brevemente nel capitolo 6.2, è necessario monitorare i cambiamenti nelle caratteristiche chimiche, fisiche e microbiologiche della colonna d'acqua.

Particolare attenzione è sempre rivolta alla determinazione (in laboratorio) della concentrazione dei solidi in sospensione tramite filtrazione di campioni d'acqua o alla lettura della torbidità in campo mediante apposita sonda.

La scelta tra le due modalità di monitoraggio (diretta o indiretta) per la determinazione della concentrazione di solidi in sospensione dipenderà dalla durata delle attività di dragaggio, dall'estensione e rilevanza degli effetti attesi, e dalla complessità delle analisi da eseguire sulla colonna d'acqua.

Se i torbidimetri consentono il controllo in tempo reale dei processi in atto e la lettura immediata di un'eventuale anomalia, essi devono però essere opportunamente calibrati secondo procedure standard e poi correlati (sia prima dell'inizio dei lavori che durante lo svolgimento, ad intervalli regolari, al procedere delle attività) con la concentrazione di solidi in sospensione relativa ad una determinata lettura di torbidità.

Le sonde multiparametriche (con sensori di torbidità, pH, temperatura, conducibilità, ossigeno disciolto, profondità) possono essere utilizzate durante le attività di dragaggio per effettuare regolarmente rilievi secondo traiettorie predefinite e a diverse profondità, a bordo di un'imbarcazione equipaggiata con ecoscandaglio, con un sistema di posizionamento DGPS ed eventualmente un correntometro per il rilevamento dei profili verticali di velocità e direzione di corrente.

Oltre a consentire una lettura immediata in campo, le sonde multiparametriche possono anche essere utilizzate in modalità di registrazione autonoma in posizioni strategiche rispetto alle attività di escavo, ad esempio in corrispondenza di obiettivi sensibili.

Per monitorare i cambiamenti nelle caratteristiche chimico fisiche e microbiologiche della colonna d'acqua si potranno inoltre prelevare campioni d'acqua per la determinazione di TOC, nutrienti e parametri microbiologici, oltre ai già menzionati solidi in sospensione. Sui solidi in sospensione rilevati, nel caso in cui ne siano riscontrate concentrazioni significative, potranno essere inoltre determinati alcuni parametri chimici di interesse riscontrati nei sedimenti da dragare.

Per valutare gli effetti sul comparto biotico, descritti brevemente nel capitolo 6.2, si ricorre invece solitamente all'esecuzione di indagini ecotossicologiche, al fine di fornire informazioni riguardo la biodisponibilità delle sostanze tossiche per gli



organismi. Le indagini ecotossicologiche possono comprendere l'esecuzione di saggi biologici su determinate matrici, di prove di bioaccumulo ed analisi dei biomarkers su specifici organismi: i risultati consentiranno non solo di valutare gli effetti dei contaminanti per gli organismi, ma anche la possibilità di accumulo di tali contaminanti nella catena trofica. In particolare, i biomarkers rappresentano risposte biochimiche in grado di rilevare precocemente l'insorgenza di effetti sugli organismi prima che questi possano riflettersi macroscopicamente a livello di comunità.

Nel caso di impianti di acquacoltura, il piano di monitoraggio deve includere l'esecuzione di controlli sugli esemplari degli impianti, e deve prevedere l'esecuzione di analisi microbiologiche, per eseguire controlli periodici su alcuni parametri ritenuti significativi dal punto di vista sanitario.

In previsione delle attività di dragaggio programmate dall'Autorità Portuale di Spezia per le aree del Molo Ravano, del Molo Fornelli e del Bacino d'evoluzione, ISS, ICRAM, ARPAL ed AUSL5 Spezzina hanno già progettato uno specifico piano di monitoraggio, di cui è stata completata la fase conoscitiva iniziale.

Tale piano prevedeva (così come schematicamente riportato nella tabella 11):

- l'utilizzo di sonda multiparametrica per il monitoraggio dell'aumento di torbidità relativo alla presenza di solidi in sospensione e la possibile diminuzione temporanea della concentrazione di ossigeno disciolto nella colonna d'acqua, mediante n. 2 stazioni fisse (ubicate rispettivamente in corrispondenza dell'impianto di ittiocoltura in località Le Grazie e dell'impianto di mitilicoltura "di ponente", interno alla diga) e n. 1 stazione mobile utilizzata durante le campagne di rilievo;
- il prelievo di campioni d'acqua e l'esecuzione di analisi chimiche per valutare la mobilizzazione dei contaminanti associati ai solidi in sospensione e i cambiamenti delle concentrazioni di nutrienti nella colonna d'acqua, in corrispondenza di un numero prefissato di stazioni fisse (alcune delle quali ubicate in prossimità degli impianti);
- il prelievo di campioni d'acqua per l'esecuzione di saggi biologici per la valutazione della solubilizzazione dei contaminanti in relazione ai cambiamenti delle caratteristiche chimico fisiche dei sedimenti in corrispondenza di stazioni ubicate in prossimità degli impianti;
- l'esecuzione di prove di bioaccumulo su campioni di organismi prelevati dagli impianti di mitilicoltura e la determinazione di *biomarkers* su campioni di organismi prelevati dagli impianti di ittiocoltura, al fine di valutare i possibili effetti dei contaminanti sugli organismi marini;
- l'esecuzione di analisi microbiologiche su campioni di organismi prelevati dagli impianti di ittiocoltura e mitilicoltura per valutarne la possibile contaminazione di tipo microbiologico;
- l'esecuzione di rilievi ROV per valutare gli eventuali effetti su biocenosi sensibili presenti nell'area (biocenosi a precoralligeno e coralligeno in località Punta Bianca – Isola di Tino ed in località Isola Tinetto; prateria di *Posidonia oceanica* in località Porto Venere)



	Attività di monitoraggio	Matrice investigata	Parametri
comparto abiotico	Sonda multiparametrica	Colonna d'acqua	profondità, torbidità, temperatura, potenziale redox, pH, salinità, ossigeno disciolto, Clorofilla a
	Analisi chimiche	Colonna d'acqua	Solidi in sospensione, Carbonio organico totale (TOC), Nutrienti, Clorofilla a, parametri microbiologici (coliformi fecali, streptococchi fecali, spore di clostridi solfitriduttori); quando necessario, determinazione di parametri chimici sui solidi in sospensione: As, Cd, Hg, Pb, Zn, V, Sn, PCB, IPA, composti organostannici.
	Saggi ecotossicologici	Colonna d'acqua	<i>V. fischeri</i> e <i>D. tertiolecta</i>
comparto biotico	Analisi microbiologiche Prove di bioaccumulo	Esemplari di Molluschi (e saltuariamente su esemplari Ittici)	Coliformi totali e fecali, Streptococchi totali e fecali, salmonelle As, Cd, Hg, Pb, Zn, V, Sn, PCB, IPA, Idrocarburi C>12, composti organostannici
	Analisi microbiologiche Determinazione dei biomarkers	Esemplari Ittici	Coliformi totali e fecali, Streptococchi totali e fecali, salmonelle Attività EROD, Coproporfirine, Uroporfirine, Protoporfirine, Porfirine totali, SLI (somatic liver index) Metaboliti IPA
	Indagini R.O.V.	Fondali	Controllo di qualità delle biocenosi bentoniche esistenti

Tabella 11: Schema del piano di monitoraggio predisposto da ISS, ICRAM, ARPAL ed AUSL 5 Spezzina per le attività di dragaggio programmate dall'Autorità Portuale di Spezia nelle aree di Molo Ravano, Molo Fornelli e Bacino di Evoluzione

Alla luce della contaminazione riscontrata nell'area marina perimetrata e di quanto sopra esposto, si precisa che ogni eventuale azione di bonifica mediante rimozione dei sedimenti all'interno della rada della Spezia dovrà pertanto essere accompagnata da un piano di monitoraggio progettato in linea con i criteri sopra indicati o, se in atto, ad integrazione del piano esistente.

A titolo indicativo, in figura 72 viene riportato il cronoprogramma previsto per l'esecuzione delle attività di monitoraggio secondo il piano predisposto da ISS, ICRAM, ARPAL ed AUSL 5 Spezzina per le attività di dragaggio programmate dall'Autorità Portuale di Spezia nelle aree del Molo Ravano, Molo Fornelli e Bacino d'evoluzione.

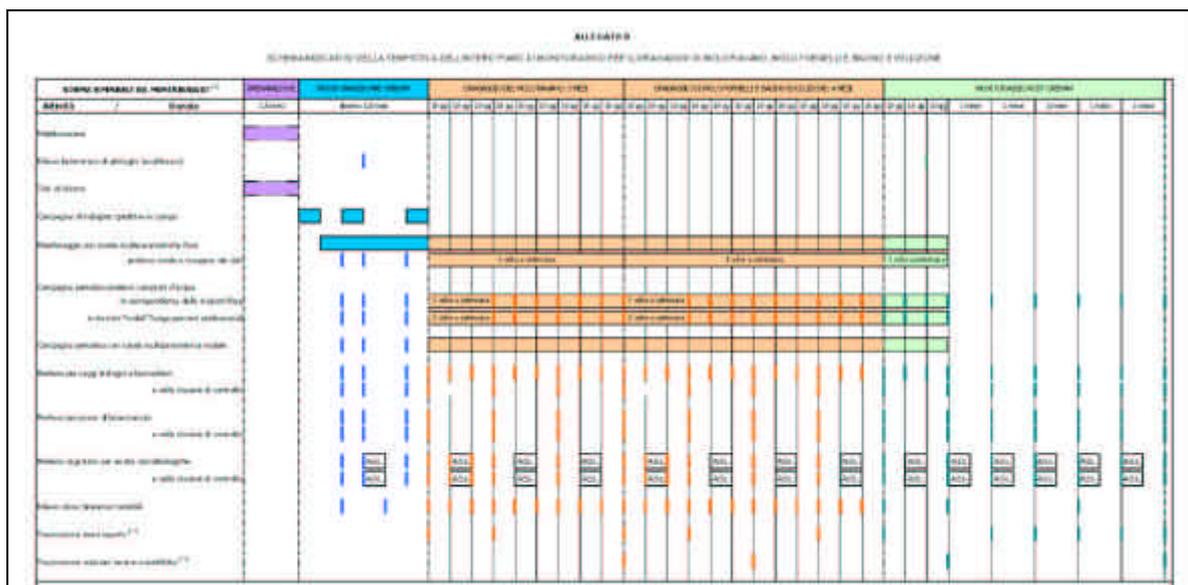


Figura 72: Cronoprogramma del piano di monitoraggio predisposto da ISS, ICRAM, ARPAL ed AUSL 5 Spezzina per le attività di dragaggio programmate dall'Autorità Portuale di Spezia nelle aree di Molo Ravano, Molo Fornelli e Bacino di Evoluzione

I costi di un monitoraggio così strutturato si aggirano intorno ai 60.000 €/mese. Nei costi medi mensili riportati sono escluse le fasi di monitoraggio pre e post operam, che si aggirano sui seguenti valori: 100.000 € per il monitoraggio pre-operam (1,5 mesi) e 145.000 € ca per il monitoraggio post-operam (6 mesi).



### 6.3 TECNOLOGIE DI TRATTAMENTO DEI SEDIMENTI

Ai fini dell'individuazione delle migliori tecnologie di trattamento realmente attuabili nel sito di Pitelli è necessario effettuare uno screening generale delle possibili ipotesi di gestione dei sedimenti contaminati.

Per valutare l'efficacia delle diverse tecniche di bonifica, è anzitutto necessario verificare l'effettiva applicabilità dei trattamenti per la rimozione dei contaminanti presenti nel sito in esame e procedere ad una stima dei tempi e dei costi necessari per il raggiungimento degli obiettivi di riferimento.

Le caratteristiche chimiche, fisiche e biologiche dei sedimenti contaminati sono di fondamentale importanza per determinare l'applicabilità e la durata di un qualunque trattamento di bonifica, con particolare riguardo ai casi in cui sussista la coesistenza di diverse famiglie di inquinanti come nel caso in oggetto.

Di seguito si espone una breve panoramica delle diverse tecnologie di bonifica, prendendo in considerazione sia interventi in situ sia ex situ.

#### 6.3.1 *Tecnologie di trattamento in situ*

La particolarità dei trattamenti in situ risiede nel fatto che essi non necessitano della rimozione del sedimento contaminato e quindi possono rappresentare una buona soluzione dal punto di vista sia economico sia ecologico. Le tecnologie di trattamento in situ comportano un minore impatto da un punto di vista ecologico in quanto:

- non creano torbidità dovuta alle operazioni di dragaggio;
- non comportano scompensi sedimentologici e quindi non prevedono ripristini morfobatimetrici successivi alle operazioni di escavo;
- non comportando rimozione dei sedimenti, non rimuovono le comunità biologiche e microbiologiche che vengono invece utilizzate ed incrementate ai fini della degradazione biologica dei contaminanti organici;
- non comportano difficoltà logistiche (trovare spazi a terra, normative per impianti, problemi di gestione dei materiali trattati, etc.);
- contribuiscono al risparmio di risorse economiche;

Per tali motivi i trattamenti in situ sono da considerarsi come scelta prioritaria, nel caso in cui siano attuabili nell'ambiente specifico.

Tali tecnologie presentano comunque alcuni svantaggi che, oltre ai limiti ambientali (condizione di saturazione, ambiente anaerobico e temperatura), riguardano soprattutto la difficoltà di assicurare la completa miscelazione dei reagenti eventualmente utilizzati nel trattamento, la difficoltà di controllo dei parametri di processo, la previsione dei tempi di intervento e la possibilità, nel caso di trattamento chimico o biologico, di una contaminazione secondaria.

La bonifica dei sedimenti contaminati, utilizzando tecnologie di trattamento in situ, è una procedura molto complessa a causa della natura dinamica dei sistemi acquatici e quindi della mobilizzazione, risospensione, trasporto e sedimentazione delle specie inquinanti.



Molto spesso buona parte del costo del trattamento è dovuta alle campagne di monitoraggio effettuate nella fase successiva al trattamento vero e proprio, ma si è stimato che i costi di risanamento ammontano circa al 20% dei costi che si andrebbero a sostenere nel caso in cui l'alternativa sia costituita da un dragaggio ed un seguente smaltimento in discarica controllata.

In Tabella 12 sono riportati i principali vantaggi e svantaggi dei trattamenti in situ.

Tabella 12: Principali vantaggi e svantaggi dei trattamenti in situ (U. S. EPA, 1998).

VANTAGGI	SVANTAGGI
<ul style="list-style-type: none"> <li>• Relativamente economici</li> <li>• Minore risospensione dei contaminanti rispetto ad un trattamento ex situ</li> <li>• Riduce l'esposizione ai contaminanti degli addetti ai lavori e della popolazione limitrofa</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Mancanza di controllo dei parametri di processo</li> <li>• Limiti ambientali</li> <li>• Bassa efficienza rispetto ad un trattamento ex situ</li> <li>• Esperienza limitata</li> </ul>

I trattamenti in situ possono essere di tipo:

- **Biologico.** Si basano sull'ossidazione biologica della sostanza organica da parte di microrganismi quali batteri e funghi. Sebbene molti contaminanti possano essere degradati naturalmente dai microrganismi, spesso il processo è troppo lento, quindi l'aggiunta di additivi può stimolare l'attività microbica. Per accelerare i processi di degradazione biologica possono essere inoltre inoculati batteri autoctoni, substrati per la biomassa presente in situ o attivatori enzimatici per stimolare l'attività dei batteri. La degradazione dei contaminanti organici porta alla formazione di molecole a minore complessità e tossicità. Nelle fasi intermedie della degradazione possono generarsi sostanze più solubili e tossiche rispetto a quelle di partenza (contaminazione secondaria). La degradazione dei contaminanti organici può avvenire tramite processi aerobici ed anaerobici. La degradazione aerobica richiede la presenza di nutrienti e l'apporto continuo di ossigeno. Di conseguenza non è realizzabile nel caso di trattamento di sedimenti profondi. I nutrienti più comuni sono azoto e fosforo, ma altri possibili nutrienti sono Fe, Mg, K, Ca, Na, S e Mn. La degradazione anaerobica avviene ad opera di microrganismi in grado di vivere in assenza o scarsità di ossigeno, in presenza di nitrati. La degradazione anaerobica è più lenta della degradazione aerobica e può essere applicata per la degradazione di un numero inferiore di specie inquinanti.
- **Chimico.** Includono processi di neutralizzazione, precipitazione, ossidazione e dealogenazione. Tutti i trattamenti chimici in situ producono degli effetti secondari che possono essere legati sia all'effetto tossico dei reagenti, sia alla produzione di prodotti tossici. Di conseguenza, l'applicazione dei trattamenti chimici è limitata a situazioni nelle quali l'area da sottoporre a bonifica può essere monitorata o i flussi delle nuove sostanze prodotte possono essere facilmente intercettati. Nelle tecnologie di trattamento chimico l'omogeneizzazione del sedimento contaminato con i reagenti costituisce un problema fondamentale.



Altre due tipologie di trattamento in situ, riportate nella bibliografia internazionale, sono il confinamento dei sedimenti (*capping*) e la solidificazione/stabilizzazione. Tali tecnologie vengono riportate di seguito per completezza d'informazione, ma si fa notare che, pur consentendo una diminuzione della diffusione dei contaminanti all'ambiente circostante, potrebbero non risultare duraturi a lungo termine e con un impatto negativo sull'ecosistema acquatico. Per tali motivi tali tecnologie potrebbero non essere idonee in un ecosistema complesso quale quello del Mar Mediterraneo. Possono eventualmente essere prese in considerazione solo per un intervento di messa in sicurezza di emergenza in aree particolari.

- Confinamento dei sedimenti (*capping*). Questa tecnologia è intesa più come un intervento di contenimento piuttosto che di trattamento. Vengono impiegati strati puliti di sabbia, limo, roccia, materiali geotessili o una loro combinazione per l'isolamento dei sedimenti contaminati. I costi di intervento sono molto bassi (da 1 a 10 €/m<sup>3</sup>) e ciò rende il trattamento applicabile su larga scala. Allo stato attuale sono in fase di sviluppo dei sistemi di *capping* in grado di reagire con i contaminanti per diminuirne il grado di tossicità e più resistenti ai fenomeni erosivi.
- Solidificazione/stabilizzazione. Questa tipologia di processi prevede l'aggiunta di specie chimiche o sostanze cementanti per incapsulare il sedimento contaminato e/o convertirlo in una forma meno solubile, meno mobile o meno tossica e rappresenta una soluzione nel caso in cui sia presente una contaminazione da metalli. La difficoltà maggiore di questa tecnica di trattamento è rappresentata dalla mancanza di controllo dei dosaggi dei reagenti; si possono ottenere differenti livelli di trattamento all'interno della stessa area da sottoporre a bonifica. È importante minimizzare l'impatto del trattamento sulla colonna d'acqua: in condizioni ideali non si hanno migrazioni di contaminanti verso la colonna d'acqua, mentre in condizioni operative la fase di miscelazione può generare la risospensione del contaminante legato alla frazione fine del sedimento. La temperatura e le condizioni di miscelazione sono tra i principali parametri di processo da cui dipende la presa dell'agente conglomerante con il sedimento e poiché sono entrambi difficili da controllare, la solidificazione/stabilizzazione è una tecnica poco sfruttata. Inoltre, nel caso di fenomeni di erosione e di diffusione legati al moto delle maree o dei natanti potrebbe verificarsi una cessione delle specie contaminanti. I costi del trattamento sono fino a dieci volte inferiori rispetto alla corrispondente tecnica applicata ex situ (10 €/m<sup>3</sup> contro 100 €/m<sup>3</sup>).

#### 6.3.1.1 Trattamenti di fitorisanamento

Il fitorisanamento è una tecnologia per il trattamento dei suoli e dei sedimenti contaminati che sfrutta la capacità delle piante di degradare, rimuovere o concentrare i contaminanti. In particolare, alcune specie vegetali sono in grado sia di mineralizzare e trasferire negli apparati radicali i composti organici tossici, sia di accumulare e concentrare i composti inorganici nella parte aerea. Sebbene allo stato attuale tale tecnica di trattamento risulti scarsamente applicata, essa presenta alcuni vantaggi, tra i quali il modesto impatto ambientale.



I trattamenti di fitorisanamento possono essere applicati in situ, con piante autoctone, in aree prospicienti la costa, caratterizzate da batimetrie ridotte e da uno scarso idrodinamismo, per esempio per ripristinare aree di costa erose o ambienti umidi; tale tecnologia può anche essere utilizzata ex situ sul materiale dragato, eventualmente sottoposto a lavaggio per abbassare il grado di salinità, e conferito in bacini di lagunaggio, utilizzando piante selezionate appositamente in base al tipo di contaminazione da rimuovere.

Sulla base del meccanismo responsabile della decontaminazione del sedimento, i trattamenti di fitorisanamento possono essere distinti in:

- fitoestrazione: viene operata da piante cosiddette iper-accumulatrici, caratterizzate da una elevata capacità di estrazione dei metalli, dei radionuclidi e di alcuni composti organici dal suolo e dai sedimenti, con conseguente concentrazione dei contaminanti negli apparati radicali e nella porzione epigea; quest'ultima può essere rimossa ed avviata ad opportuno trattamento al raggiungimento delle condizioni di equilibrio tra pianta e substrato esterno, in corrispondenza delle quali cessa l'assorbimento dei contaminanti da parte della pianta stessa;
- rizofiltrazione: sebbene tale processo rivesta un ruolo fondamentale nei trattamenti di fitodepurazione delle acque, esso può essere sfruttato anche per il trattamento delle acque di dilavamento dei sedimenti contaminati; la rizofiltrazione viene operata da piante iper-accumulatrici ad apparato radicale particolarmente diffuso, in grado di assorbire e concentrare i metalli nelle radici nonché di promuoverne la precipitazione a seguito di processi di essudazione di fosfati;
- fitodegradazione: consiste nella decomposizione delle molecole organiche complesse in molecole semplici e nell'eventuale trasferimento dei cataboliti non tossici nei tessuti vegetali;
- fitostabilizzazione: viene operata da piante in grado di tollerare la presenza di quantità elevate di metalli nei sedimenti e di produrre composti chimici che immobilizzano i contaminanti all'interfaccia radici-suolo, attraverso fenomeni di assorbimento, precipitazione chimica e complessazione;
- fitostimolazione o biodegradazione rizosfera-dipendente: consiste nella stimolazione della biodegradazione dei composti organici complessi a seguito del rilascio di essudati contenenti carbonio organico ed enzimi nella rizosfera da parte delle piante;
- fitovolatilizzazione: viene così indicata la trasformazione di alcuni metalli e di alcune sostanze organiche contaminanti (es. composti clorurati) in forme chimiche volatili, che vengono quindi rilasciate in atmosfera; l'applicazione di un trattamento di fitorisanamento basato su tale meccanismo di rimozione dei contaminanti richiede una attenta valutazione degli effetti indotti sul comparto atmosferico.

Le piante iperaccumulatrici risultano in grado di immagazzinare i metalli pesanti in quantità tali per cui la loro concentrazione finale nella pianta risulta pari ad alcune unità percentuali.

Sperimentazioni condotte sul fitorisanamento hanno mostrato che tale tipo di trattamento è potenzialmente applicabile per la rimozione di: metalli pesanti,



radionuclidi, solventi clorurati, BTEX, PCB, IPA, pesticidi clorurati, pesticidi organici fosforati, esplosivi, nutrienti, tensioattivi.

L'applicazione di un trattamento di fitorisanamento richiede una analisi preliminare volta alla individuazione della specie vegetale più adatta nelle condizioni specifiche di riferimento.

In particolare, devono essere correttamente analizzati:

- l'affinità della pianta alla rimozione o al contenimento dei contaminanti presenti nella matrice solida;
- la capacità della pianta di tollerare le quantità di contaminanti presenti nella matrice solida;
- gli obiettivi finali del trattamento (concentrazione residua dei contaminanti nel suolo, loro biodisponibilità e lisciviabilità);
- capacità della pianta di attecchire nelle condizioni ambientali caratteristiche del sito nel quale viene effettuato il fitorisanamento (condizioni climatiche, circolazione delle acque, struttura e caratteristiche chimiche, fisiche e biologiche del suolo o del sedimento).

Una particolare applicazione del trattamento di fitorisanamento prevede la realizzazione di lagune artificiali, nelle quali possono essere utilizzate piante sia di tipo sommerso sia emerse.

L'impiego di piante emerse presenta il vantaggio di una maggiore semplicità delle operazioni di sfalcio, sebbene le piante di tipo sommerso siano caratterizzate in generale da una maggiore efficacia di trattamento.

### **6.3.2 Tecnologie di trattamento ex situ**

I trattamenti ex situ prevedono il dragaggio dei sedimenti contaminati ed una successiva fase di trattamento. Per una descrizione delle possibili tecnologie di escavo dei sedimenti si rimanda al capitolo 6.2.

A seconda che i sedimenti vengano trattati nelle prossimità dell'area di escavo o vengano trasportati in appositi impianti lontano da detta area si parlerà rispettivamente di trattamenti on site o off site.

Una volta avvenuto il dragaggio del sedimento contaminato il trattamento avviene in due fasi distinte:

- fase di pre-trattamento
- fase di trattamento

#### **6.3.2.1 Pre-trattamento**

Il pre-trattamento ha due scopi:

- rendere il materiale omogeneo al fine di ottenere una limitata variabilità delle caratteristiche fisiche (peso specifico, granulometria) tale da non compromettere l'efficienza delle tecnologie di trattamento;



- ridurre i volumi da trasportare, da inviare a futuri trattamenti o da conferire in discarica.

I pre-trattamenti possono prevedere la separazione delle diverse classi granulometriche e/o l'eliminazione dell'acqua (disidratazione).

A seconda dello scopo che si vuole raggiungere e del tipo di sedimento che si vuole trattare sarà possibile utilizzare una o entrambe le tecniche sopra esposte.

### Separazione granulometrica

Le tecnologie normalmente definite di separazione permettono di rimuovere da un sedimento dragato il materiale appartenente ad una certa classe granulometrica (es. sabbia) e di separare il sedimento in due o più frazioni sulla base delle proprietà fisiche.

La separazione delle diverse classi granulometriche permette di diminuire i volumi da trattare e di rendere più omogeneo il materiale da inviare a successivi trattamenti. In alcuni casi, il processo di separazione, può essere considerato un trattamento vero e proprio: i contaminanti tendono infatti a concentrarsi nella frazione fine dei sedimenti.

L'esperienza mostra che le caratteristiche del sedimento che influenzano l'adsorbimento di alcuni contaminanti sono l'elevata percentuale di frazione fine e organica. Le particelle fini, presentando una superficie specifica maggiore rispetto alle sabbie ed un'elevata attività superficiale si legano con particolare forza alle specie inquinanti rendendo difficoltose le operazioni di decontaminazione. Le sabbie, caratterizzate da una bassa superficie specifica e da una bassa densità di carica superficiale hanno una scarsa reattività e si legano in modo meno forte ai contaminanti. La separazione sabbia/limo in un sedimento, potrebbe anche permettere il riutilizzo immediato delle sabbie in esso contenute.

Le apparecchiature che permettono di realizzare le operazioni di separazione sono i vagli, i bacini di sedimentazione, i classificatori idraulici, gli idrocycloni e le celle di flottazione.

### Disidratazione

L'eliminazione dell'acqua dal materiale dragato può avvenire in tre differenti modi:

- Disidratazione passiva (casse di colmata, letti di essiccamento): la riduzione del contenuto d'acqua avviene attraverso la sedimentazione, l'evaporazione naturale o attraverso l'impiego di sistemi drenanti.
- Disidratazione meccanica (nastropresse, filtropresse, ispessimento a gravità, centrifugazione): appartengono a questa tipologia tutte quelle tecnologie normalmente applicate alla disidratazione dei fanghi industriali e civili e ai processi dell'industria mineraria. In generale le apparecchiature utilizzate richiedono una certa energia per poter spremere, pressare e quindi disidratare il materiale dragato. Il contenuto di solido in peso può arrivare al 70%.
- Disidratazione chimica: l'aggiunta di reagenti chimici può facilitare la disidratazione del sedimento con formazione di composti stabili che bloccano i metalli.



L'acqua proveniente dalle operazioni di disidratazione può richiedere trattamenti preliminari per lo scarico nei corpi idrici ricettori o per il riutilizzo all'interno del processo stesso.

#### 6.3.2.2 *Trattamenti ex situ*

Per la fase di trattamento esistono numerose tecnologie che possono essere impiegate in funzione della natura dei contaminanti presenti e delle caratteristiche fisiche del sedimento. In generale il processo di trattamento si realizza con una combinazione di interventi di natura chimico-fisica. Ad esempio un sedimento che in generale può contenere una miscela di metalli pesanti e sostanze organiche, può essere trattato rimuovendo, concentrando e recuperando i metalli pesanti in una prima fase (attacco acido) e degradando successivamente, o distruggendo (termicamente), la sostanza organica, in un secondo momento.

Nel seguito viene fornita una breve descrizione delle principali tipologie di trattamento dei sedimenti contaminati.

In base alla tecnologia utilizzata per la rimozione dei contaminanti i trattamenti possono essere suddivisi in:

- Trattamenti biologici
- Trattamenti chimico-fisici
- Trattamenti termici

#### 6.3.2.3 *Trattamenti biologici*

I trattamenti biologici si basano sulla biodegradazione, cioè sulla ossidazione biologica della sostanza organica biodegradabile da parte di particolari microrganismi. Tale tecnologia sfrutta la capacità di funghi e batteri di degradare composti organici complessi in forme più semplici: è un processo che avviene naturalmente nei terreni e nei sedimenti contaminati in presenza di inquinanti organici (biorisanamento naturale), ma può anche essere indotto somministrando appositamente i microrganismi necessari (es. batteri).

Il trattamento biologico di sedimenti marini in generale risulta molto meno efficiente, data la presenza dei sali nel materiale dragato e per questo occorre effettuare un pre-trattamento (lavaggio).

Tra i processi di biodegradazione troviamo:

- *landfarming*. Consiste nella realizzazione di un bacino di trattamento confinato e provvisto di fondo drenante. L'umidità del suolo viene mantenuta costante irrigando in modo controllato il sedimento; la velocità di degradazione dei contaminanti può variare fortemente a seconda della stagione, importante è l'attività dissodativa dello strato di sedimento contaminato che usualmente viene realizzata con cadenza giornaliera e che ha un effetto favorevole sulla



biodegradazione aerobica. Questa tecnica è applicabile con successo ai sedimenti contaminati da idrocarburi e oli minerali degradabili con percentuale di rimozione maggiore dell'80% e con tempi di bonifica dell'ordine dei mesi. Il materiale sottoposto a tale trattamento deve essere omogeneo, permeabile e prevalentemente sabbioso.

- Bio-pile. Il principio di funzionamento di una biopila per il trattamento dei sedimenti contaminati è del tutto analogo a quello del landfarming, sebbene richieda minori spazi. La differenza sostanziale è costituita dal metodo di trasferimento dell'ossigeno. Nella preparazione di una biopila il materiale viene disposto in strati sovrapposti intervallati con tubi forati per la distribuzione, nella massa di materiale da trattare, di aria e soluzioni contenenti i nutrienti necessari alla crescita dei microrganismi. L'aerazione che avviene per aspirazione permette inoltre di controllare le emissioni in atmosfera.
- Compostaggio. Il trattamento biologico di compostaggio è realizzato in fase solida e consente di conseguire la degradazione dei contaminanti organici grazie all'attività biologica di microrganismi aerobici. Il processo di compostaggio può essere condotto mediante l'adozione di diverse configurazioni impiantistiche (compostaggio a cumuli rivoltati, compostaggio ad aerazione forzata).
- Bioreattori Bioslurry. I trattamenti biologici in sospensione prevedono il trattamento dei sedimenti in reattori biologici. Nel reattore vengono garantiti la corretta miscelazione ed il contatto tra i microrganismi ed i composti che devono essere degradati, e sono mantenute le condizioni operative ottimali per l'attività biologica. Un vantaggio dei trattamenti biologici in fase sospesa è rappresentato dalla possibilità di trattare un ampio numero di contaminanti, quali pesticidi, benzine, policlorofenoli, alcuni composti alogenati organici.

#### 6.3.2.4 Trattamenti chimico-fisici

I trattamenti chimico-fisici sono differenziabili in processi di natura fisica, in cui viene favorito il trasferimento di fase dei contaminanti o comunque la loro separazione dalla matrice solida del sedimento, e processi di natura chimica, in cui viene modificata la struttura chimica dei contaminanti con formazione di composti meno tossici o più facilmente separabili dalla matrice del sedimento e infine processi di natura elettrochimica e chimico-fisica.

Tra i principali processi vengono esaminati:

- Lavaggio del sedimento. I contaminanti vengono trasferiti in una frazione liquida acquosa, eventualmente addizionata con opportuni reagenti. Il processo avviene per effetto di due meccanismi: la dissoluzione e la dispersione dei contaminanti nel liquido di estrazione sotto forma di particelle sospese. In funzione del tipo di contaminazione possono essere utilizzati i seguenti fluidi di lavaggio: acqua, acqua con tensioattivi, soluzioni acide, soluzioni alcaline, agenti complessanti e solventi organici. Con il lavaggio possono essere trattati sedimenti contaminati da una grande varietà di sostanze inquinanti, ma l'efficienza e l'economicità del processo è



tanto più alta quanto più il sedimento presenta una granulometria grossolana (0.25 - 2 mm).

- Ossidazione. Questo trattamento prevede la degradazione ossidativa dei contaminanti presenti nel sedimento da parte di sostanze con potenziale redox maggiore. I sedimenti più adatti per questo tipo di decontaminazione sono quelli argillosi, inquinati da sostanze organiche a basso potenziale redox. I reattivi utilizzati sono ozono, acqua ossigenata e biossido di cloro.
- Decontaminazione elettrocinetica. E' un processo in cui una corrente elettrica (continua) viene applicata al sedimento attraverso due elettrodi che inducono un flusso migratorio di ioni, ad esempio metallici, in soluzione acquosa, i quali vengono eliminati insieme all'acqua.
- Estrazione con solventi. Vengono utilizzati solventi organici come agenti estraenti. Alla fase di estrazione segue una fase di separazione in cui i contaminanti organici vengono separati dal solvente estraente mediante un cambiamento di temperatura o di pressione. Questo processo si utilizza con successo nel trattamento dei sedimenti contaminati da PCB, composti organici ad elevato peso molecolare e pesticidi. Tra i solventi utilizzati industrialmente ci sono idrocarburi clorurati ( $\text{CHCl}_2$ ,  $\text{CHCl}_3$ ), chetoni (acetone), idrocarburi aromatici e altre sostanze come esano, etanolo ecc.
- Estrazione per flottazione. Basato sulla coagulazione selettiva su bolle d'aria dei contaminanti e/o particelle di sedimento. I contaminanti che vengono rimossi più facilmente sono gli oli minerali, gli IPA, i cianuri e in parte alcuni metalli pesanti come piombo e rame; l'efficienza più elevata si ottiene nei sedimenti prevalentemente sabbioso-limosi.
- Riduzione. E' la trasformazione riduttiva dei contaminanti a prodotti di minore tossicità e/o mobilità da parte di sostanze riducenti inorganiche o metalliche. E' un processo impiegato per decontaminare siti inquinati da sostanze organiche insature o da metalli riducibili come il Cr VI; la reazione di riduzione sviluppa idrogeno.
- Chelazione. Processo che avviene tra un catione di metallo e un legante (agente chelante) con formazione di un complesso stabile (chelato). Il catione di metallo, una volta legato, non è più disponibile per ulteriori reazioni con altri reagenti in sistemi chimici o biologici. Il pH è uno dei parametri che maggiormente influenza il processo di trattamento. L'efficienza varia in funzione dell'agente chelante e del dosaggio.
- Solidificazione/stabilizzazione (inertizzazione). Con questi processi viene ridotta la mobilità dei contaminanti, limitandone il trasferimento all'ambiente circostante. Ciò si ottiene riducendo la superficie disponibile per il dilavamento con la creazione di una matrice solida compatta (solidificazione) e/o legando chimicamente il contaminante alla matrice solida (stabilizzazione). Il sedimento viene miscelato con leganti o con altri agenti chimici sia di natura inorganica sia di natura organica (cemento, calce, argilla, sostanze termoplastiche, polimeri organici e composti macroincapsulanti). I contaminanti che possono essere efficacemente immobilizzati sono quelli di natura inorganica. Tale tecnologia di trattamento, non riducendo il contenuto di contaminanti presenti nel sedimento tal quale e determinando solo una riduzione della mobilità dei contaminanti stessi, può



eventualmente essere utilizzata per un intervento di messa in sicurezza di emergenza in attesa della successiva bonifica o per il declassamento del sedimento ai fini del conferimento in discarica o per l'eventuale riutilizzo a terra del materiale nel campo delle opere civili, ove la normativa vigente lo permettesse (per esempio nella costruzione di strade).

#### 6.3.2.5 Trattamenti termici

I trattamenti termici consentono di rimuovere, distruggere o immobilizzare un'ampia gamma di contaminanti organici ed inorganici presenti nei sedimenti; in generale si parla di desorbimento termico e di trattamenti di termodistruzione quando le temperature di trattamento sono rispettivamente inferiori a 550 °C – 650 °C e comprese tra 600 °C e 2000 °C.

Durante l'applicazione di un trattamento termico, i diversi contaminanti presenti nei sedimenti possono prendere parte ad una o più delle seguenti reazioni:

- volatilizzazione delle specie caratterizzate da elevata tensione di vapore
- completa ossidazione o trasformazione in forme meno pericolose
- intrappolamento all'interno della massa fluida.

Un trattamento termico deve essere completato con sistemi per il contenimento, il controllo ed il trattamento delle emissioni gassose e per l'estrazione e la gestione dei residui solidi.

In funzione della temperatura di processo, i trattamenti termici possono essere classificati in:

- trattamenti di separazione dei contaminanti (desorbimento)
- trattamento di termodistruzione dei contaminanti organici ed immobilizzazione dei contaminanti inorganici, ai fini del riutilizzo del materiale trattato.
- trattamenti di termodistruzione (incenerimento, pirolisi, gassificazione, ossidazione ad alta pressione)
- trattamenti di immobilizzazione dei contaminanti (vetrificazione, termodistruzione al plasma).

Nei trattamenti di desorbimento termico si ottiene la vaporizzazione dei contaminanti organici volatili e semivolatili del sedimento. Tra questi processi troviamo:

- Desorbimento termico. Questo processo consiste nella vaporizzazione dei contaminanti organici allontanati dal sedimento tramite un fluido di trasporto (ad esempio aria, gas di combustione, gas inerte). Si raggiungono temperature intorno ai 300 °C, con un tempo di residenza minimo di circa 30 minuti, il riscaldamento può essere diretto (es. essiccatore a letto fluido) o indiretto (tamburo rotante a pareti riscaldate). Vengono rimossi contaminanti organici tra cui PCB e in minor misura i metalli maggiormente volatili come mercurio e arsenico.



- Estrazione con vapore. Viene iniettato del vapore a temperature variabili tra 150 °C e 230 °C che provoca la volatilizzazione dei contaminanti i quali vengono captati ed estratti dal sedimento. Questa tecnica è applicata per la rimozione di contaminanti come IPA, oli minerali, idrocarburi alogenati, etc.

Tra i processi di termodistruzione ed immobilizzazione troviamo:

- Vetrificazione. Consiste nel riscaldamento del sedimento ad una temperatura compresa tra i 1600 °C - 2000 °C, che comporta l'iniziale fusione del sedimento, seguita da un rapido raffreddamento che porta alla formazione di un monolite amorfo e non cristallino in cui rimangono intrappolati i contaminanti inorganici non volatili. Il prodotto vetrificato così ottenuto può essere impiegato nel settore dell'edilizia.
- Incenerimento. E' il metodo per eliminare i contaminanti organici, i cianuri complessi e, in parte, alcuni metalli come arsenico, mercurio e piombo. Esistono diverse tecnologie impiantistiche adottabili e generalmente le temperature di incenerimento variano tra 1000 °C - 1200 °C.
- Termodistruzione al plasma. Il plasma è un gas ionizzato elettricamente. La ionizzazione avviene tramite il passaggio del gas (in genere aria) attraverso un arco elettrico generato da una "torcia ad arco-plasma". L'energia trasferita al sedimento sottoforma di calore (1600 °C -2000 °C) permette la distruzione dei contaminanti organici e l'intrappolamento dei metalli nell'ammasso vetroso.
- Pirolisi. E' un processo di decomposizione termochimica di materiali organici in componenti gassose, applicando una temperatura compresa tra i 400 °C - 800°C in completa assenza di un agente ossidante o in presenza di una ridottissima quantità di ossigeno (parziale gassificazione).
- Processi combinati di termodistruzione ed immobilizzazione. Sono processi in cui le temperature di esercizio sono comprese fra i 600 °C ed i 1400 °C, ai fini del riutilizzo dei materiali trattati per la produzione di mattoni, cementi o in generale materiali stabilizzati per l'utilizzo nel campo delle opere civili.

### **6.3.3 Applicabilità e costi delle diverse tipologie di trattamento**

L'applicabilità delle diverse tecnologie di trattamento è condizionata dal particolare tipo di sedimento presente nel sito e dai livelli di concentrazione dei contaminanti in esso contenuti.

Nella tabella riportata di seguito viene associata la valutazione sull'effettiva applicabilità dei diversi trattamenti in funzione della tipologia di sedimento da trattare e degli standard ambientali da rispettare.



Tabella 13. Criteri per l'applicazione delle diverse tecnologie in base alle caratteristiche del sedimento

Tecnologia	Granulometria del sedimento			Livello della contaminazione		Tipo di contaminanti	
	argilloso	limoso	sabbioso	basso	alto	organici	inorganici
Classificazione	+	+	+	+	+	+	+
Separazione	+	+	+	+	+	+	+
Evaporazione	+	+	+	+	+	+	+
Disidratazione meccanica	+	+	+	+	+	-	+
Estrazione con solventi	+	+	+	-	+	-	+
Desorbimento termico	+	+	+	-	+	+	-
Ossidazione biologica	-	+	+	+	+	+	-
Ossidazione chimica	+	+	+	-	+	+	-
Ossidazione termica	+	+	+	+	+	+	-
Immobilizzazione	+	+	+	+	+	+	+
Vetrificazione	+	+	+	+	+	+	+

**+ processi in linea con gli standard ambientali**

**- processi non in linea con gli standard ambientali**

I costi da sostenere per l'applicazione dei diversi processi di trattamento ai sedimenti contaminati dipendono dalle circostanze specifiche presenti nel sito. I costi riportati nel seguito sono da intendersi come indicativi e dovranno fornire l'ordine di grandezza dei costi da sostenere.

I costi vengono riportati per tonnellata di materiale secco e per m<sup>3</sup> di materiale presente in situ. Va considerato che se il materiale è sabbioso può raggiungersi un peso specifico pari a circa 1.45 t/m<sup>3</sup> mentre se il materiale è ricco in materiale organico la densità può risultare inferiore.

I costi sono da intendersi al netto degli oneri per l'occupazione della superficie a terra, per il conferimento in discarica del materiale non riutilizzabile ed eventuali profitti derivanti dal riutilizzo dei prodotti riciclabili.



Tabella 14 TECNOLOGIA		€/m <sup>3</sup> di materiale in situ	Costi di investimento	Note
Riutilizzo (incluso dragaggio, trasporto, conferimento)		1.5-5		
Capping		4-6		
Discarica	fuori terra	10-75	Terra di copertura	Fortemente dipendente dalle tasse applicate localmente
	CDF	8-36		
Disidratazione meccanica (incluso trattamento reflui)	nastropresse filtropresse	7-31	macchinari	Installazione fissa
		9-42	macchinari	Installazione mobile
Geotubi		4-13	macchinari	Escluso trattamento reflui
Separazione delle sabbie (> 50 % sabbia)	sedimentatore	1-8		Esclusa disidratazione
	idrociclone	3-11	macchinari	Esclusa disidratazione, conferimento in discarica dei materiali fini, trattamento reflui
		7-26		Inclusa disidratazione e trattamento reflui
METHA (classificazione e disidratazione) inclusi costi capitali e personale		18	macchinari	Larga scala e lungo termine
Lagunaggio attivo		10-25	Macchinari, area disponibile	
Landfarming		5-15	Superficie disponibile	
Bioreattori		50-100	Macchinari	
Cemento artificiale		35-50	Macchinari, additivi	
Stabilizzazione/immobilizzazione in situ		60-100	Macchinari, additivi	Materiale leggero additivo
Consolidazione in situ		10-20	macchinari	Sistema per il vuoto, dreni orizzontali
Desorbimento termico		25-45	Macchinari energia	Esclusa disidratazione
Estrazione con solventi		55-150	Macchinari, additivi	
Immobilizzazione termica (incluso pretrattamento)		16-58	Macchinari energia	Esclusa valorizzazione del materiale
Lavaggio	con additivi chimici	45-70		
	senza additivi chimici	10-20		



#### **6.4 ANALISI DELLE OPZIONI DI GESTIONE ATTUABILI**

Ai fini dell'analisi delle tecnologie di bonifica applicabili ai sedimenti presenti nel sito di Pitelli, si devono tenere in considerazione diversi fattori quali:

- tipologia ed entità della contaminazione presente (superamento o meno del 90% dei valori di concentrazione indicati nell'allegato 1 tabella 1 colonna B del D.M. 471/99, superamento o meno dei valori di intervento ICRAM, contaminazione da metalli, contaminazione da inquinanti organici);
- superfici a contaminazione omogenea ed entità dei differenti volumi coinvolti;
- caratteristiche idrodinamiche e sedimentologiche delle diverse aree;
- analisi dell'uso legittimo dello specchio d'acqua (impianti di acquacoltura, attività ricreative, eventuali interventi di portualità, etc.) in relazione alla contaminazione riscontrata;
- analisi delle aree esposte a rischio maggiore di diffusione della contaminazione;
- sostenibilità economica ed analisi costi-benefici relativa ai singoli interventi;
- tempi necessari all'esecuzione della bonifica;
- opinione pubblica.

Gli interventi, da valutare caso per caso, dovranno essere modulati in funzione della qualità e dei volumi di sedimento non conformi ai valori tabellari e della specifica destinazione d'uso dello specchio d'acqua per il quale sussiste una esigenza di azione. Alcune misure di intervento potranno essere, ad esempio:

- restrizione degli usi legittimi;
- messa in sicurezza d'emergenza;
- bonifica in situ;
- rimozione dei sedimenti non conformi ed attuazione di eventuali trattamenti.

In considerazione del fatto che gli interventi di bonifica relativi alle diverse aree potrebbero essere attuati in tempi diversi, dovrà essere data priorità a quelle aree in cui livelli elevati di contaminazione dei sedimenti potrebbero determinare situazioni di rischio sanitario-ambientale.

Tale suddivisione consentirà di procedere, relativamente alle macroaree individuate, alla progettazione degli interventi definitivi di bonifica per fasi (ai sensi dell'art. 11 del D.M.471/99.)

In relazione a quanto già esposto circa la proposta di valori chimici di intervento, le risultanze analitiche dell'attività di caratterizzazione per la bonifica del sito di interesse nazionale di Pitelli sono state confrontate con i valori tabellari presenti nella stessa, contemplando anche quei criteri di "tolleranza" ed applicazione di cui alle note della stessa tabella.

Da tale confronto è emersa una situazione ambientale complessiva particolarmente compromessa, in quanto le aree caratterizzate da sedimenti non conformi ai limiti di



intervento sono piuttosto estese in tutta la Rada della Spezia, sia in termini di superfici che, in alcune aree, di profondità rispetto al fondale.

Viste le superfici e le volumetrie di fondale in gioco, considerato che l'entità dei superamenti spesso è notevole e, a seconda del contaminante, anche di ordini di grandezza rispetto ai valori di intervento proposti, si rende necessario introdurre un ulteriore criterio che, nell'ambito dei sedimenti non conformi, consenta di distinguere e quindi individuare le aree caratterizzate dai maggiori rischi ambientali-ecotossicologici, per le quali risulta più urgente intervenire con tempestività.

Tutto ciò per favorire complessivamente la gestione ambientale di un sito particolarmente inquinato ed introdurre un concetto di gradualità negli interventi di gestione ambientale, in funzione della loro pericolosità, localizzazione, quantità e sostenibilità economica.

A tal fine, nel presente progetto preliminare di bonifica, coerentemente ai criteri ecotossicologici adottati per l'elaborazione dei valori chimici di intervento, si propone di adottare come criterio discriminatorio un livello di concentrazione chimica alla quale corrisponde, praticamente con certezza, una tossicità acuta importante. Tale criterio si concretizza con il calcolo per ogni sostanza del 95esimo percentile del set di dati dei campioni risultati tossici a seguito dell'esecuzione di più saggi biologici con diverse specie-test.

A livello internazionale questa applicazione trova una analogia nel campo biologico nel *Severe Effect Level* (SEL) sviluppato in origine da Neff *et al.* (1986) ed adottato nell'Ontario nelle Linee Guida per la gestione dei sedimenti (Ontario Sediment Quality Guidelines, 1993). Il SEL, tuttavia, è stato concepito per la comunità bentonica, in quanto è definibile come *"il livello di un contaminante nel sedimento che potrebbe potenzialmente determinare la scomparsa della maggior parte degli organismi bentonici"*. Da un punto di vista analitico esso corrisponde al 95esimo percentile dello *Screening Level Concentration* (SLC), a sua volta è definibile come *"il 95esimo percentile della concentrazione di una sostanza che può essere tollerata da una specifica proporzione (90%) di organismi bentonici"*.

L'introduzione di tale valore permette quindi di suddividere il volume totale di sedimenti le cui concentrazioni superano i valori di intervento in due classi, ed individuarne così quelli la cui rimozione deve essere effettuata prioritariamente.

Il 95esimo percentile è stato definito per ciascun parametro risultato superiore ai valori di intervento. L'elaborazione complessiva per tutti i parametri considerati, con particolare attenzione a quelli bioaccumulabili (Cd, Hg, PCB, IPA e TBT), viene riportata nelle figure seguenti per ciascuno strato di sedimento individuato (figure da 73 a 78).

In tali figure vengono indicati:

- in VERDE, i sedimenti in cui i parametri considerati presentano concentrazioni inferiori ai valori di intervento e per i quali pertanto non è necessario avviare interventi di bonifica;
- in GIALLO, i sedimenti in cui i parametri considerati presentano concentrazioni comprese tra i valori di intervento ed il 95esimo percentile, e per i quali pertanto è necessario avviare interventi di bonifica;



- in ARANCIONE, i sedimenti in cui i parametri considerati presentano concentrazioni superiori al 95esimo percentile, e per i quali è pertanto necessario avviare prioritariamente interventi di bonifica;
- in ROSSO, ai fini della gestione, i sedimenti in cui i parametri considerati presentano concentrazioni superiori al 95esimo percentile e superiori al 90% dei valori di concentrazione limite indicati nella colonna B della tabella 1 dell'allegato 1 del D.M. 471/99, e per i quali le concentrazioni riscontrate sono tali da richiedere l'avvio immediato di interventi di bonifica.

Nelle figure da 73 a 78 sono inoltre riportate le "aree di incertezza", così come definite nel capitolo 5.

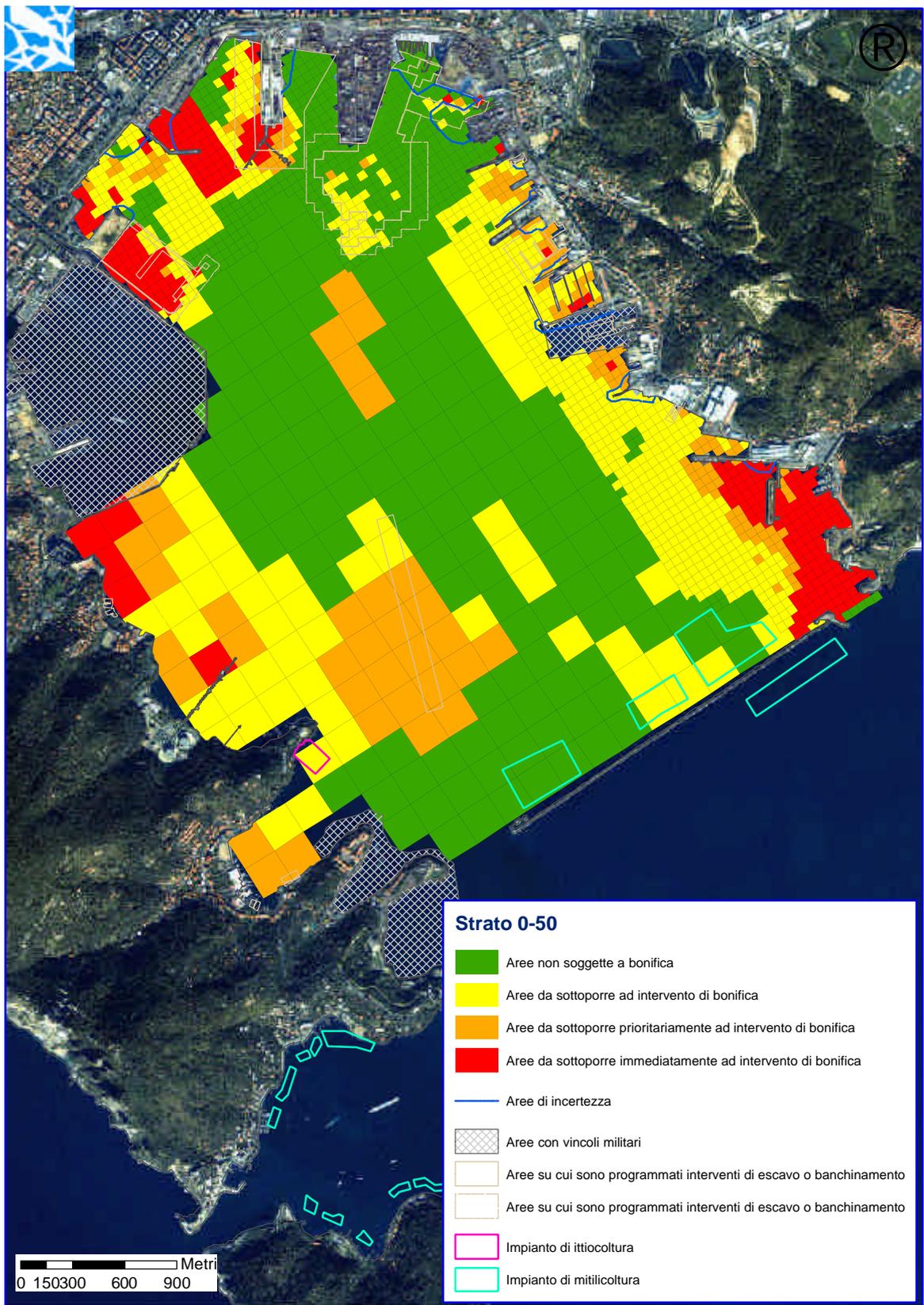


Figura 73: Strato di sedimento 0-50 cm – Elaborazione complessiva

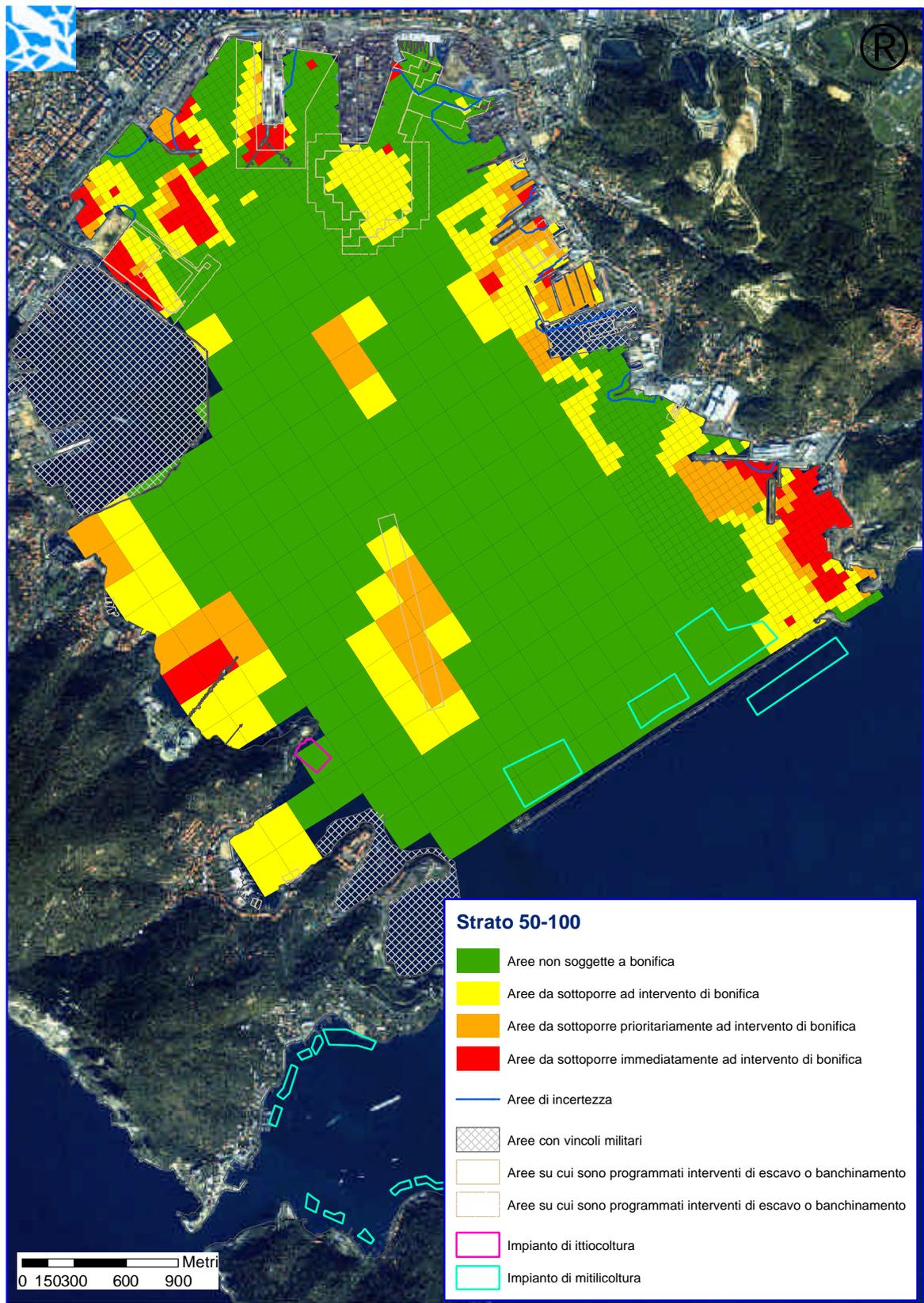


Figura 74: Strato di sedimento 50-100 cm – Elaborazione complessiva

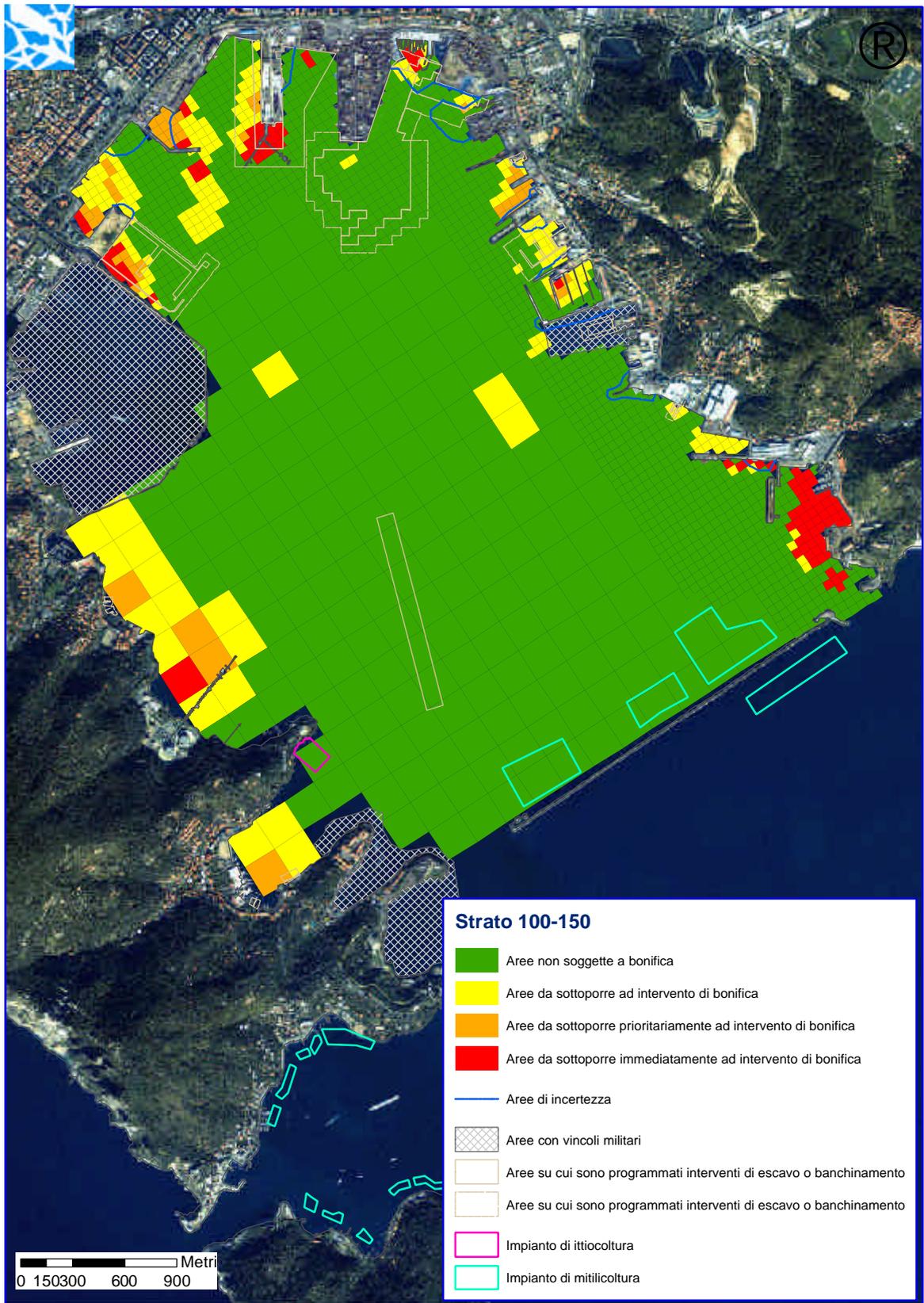


Figura 75: Strato di sedimento 100-150 cm – Elaborazione complessiva

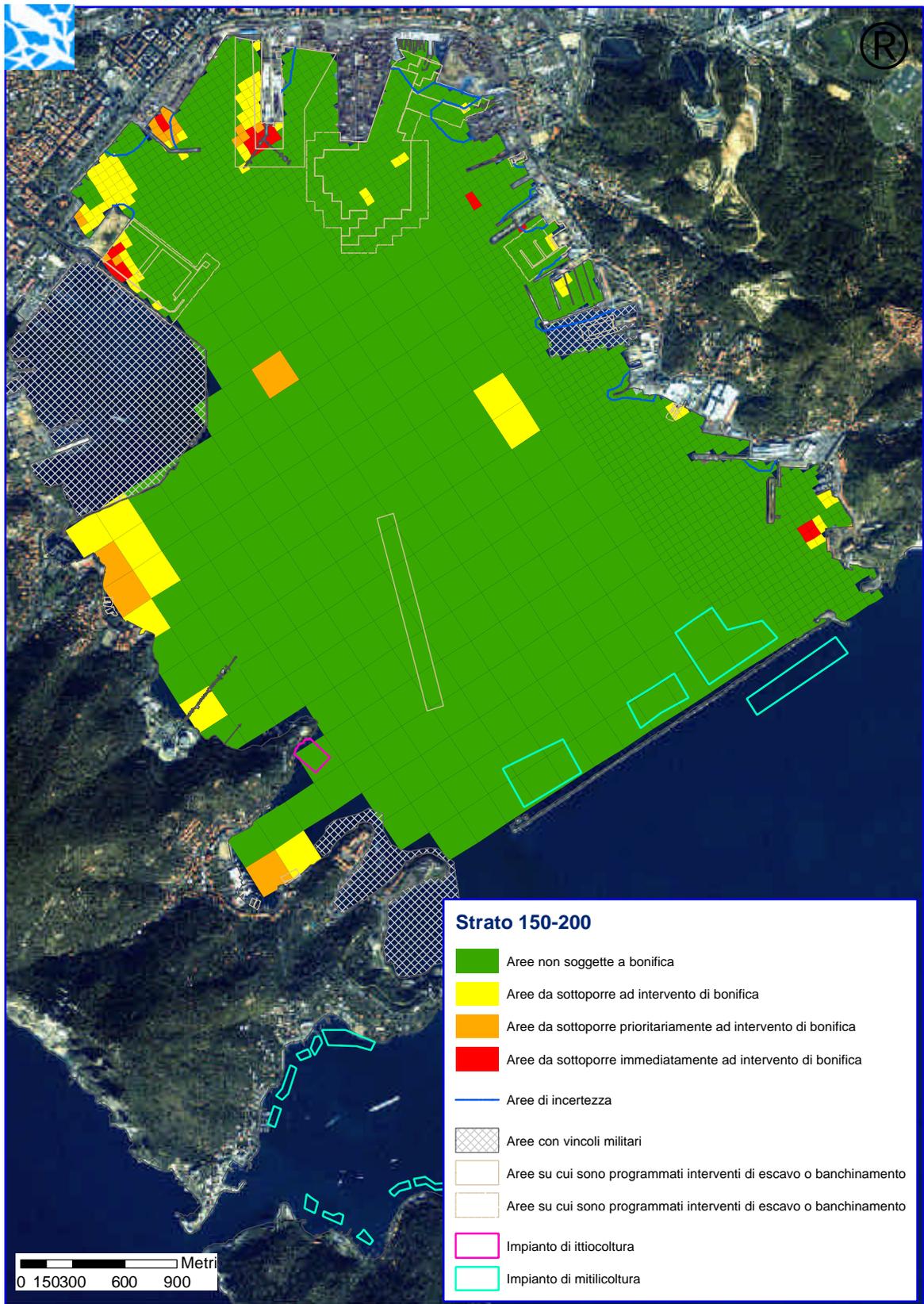


Figura 76: Strato di sedimento 150-200 cm – Elaborazione complessiva

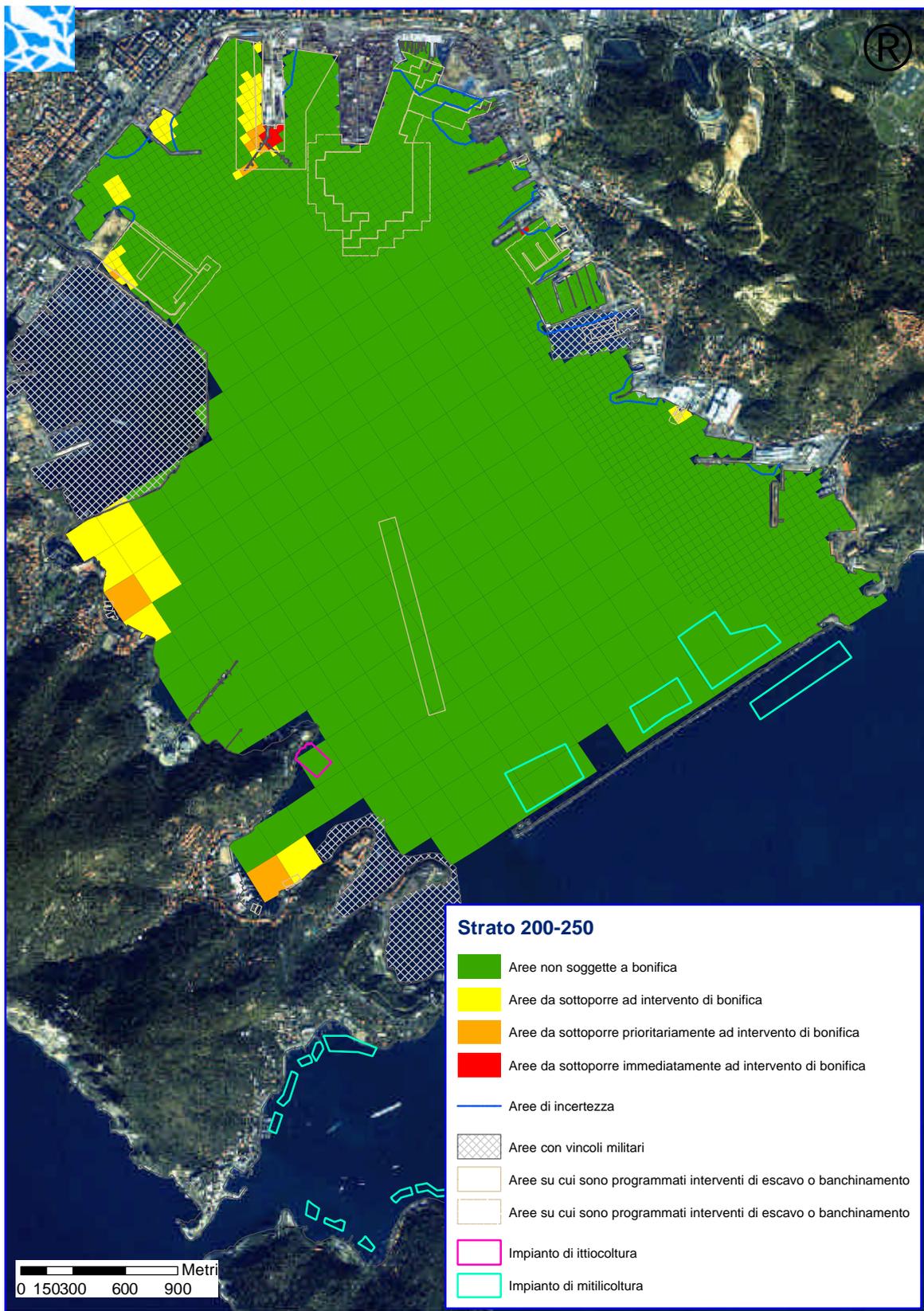


Figura 77: Strato di sedimento 200-250 cm – Elaborazione complessiva

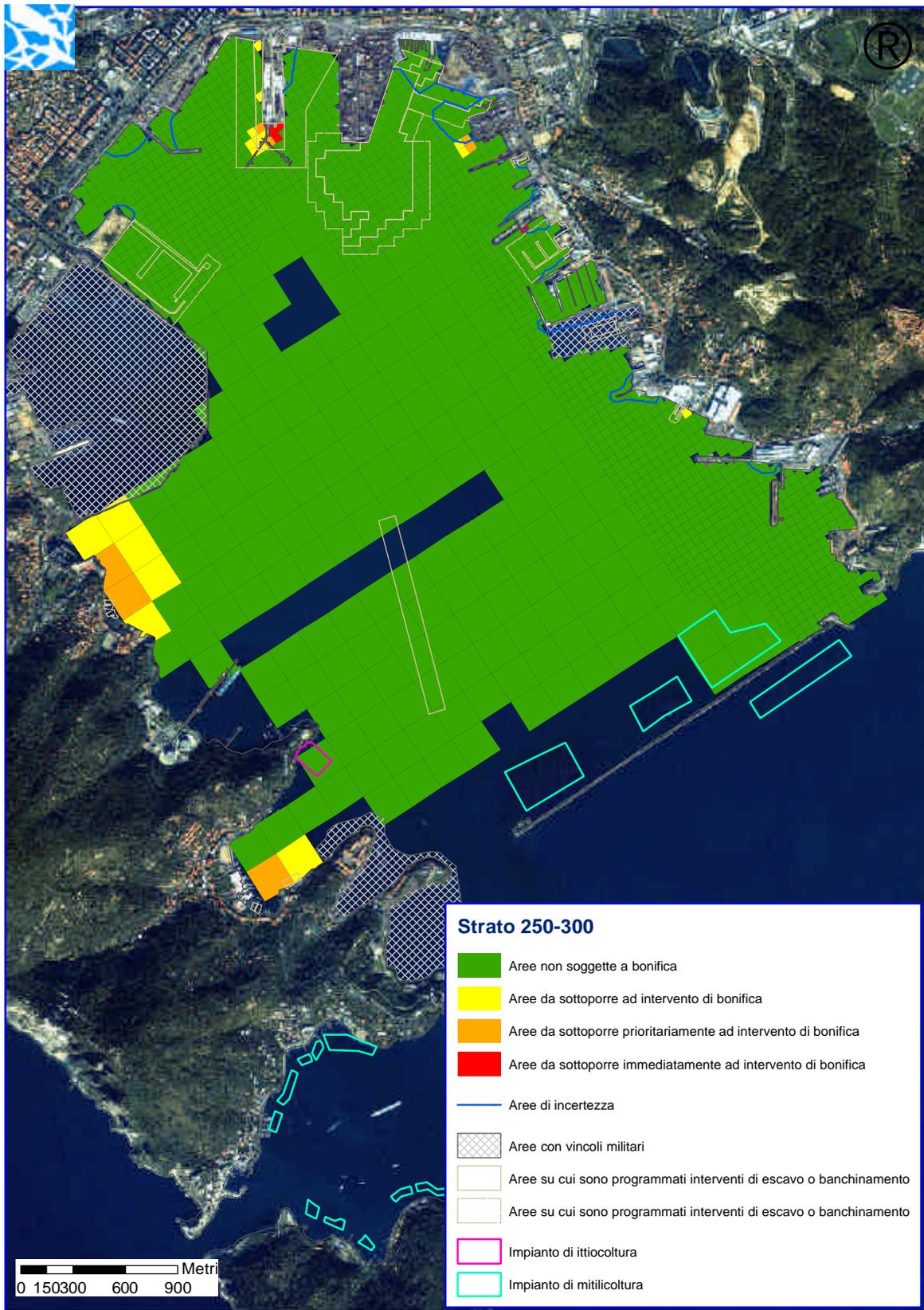


Figura 78: Strato di sedimento 250-300 cm – Elaborazione complessiva



Nella tabella 15 sono riportati, per ciascuno strato consecutivo di sedimento con spessore pari a 50 cm, e fino alla profondità di 3 m, i volumi complessivi dei sedimenti individuati nelle figure da 73 a 78 in giallo, arancione, rosso.

Tabella 15: Volumi di sedimenti gialli, arancioni e rossi fino alla profondità di 3 m dal fondale

<b>STRATO</b>	<b>VOLUME DI SEDIMENTO "GIALLO" [m<sup>3</sup>]</b>	<b>VOLUME DI SEDIMENTO "ARANCIONE" [m<sup>3</sup>]</b>	<b>VOLUME DI SEDIMENTO "ROSSO" [m<sup>3</sup>]</b>
0-50 cm	1.770.600	855.150	458.550
50-100 cm	1.123.050	452.350	253.700
100-150 cm	571.900	139.800	140.700
150-200 cm	272.700	93.900	29.300
200-250 cm	186.150	49.250	6.100
250-300 cm	126.600	59.450	4.250
<b>TOTALE fino a 3 m</b>	<b>4.051.000</b>	<b>1.649.900</b>	<b>892.600</b>

Per i sedimenti le cui concentrazioni sono così elevate da comportare un sicuro rischio per l'ambiente acquatico, allo stato attuale delle conoscenze la bonifica consiste principalmente in attività di rimozione.

Per contaminazioni meno gravi possono invece essere ipotizzati eventuali trattamenti in sito.

Nel dettaglio, per i sedimenti indicati in "ROSSO", una volta rimossi, possono essere individuati i seguenti scenari:

- conferimento in discarica;
- trattamento (ex situ) per successivo conferimento in vasche di colmata o in strutture di confinamento realizzate in ambiente costiero.

Per i sedimenti indicati in "ARANCIONE", una volta rimossi, possono essere individuati i seguenti scenari:

- conferimento in vasche di colmata o in strutture di confinamento realizzate in ambiente costiero;
- trattamento (ex situ) ai fini del riutilizzo nel campo delle opere civili nel rispetto della normativa vigente.

Infine, per i sedimenti indicati in "GIALLO" possono essere individuati i seguenti scenari:

- trattamento in sito;
- rimozione e conferimento in vasche di colmata o in strutture di confinamento realizzate in ambiente costiero;
- rimozione e trattamento (ex situ) ai fini del riutilizzo nel campo delle opere civili nel rispetto della normativa vigente.



Le tecnologie di trattamento *ex situ* prevedono solitamente fasi di pretrattamento indirizzate a separare le classi granulometriche eventualmente non contaminate, o comunque ad allontanare l'acqua con operazioni di disidratazione, in grado di diminuire notevolmente le volumetrie considerate, rendendole palabili e facilitandone così la movimentazione.

Nelle ipotesi di intervento descritte nel seguito per i sedimenti della Rada della Spezia, tuttavia, non è stata prevista una fase di separazione granulometrica. Ciò in considerazione delle caratteristiche granulometriche dei sedimenti della Rada della Spezia, caratterizzati da una distribuzione granulometrica abbastanza omogenea ed a carattere prevalentemente fangoso-siltoso, e del fatto che nell'esperienza nazionale ed internazionale tale pretrattamento viene considerato efficace e vantaggioso quando il sedimento è caratterizzato da una percentuale di sabbia maggiore del 50%. Le figure da 79 a 84 mostrano che tali percentuali nei sedimenti della Rada della Spezia vengono raggiunte solo in alcune aree di estensione ridotta e a ridosso delle banchine, ed a profondità superiori ad 1 m dal fondale.

In tali aree potrà pertanto diventare significativo introdurre una fase di separazione granulometrica. Tale pretrattamento potrà essere previsto nell'ambito di interventi specifici programmati in tali aree.

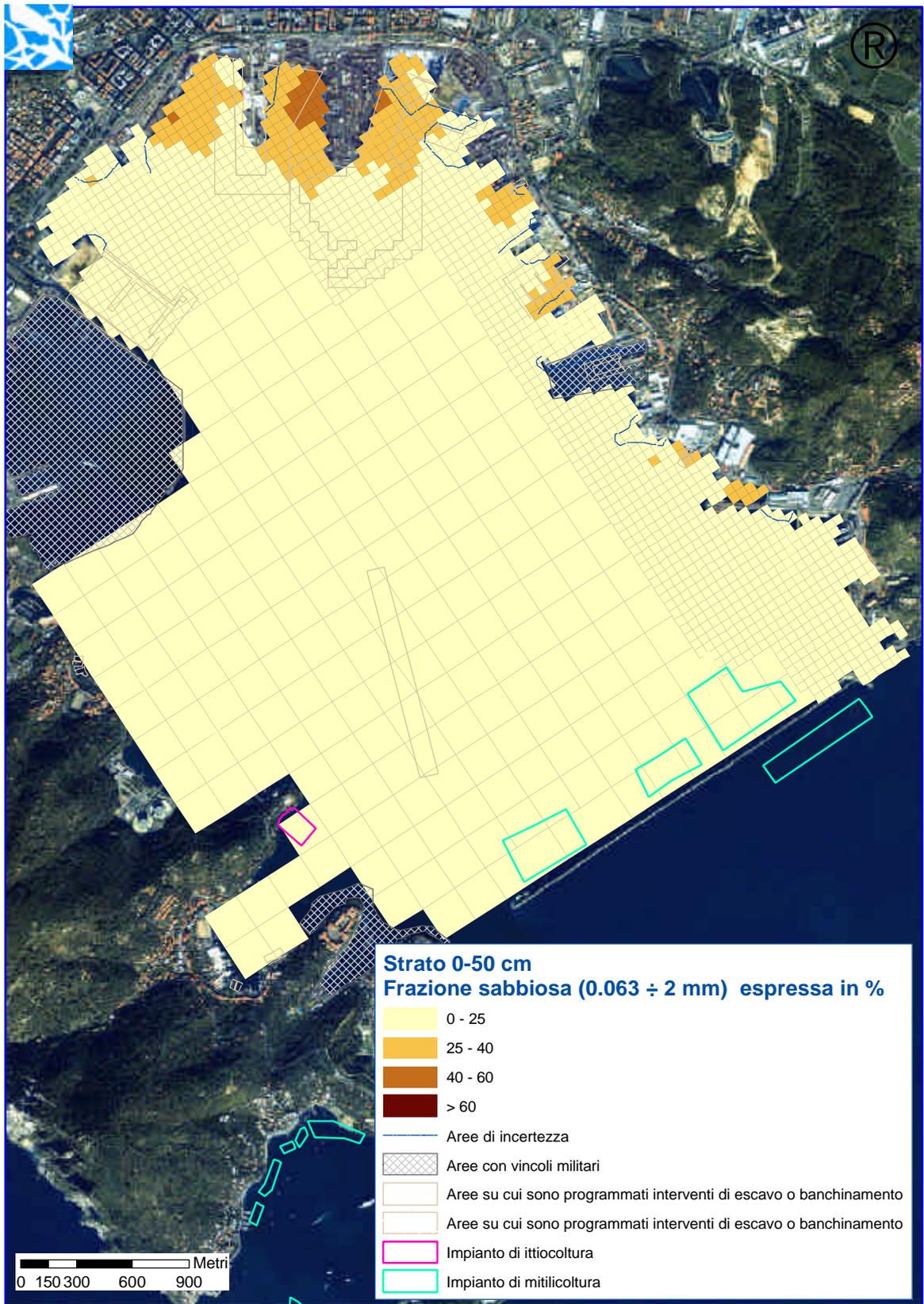


Figura 79: Strato di sedimento 0-50 cm – Frazione sabbiosa

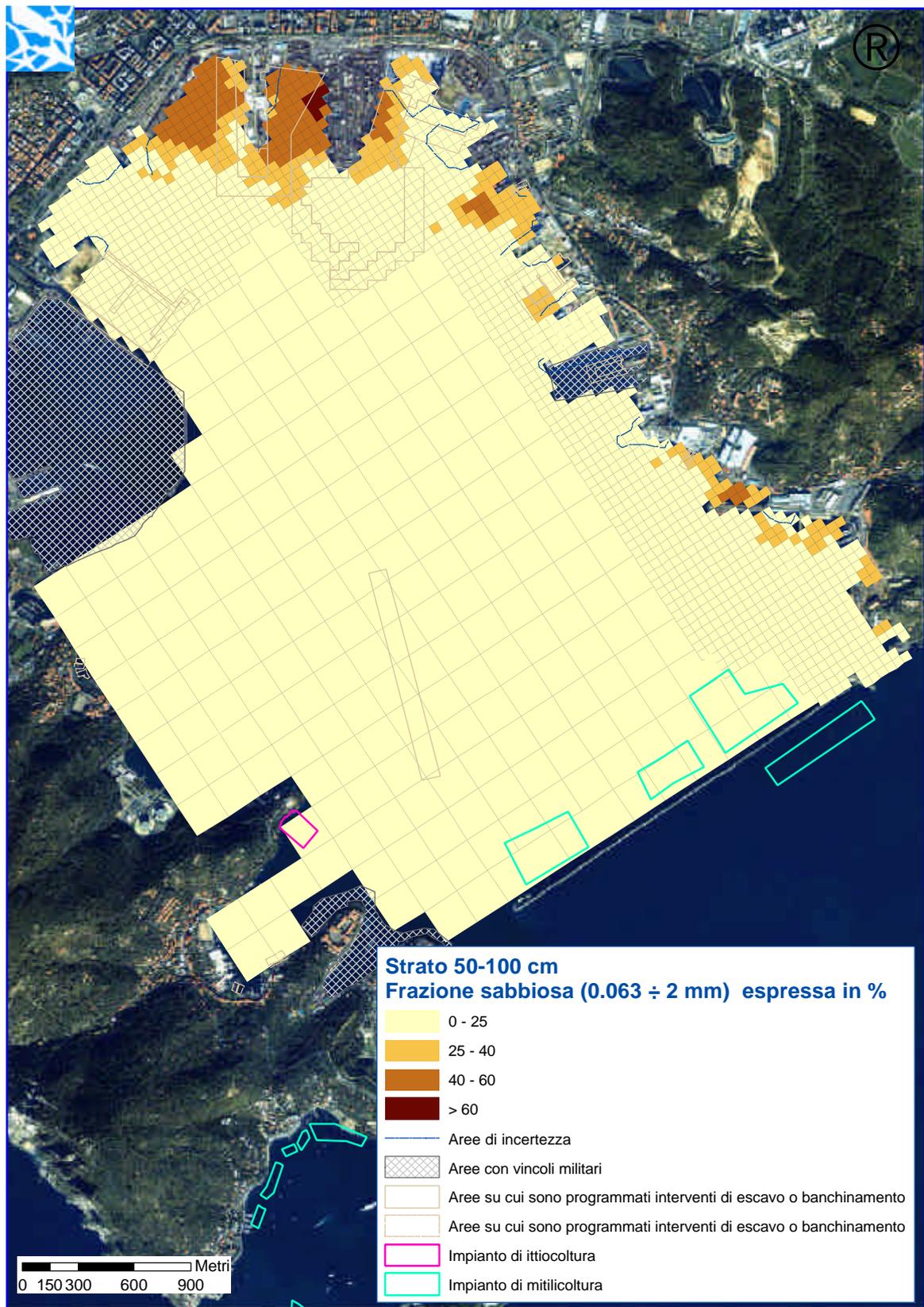


Figura 80: Strato di sedimento 50-100 cm - Frazione sabbiosa

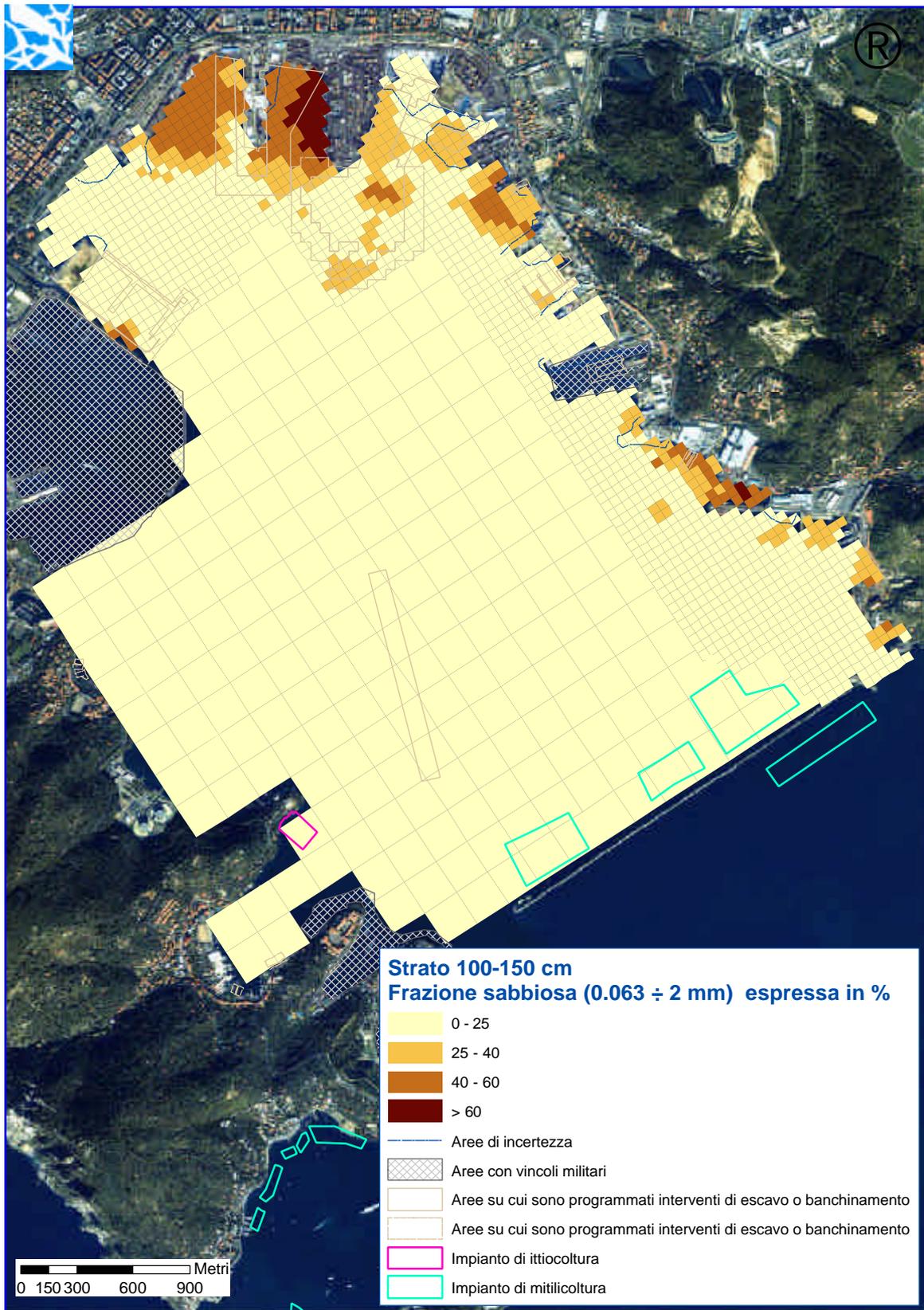


Figura 81: Strato di sedimento 100-150 cm - Frazione sabbiosa

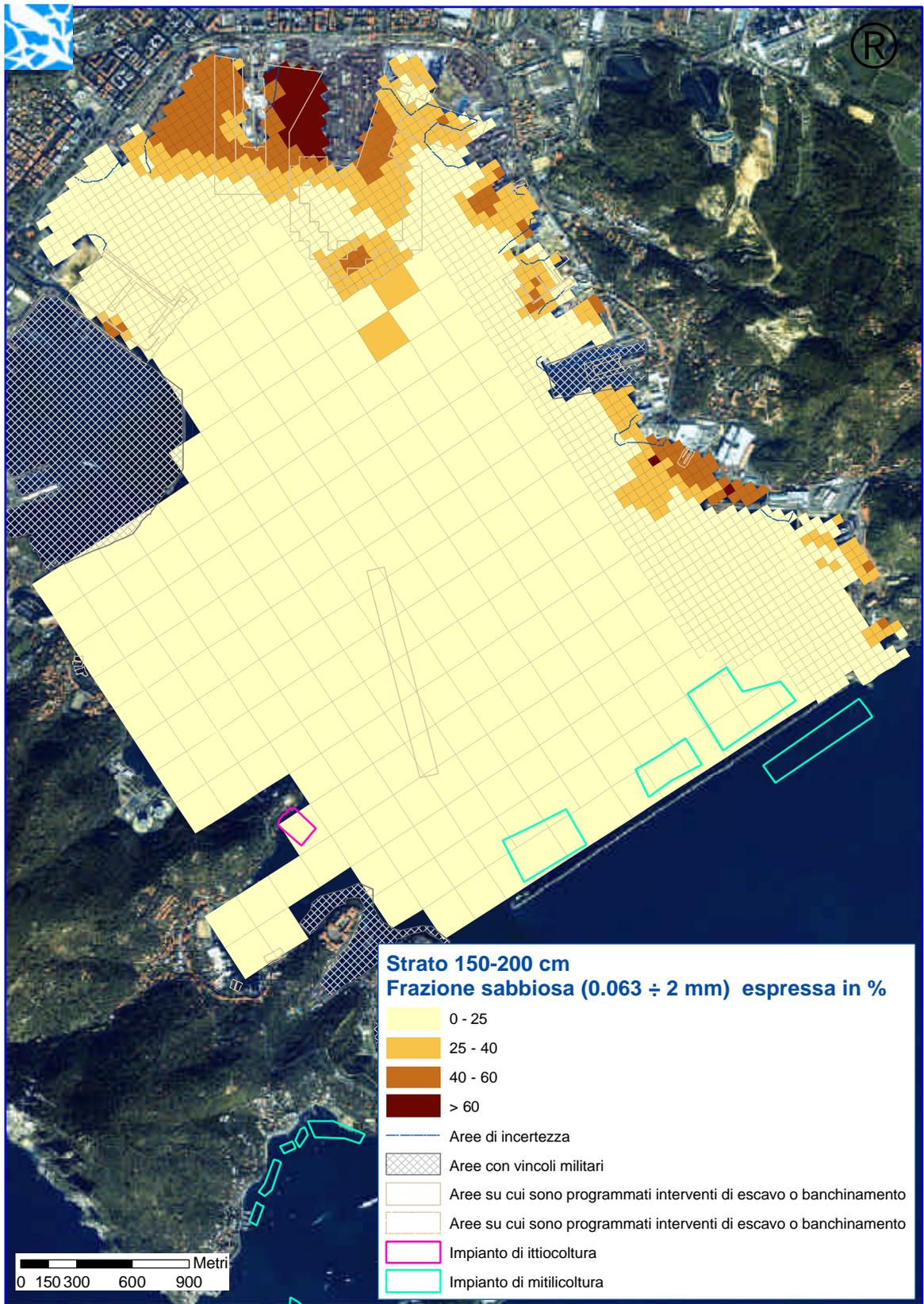


Figura 82: Strato di sedimento 150-200 cm - Frazione sabbiosa

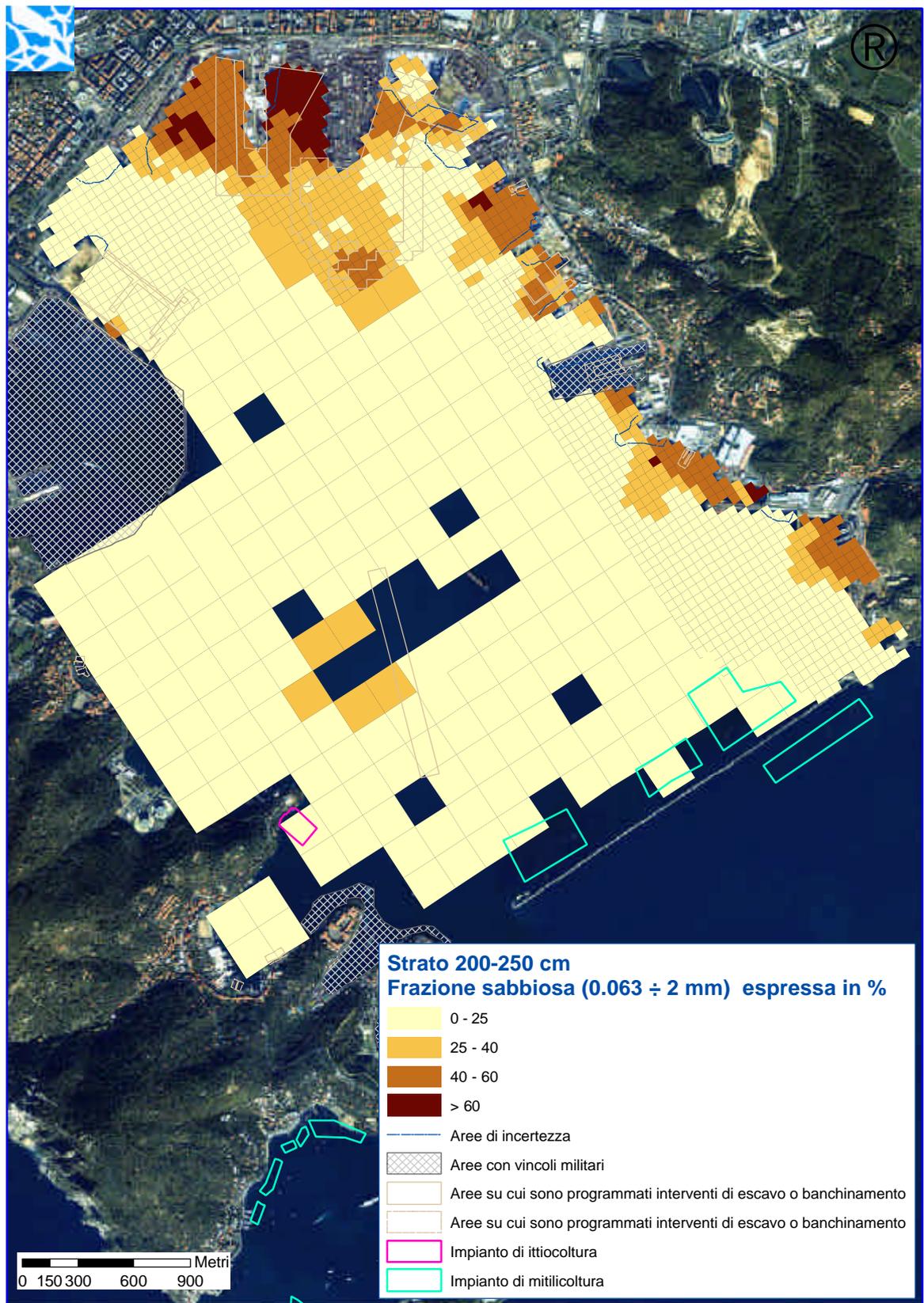


Figura 83: Strato di sedimento 200-250 cm - Frazione sabbiosa

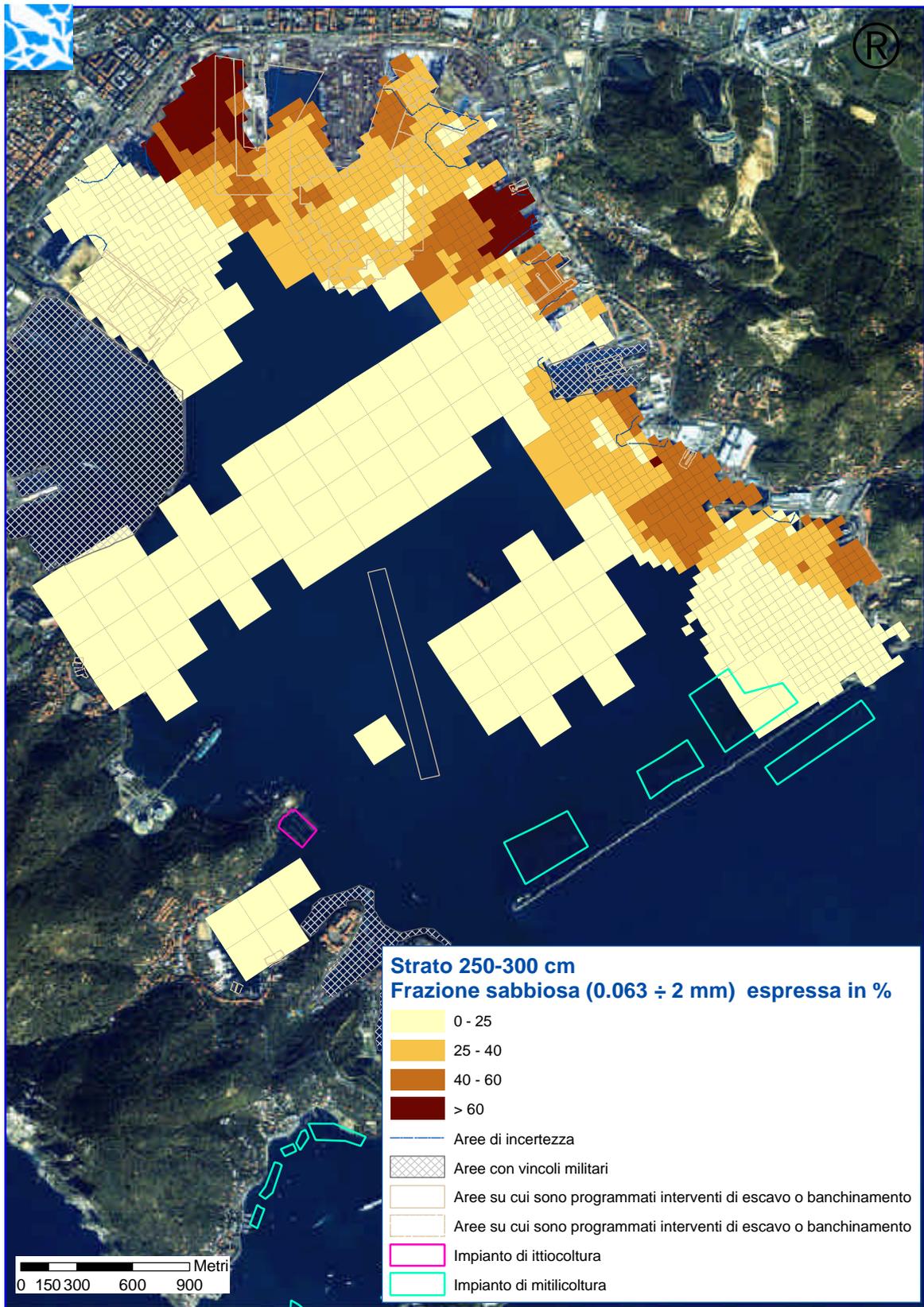


Figura 84: Strato di sedimento 250-300 cm - Frazione sabbiosa



#### **6.4.1**            **Possibili scenari di intervento**

Un intervento di risanamento ambientale dovrebbe prevedere teoricamente la bonifica di tutti i sedimenti con concentrazioni superiori al valore di intervento, in quanto corrispondente ad un probabile rischio ecotossicologico per le comunità viventi.

Ciò significherebbe realizzare azioni che coinvolgono indicativamente 6.600.000 m<sup>3</sup> di sedimento con conseguenti elevati ed insostenibili costi di gestione.

Ne consegue pertanto l'esigenza di stabilire una priorità di intervento, in funzione sia del livello di contaminazione che della destinazione d'uso delle diverse aree interne alla rada.

Alla luce delle diverse tipologie di sedimenti contaminati, che richiedono differenti priorità di intervento, si rende necessario formulare differenti ipotesi di intervento di bonifica, riportate nel seguito.

Obiettivo comune di tutti gli scenari di intervento individuati è quello di minimizzare le volumetrie di sedimento da destinare a discarica, attraverso l'ottimizzazione di tutte le fasi della bonifica (rimozione, trasporto, gestione) e l'adozione di tecniche di trattamento volte alla decontaminazione dei sedimenti ai fini del conferimento in strutture confinate in ambiente marino o ai fini del riutilizzo nell'ambito delle opere civili, nel rispetto della normativa vigente.

Le vasche di colmata e le strutture di confinamento realizzate in ambiente marino per il conferimento dei sedimenti dovranno prevedere criteri di conterminazione in linea con quanto già indicato dalla Direzione Qualità della Vita del Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio.

Per i sedimenti rimossi mediante dragaggio, dovranno essere previste aree destinate allo stoccaggio temporaneo dei sedimenti, prima del loro invio ad apposito impianto di trattamento o in discarica. Qualora gli spazi a terra risultino insufficienti per tale scopo può essere previsto un sistema mobile (anche galleggiante) per lo stoccaggio temporaneo dei sedimenti rimossi e per l'eventuale impianto di trattamento.

Nella selezione delle differenti ipotesi di intervento si dovrà porre attenzione sugli impatti ambientali generati dell'intervento stesso, sia nelle fasi di realizzazione che al termine dello stesso (impatto su: regime idrodinamico, attività portuale, traffico marittimo e stradale, etc.), prevedendo le necessarie misure di mitigazione.

Nella scelta della tecnologia di bonifica più idonea si dovrà inoltre tener conto di tutti i flussi in uscita dai singoli processi e prevedere il trattamento dei reflui liquidi, solidi e gassosi prodotti, con i relativi costi di smaltimento.

Ciascun intervento di bonifica dovrà essere accompagnato da un'attività di controllo dell'efficacia dell'intervento.



#### 6.4.1.1 Ipotesi di intervento n. 1

La prima ipotesi di intervento individuata prevede di:

- rimuovere i sedimenti delle aree ROSSE per tutto lo spessore indagato, vale a dire fino a 3 m, per un totale di 892.600 m<sup>3</sup>.

Nel calcolo dei volumi dei sedimenti da rimuovere, chiaramente, oltre al volume di sedimenti sopra riportato, devono essere aggiunti i volumi di ARANCIONE, GIALLO e VERDE compresi tra gli strati di sedimento propriamente definito ROSSO. Il volume complessivo di sedimenti da rimuovere per tale ipotesi di gestione è quindi pari a 1.005.000 m<sup>3</sup>.

Il dettaglio delle volumetrie di sedimento coinvolte nella presente ipotesi di intervento viene riportato in tabella 16.

Tabella 16: Volumi di sedimento da rimuovere attuando l'ipotesi di intervento n. 1

IPOTESI DI INTERVENTO n. 1	Volume di sedimento da rimuovere (m <sup>3</sup> )			
	rosso	arancione	giallo	verde
Rimozione dei sedimenti delle aree ROSSE per tutto lo spessore (3 m)	892.600	41.400	47.900	23.100
<b>Volume totale di sedimenti da rimuovere (m<sup>3</sup>)</b>	<b>1.005.000</b>			

L'intervento di rimozione ipotizzato può prevedere differenti scenari per la gestione dei sedimenti, nel seguito riportate.

All'intervento di rimozione propriamente detto sono associate alcune attività "IN COMUNE" a tutte le ipotesi di gestione del materiale dragato:

- la ricerca per l'individuazione di ordigni bellici sepolti, ed eventuale bonifica, da eseguirsi prima dell'avvio delle attività di dragaggio;
- il monitoraggio delle attività di rimozione dei sedimenti, da eseguirsi prima, durante e dopo le fasi di dragaggio.

La tipologia di dragaggio prescelta in tale ipotesi di intervento è di tipo meccanico, con conseguente trasporto mediante bettoline di appoggio, al fine di ridurre i volumi d'acqua associati al fango di dragaggio e pertanto le volumetrie da gestire.

Il dragaggio deve adottare tutti gli accorgimenti atti al contenimento della torbidità, ed essere pertanto di tipo "ambientale", così come definito nel capitolo 6.2.

Quale misura di mitigazione è previsto l'uso di panne antitorbidità.

I sedimenti dragati, devono essere resi idonei alle successive fasi di gestione.

Sono pertanto previsti una fase di stoccaggio a terra dei sedimenti ed un trattamento di disidratazione.

L'acqua risultante dovrà essere analizzata e se non conforme ai limiti di legge dovrà essere inviata ad opportuno impianto di trattamento.

Il sedimento, reso palabile, dovrà essere analizzato e caratterizzato come rifiuto.

A seconda delle specie inquinanti e delle relative concentrazioni rilevate, il sedimento potrà essere inviato ad un opportuno trattamento ai fini del conferimento in vasche di colmata o del riutilizzo, o inviato direttamente in una discarica di opportuna categoria.



Nel dettaglio, per i sedimenti indicati in "ROSSO", una volta rimossi e disidratati, possono essere individuati i seguenti scenari:

- trasporto ad opportuno impianto di trattamento per la riduzione delle concentrazioni dei contaminanti fino a valori almeno inferiori al 90% dei valori indicati nella colonna B della tabella 1 dell'allegato 1 del D.M. 471/99, per il successivo conferimento in vasche di colmata o in strutture di confinamento realizzate in ambiente costiero;
- conferimento in discarica ubicata ad una distanza inferiore a 100 km ed appositamente costruita o adattata;
- conferimento in discarica ubicata ad una distanza variabile tra i 100 e i 200 km;
- trasporto in un paese della EU per smaltimento o riutilizzo.

Per i sedimenti indicati in "ARANCIONE" e in "GIALLO", invece, una volta rimossi e disidratati, possono essere ipotizzati i seguenti scenari:

- trasporto ad opportuno impianto di trattamento (ad esempio: di lavaggio con additivi o di tipo termico) per la riduzione delle concentrazioni dei contaminanti ai valori richiesti per il riutilizzo nel campo delle opere civili, nel rispetto della normativa vigente;
- diretto conferimento in vasche di colmata o in strutture di confinamento realizzate in ambiente costiero.

Il sedimento "VERDE" rimosso per l'attuazione di tale ipotesi di intervento potrà essere direttamente riutilizzato nel campo delle opere civili, nel rispetto della normativa vigente.

In funzione delle differenti combinazioni degli scenari prospettati è possibile pertanto ricavare le ipotesi di costo minima e massima dell'ipotesi di gestione n. 1. Tali costi sono riportati in tabella 17.

Uno schema riassuntivo degli scenari prospettati in questa prima ipotesi di gestione è fornito con maggior dettaglio in Allegato 1 al presente documento, unitamente ai costi unitari ipotizzati per ciascuna attività.

Tabella 17: Schema riassuntivo dei costi per l'attuazione dell'ipotesi di intervento n.1

IPOTESI DI INTERVENTO n. 1	IPOTESI DI COSTO	
	MINIMA	MASSIMA
Costi per la ricerca di ordigni bellici e l'esecuzione della attività di monitoraggio del dragaggio	1.006.420,00	
Costi delle attività di rimozione e disidratazione dei sedimenti	69.670.630,00	
Costi per la gestione dei sedimenti	58.800.390,00	147.616.310,00
<b>Costo totale per l'ipotesi di intervento n. 1 (€)</b>	<b>129.477.440,00</b>	<b>218.293.360,00</b>



I trattamenti ipotizzati per i sedimenti ROSSI sono principalmente:

- di tipo termico, utilizzati prevalentemente per la rimozione dei contaminanti organici e, con l'aggiunta di additivi, per l'immobilizzazione dei contaminanti inorganici;
- oppure trattamenti di lavaggio con aggiunta di additivi chimici per la rimozione dei contaminanti inorganici con passaggio in fase acquosa.

Si deve precisare che per il calcolo dei costi del trattamento dei sedimenti ROSSI si è ipotizzato di avere un sedimento contaminato sia da inquinanti inorganici che da inquinanti organici. Tuttavia, come descritto nel capitolo 5 (figure da 65 a 70), per la maggior parte dei sedimenti ROSSI è possibile effettuare una ulteriore distinzione tra quelli contaminati prevalentemente da metalli e quelli contaminati prevalentemente da inquinanti organici. Dragando tali aree in maniera selettiva, sarebbe pertanto possibile adottare un trattamento di decontaminazione specifico per la tipologia di inquinanti presenti ed ottenere pertanto un risparmio significativo sui costi riportati in Allegato 1.

Per volumi di sedimento elevati (già significativi in questa ipotesi di intervento ed ancor maggiormente nelle successive), un ulteriore risparmio potrebbe essere ottenuto realizzando una dedicata piattaforma logistica mobile (su pontone) o fissa (a terra), attrezzata con un impianto di trattamento per i sedimenti, un impianto di trattamento acque e un'area di stoccaggio temporaneo.

In figura 85 vengono riportate per confronto, rispettivamente:

- la qualità dei sedimenti superficiali allo stato attuale;
- la qualità dei sedimenti superficiali a seguito dell'attuazione dell'ipotesi di intervento n. 1, che consiste nella rimozione fino a 3 m di profondità dal fondale del sedimento ROSSO (e del sedimento ARANCIONE, GIALLO e VERDE che lo ricopre).

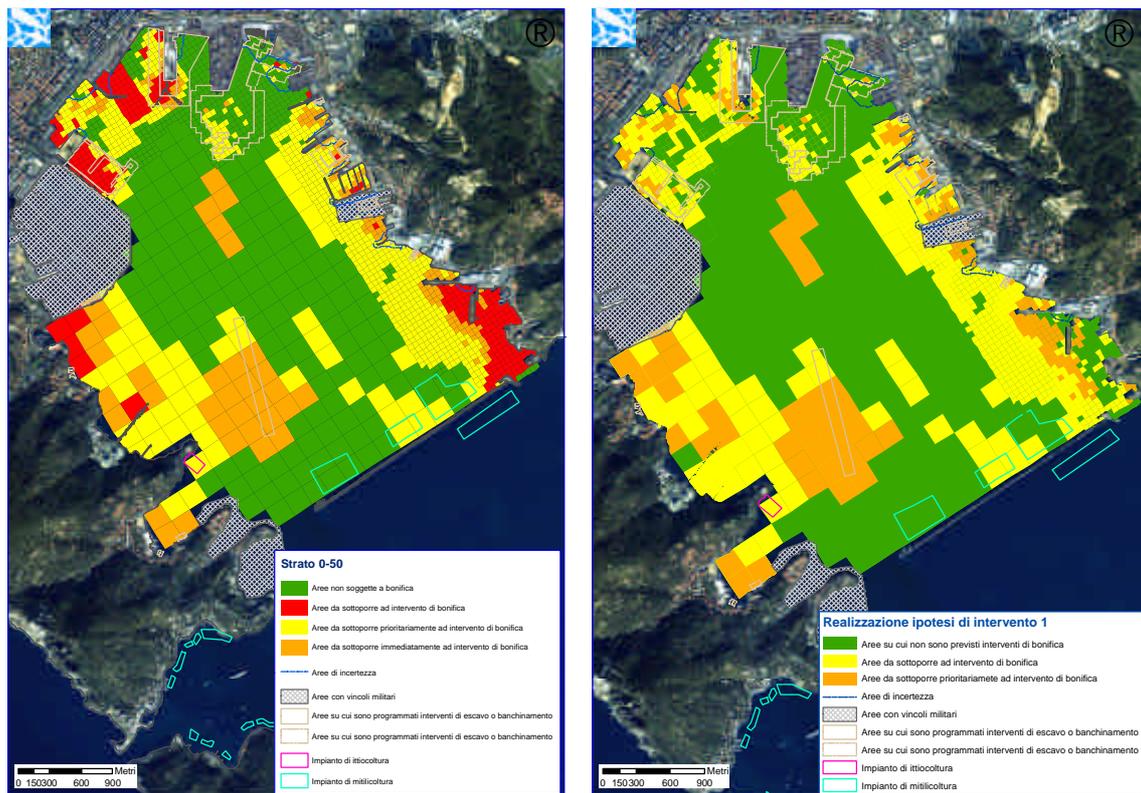


Figura 85: Qualità dei sedimenti superficiali prima e dopo l'attuazione dell'ipotesi di intervento n. 1

Ai fini dell'individuazione della migliore tecnologia di bonifica sarà necessario sottoporre il sedimento a test specifici per valutare l'effettiva applicabilità ed efficacia del trattamento alla particolare tipologia di sedimento presente nell'area.

Al fine del raggiungimento degli obiettivi di bonifica si potrà inoltre valutare la possibilità di sottoporre il sedimento a più trattamenti in serie.

Inoltre dovrà essere valutata l'ipotesi di integrare la gestione del sedimento con linee di gestione di reflui civili o industriali.

L'ipotesi di intervento n. 1 realizza la bonifica della Rada della Spezia allontanando quei sedimenti le cui concentrazioni sono talmente elevate da costituire un costante pericolo per l'ambiente acquatico, comportando pertanto un sicuro miglioramento dell'ambiente stesso, anche se limitato. Infatti la qualità dei sedimenti non rimossi con l'attuazione della presente ipotesi di intervento rimane comunque particolarmente critica e pericolosa, sia in termini di intensità di contaminazione (sedimento ARANCIONE) che di ubicazione rispetto agli usi legittimi del mare, con particolare attenzione agli impianti di acquacoltura ubicati all'interno della diga foranea.

Tale criticità "residua" rispetto allo scenario di intervento prospettato potrà essere affrontata ricorrendo ad una tra le seguenti ipotesi, o ad una combinazione di esse:

- adottando tecniche di trattamento in situ, su aree a limitato idrodinamismo, per ridurre la mobilità e la biodisponibilità dei contaminanti, in attesa di una successiva fase di rimozione e trattamento ex situ o di un eventuale conferimento in vasca di colmata; si potranno ad esempio utilizzare trattamenti biologici che



prevedono l'inoculo di batteri, sostanze o substrati che agevolino l'attività batterica;

- monitorando la mobilità e la biodisponibilità dei contaminanti presenti nei sedimenti e l'insorgenza di eventuali effetti negativi sugli organismi marini, e principalmente sugli organismi degli impianti;
- adottando misure specifiche per limitare la diffusione della contaminazione, a protezione degli impianti di acquacoltura;
- limitando gli usi legittimi di alcune aree, ad esempio trasferendo alcuni impianti di acquacoltura ad aree a minor rischio di esposizione.

Di conseguenza, ai costi riportati in tabella 17 dovranno essere aggiunti i costi relativi alle eventuali sopra elencate azioni aggiuntive.

#### 6.4.1.2 Ipotesi di intervento n. 2

La seconda ipotesi di intervento individuata prevede di:

- rimuovere i sedimenti delle aree ROSSE per tutto lo spessore indagato, vale a dire fino a 3 m, per un totale di 1.005.000 m<sup>3</sup>, di cui 892.600 m<sup>3</sup> di sedimenti propriamente ROSSI, ed il rimanente di sedimenti ARANCIONI, GIALLI e VERDI che li ricoprono (41.400 m<sup>3</sup> di sedimenti ARANCIONI, 47.900 m<sup>3</sup> di sedimenti GIALLI e 23.100 m<sup>3</sup> di sedimenti VERDI);
- rimuovere nelle aree di acquacoltura i sedimenti con concentrazioni superiori ai valori di intervento (corrispondenti ad aree ARANCIONI e GIALLE), per un totale di 494.850 m<sup>3</sup>, di cui 38.750 m<sup>3</sup> di sedimenti ARANCIONI e 456.100 m<sup>3</sup> di sedimenti GIALLI.

Il dettaglio delle volumetrie di sedimento coinvolte nella presente ipotesi di intervento viene riportato in tabella 18.

Tabella 18: Volumi di sedimento da rimuovere attuando l'ipotesi di intervento n. 2

IPOTESI DI INTERVENTO n. 2	Volume di sedimento da rimuovere (m <sup>3</sup> )			
	rosso	arancione	giallo	verde
Rimozione dei sedimenti delle aree ROSSE per tutto lo spessore (3 m)	892.600	41.400	47.900	23.100
Rimozione nelle aree di acquacoltura dei sedimenti con concentrazioni superiori ai valori di intervento	-	38.750	456.100	-
<b>Volume totale di sedimenti da rimuovere (m<sup>3</sup>)</b>	<b>892.600</b>	<b>80.150</b>	<b>504.000</b>	<b>23.100</b>
	<b>1.499.850</b>			

L'intervento di rimozione ipotizzato può prevedere differenti scenari per la gestione dei sedimenti, nel seguito riportate.

All'intervento di rimozione propriamente detto sono associate alcune attività "IN COMUNE" a tutte le ipotesi di gestione del materiale dragato:

- ricerca per l'individuazione di ordigni bellici sepolti, ed eventuale bonifica, da eseguirsi prima dell'avvio delle attività di dragaggio;



- monitoraggio delle attività di rimozione dei sedimenti, da eseguirsi prima, durante e dopo le fasi di dragaggio.

La presente ipotesi di intervento prevede di eseguire la rimozione dei sedimenti secondo due distinte modalità:

- dragaggio ambientale di tipo meccanico per la rimozione dei sedimenti delle aree ROSSE fino a 3 m dal fondale, con trasporto mediante bettoline di appoggio;
- dragaggio ambientale di tipo idraulico per la rimozione nelle aree di acquacoltura dei sedimenti con concentrazioni superiori ai valori di intervento.

Il dragaggio deve adottare tutti gli accorgimenti atti al contenimento della torbidità, ed essere pertanto di tipo "ambientale", così come definito nel capitolo 6.2.

Quale misura di mitigazione per il dragaggio di tipo meccanico è previsto l'uso di panne antitorbidità.

Per il dragaggio di tipo idraulico dovrà comunque essere utilizzata una draga che minimizzi la quantità d'acqua associata al fango di dragaggio, e dovrà essere evitato l'*overflow* dall'eventuale pozzo di carico. Il trasporto del sedimento dragato per la successiva gestione potrà avvenire direttamente con il sistema dragante o mediante tubazioni di refluimento.

I sedimenti dragati, devono essere resi idonei alle successive fasi di gestione.

Le ipotesi di gestione riportate nel seguito dipendono strettamente dalla qualità dei sedimenti da rimuovere. Se da un lato, infatti, per i sedimenti indicati in "ROSSO" l'ipotesi più opportuna risulta l'invio a discarica o ad opportuno impianto di trattamento, a valle di un processo di disidratazione meccanica, e ne è pertanto stata prevista la rimozione meccanica, dall'altro, per i sedimenti indicati in "ARANCIONE" e in "GIALLO" relativi alla bonifica dell'area degli impianti di acquacoltura, l'ipotesi più verosimile è quella del dragaggio idraulico e del conferimento diretto in vasche di colmata o in strutture di confinamento realizzate in ambiente marino, di adeguata volumetria, attrezzate anche per il processo di disidratazione e di trattamento dell'acqua risultante.

Come già indicato nell'ipotesi di intervento n. 1, per la rimozione dei sedimenti indicati in "ROSSO" sono previsti una fase di stoccaggio a terra dei sedimenti ed un trattamento di disidratazione, con invio dell'acqua risultante, se non conforme ai limiti di legge, ad opportuno impianto di trattamento. Il sedimento, reso palabile, dovrà essere analizzato e caratterizzato come rifiuto.

Nel dettaglio, per i sedimenti indicati in "ROSSO", una volta rimossi (meccanicamente) e disidratati, possono essere individuati i seguenti scenari:

- trasporto ad opportuno impianto di trattamento per la riduzione delle concentrazioni dei contaminanti fino a valori almeno inferiori al 90% dei valori indicati nella colonna B della tabella 1 dell'allegato 1 del D.M. 471/99, per il successivo conferimento in vasche di colmata o in strutture di confinamento realizzate in ambiente costiero;
- conferimento in discarica ubicata ad una distanza inferiore a 100 km ed appositamente costruita o adattata;
- conferimento in discarica ubicata ad una distanza variabile tra i 100 e i 200 km;
- trasporto in un paese della EU per smaltimento o riutilizzo.



Per i sedimenti indicati in "ARANCIONE" e in "GIALLO" rimossi (meccanicamente) nell'ambito dell'intervento di rimozione del "ROSSO", una volta disidratati, possono invece essere ipotizzati i seguenti scenari:

- trasporto ad opportuno impianto di trattamento (ad esempio: di lavaggio con additivi o di tipo termico) per la riduzione delle concentrazioni dei contaminanti ai valori richiesti per il riutilizzo nel campo delle opere civili, nel rispetto della normativa vigente;
- diretto conferimento in vasche di colmata o in strutture di confinamento realizzate in ambiente marino.

Per i sedimenti indicati in "ARANCIONE", rimossi (idraulicamente) nell'ambito dell'intervento di bonifica delle aree degli impianti di acquacoltura, possono essere ipotizzati i seguenti scenari:

- disidratazione e trasporto ad opportuno impianto di trattamento (ad esempio: di lavaggio con additivi o di tipo termico) per la riduzione delle concentrazioni dei contaminanti ai valori richiesti per il riutilizzo nel campo delle opere civili, nel rispetto della normativa vigente;
- disidratazione e conferimento in vasche di colmata o in strutture di confinamento realizzate in ambiente marino.

Per i sedimenti indicati in "GIALLO", rimossi (idraulicamente) nell'ambito dell'intervento di bonifica delle aree degli impianti di acquacoltura, possono essere ipotizzati i seguenti scenari:

- trasporto ad opportuno impianto di trattamento (ad esempio: di lavaggio) per la riduzione delle concentrazioni dei contaminanti ai valori richiesti per il riutilizzo nel campo delle opere civili, nel rispetto della normativa vigente;
- disidratazione e conferimento in vasche di colmata o in strutture di confinamento realizzate in ambiente costiero.

Il sedimento "VERDE" rimosso per l'attuazione di tale ipotesi di intervento potrà essere direttamente riutilizzato nel campo delle opere civili, nel rispetto della normativa vigente.

In funzione delle differenti combinazioni degli scenari prospettati è possibile pertanto ricavare le ipotesi di costo minima e massima dell'ipotesi di gestione n. 2. Tali costi sono riportati in tabella 19.

Uno schema riassuntivo degli scenari prospettati in questa ipotesi di intervento è fornito con maggior dettaglio in Allegato 2 al presente documento, unitamente ai costi unitari ipotizzati per ciascuna attività.



Tabella 19: Schema riassuntivo dei costi per l'attuazione dell'ipotesi di intervento n. 2

IPOTESI DI INTERVENTO n. 2	IPOTESI DI COSTO	
	MINIMA	MASSIMA
Costi per la ricerca di ordigni bellici e l'esecuzione della attività di monitoraggio del dragaggio	1.022.740,00	
Costi delle attività di rimozione e disidratazione dei sedimenti delle aree ROSSE	69.670.630,00	
Costi delle attività di rimozione dei sedimenti delle aree di acquacoltura	8.907.300,00	
Costi per la gestione dei sedimenti delle aree ROSSE	58.800.390,00	147.616.310,00
Costi per la gestione dei sedimenti delle aree di acquacoltura	11.366.100,00	14.801.120,00
<b>Costo totale per l'ipotesi di intervento n. 2 (€)</b>	<b>149.767.160,00</b>	<b>242.018.100,00</b>

I trattamenti ipotizzati per i sedimenti ROSSI sono principalmente:

- di tipo termico, utilizzati prevalentemente per la rimozione dei contaminanti organici e, con l'aggiunta di additivi, per l'immobilizzazione dei contaminanti inorganici;
- oppure trattamenti di lavaggio con aggiunta di additivi chimici per la rimozione dei contaminanti inorganici con passaggio in fase acquosa.

Si deve precisare che per il calcolo dei costi del trattamento dei sedimenti ROSSI si è ipotizzato di avere un sedimento contaminato sia da inquinanti inorganici che da inquinanti organici. Tuttavia, come descritto nel capitolo 5 (figure da 65 a 70), per la maggior parte dei sedimenti ROSSI è possibile effettuare una ulteriore distinzione tra quelli contaminati prevalentemente da metalli e quelli contaminati prevalentemente da inquinanti organici. Dragando tali aree in maniera selettiva, è pertanto possibile adottare un trattamento di decontaminazione specifico per la tipologia di inquinanti presenti ed ottenere pertanto un risparmio significativo sui costi riportati in Allegato 2.

Per volumi di sedimento elevati (già significativi in questa ipotesi di gestione ed ancor maggiormente nelle successive), un ulteriore risparmio potrebbe essere ottenuto realizzando una dedicata piattaforma logistica mobile (su pontone) o fissa (a terra), attrezzata con un impianto di trattamento per i sedimenti, con un impianto di trattamento acque e con l'area di stoccaggio temporaneo.

Tale piattaforma logistica potrebbe essere realizzata nella struttura di confinamento nella quale si prevede di refluire il materiale (ARANCIONE e GIALLO) proveniente dalla bonifica delle aree di acquacoltura, già opportunamente attrezzata per la disidratazione di tali sedimenti ed il trattamento dell'acqua risultante.

In figura 86 vengono riportate per confronto, rispettivamente:

- la qualità dei sedimenti superficiali allo stato attuale;
- la qualità dei sedimenti superficiali a seguito dell'attuazione dell'ipotesi di intervento n. 2, che consiste nella rimozione fino a 3 m di profondità dal fondale del sedimento ROSSO (e del sedimento ARANCIONE, GIALLO e VERDE che lo



ricopre) e nella rimozione del sedimento ARANCIONE e GIALLO delle aree degli impianti di acquacoltura.

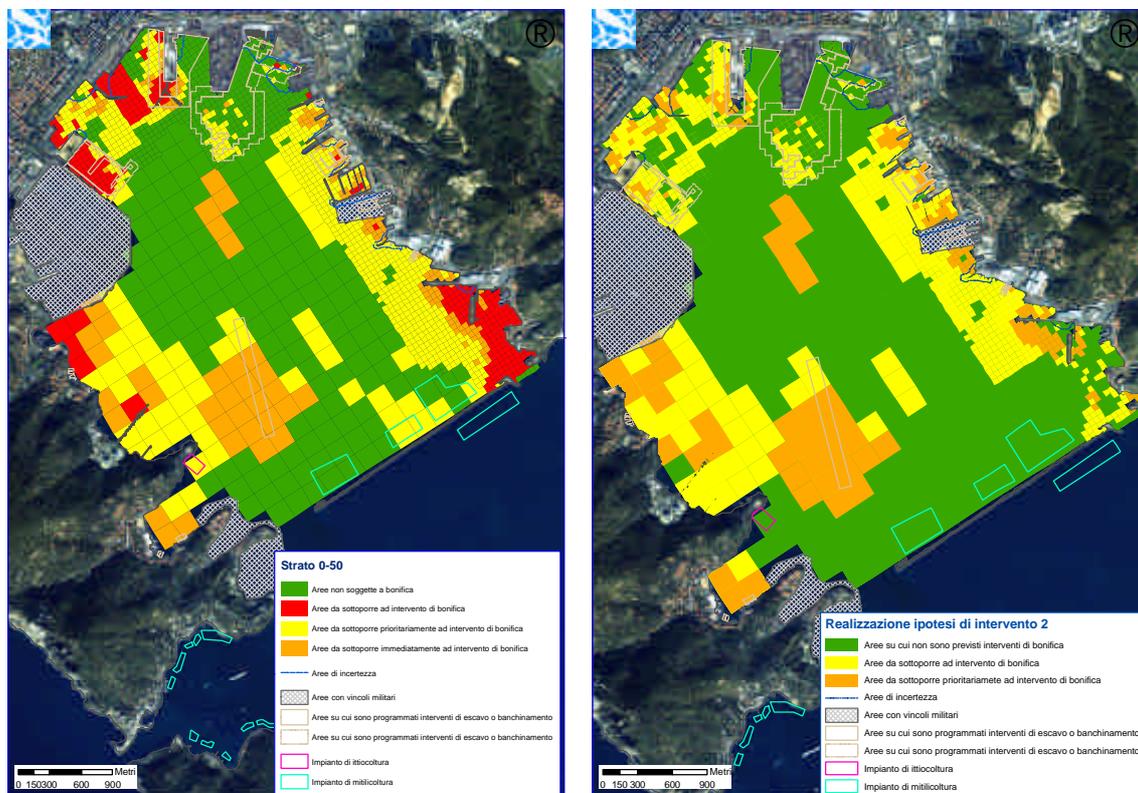


Figura 86: Qualità dei sedimenti superficiali prima e dopo l'attuazione dell'ipotesi di intervento n. 2

Ai fini dell'individuazione della migliore tecnologia di bonifica sarà necessario sottoporre il sedimento a test specifici per valutare l'effettiva applicabilità ed efficacia del trattamento alla particolare tipologia di sedimento presente nell'area.

Al fine del raggiungimento degli obiettivi di bonifica si potrà inoltre valutare la possibilità di sottoporre il sedimento a più trattamenti in serie.

Inoltre dovrà essere valutata l'ipotesi di integrare la gestione del sedimento con linee di gestione di reflui civili o industriali.

Gli interventi di bonifica nelle singole aree a contaminazione omogenea potranno avere dei tempi di intervento differenti od agire simultaneamente, in funzione della priorità individuata.

L'ipotesi di intervento n. 2 realizza la bonifica della Rada della Spezia allontanando quei sedimenti le cui concentrazioni sono talmente elevate da costituire un costante pericolo per l'ambiente acquatico, comportando pertanto un sicuro miglioramento dell'ambiente stesso, anche se limitato. Questa ipotesi consente inoltre di bonificare quelle aree adibite ad impianti di acquacoltura in cui la qualità dei sedimenti risultava non adeguata.

La qualità dei sedimenti non rimossi con l'attuazione della presente ipotesi di intervento rimane comunque particolarmente critica e pericolosa (sedimento ARANCIONE).



La criticità "residua" a seguito dell'attuazione della presente ipotesi di intervento potrà essere affrontata:

- adottando tecniche di trattamento in situ, su aree a limitato idrodinamismo, per ridurre la mobilità e la biodisponibilità dei contaminanti, in attesa di una successiva fase di trattamento ex situ o di un eventuale conferimento in vasca di colmata; si potranno ad esempio utilizzare trattamenti biologici che prevedono inoculo di batteri, sostanze o substrati che agevolano l'attività batterica;
- monitorando la mobilità e la biodisponibilità dei contaminanti presenti nei sedimenti e l'insorgenza di eventuali effetti negativi sugli organismi marini, inclusi gli organismi degli impianti;
- adottando misure specifiche per limitare la diffusione della contaminazione, a protezione degli impianti di acquacoltura.

Di conseguenza, ai costi riportati in tabella 19 dovranno essere aggiunti i costi relativi alle eventuali sopra elencate azioni aggiuntive.

#### 6.4.1.3 Ipotesi di intervento n. 3

La terza ipotesi di intervento individuata prevede di:

- rimuovere i sedimenti delle aree ROSSE per tutto lo spessore indagato, vale a dire fino a 3 m, per un totale di 1.005.000 m<sup>3</sup>, di cui 892.600 m<sup>3</sup> di sedimenti propriamente ROSSI, ed il rimanente di sedimenti ARANCIONI, GIALLI e VERDI che li ricoprono (41.400 m<sup>3</sup> di sedimenti ARANCIONI, 47.900 m<sup>3</sup> di sedimenti GIALLI e 23.100 m<sup>3</sup> di sedimenti VERDI);
- rimuovere i sedimenti delle aree ARANCIONI per tutto lo spessore indagato, vale a dire fino a 3 m, per un totale di 1.557.600 m<sup>3</sup>, di cui 1.327.500 m<sup>3</sup> di sedimenti propriamente ARANCIONI, ed il rimanente di sedimenti GIALLI e VERDI che li ricoprono (172.000 m<sup>3</sup> di sedimenti GIALLI e 58.100 m<sup>3</sup> di sedimenti VERDI);
- rimuovere nelle aree di acquacoltura i sedimenti con concentrazioni ancora superiori ai valori di intervento (corrispondenti ad aree GIALLE, assumendo di includere quelle ARANCIONI nel punto precedente), per un totale di 433.600 m<sup>3</sup>.

Il dettaglio delle volumetrie di sedimento coinvolte nella presente ipotesi di intervento viene riportato in tabella 20.

Tabella 20: Volumi di sedimento da rimuovere attuando l'ipotesi di intervento n. 3

IPOTESI DI INTERVENTO n. 3	Volume di sedimento da rimuovere (m <sup>3</sup> )			
	rosso	arancione	giallo	verde
Rimozione dei sedimenti delle aree ROSSE per tutto lo spessore (3 m)	892.600	41.400	47.900	23.100
Rimozione dei sedimenti delle aree ARANCIONI per tutto lo spessore (3 m)	-	1.327.500	172.000	58.100
Rimozione nelle aree di acquacoltura dei sedimenti con concentrazioni superiori ai valori di intervento	-	-	433.600	-
<b>Volume totale di sedimenti da rimuovere (m<sup>3</sup>)</b>	<b>892.600</b>	<b>1.368.900</b>	<b>653.500</b>	<b>81.200</b>
	<b>2.996.200</b>			



L'intervento di rimozione ipotizzato può prevedere differenti scenari per la gestione dei sedimenti, nel seguito riportate.

All'intervento di rimozione propriamente detto sono associate alcune attività "IN COMUNE" a tutte le ipotesi di gestione del materiale dragato:

- ricerca per l'individuazione di ordigni bellici sepolti, ed eventuale bonifica, da eseguirsi prima dell'avvio delle attività di dragaggio;
- monitoraggio delle attività di rimozione dei sedimenti, da eseguirsi prima, durante e dopo le fasi di dragaggio.

La presente ipotesi di intervento prevede di eseguire la rimozione dei sedimenti secondo due distinte modalità:

- dragaggio ambientale di tipo meccanico per la rimozione dei sedimenti delle aree ROSSE fino a 3 m dal fondale, con trasporto mediante bettoline di appoggio;
- dragaggio ambientale di tipo idraulico per la rimozione dei sedimenti delle aree ARANCIONI fino a 3 m dal fondale e dei sedimenti con concentrazioni ancora superiori ai valori di intervento (GIALLI) nelle aree di acquacoltura.

Il dragaggio deve adottare tutti gli accorgimenti atti al contenimento della torbidità, ed essere pertanto di tipo "ambientale", così come definito nel capitolo 6.2.

Quale misura di mitigazione per il dragaggio di tipo meccanico è previsto l'uso di panne antitorbidità.

Per il dragaggio di tipo idraulico dovrà comunque essere utilizzata una draga che minimizzi la quantità d'acqua associata al fango di dragaggio, e dovrà essere evitato l'*overflow* dall'eventuale pozzo di carico. Il trasporto del sedimento dragato per la successiva gestione potrà avvenire direttamente con il sistema dragante o mediante tubazioni di refluentamento.

I sedimenti dragati, devono essere resi idonei alle successive fasi di gestione.

Le ipotesi di gestione riportate nel seguito dipendono strettamente dalla qualità dei sedimenti da rimuovere.

Se da un lato, infatti, per i sedimenti indicati in "ROSSO" l'ipotesi più opportuna risulta l'invio a discarica o ad opportuno impianto di trattamento, a valle di un processo di disidratazione meccanica, e ne è pertanto stata prevista la rimozione meccanica, dall'altro, per i sedimenti indicati in "ARANCIO" e in "GIALLO" l'ipotesi più verosimile è quella del dragaggio idraulico e del conferimento diretto in vasche di colmata o in strutture di confinamento realizzate in ambiente marino, di adeguata volumetria, attrezzate anche per il processo di disidratazione e di trattamento dell'acqua risultante.

Come già indicato nelle ipotesi di intervento n. 1 e n. 2, per la rimozione dei sedimenti indicati in "ROSSO" sono previsti una fase di stoccaggio a terra dei sedimenti ed un trattamento di disidratazione, con invio dell'acqua risultante ad opportuno impianto di trattamento. Il sedimento, reso palabile, dovrà essere analizzato e caratterizzato come rifiuto.

Nel dettaglio, per i sedimenti indicati in "ROSSO", una volta rimossi (meccanicamente) e disidratati, possono essere individuati i seguenti scenari:

- trasporto ad opportuno impianto di trattamento per la riduzione delle concentrazioni dei contaminanti fino a valori almeno inferiori al 90% dei valori



indicati nella colonna B della tabella 1 dell'allegato 1 del D.M. 471/99, per il successivo conferimento in vasche di colmata o in strutture di confinamento realizzate in ambiente costiero;

- conferimento in discarica ubicata ad una distanza inferiore a 100 km ed appositamente costruita o adattata;
- conferimento in discarica ubicata ad una distanza variabile tra i 100 e i 200 km;
- trasporto in un paese della EU per smaltimento o riutilizzo.

Per i sedimenti indicati in "ARANCIONE" e in "GIALLO" rimossi (meccanicamente) nell'ambito dell'intervento di rimozione del "ROSSO", una volta disidratati, possono invece essere ipotizzati i seguenti scenari:

- trasporto ad opportuno impianto di trattamento (ad esempio: di lavaggio con additivi o di tipo termico) per la riduzione delle concentrazioni dei contaminanti ai valori richiesti per il riutilizzo nel campo delle opere civili, nel rispetto della normativa vigente;
- diretto conferimento in vasche di colmata o in strutture di confinamento realizzate in ambiente costiero.

Per i sedimenti indicati in "ARANCIONE" e rimossi idraulicamente (nell'ambito dell'intervento di bonifica delle aree degli impianti di acquacoltura e di rimozione dell'ARANCIONE fino a 3 m dal fondale) possono essere ipotizzati i seguenti scenari:

- disidratazione e trasporto ad opportuno impianto di trattamento (ad esempio: di lavaggio con additivi o di tipo termico) per la riduzione delle concentrazioni dei contaminanti ai valori richiesti per il riutilizzo nel campo delle opere civili, nel rispetto della normativa vigente;
- disidratazione e conferimento in vasche di colmata o in strutture di confinamento realizzate in ambiente costiero.

Per i sedimenti indicati in "GIALLO" e rimossi idraulicamente (nell'ambito dell'intervento di bonifica delle aree degli impianti di acquacoltura e di rimozione dell'ARANCIONE fino a 3 m dal fondale), possono essere ipotizzati i seguenti scenari:

- trasporto ad opportuno impianto di trattamento (ad esempio, di lavaggio) per la riduzione delle concentrazioni dei contaminanti ai valori richiesti per il riutilizzo nel campo delle opere civili, nel rispetto della normativa vigente;
- disidratazione e conferimento in vasche di colmata o in strutture di confinamento realizzate in ambiente costiero.

Il sedimento "VERDE" rimosso per l'attuazione di tale ipotesi di intervento potrà essere direttamente riutilizzato nel campo delle opere civili, nel rispetto della normativa vigente.

In funzione delle differenti combinazioni degli scenari prospettati è possibile pertanto ricavare le ipotesi di costo minima e massima dell'ipotesi di gestione n. 3. Tali costi sono riportati in tabella 21.

Uno schema riassuntivo degli scenari prospettati in questa ipotesi di intervento è fornito con maggior dettaglio in Allegato 3 al presente documento, unitamente ai costi unitari ipotizzati per ciascuna attività.



Tabella 21: Schema riassuntivo dei costi per l'attuazione dell'ipotesi di intervento n. 3

IPOTESI DI INTERVENTO n. 3	IPOTESI DI COSTO	
	MINIMA	MASSIMA
Costi per la ricerca di ordigni bellici e l'esecuzione della attività di monitoraggio del dragaggio	1.070.210,00	
Costi delle attività di rimozione e disidratazione dei sedimenti delle aree ROSSE	69.670.630,00	
Costi delle attività di rimozione dei sedimenti delle aree ARANCIONI e delle aree di acquacoltura	35.841.600,00	
Costi per la gestione dei sedimenti delle aree ROSSE	58.800.390,00	147.616.310,00
Costi per la gestione dei sedimenti delle aree ARANCIONI e delle aree di acquacoltura	44.400.900,00	140.956.990,00
<b>Costo totale per l'ipotesi di intervento n. 3 (€)</b>	<b>209.783.730,00</b>	<b>395.155.740,00</b>

I trattamenti ipotizzati per i sedimenti ROSSI sono principalmente:

- di tipo termico, utilizzati prevalentemente per la rimozione dei contaminanti organici e, con l'aggiunta di additivi, per l'immobilizzazione dei contaminanti inorganici;
- oppure trattamenti di lavaggio con aggiunta di additivi chimici per la rimozione dei contaminanti inorganici con passaggio in fase acquosa.

Si deve precisare che per il calcolo dei costi del trattamento dei sedimenti ROSSI si è ipotizzato di avere un sedimento contaminato sia da inquinanti inorganici che da inquinanti organici. Tuttavia, come descritto nel capitolo 5 (figure da 65 a 70), per la maggior parte dei sedimenti ROSSI è possibile effettuare una ulteriore distinzione tra quelli contaminati prevalentemente da metalli e quelli contaminati prevalentemente da inquinanti organici. Dragando tali aree in maniera selettiva, è pertanto possibile adottare un trattamento di decontaminazione specifico per la tipologia di inquinanti presenti ed ottenere pertanto un risparmio significativo sui costi riportati in Allegato 3.

In tale ipotesi di intervento, ove i volumi di sedimento sono notevolmente elevati, la realizzazione di una piattaforma logistica dedicata, mobile (su pontone) o fissa (a terra), attrezzata con un impianto di trattamento per i sedimenti, con un impianto di trattamento acque e con l'area di stoccaggio temporaneo, risulta di fondamentale importanza. Tale piattaforma logistica potrebbe essere realizzata nella struttura di confinamento nella quale si prevede di refluire il materiale (ARANCIONE e GIALLO) rimosso idraulicamente, già opportunamente attrezzata per la disidratazione di tali sedimenti ed il trattamento dell'acqua risultante.

Una possibile soluzione in tal senso è presentata nel seguito quale ipotesi di intervento 3A (vedi paragrafo 6.4.1.3.1).

In figura 87 vengono riportate per confronto, rispettivamente:

- la qualità dei sedimenti superficiali allo stato attuale;
- la qualità dei sedimenti superficiali a seguito dell'attuazione dell'ipotesi di intervento n. 3, che consiste nella rimozione fino a 3 m di profondità dal fondale del sedimento ROSSO (e del sedimento ARANCIONE, GIALLO e VERDE che lo ricopre), nella rimozione fino a 3 m di profondità dal fondale del sedimento



ARANCIONE (e del sedimento GIALLO e VERDE che lo ricopre) e nella rimozione, nelle aree degli impianti di acquacoltura, del sedimento con concentrazioni ancora superiori ai valori di intervento.

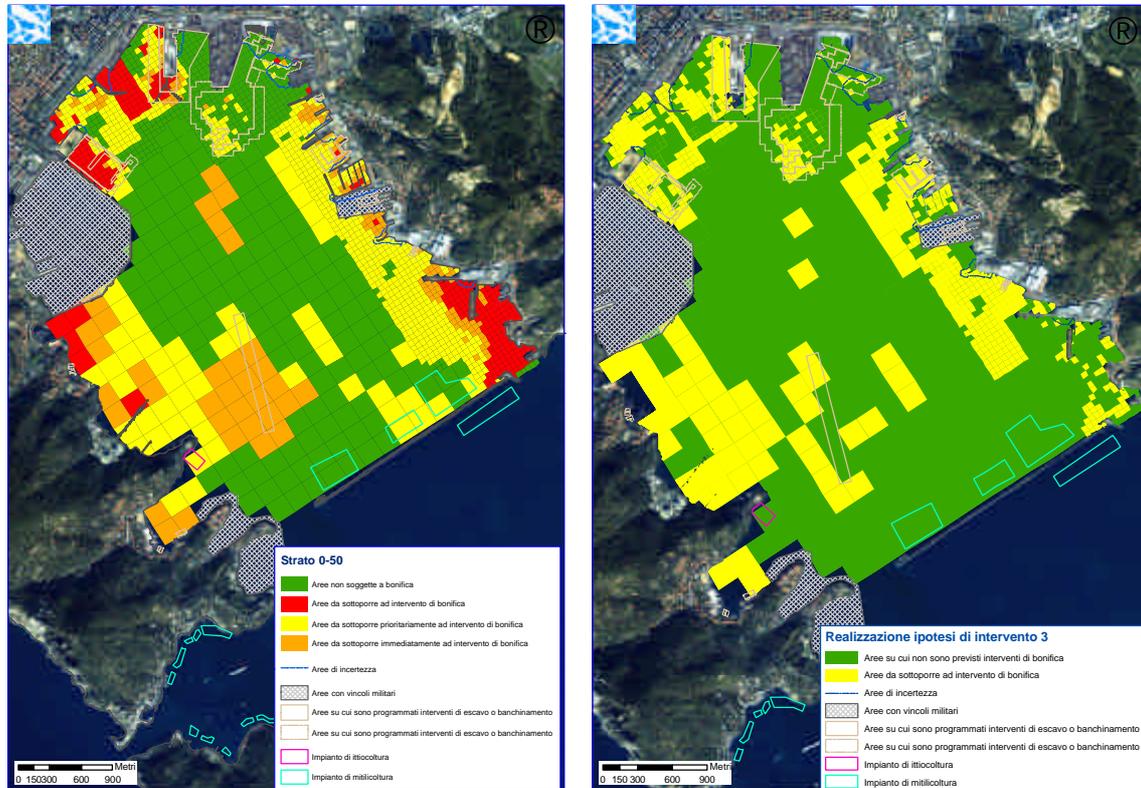


Figura 87: Qualità dei sedimenti superficiali prima e dopo l'attuazione dell'ipotesi di intervento n. 3

Ai fini dell'individuazione della migliore tecnologia di bonifica sarà necessario sottoporre il sedimento a test specifici per valutare l'effettiva applicabilità ed efficacia del trattamento alla particolare tipologia di sedimento presente nell'area.

Al fine del raggiungimento degli obiettivi di bonifica si potrà inoltre valutare la possibilità di sottoporre il sedimento a più trattamenti in serie.

Inoltre dovrà essere valutata l'ipotesi di integrare la gestione del sedimento con linee di gestione di reflui civili o industriali.

Gli interventi di bonifica nelle singole aree a contaminazione omogenea potranno avere dei tempi di intervento differenti od agire simultaneamente, in funzione della priorità individuata.

L'ipotesi di intervento n. 3 realizza la sostanziale bonifica della Rada della Spezia, lasciando in situ unicamente quei sedimenti le cui concentrazioni sono potenzialmente pericolose per l'ambiente acquatico. Questa ipotesi consente inoltre la bonifica delle aree adibite ad impianti di acquacoltura in cui la qualità dei sedimenti risultava non adeguata.

La criticità "residua" a seguito dell'attuazione della presente ipotesi di intervento potrà essere affrontata:



- adottando tecniche di trattamento in situ, su aree a limitato idrodinamismo, per ridurre la mobilità e la biodisponibilità dei contaminanti, in attesa di una successiva fase di trattamento ex situ o di un eventuale conferimento in vasca di colmata; si potranno ad esempio utilizzare trattamenti biologici che prevedono inoculo di batteri, sostanze o substrati che agevolano l'attività batterica;
- monitorando la mobilità e la biodisponibilità dei contaminanti presenti nei sedimenti non rimossi e l'insorgenza di eventuali effetti negativi sugli organismi marini, inclusi gli organismi degli impianti.

Di conseguenza, ai costi riportati in tabella 21 dovranno essere aggiunti i costi relativi alle eventuali sopra elencate azioni aggiuntive.

#### 6.4.1.3.1 *Ipotesi di intervento n. 3A*

L'ipotesi di intervento 3A coincide con quanto previsto nell'ipotesi di intervento n. 3 (vedi paragrafo 6.4.1.3), ma prevede per i sedimenti rimossi indicati in ARANCIONE e in GIALLO la seguente ipotesi di gestione:

- diretto conferimento in una struttura di confinamento appositamente realizzata all'interno della Rada della Spezia, da attrezzare parzialmente a piattaforma logistica per la movimentazione ed il trattamento dei sedimenti, con un impianto di trattamento per i sedimenti e per le acque.

Tale struttura di confinamento, indicata nel seguito come "isola", potrebbe essere ubicata all'interno della diga foranea, in adiacenza alla stessa, nella sua porzione più orientale, e progettata per contenere fino a circa 2.700.000 m<sup>3</sup>.

Con tale ipotesi, essendo nell'area indicata il fondale naturale posto mediamente a quota di -11m, la superficie dell'isola risulterebbe indicativamente pari a 20 ha.

L'isola potrebbe essere realizzata secondo una forma allungata lungo la direzione del molo foraneo, che ne costituirebbe il bordo meridionale. Il rimanente perimetro potrebbe essere realizzato mediante accoppiamento di scogliera in massi naturali e palancole metalliche, i cui giunti dovranno garantire il raggiungimento di coefficienti di permeabilità inferiori o uguali a 10<sup>-7</sup> cm/s. Il lato dell'isola che si appoggia al molo foraneo esistente può essere reso idraulicamente impermeabile, ad esempio attraverso la messa in opera di una guaina in geocomposito bentonitico, che assicuri permeabilità residue dello stesso ordine di grandezza.

Per garantire la completa impermeabilizzazione dell'isola multifunzionale dovrà essere verificata la presenza di un substrato impermeabile su cui intestare il palancolato.

Nelle figure 88 ed 89 sono riportati i dettagli progettuali relativi alla realizzazione dell'isola come sopra indicato, assumendo inoltre come ipotesi le seguenti specifiche:

- Fondale a quota -12m;
- Scogliera in massi naturali a fianco della palanca, verso la rada;
- Realizzazione per fasi del refluento e della scogliera in modo da ridurre le spinte agenti sulla palanca.



Per tale ipotesi deve inoltre essere previsto in testa al palancoato un cordolo in c.a. con funzione d'irrigidimento e un getto di sigillatura lato mare per proteggere la sezione dall'azione corrosiva del acqua marina.

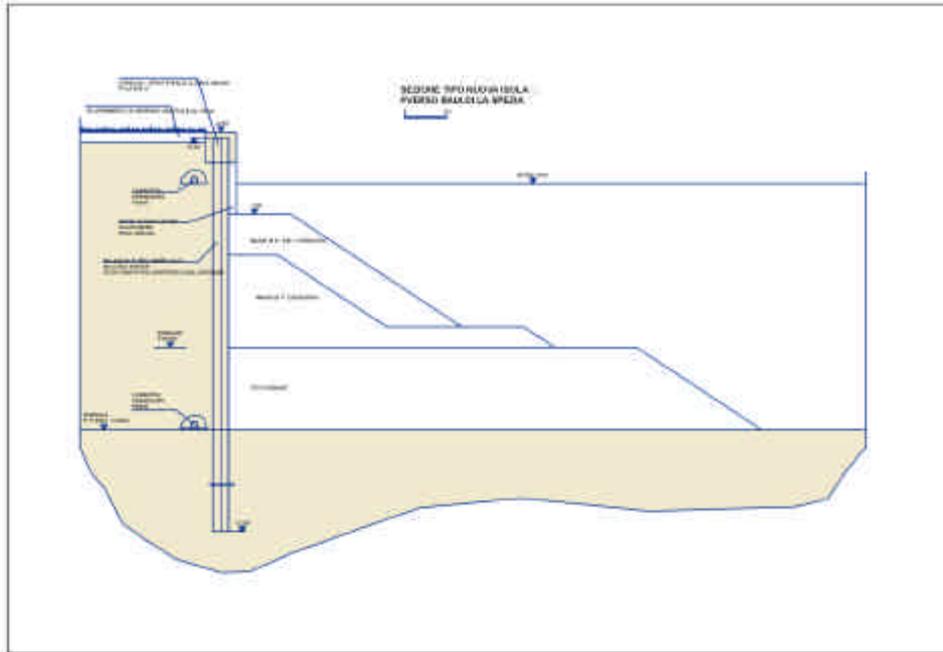


Figura 88: Dettagli progettuali dell'isola di contenimento multifunzionale prevista nell'ipotesi di intervento n. 3A - Sezione verso rada

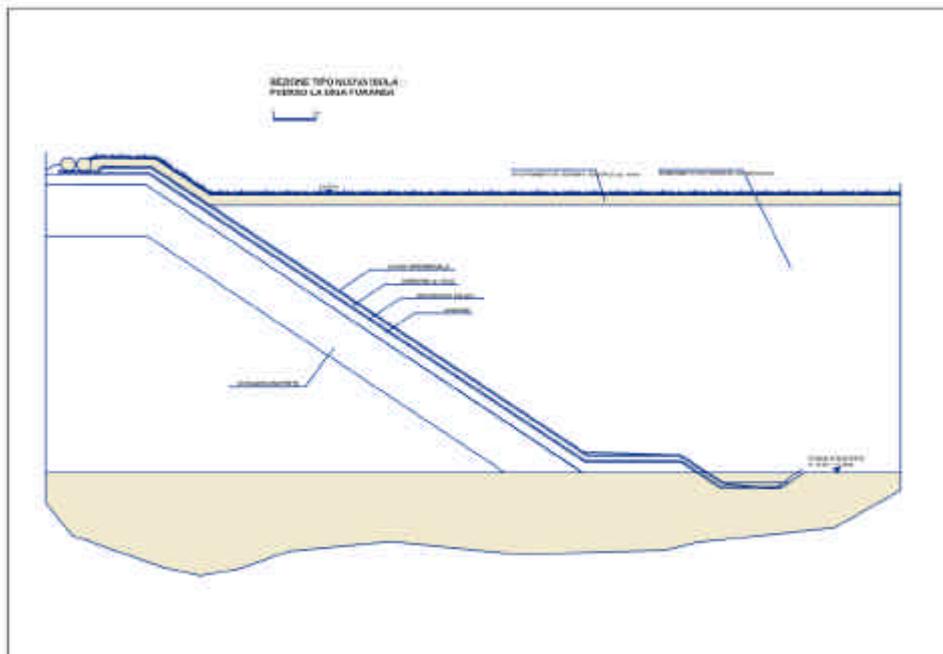


Figura 89: Dettagli progettuali dell'isola di contenimento multifunzionale prevista nell'ipotesi di intervento n. 3A - Sezione verso diga foranea



Nel caso di scelta della presente ipotesi di intervento, il progetto di tale isola dovrà essere approfondito in sede di progetto definitivo di bonifica ed essere oggetto di opportuna valutazione di impatto ambientale.

La realizzazione dell'isola, così come ubicata, richiederebbe pertanto lo spostamento degli impianti di mitilicoltura al di fuori della diga foranea.

In tale scenario, l'ipotesi di intervento 3A non prevede la bonifica delle aree di mitilicoltura a ridosso della diga foranea.

I sedimenti ubicati in corrispondenza dell'area di realizzazione dell'isola di confinamento, per le particolari modalità costruttive dell'isola stessa, si ritrovano conterminati all'interno dell'isola stessa.

Il dettaglio delle volumetrie di sedimento coinvolte nell'ipotesi di intervento 3A viene riportato in tabella 22.

Tabella 22: Volumi di sedimento da rimuovere attuando l'ipotesi di intervento n. 3A

IPOTESI DI INTERVENTO n. 3A	Volume di sedimento da rimuovere (m <sup>3</sup> )			
	rosso	arancione	giallo	verde
Rimozione dei sedimenti delle aree ROSSE per tutto lo spessore (3 m)	892.600	41.400	47.900	23.100
Rimozione dei sedimenti delle aree ARANCIONI per tutto lo spessore (3 m)	-	1.327.500	172.000	58.100
Rimozione nelle aree di ittiocoltura dei sedimenti con concentrazioni superiori ai valori di intervento	-	-	80.000	-
<b>Volume totale di sedimenti da rimuovere (m<sup>3</sup>)</b>	<b>892.600</b>	<b>1.368.900</b>	<b>299.900</b>	<b>81.200</b>
	<b>2.642.600</b>			

Oltre al diretto vantaggio derivante dal conferimento finale dei sedimenti rimossi per l'attuazione degli interventi di bonifica, al vantaggio derivante dalla possibile realizzazione di uno stoccaggio dei sedimenti prima dell'invio ad opportuno impianto di trattamento e dalla possibile realizzazione di una piattaforma logistica attrezzata con impianto di trattamento dei sedimenti ed impianto di depurazione delle acque, dalla costruzione di tale isola potrebbero derivare numerosi vantaggi, quali ad esempio:

- realizzazione di un porto turistico;
- dislocazione di alcune attività critiche che ora insistono lungo la costa;
- disponibilità di un'area per la fitodepurazione dei sedimenti meno contaminati.

I costi per tale ipotesi di intervento sono riportati in tabella 23.

Uno schema riassuntivo degli scenari prospettati in questa prima ipotesi di gestione è fornito con maggior dettaglio in Allegato 3 al presente documento, unitamente ai costi unitari ipotizzati per ciascuna attività.



Tabella 23: Schema riassuntivo dei costi per l'attuazione dell'ipotesi di intervento n. 3A

<b>IPOTESI DI INTERVENTO n. 3A</b>	<b>IPOTESI DI COSTO</b>	
	<b>MINIMA</b>	<b>MASSIMA</b>
Costi per la ricerca di ordigni bellici e l'esecuzione della attività di monitoraggio del dragaggio	1.070.210,00	
Costi delle attività di rimozione e disidratazione dei sedimenti delle aree ROSSE	69.670.630,00	
Costi delle attività di rimozione dei sedimenti delle aree ARANZIONI e delle aree di ittiocoltura	29.476.800,00	
Costi per la gestione dei sedimenti delle aree ROSSE	58.800.390,00	143.894.920,00
Costi per la gestione dei sedimenti delle aree ARANZIONI e delle aree di ittiocoltura	36.279.150,00	
<b>Costo totale per l'ipotesi di intervento n. 3A (€)</b>	<b>195.297.180,00</b>	<b>280.391.710,00</b>

Ai costi indicati in tabella 23 dovranno essere aggiunti i costi per lo spostamento degli impianti di mitilicoltura.

Si riporta in figura 90 lo stato dei sedimenti superficiali a seguito dell'attuazione dell'intervento 3A.

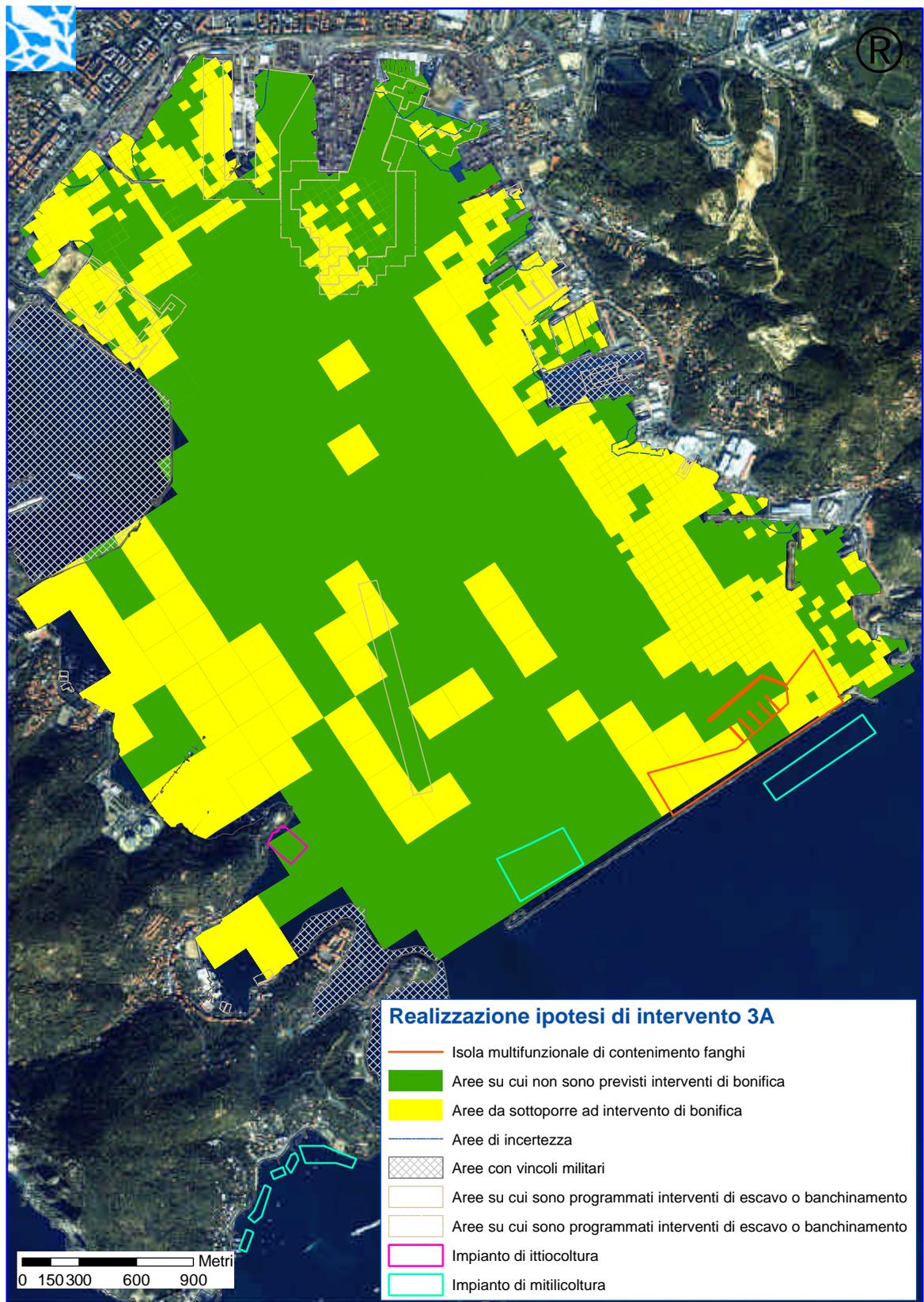


Figura 90: Qualità dei sedimenti superficiali a seguito dell'attuazione dell'ipotesi di intervento n. 3A ed ubicazione dell'isola multifunzionale di contenimento fanghi



#### 6.4.1.4 Ipotesi di intervento n. 4

L'ipotesi di intervento n. 4 prevede la bonifica totale della Rada della Spezia mediante rimozione dei sedimenti contaminati; nel dettaglio essa consiste nel:

- rimuovere i sedimenti delle aree ROSSE per tutto lo spessore indagato, vale a dire fino a 3 m, per un totale di 1.005.000 m<sup>3</sup>, di cui 892.600 m<sup>3</sup> di sedimenti propriamente ROSSI, ed il rimanente di sedimenti ARANCIONI, GIALLI e VERDI che li ricoprono (41.400 m<sup>3</sup> di sedimenti ARANCIONI, 47.900 m<sup>3</sup> di sedimenti GIALLI e 23.100 m<sup>3</sup> di sedimenti VERDI);
- rimuovere i sedimenti delle aree ARANCIONI e GIALLE per tutto lo spessore indagato, vale a dire fino a 3 m, per un totale di 5.930.471 m<sup>3</sup>, di cui 1.608.500 m<sup>3</sup> di sedimenti ARANCIONI, 4.003.100 m<sup>3</sup> di sedimenti GIALLI e 318.900 m<sup>3</sup> di sedimenti VERDI.

Il dettaglio delle volumetrie di sedimento coinvolte nella presente ipotesi di intervento viene riportato in tabella 23.

Tabella 23: Volumi di sedimento da rimuovere attuando l'ipotesi di intervento n. 4

IPOTESI DI INTERVENTO n. 4	Volume di sedimento da rimuovere (m <sup>3</sup> )			
	rosso	arancione	giallo	verde
Rimozione dei sedimenti delle aree ROSSE per tutto lo spessore (3 m)	892.600	41.400	47.900	23.100
Rimozione dei sedimenti delle aree ARANCIONI e GIALLE per tutto lo spessore (3 m)	-	1.608.500	4.003.100	318.900
<b>Volume totale di sedimenti da rimuovere (m<sup>3</sup>)</b>	<b>892.600</b>	<b>1.649.900</b>	<b>4.051.000</b>	<b>342.000</b>
	<b>6.935.500</b>			

L'intervento di rimozione ipotizzato può prevedere differenti scenari per la gestione dei sedimenti, nel seguito riportate.

All'intervento di rimozione propriamente detto sono associate alcune attività "IN COMUNE" a tutte le ipotesi di gestione del materiale dragato:

- ricerca per l'individuazione di ordigni bellici sepolti, ed eventuale bonifica, da eseguirsi prima dell'avvio delle attività di dragaggio;
- monitoraggio delle attività di rimozione dei sedimenti, da eseguirsi prima, durante e dopo le fasi di dragaggio.

La presente ipotesi di intervento prevede di eseguire la rimozione dei sedimenti secondo due distinte modalità:

- dragaggio ambientale di tipo meccanico per la rimozione dei sedimenti delle aree ROSSE fino a 3 m dal fondale, con trasporto mediante bettoline di appoggio;
- dragaggio ambientale di tipo idraulico per la rimozione dei sedimenti delle aree ARANCIONI e GIALLE fino a 3 m dal fondale.

Il dragaggio deve adottare tutti gli accorgimenti atti al contenimento della torbidità, ed essere pertanto di tipo "ambientale", così come definito nel cap.6.2.

Quale misura di mitigazione per il dragaggio di tipo meccanico è previsto l'uso di panne antitorbidità.



Per il dragaggio di tipo idraulico dovrà comunque essere utilizzata una draga che minimizzi la quantità d'acqua associata al fango di dragaggio, e dovrà essere evitato l'*overflow* dall'eventuale pozzo di carico. Il trasporto del sedimento dragato per la successiva gestione potrà avvenire direttamente con il sistema dragante o mediante tubazioni di reflimento.

I sedimenti dragati, devono essere resi idonei alle successive fasi di gestione.

Le ipotesi di gestione riportate nel seguito dipendono strettamente dalla qualità dei sedimenti da rimuovere.

Se da un lato, infatti, per i sedimenti indicati in "ROSSO" l'ipotesi più opportuna risulta l'invio a discarica o ad opportuno impianto di trattamento, a valle di un processo di disidratazione meccanica, e ne è pertanto stata prevista la rimozione meccanica, dall'altro, per i sedimenti indicati in "ARANCIO" e in "GIALLO" l'ipotesi più verosimile è quella del dragaggio idraulico e del conferimento diretto in vasche di colmata o in strutture di confinamento realizzate in ambiente marino, di adeguata volumetria, attrezzate anche per il processo di disidratazione e di trattamento dell'acqua risultante.

Come già indicato nelle precedenti ipotesi di intervento, per la rimozione dei sedimenti indicati in "ROSSO" sono previsti una fase di stoccaggio a terra dei sedimenti ed un trattamento di disidratazione, con invio dell'acqua risultante ad opportuno impianto di trattamento. Il sedimento, reso palabile, dovrà essere analizzato e caratterizzato come rifiuto.

Nel dettaglio, per i sedimenti indicati in "ROSSO", una volta rimossi (meccanicamente) e disidratati, possono essere individuati i seguenti scenari:

- trasporto ad opportuno impianto di trattamento per la riduzione delle concentrazioni dei contaminanti fino a valori almeno inferiori al 90% dei valori indicati nella colonna B della tabella 1 dell'allegato 1 del D.M. 471/99, per il successivo conferimento in vasche di colmata o in strutture di confinamento realizzate in ambiente costiero;
- conferimento in discarica ubicata ad una distanza inferiore a 100 km ed appositamente costruita o adattata;
- conferimento in discarica ubicata ad una distanza variabile tra i 100 e i 200 km;
- trasporto in un paese della EU per smaltimento o riutilizzo.

Per i sedimenti indicati in "ARANCIONE" e in "GIALLO" rimossi (meccanicamente) nell'ambito dell'intervento di rimozione del "ROSSO", una volta disidratati, possono invece essere ipotizzati i seguenti scenari:

- trasporto ad opportuno impianto di trattamento (ad esempio: di lavaggio con additivi o di tipo termico) per la riduzione delle concentrazioni dei contaminanti ai valori richiesti per il riutilizzo nel campo delle opere civili, nel rispetto della normativa vigente;
- diretto conferimento in vasche di colmata o in strutture di confinamento realizzate in ambiente costiero.



Per i sedimenti indicati in "ARANCIONE" e rimossi idraulicamente (nell'ambito dell'intervento di rimozione dell'ARANCIONE fino a 3 m dal fondale) possono essere ipotizzati i seguenti scenari:

- disidratazione e trasporto ad opportuno impianto di trattamento (ad esempio: di lavaggio con additivi o di tipo termico) per la riduzione delle concentrazioni dei contaminanti ai valori richiesti per il riutilizzo nel campo delle opere civili, nel rispetto della normativa vigente;
- disidratazione e conferimento in vasche di colmata o in strutture di confinamento realizzate in ambiente costiero.

Per i sedimenti indicati in "GIALLO" e rimossi idraulicamente (nell'ambito dell'intervento di rimozione dell'ARANCIONE e del GIALLO fino a 3 m dal fondale), possono essere ipotizzati i seguenti scenari:

- trasporto ad opportuno impianto di trattamento (ad esempio: di lavaggio) per la riduzione delle concentrazioni dei contaminanti ai valori richiesti per il riutilizzo nel campo delle opere civili, nel rispetto della normativa vigente;
- disidratazione e conferimento in vasche di colmata o in strutture di confinamento realizzate in ambiente costiero.

Il sedimento "VERDE" rimosso per l'attuazione di tale ipotesi di intervento potrà essere direttamente riutilizzato nel campo delle opere civili, nel rispetto della normativa vigente.

In funzione delle differenti combinazioni degli scenari prospettati è possibile pertanto ricavare le ipotesi di costo minima e massima dell'ipotesi di intervento n. 4. Tali costi sono riportati in tabella 24.

Uno schema riassuntivo degli scenari prospettati in questa prima ipotesi di gestione è fornito con maggior dettaglio in Allegato 4 al presente documento, unitamente ai costi unitari ipotizzati per ciascuna attività.

Tabella 24: Schema riassuntivo dei costi per l'attuazione dell'ipotesi di intervento n. 4

IPOTESI DI INTERVENTO n. 4	IPOTESI DI COSTO	
	MINIMA	MASSIMA
Costi per la ricerca di ordigni bellici e l'esecuzione della attività di monitoraggio del dragaggio	1.411.250,00	
Costi delle attività di rimozione e disidratazione dei sedimenti delle aree ROSSE	69.670.630,00	
Costi delle attività di rimozione dei sedimenti delle aree ARANCIONI e GIALLE	106.749.000,00	
Costi per la gestione dei sedimenti delle aree ROSSE	58.800.390,00	147.616.310,00
Costi per la gestione dei sedimenti delle aree ARANCIONI e GIALLE	128.891.470,00	250.483.610,00
<b>Costo totale per l'ipotesi di intervento n. 4 (€)</b>	<b>365.522.740,00</b>	<b>575.930.800,00</b>

Per le osservazioni in merito alle possibilità di trattamento separato dei sedimenti ROSSI in funzione della tipologia di contaminazione (da inquinanti inorganici o da inquinanti organici) e di utilizzo di una piattaforma logistica attrezzata per lo



stoccaggio ed il trattamento dei sedimenti, si rimanda a quanto già indicato nelle precedenti ipotesi di intervento (n. 1, n. 2 e n. 3).

Tale piattaforma logistica potrebbe essere realizzata nella struttura di confinamento nella quale si prevede di refluire il materiale (ARANCIONE e GIALLO) rimosso idraulicamente, già opportunamente attrezzata per la disidratazione di tali sedimenti ed il trattamento dell'acqua risultante.

In tal senso, analogamente a quanto proposto per l'ipotesi di intervento 3A (vedi paragrafo 6.4.1.3.1) è possibile ipotizzare la realizzazione di una o due isole di contenimento multifunzionali, da realizzare in lotti successivi, in funzione del procedere dei lavori di bonifica e della qualità dei sedimenti rimossi.

La realizzazione delle isole, ipotizzate all'interno della diga foranea e a ridosso della stessa, richiederebbe pertanto lo spostamento degli impianti di mitilicoltura al di fuori della diga foranea. Ai costi indicati in tabella 24 dovranno pertanto essere aggiunti i costi per lo spostamento degli impianti di mitilicoltura.

Oltre al diretto vantaggio derivante dal conferimento finale dei sedimenti rimossi per l'attuazione degli interventi di bonifica, dalla costruzione di tali isole potrebbero derivare numerosi vantaggi, sia nel corso stesso dell'attuazione degli interventi di bonifica che a completamento degli stessi, quali ad esempio:

- stoccaggio dei sedimenti prima dell'invio ad opportuno impianto di trattamento;
- realizzazione di una piattaforma logistica attrezzata con impianto di trattamento dei sedimenti ed impianto di depurazione delle acque;
- disponibilità di un'area per la fitodepurazione dei sedimenti meno contaminati;
- realizzazione di un porto turistico;
- dislocazione di alcune attività critiche che ora insistono lungo la costa;
- attività ricreative nel caso di conferimento di sedimenti di idonea qualità.

Ai fini dell'individuazione della migliore tecnologia di bonifica sarà necessario sottoporre il sedimento a test specifici per valutare l'effettiva applicabilità ed efficacia del trattamento alla particolare tipologia di sedimento presente nell'area.

Al fine del raggiungimento degli obiettivi di bonifica si potrà inoltre valutare la possibilità di sottoporre il sedimento a più trattamenti in serie.

Inoltre dovrà essere valutata l'ipotesi di integrare la gestione del sedimento con linee di gestione di reflui civili o industriali.

Gli interventi di bonifica nelle singole aree a contaminazione omogenea potranno avere dei tempi di intervento differenti od agire simultaneamente, in funzione della priorità individuata.





Il dettaglio degli interventi previsti è riportato in tabella 25.

Tabella 25: Schema riassuntivo degli interventi di escavo e di banchinamento previsti da parte dell'Autorità Portuale della Spezia e di alcuni concessionari

<b>INTERVENTI PROGRAMMATI DI ESCAVO E DI BANCHINAMENTO</b>		
<b>Autorità Portuale della Spezia</b>		<b>Concessionari</b>
<b>Interventi autorizzati</b>	<b>Interventi da autorizzare</b>	<b>Interventi da autorizzare</b>
Dragaggio antistante il Molo Ravano	Dragaggio Canale di accesso al porto	Moli diportistici ITN (Mirabello)
Dragaggio antistante il Molo Fornelli	Dragaggio fondali primo e secondo bacino portuale	Molo Beconcini
Dragaggio Bacino di Evoluzione	Banchinamento Molo Enel	Molo diportistico SLYS (Ferretti)
Banchinamento Molo Garibaldi		

Per la realizzazione dei sopra elencati interventi di escavo e di banchinamento l'Autorità Portuale della Spezia e i singoli concessionari dovranno rimuovere un volume complessivo di sedimenti pari a circa **883.500 m<sup>3</sup>**, di cui **282.510 m<sup>3</sup>** relativi ad interventi già autorizzati.

Il volume complessivo di sedimenti da rimuovere per tali interventi corrisponde indicativamente al **13,4%** del totale dei sedimenti da bonificare all'interno dell'intera Rada della Spezia.

Si ricorda che, come già più volte indicato, le stime dei volumi riportate nel presente documento sono state effettuate ai fini di fornire un'indicazione della distribuzione dei contaminanti all'interno dell'intera Rada della Spezia e di calcolare i volumi globali di sedimento contaminato da sottoporre a bonifica, trascurando pertanto criticità puntuali rilevate su piccola scala. Pertanto i volumi relativi ai singoli interventi di escavo e di banchinamento dovranno essere riconsiderati all'interno di ciascuna area, utilizzando variogrammi elaborati specificatamente per tale area, individuando così con una maggiore affidabilità i volumi di sedimento da bonificare.

Si precisa che dal calcolo dei volumi sopra riportato sono esclusi quelli relativi agli interventi di Banchinamento del Molo MMI e di realizzazione di Pontili in località Le Grazie e Fezzano (già programmati da parte dell'Autorità Portuale della Spezia, ma ad oggi non ancora autorizzati), poiché ricadenti in aree con vincoli militari (Banchinamento del Molo MMI) o in aree ridotte ed ubicate all'esterno della griglia utilizzata per le elaborazioni riportate nel presente documento (pontili in località Le Grazie e Fezzano).



## 7 VALUTAZIONI CONCLUSIVE

Dall'analisi dei dati chimico, fisici ed ecotossicologici dei sedimenti della Rada della Spezia è emersa una situazione ambientale complessiva particolarmente compromessa. Le aree caratterizzate da sedimenti non conformi ai limiti di intervento sono piuttosto estese in tutta la Rada della Spezia, sia in termini di superfici che, in alcune aree, di profondità rispetto al fondale, evidente conseguenza di un inquinamento intenso sia pregresso che attuale.

Un intervento di risanamento ambientale dovrebbe prevedere teoricamente la bonifica di tutti i sedimenti con concentrazioni superiori al valore di intervento, in quanto corrispondente ad un probabile rischio ecotossicologico per le comunità viventi.

Ciò significherebbe realizzare azioni che coinvolgono indicativamente 6.600.000 m<sup>3</sup> di sedimento con conseguenti elevati ed insostenibili costi di gestione.

Ne consegue pertanto l'esigenza di stabilire una priorità di intervento, in funzione sia del livello di contaminazione che della destinazione d'uso delle diverse aree interne alla rada.

Sono state pertanto individuate classi di qualità dei sedimenti in funzione della relativa pericolosità per l'ambiente acquatico:

- Sedimenti per i quali è necessario avviare interventi di bonifica (sedimenti GIALLI);
- Sedimenti per i quali è necessario avviare prioritariamente interventi di bonifica (sedimenti ARANCIONI);
- Sedimenti per i quali è necessario avviare immediatamente interventi di bonifica (sedimenti ROSSI).

Alla luce delle diverse tipologie di sedimenti contaminati e delle differenti priorità di intervento, sono state formulate differenti ipotesi di intervento di bonifica.

Obiettivo comune di tutti gli scenari di intervento individuati è stato quello di minimizzare le volumetrie di sedimento da destinare a discarica, attraverso l'ottimizzazione di tutte le fasi della bonifica (rimozione, trasporto, gestione) e di adottare tecniche di trattamento volte alla decontaminazione dei sedimenti ai fini del conferimento in strutture confinate in ambiente marino o ai fini del riutilizzo nell'ambito delle opere civili, nel rispetto della normativa vigente.

Ciascuna ipotesi di intervento individuata contiene diversi scenari di gestione possibili per le diverse tipologie di sedimento. In funzione delle combinazioni degli scenari prospettati è possibile ricavare le ipotesi di costo minima e massima, riportate complessivamente in tabella 26.



Tabella 26: Schema riassuntivo dei costi per delle diverse ipotesi di intervento

CONFRONTO DELLE IPOTESI DI INTERVENTO	IPOTESI DI COSTO	
	MINIMA	MASSIMA
IPOTESI DI INTERVENTO n. 1	129.477.440,00	218.293.360,00
IPOTESI DI INTERVENTO n. 2	149.767.160,00	242.018.100,00
IPOTESI DI INTERVENTO n. 3	209.783.730,00	395.155.740,00
IPOTESI DI INTERVENTO n. 3A	195.297.180,00	280.391.710,00
IPOTESI DI INTERVENTO n. 4	365.522.740,00	575.930.800,00

I costi riportati in tabella 26 si riferiscono alle volumetrie complessive, inclusi quelle relative agli interventi di escavo e/o banchinamento programmati da parte dell'Autorità Portuale della Spezia e dei singoli concessionari.

Tra le ipotesi di intervento riportate, la n. 1 e la n. 2 comportano un sicuro miglioramento dell'ambiente acquatico, allontanando quei sedimenti le cui concentrazioni sono talmente elevate da costituire un costante pericolo per l'ambiente acquatico. In particolare l'ipotesi di intervento n. 2 consente di bonificare quelle aree adibite ad impianti di acquacoltura in cui la qualità dei sedimenti risultava non adeguata.

Il miglioramento ottenuto mediante l'attuazione di tali ipotesi di intervento è però limitato sia in relazione alle superfici coinvolte (poiché relativo ad una porzione limitata dell'intera Rada della Spezia) che alla qualità dei sedimenti non rimossi, ancora particolarmente critica e pericolosa (sedimento ARANCIONE).

L'ipotesi di intervento n. 4 realizza la completa bonifica della Rada della Spezia. In considerazione del fatto che i costi e i tempi di realizzazione, nonché le tecniche di bonifica previste, richiedono un impegno socio-economico estremamente elevato, si ritiene necessario procedere ad una fase di approfondimento sull'applicabilità di tecniche di trattamento in situ o di altre tecniche che permettano di limitare la rimozione dei sedimenti GIALLI. In particolare si potrebbe prevedere una successione cronologica degli interventi, dando priorità alla rimozione dei sedimenti ROSSI ed ARANCIONI, permettendo così di verificare la reale pericolosità dei sedimenti non rimossi, attraverso azioni di monitoraggio e studi specifici, e di calibrare così gli interventi necessari.

L'ipotesi di intervento n. 3 realizza la sostanziale bonifica della Rada della Spezia, rimuovendo la maggior parte dei sedimenti le cui concentrazioni costituiscono un serio pericolo per l'ambiente acquatico. Rispetto all'ipotesi di intervento n. 4, tuttavia, tale intervento prevede costi e i tempi di realizzazione minori.

Tale ipotesi permette quindi di coniugare le esigenze di tipo ambientale con quelle di tipo socio-economico, e rappresenta un ragionevole compromesso in termini di costi-benefici.

L'ipotesi 3A, che prevede per i sedimenti ARANCIONI e GIALLI il diretto conferimento in una struttura di confinamento appositamente realizzata all'interno della Rada della Spezia, aggiunge a quanto già detto per l'ipotesi 3 il potenziale beneficio derivante



dalla realizzazione di un'area attrezzata per la gestione dei sedimenti nel corso delle fasi di bonifica e di una superficie da destinare ad usi diversi (stoccaggio dei sedimenti prima dell'invio ad opportuno impianto di trattamento, piattaforma logistica attrezzata con impianto di trattamento dei sedimenti ed impianto di depurazione delle acque, area per la fitodepurazione dei sedimenti meno contaminati, porto turistico, dislocazione di alcune attività critiche che ora insistono lungo la costa, attività ricreative nel caso di conferimento di sedimenti di idonea qualità).

### **Riferimenti bibliografici**

Akal t., Curzi P.V. & Michelozzi E., 1984. Geoacoustic and geotechnical properties of sediments: a pilot study. Mem. Soc. Geol. It., 27, pag. 411-421.

ARPAL, 2004. Dati ambientali disponibili relativi all'area compresa nel sito di bonifica di interesse nazionale Pitelli. Procedimento per intervento di bonifica di interesse nazionale: sito di Pitelli (SP). Conferenza dei servizi del 10/03/2004.

Autorità Portuale della Spezia, 2001. Caratteristiche fisiche, chimiche, microbiologiche ed ecotossicologiche dei sedimenti della Zona 5 (Molo Fornelli) e Zona 3 (Bacino Evoluzione) del Porto della Spezia. CIBM, agosto 2001.

Autorità Portuale della Spezia, 2002. Caratteristiche fisiche, chimiche e microbiologiche dei sedimenti del Canale di Accesso al Porto. CIBM.

Autorità Portuale della Spezia, 2002. Caratterizzazione fisica, chimica e microbiologica di campioni di sedimenti provenienti dal porto della Spezia. Molo Fornelli e Bacino Evoluzione. CITCA, Centro Interuniversitario di Tecnologia e Chimica dell'Ambiente, Università degli Studi di Roma. Maggio-Luglio 2002.

Autorità Portuale della Spezia, 2003. Caratterizzazione fisica, chimica e microbiologica di campioni di sedimenti provenienti dal porto della Spezia. Molo Ravano. CITCA, Centro Interuniversitario di Tecnologia e Chimica dell'Ambiente, Università degli Studi di Roma. Febbraio 2003.

Bodek Itamar, 1988. Environmental Inorganic Chemistry: Properties Processes and estimation methods. Editors Pergamon Press, New York.

Bodek I., Lyman W. J., Reehl W. F., and Rosenblatt D. H., 1998. Environmental Inorganic Chemistry: Properties, Processes and Etimention Methods. Pergamon Press, Elmsford, NY.

Bokuniewicz H., 1997. Contaminated Sediments in Ports and Waterways – Cleanup Strategies and Technologies. National Research Council prepared by Committee on Contaminated Marine Sediments, National Academy Press, Washington D. C.

Cornelissen G, Rigterink H., Vrind B.A., ten Hulsher D.T.E.M., Ferdinandy M.M.A. and van Noort P.C.M., 1997. Two-stage desorption kinetics and in-situ partitioning of hexachlorobenzenes in a contaminatde sediment. *Chemosphere*, 35 (10), 2405-2416.



Breslau L.R., Edgerton H.E., 1968. The sub-bottom structure of the Gulf of La Spezia. Saclant A.S.W. Res. Centre, Tech. Rep. 129.

Breslau L.R., Edgerton H.E., 1973. The gulf of La Spezia, Italy: a case history of seismic-sedimentologic correlation. *The Mediterranean Sea: A natural sedimentation laboratory*. D.J. Stanley ed., Dowden, Hutchinson, Stroudsburg, Pennsylvania, 177-188.

Callahan M. A., Slimak M. W., and Gabel N. W., 1979. Water-Related Environmental Fate of 129 Priority Pollutant, Vol 1: Introduction and Technical Background, Metals and Organics, Pesticides and PCBs. Report to U.S. EPA, Office of Water Planning and Standards. Washington, D.C.

Callahan, M. A., M. W. Slimak, N. W. Gabel, I. May, C. Fowler, J. Freed, P. Jennigs, R. Durfee, F. Whitmore, B. Maestri, W. Mabey, B. Holt and C. Gould. Water-Related Environmental Fate of 129 Priority Pollutant. Vol 1: Introduction and Technical Background, Metals and Inorganics, Pesticides and PCBs. EPA-440/4-79-029a, EPA Contracts 68-01-3852 and 68-01-3867. Office of Water Planning and Standards. U.S. EPA Washington, D.C.

Clement C.R., 1992. Herbicides and fungicides: a perspective on potential human exposure. In: *Chemically-induced alteration in sexual and functional development: the wildlife/human connection*. Princeton Scientific Publishing Co., Inc. 1992, 347-364.

Comune della Spezia, 2000. Atti del Convegno: Lo stato ambientale e sanitario della zona est del Comune della Spezia. Risultati dello studio interdisciplinare. 110 pp.

CIBM - ARPAL, 2004. Caratterizzazione ambientale dell'area marino costiera prospiciente il sito di bonifica di interesse nazionale di Pitelli. Indagine geofisica. Relazione tecnica.

Cornelissen G, van der Pal M. van Noort P.C.M and Govers H.A.J., 1999. Competitive effects on the slow desorption of organic compounds from sediments. *Chemosphere*, 39 (11), 1971-1981.

Crotowski P., Durda J. L., and Edelman K. G., 1991. The Use of Natural Process for the Control of Chromium Migration. *Remediation*. 2 pp. 341-351.

Cynthia R. Evanko, David A. Dzombak, 1997. Remediation of Metals-Contaminated Soils and Groundwater. Technology Evaluation Report, prepared for GWRTAC.

EI-Herraoui E., 2003. Performance of heavy metals decontamination for marine sediments. 2<sup>nd</sup> International Symposium on Contaminated Sediments. Quebec, pp. 245-250.

ENEA, 1990. Indagini sulle caratteristiche ambientali delle acque del golfo di La Spezia in attuazione del protocollo d'intesa EELL/ENEL. 1° rapporto di avanzamento, dicembre 1989.

ENEA/CREA, 1989 Sistema informativo e di monitoraggio marino costiero della provincia delle Spezia.

ENEA/CREA, 1990. Indagini sulle caratteristiche ambientali delle acque del Golfo di La Spezia in attuazione del protocollo di intesa EELL-ENEL. Rapporto tecnico, marzo 1990.

ENEA/CREA, 1990. Indagini sulle caratteristiche ambientali delle acque del Golfo di La Spezia in attuazione del protocollo di intesa EELL-ENEL. Rapporto tecnico, giugno 1990.



ENEA/Comune di Spezia, 1996. Monitoraggio acque del Golfo di La Spezia in relazione allo scarico della centrale Enel.

ENEL. Relazione sulla storia del sito e sulle condizioni idrogeologiche locali. Relazione geologo Piero Castellini (c/o Min. Amb. 12/98).

EPA, 1998. EPA's Contaminated Sediment Management Strategy. Office of water. EPA-823-R-98-001.

Fanucci F., Fierro G., Grosso F., Piacentino G.B., 1973. Contributo di un'indagine sedimentologica a ricerche ecologiche nel Golfo di La Spezia. Ist. Idrografico Marina, F.C. 1050.

Fierro G., Wesselingh Marshall A.C., Fanucci F., 1985. Holocene deposits and seabottom undulations on the continental shelf of La Spezia. Mem. Soc. Geol. It., 30, 67-77.

Fletcher C., 1999. Treatment of contaminated dredged material: is it sustainable? De Shutter G. (ed.). Antwerpen, Belgium.

Geomarine, Sviluppo Italia Aree Produttive S.p.A., 2004. Indagine geognostica ambientale per la realizzazione del piano di caratterizzazione dei sedimenti dell'area marina compresa all'interno del sito di interesse nazionale di Pitelli per l'area di competenza di Sviluppo Italia. Relazione tecnica.

HSRC, 2003. In-situ Containment and Treatment: Engineering Cap Integrity and Reactivity. Research Brief #25.

Huang W., Young T.M., Schlautman M.A., Yu H. and Weber W.J., 1997. A distributed reactivity model for sorption by soils and sediments. 9 General isotherm nonlinearity and applicability of the dual reactive model. *Environ. Sci. Technol.*, 31 (6), 1703-1710

IADC/CEDA, 1996-2001. Environmental Aspects of dredging.

Jackson, K.S. and G.B. Skippen. "Geochemical Dispersion of Heavy Metals via Organic Complexing: A Laboratory Study of Copper, Lead, Zinc, and Nickel Behavior at a Simulated Sediment-Water Boundary". *J. Geochem. Explor.* 10, 117-38 (1978).

Karickhoff A.W. Brown D.S and Scott T.A., 1979. Sorption of hydrophobic pollutants on natural sediments. *Wat. Res.* 13, 241-248

Kayal S.I. and Connel D.W., 1990. Partitioning of unsubstituted Polycyclic aromatic hydrocarbons between surface sediments and the water column in the Brisbane River estuary. *Aust. J. Mar. Freshwater Res.* 41, 443-456

Kita D., Kubo H., 1983. Several solidified sediment examples. Proceedings of the 7th U.S./Japan Experts Meeting: Management of Bottom Sediments Containing Toxic Substances . U.S.A. U.S. Army Corps of Engineers, Water Resource Support Center, New York City, pp. 192-210.

La Grega M. D., Buckingham P. L., and Evans J. C., 1994. Hazardous Waste Management. McGraw Hill, New York.



LeBoeuf E.J. and Weber J., 1997. A distributed reactivity model for sorption by soils and sediments. 8 Discovery of a humic acid glass transition and an argument for a polymer based model. *Environ. Sci. Technol.* 31 (6), 1697-1702.

LOTTI S.p.A. Indagini per la caratterizzazione dei sedimenti marini superficiali nel tratto di mare prospiciente la scogliera di Mariperman per la realizzazione di una nuova banchina (prot. N. 12236/RI.BO).

Lyman W.J., Rheel W.F. and Roseblatt D.H., 1990. Handbook of chemical property estimation methods: Environmental behaviour of organic compounds. McGraw Hill Book Company New York.

Massacci P., 2002. Dispense del corso di "Ingegneria delle Materie Prime". Università degli Studi di Roma "La Sapienza", Facoltà di Ingegneria.

Montevecchi M. Nuove tecnologie di dragaggio per minimizzare l'impatto ambientale. Società Italiana Dragaggi.

Montevecchi M., 2003. Problemi di dragaggio, trasporto e collocazione finale di sedimenti inquinati.

Morri C., Cagnoli E., Bianchi C.N., 1990. Distribuzione delle comunità marine bentiche tra La Spezia e Livorno. Atti del 9° congresso AIOL, S. Margherita Ligure 20-23 novembre 1990, 363-377.

Murphy T., Moller A., Brouwer H., 1995. In situ treatment of Hamilton Harbor sediment. *Journal of Aquatic Ecosystem Health*, 4: 195-203.

#### PEUMA System

Neff J.M., Bean D.J., Cornaby B.W., Vaga R.M., Gulbranes T.C., Scanlon J.A., 1986. Sediment Quality Criteria Methodology Validation: calculation of Screening Level concentrations from field data. Battelle Washington Environmental program Office for USEPA, 60 pp.

Ontario, 1993. Guidelines for the protection and management of aquatic sediment quality in Ontario. 32pp

Pellegrini D., Ennas C., Bertolotto R.M., Bigongiari N., 2001. Utilizzo di una batteria di saggi biologici sui sedimenti marini e valutazione dei risultati: un caso di studio. *Biol. Mar. Medit.*, 8 (2): 123-135.

Pellegrini D., Onorati F., Virno Lamberti C., Merico G., Gabellini M., Ausili A., 2002. Aspetti tecnico-scientifici per la salvaguardia ambientale nelle attività di movimentazione dei fondali marini: Dragaggi Portuali. Quaderno ICRA.

Peterson R.E. et al., 1992. In: Chemically. Induced alteration in sexual and functional development: the wildlife/human connection. Princeton Scientific Publishing Co., Inc. 1992, 175-193.



Provincia e Comune della Spezia, 1995. Monitoraggio ambientale delle acque del golfo della Spezia ai sensi della L. 502/30 art. 3 c. 2 - anni 1994 e 1995. Relazione di Sintesi.

Rashid M. A. and J. D. Leonard, 1980. Modifications in the Solubility and Precipitation Behavior of Various Metals as a Result of Their Intection with Sedimentary Humic Acid. *Chem. Geol. Ser.*, 189, 73-96.

Reijnders P.J.H. and Brasseur S.M.J.M., 1992. Xenobiotic induced hormonal and associated development disorders in marine organisms and related effects in humans; an overview. In: Colborn T., Clement C. *Chemically-induced alterations in sexual and functional development: the wildlife/human connection. Advances in modern environmental toxicology.* Princeton Scientific Publishing Co., Inc. 1992, 159-174.

Salomons e Stigliani, 1995. *Biogeodynamics of pollutants in soil and sediments.* Ed Springer.

Smith L. A., Means J. L., Chen A., Alleman B., Chapman C. C., Tixier J. S. Jr., Brauning S. E., Gavaskar A. R., and Royer M. D., 1995. *Remedial Options for Metals-Contaminated Sites,* Lewis Publishers, Boca Raton, FL.

SLYS. Spezia Luxury Yacht Service SpA., 2003. Accertamento della presenza nei fondali di inquinanti chimici e biologici negli specchi acquei prospicienti i nuovi Cantieri Ferretti alla Spezia. Istituto di Geodinamica e Sedimentologia. Università di Urbino. Gennaio-Febrero 2003.

SLYS. Spezia Luxury Yacht Service SpA., 2003. Caratterizzazione fisica, chimica e microbiologica di campioni di sedimenti prelevati negli specchi acquei prospicienti i nuovi Cantieri Ferretti alla Spezia. CITCA, Centro Interuniversitario di Tecnologia e Chimica dell'Ambiente, Università degli Studi di Roma. Aprile-Maggio 2003.

Ten Hulscher T.E.M. and Cornelissen, 1996. Effect of temperature on sorption equilibrium and sorption kinetics of organic micropollutants – a review. *Chemosphere*, 32 (4), 609-626.

Toppari Jet al., 1995. Male reproductive health and environmental chemical with estrogenic effects. EPA, Denmark.

Turner A. and Rawling C., 2001. The influence of salting out on the suspension of neutral organic compounds in estuaries. *Wat. Res.*, 35 (18), 4379-4389.

U. S. EPA, 1993. *Selecting Remediation Techniques For Contaminated Sediment.* EPA-823-B93-68I, Office of Water, Washington D. C.

U. S. EPA, 1995. *In situ Remediation Technology Status Report: Electrokinetics.* EPA 542-K-94-007, Office of Solid Waste and Emergency Response (5102G), Washington D. C.

U. S. EPA, 1998. *In situ Treatment of Contaminated Sediments.* Office of Solid Waste and Emergency Response, Washington D. C.

U. S. EPA, 1998. Sandia National Laboratories *In Situ Electrokinetics Extraction Technology.* Innovative Technology Report, Washington D. C.



Weber J.W., Huang W. and Yu H., 1998. Hysteresis in the sorption and desorption of hydrophobic organic contaminants by soils and sediments 2. Effects of soil organic matter heterogeneity. *J. Contamin. Hydrol.*, 31, 149-165.

Weber W.J. McGinley P.M. and Katz L.E., 1992. A distributed reactivity model for sorption by soils and sediments. 1 Conceptual basis and equilibrium assessments. *Environ. Sci. Technol.* 31 (3), 792-799.

YEC Inc., TAMS Consultants Inc., 2000. Hudson River PCBs Reassessment Feasibility Study – Appendix E.5: Technical memorandum: applicability of turbidity barriers for remediation. USEPA/USACE, November 2000.

Yu S.J., Yin Y. and Allen H.E., 1999. Partitioning of organic matter in soils: effects of pH and water/soil ratio. *Sci. Tot. Env.*, 227, 155-160.

Zenit Ambiente S.r.l., Barriera di contenimento fanghi.



## **ALLEGATO 1**

SCHEMA RIASSUNTIVO DELL'IPOTESI DI INTERVENTO 1

# IPOTESI DI INTERVENTO n.1

ALLEGATO 1 al doc. ICRAM rif. # Bol-Pr-LI-P-02.16

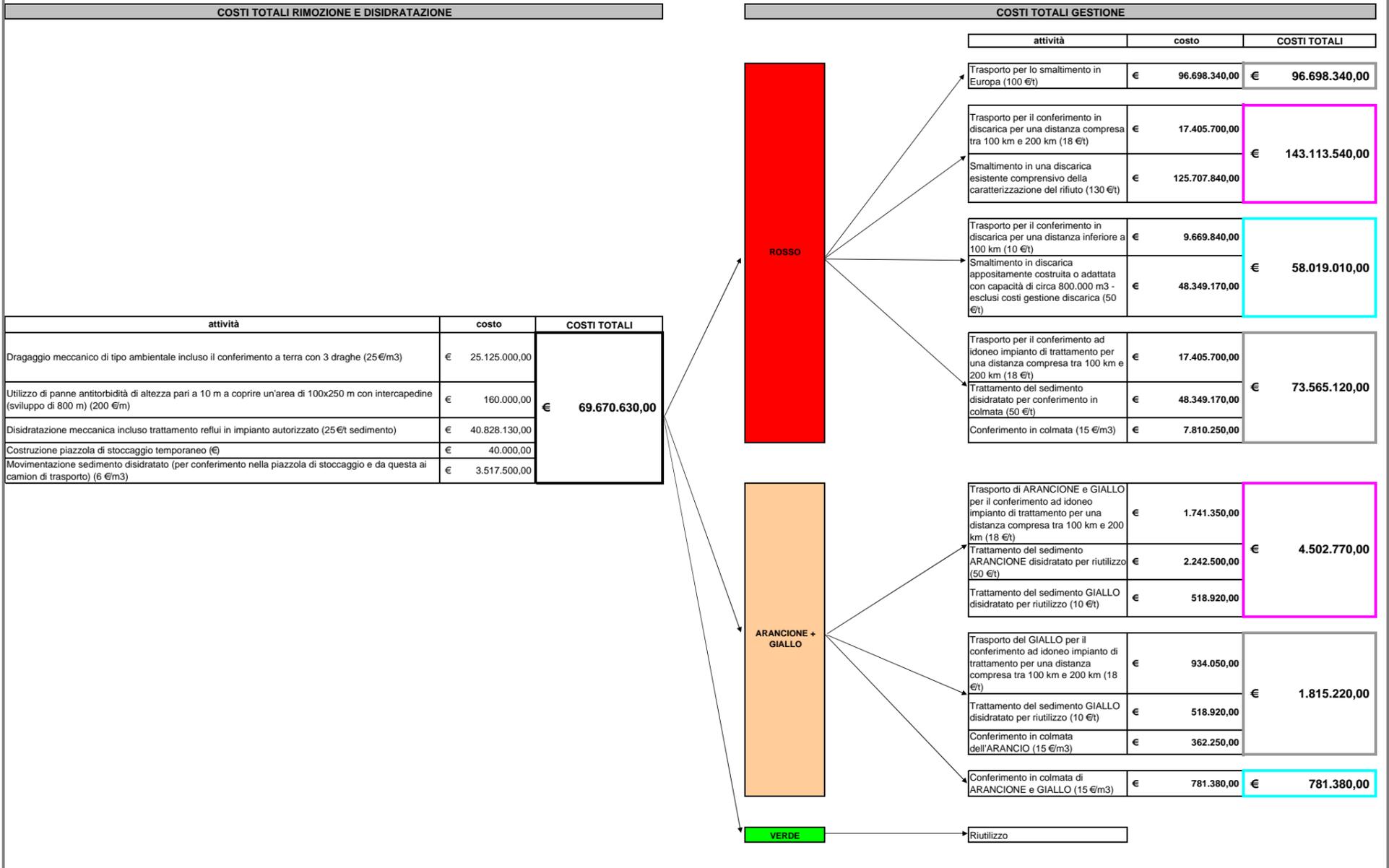


ATTIVITA' PREVISTE DELLA IPOTESI DI INTERVENTO N.1	Volume sedimento da rimuovere (m <sup>3</sup> )			
	ROSSO	ARANCIONE	GIALLO	VERDE
RIMOZIONE DEI SEDIMENTI DELLE AREE ROSSE PER TUTTO LO SPESSORE (3 m)	892.600	41.400	47.900	23.100
<b>TOTALE SEDIMENTI DA RIMUOVERE (m<sup>3</sup>)</b>	<b>1.005.000</b>			

## ATTIVITA' IN COMUNE

attività	costo	COSTI TOTALI
Ricerca ed individuazione ordigni bellici (200 €/ha)	€ 21.900,00	
Monitoraggio delle attività di rimozione dei sedimenti pre-operam (100000 €)	€ 100.000,00	
Monitoraggio delle attività di rimozione dei sedimenti post-operam (145000 €)	€ 145.000,00	
Monitoraggio delle attività di rimozione dei sedimenti per la durata del dragaggio (circa 1 anno) (60000 €/mese)	€ 739.520,00	
Solo se necessario: Bonifica eventuali ordigni bellici (€/m <sup>3</sup> )	?	

## RIMOZIONE SEDIMENTI DELLE AREE ROSSE PER TUTTO LO SPESSORE (3 m) - Alternative di costo per la gestione



	IPOTESI DI COSTO	
	MINIMA	MASSIMA
Costi delle attività in comune	€ 1.006.420,00	€ 1.006.420,00
Costi delle attività di rimozione e disidratazione	€ 69.670.630,00	€ 69.670.630,00
Costi per la gestione dei sedimenti	€ 58.800.390,00	€ 147.616.310,00
<b>TOTALE</b>	<b>€ 129.477.440,00</b>	<b>€ 218.293.360,00</b>

I costi indicati si riferiscono alle volumetrie complessive di sedimenti contaminati dell'intera rada della Spezia, incluse le aree dove sono programmati interventi di escavo e/o banchinamento ad opera dell'Autorità Portuale della Spezia e dei concessionari



## **ALLEGATO 2**

SCHEMA RIASSUNTIVO DELL'IPOTESI DI INTERVENTO 2

# IPOTESI DI INTERVENTO n.2

ALLEGATO 2 al doc. ICRAM rif. # Bol-Pr-LI-P-02.16



ATTIVITA' PREVISTE DELLA IPOTESI DI INTERVENTO N.2	Volume sedimento da rimuovere (m <sup>3</sup> )			
	ROSSO	ARANCIONE	GIALLO	VERDE
RIMOZIONE DEI SEDIMENTI DELLE AREE ROSSE PER TUTTO LO SPESSORE (3 m)	892.600	41.400	47.900	23.100
RIMOZIONE DEI SEDIMENTI DELLE AREE DI ACQUACOLTURA CON VALORI DI CONCENTRAZIONE SUPERIORI AI VALORI DI INTERVENTO	0	38.750	456.100	0
<b>TOTALE SEDIMENTI DA RIMUOVERE (m<sup>3</sup>)</b>	<b>892.600</b>	<b>80.150</b>	<b>504.000</b>	<b>23.100</b>
	<b>1.499.850</b>			

## ATTIVITA' IN COMUNE

attività	costo	COSTI TOTALI € 1.022.740,00
Ricerca ed individuazione ordigni bellici (200 €/ha)	€ 38.220,00	
Monitoraggio delle attività di rimozione dei sedimenti pre-operam (100000 €)	€ 100.000,00	
Monitoraggio delle attività di rimozione dei sedimenti post-operam (145000 €)	€ 145.000,00	
Monitoraggio delle attività di rimozione dei sedimenti per la durata del dragaggio (circa 1 anno) (60000€/mese)	€ 739.520,00	
Solo se necessario: Bonifica eventuali ordigni bellici (€/m3)	?	

## RIMOZIONE SEDIMENTI DELLE AREE ROSSE PER TUTTO LO SPESSORE (3 m) - Alternative di costo per la gestione

COSTI TOTALI RIMOZIONE E DISIDRATAZIONE			COSTI TOTALI GESTIONE		
attività	costo	COSTI TOTALI	attività	costo	COSTI TOTALI
Dragaggio meccanico di tipo ambientale incluso il conferimento a terra con 3 draghe (25 €/m <sup>3</sup> )	€ 25.125.000,00	<b>€ 69.670.630,00</b>	Trasporto per lo smaltimento in Europa (100 €/t)	€ 96.698.340,00	<b>€ 96.698.340,00</b>
Utilizzo di panne antitorbidità di altezza pari a 10 m a coprire un'area di 100x250 m con intercapedine (sviluppo di 800 m) (200 €/m)	€ 160.000,00		Trasporto per il conferimento in discarica per una distanza compresa tra 100 km e 200 km (18 €/t)	€ 17.405.700,00	<b>€ 143.113.540,00</b>
Disidratazione meccanica incluso trattamento reflui in impianto autorizzato (25 €/t sedimento)	€ 40.828.130,00		Smaltimento in una discarica esistente comprensivo della caratterizzazione del rifiuto (130 €/t)	€ 125.707.840,00	
Costruzione piazzola di stoccaggio temporaneo (€)	€ 40.000,00		Trasporto per il conferimento in discarica per una distanza inferiore a 100 km (10 €/t)	€ 9.669.840,00	<b>€ 58.019.010,00</b>
Movimentazione sedimento disidratato (per conferimento nella piazzola di stoccaggio e da questa ai camion di trasporto) (6 €/m <sup>3</sup> )	€ 3.517.500,00		Smaltimento in discarica appositamente costruita o adattata con capacità di circa 800.000 m <sup>3</sup> - esclusi costi gestione discarica (50 €/t)	€ 48.349.170,00	
			Trasporto per il conferimento ad idoneo impianto di trattamento per una distanza compresa tra 100 km e 200 km (18 €/t)	€ 17.405.700,00	<b>€ 73.565.120,00</b>
			Trattamento del sedimento disidratato per conferimento in colmata (50 €/t)	€ 48.349.170,00	
			Conferimento in colmata (15 €/m <sup>3</sup> )	€ 7.810.250,00	
			Trasporto di ARANCIONE e GIALLO per il conferimento ad idoneo impianto di trattamento per una distanza compresa tra 100 km e 200 km (18 €/t)	€ 1.741.350,00	<b>€ 4.502.770,00</b>
			Trattamento del sedimento ARANCIONE disidratato per riutilizzo (50 €/t)	€ 2.242.500,00	
			Trattamento del sedimento GIALLO disidratato per riutilizzo (10 €/t)	€ 518.920,00	
			Trasporto del GIALLO per il conferimento ad idoneo impianto di trattamento per una distanza compresa tra 100 km e 200 km (18 €/t)	€ 934.050,00	<b>€ 1.815.220,00</b>
			Trattamento del sedimento GIALLO disidratato per riutilizzo (10 €/t)	€ 518.920,00	
			Conferimento in colmata dell'ARANCIONE (15 €/m <sup>3</sup> )	€ 362.250,00	
			Conferimento in colmata di ARANCIONE e GIALLO (15 €/m <sup>3</sup> )	€ 781.380,00	<b>€ 781.380,00</b>
			VERDE		Riutilizzo

## RIMOZIONE SEDIMENTI DELLE AREE DI ACQUACOLTURA CON VALORI DI CONCENTRAZIONE SUPERIORI AI VALORI DI INTERVENTO - Alternative di costo per la gestione

COSTI TOTALI RIMOZIONE			COSTI TOTALI GESTIONE		
attività	costo	COSTI TOTALI	attività	costo	COSTI TOTALI
Dragaggio idraulico di tipo ambientale incluso il conferimento in colmata o bacino di sedimentazione (18 €/m <sup>3</sup> )	€ 8.907.300,00	<b>€ 8.907.300,00</b>	Disidratazione incluso trattamento reflui in impianto appositamente costruito (5 €/t sedimento)	€ 472.270,00	<b>€ 3.683.680,00</b>
			Trasporto di ARANCIONE per il conferimento ad idoneo impianto di trattamento per una distanza compresa tra 100 km e 200 km (18 €/t)	€ 850.080,00	
			Trattamento del sedimento ARANCIONE disidratato per riutilizzo (50 €/t)	€ 2.361.330,00	
			Disidratazione incluso trattamento reflui in impianto appositamente costruito (5 €/t sedimento)	€ 472.270,00	<b>€ 890.050,00</b>
			Conferimento in colmata (15 €/m <sup>3</sup> )	€ 417.780,00	
			Trattamento del sedimento GIALLO per riutilizzo (10 €/t)	€ 11.117.440,00	<b>€ 11.117.440,00</b>
			Disidratazione incluso trattamento reflui in impianto appositamente costruito (5 €/t sedimento)	€ 5.558.720,00	<b>€ 10.476.050,00</b>
			Conferimento in colmata (15 €/m <sup>3</sup> )	€ 4.917.330,00	
			VERDE		Riutilizzo

	IPOTESI DI COSTO	
	MINIMA	MASSIMA
<b>Costi delle attività in comune</b>	€ 1.022.740,00	€ 1.022.740,00
<b>Costi delle attività di rimozione e disidratazione dei sedimenti delle aree ROSSE</b>	€ 69.670.630,00	€ 69.670.630,00
<b>Costi per la gestione dei sedimenti delle aree ROSSE</b>	€ 58.800.390,00	€ 147.616.310,00
<b>Costi delle attività di rimozione dei sedimenti delle aree di acquacoltura</b>	€ 8.907.300,00	€ 8.907.300,00
<b>Costi per la gestione dei sedimenti delle aree di acquacoltura</b>	€ 11.366.100,00	€ 14.801.120,00
<b>TOTALE</b>	<b>€ 149.767.160,00</b>	<b>€ 242.018.100,00</b>

I costi indicati si riferiscono alle volumetrie complessive di sedimenti contaminati dell'intera rada della Spezia, incluse le aree dove sono programmati interventi di escavo e/o banchinamento ad opera dell'Autorità Portuale della Spezia e dei concessionari



## **ALLEGATO 3**

SCHEMA RIASSUNTIVO DELL'IPOTESI DI INTERVENTO 3  
SCHEMA RIASSUNTIVO DELL'IPOTESI DI INTERVENTO 3A

# IPOTESI DI INTERVENTO n.3

ALLEGATO 3 al doc. ICRAM rif. # Bol-Pr-LP-02.16



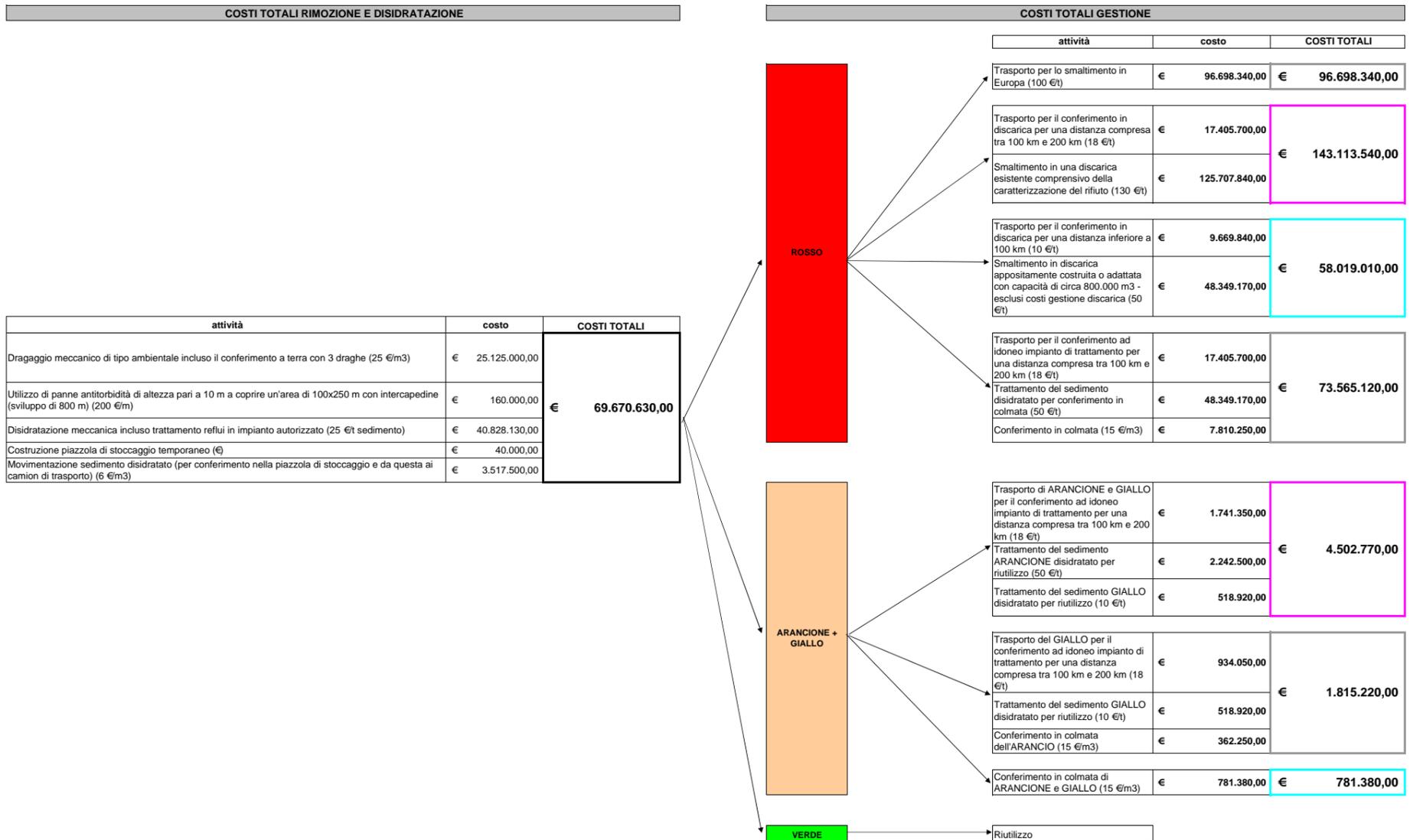
ATTIVITA' PREVISTE DELLA IPOTESI DI INTERVENTO N.3	Volume sedimenti da rimuovere (m <sup>3</sup> )			
	ROSSO	ARANCIONE	GIALLO	VERDE
RIMOZIONE DEI SEDIMENTI DELLE AREE ROSSE PER TUTTO LO SPESSORE (3 m)	892.600	41.400	47.900	23.100
RIMOZIONE DEI SEDIMENTI DELLE AREE ARANCIONI PER TUTTO LO SPESSORE (3 m)	0	1.327.500	172.000	58.100
RIMOZIONE DEI SEDIMENTI DELLE AREE DI ACQUACOLTURA CON VALORI DI CONCENTRAZIONE SUPERIORI AI VALORI DI INTERVENTO	0	0	433.600	0
<b>TOTALE SEDIMENTI DA RIMUOVERE (m<sup>3</sup>)</b>	<b>892.600</b>	<b>1.368.900</b>	<b>653.500</b>	<b>81.200</b>
	<b>2.996.200</b>			

## ATTIVITA' IN COMUNE

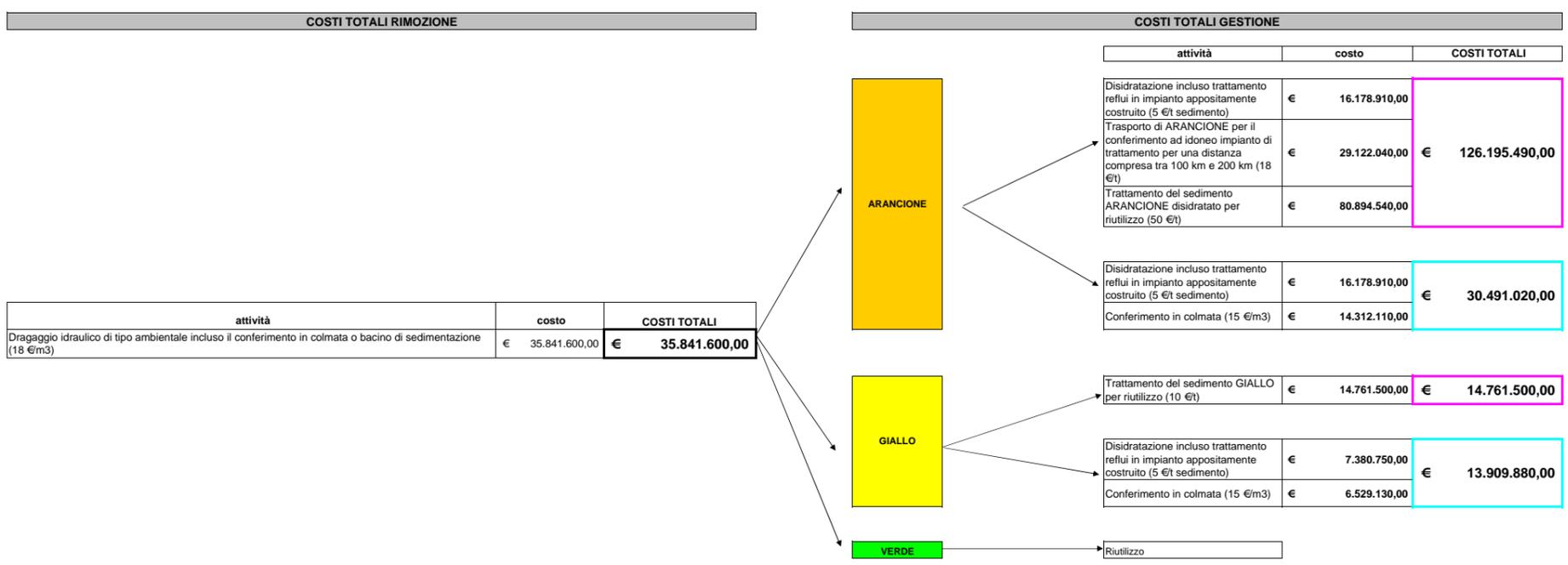
attività	costo
Ricerca ed individuazione ordigni bellici (120 €/ha)	€ 45.210,00
Monitoraggio delle attività di rimozione dei sedimenti pre-operam (100000 €)	€ 100.000,00
Monitoraggio delle attività di rimozione dei sedimenti post-operam (145000 €)	€ 145.000,00
Monitoraggio delle attività di rimozione dei sedimenti per la durata del dragaggio (circa 1 anno, ipotizzando la contemporaneità degli interventi) (60000€/mese)	€ 780.000,00
Solo se necessario: Bonifica eventuali ordigni bellici €/m <sup>3</sup>	?

COSTI TOTALI	
€	<b>1.070.210,00</b>

## RIMOZIONE SEDIMENTI DELLE AREE ROSSE PER TUTTO LO SPESSORE (3 m) - Alternative di costo per la gestione



## RIMOZIONE SEDIMENTI DELLE AREE ARANCIONI PER TUTTO LO SPESSORE (3 m) E DELLE AREE DI ACQUACOLTURA CON VALORI DI CONCENTRAZIONE SUPERIORI AI VALORI DI INTERVENTO - Alternative di costo per la gestione



	IPOTESI DI COSTO	
	MINIMA	MASSIMA
Costi delle attività in comune	€ 1.070.210,00	€ 1.070.210,00
Costi delle attività di rimozione e disidratazione dei sedimenti delle aree ROSSE	€ 69.670.630,00	€ 69.670.630,00
Costi per la gestione dei sedimenti delle aree ROSSE	€ 58.800.390,00	€ 147.616.310,00
Costi per la rimozione dei sedimenti delle aree ARANCIONI e delle aree di acquacoltura	€ 35.841.600,00	€ 35.841.600,00
Costi per la gestione dei sedimenti delle aree ARANCIONI e per le aree di acquacoltura	€ 44.400.900,00	€ 140.956.990,00
<b>TOTALE</b>	<b>€ 209.783.730,00</b>	<b>€ 395.155.740,00</b>

I costi indicati si riferiscono alle volumetrie complessive di sedimenti contaminati dell'intera rada della Spezia, incluse le aree dove sono programmati interventi di escavo e/o banchinamento ad opera dell'Autorità Portuale della Spezia e dei concessionari

# IPOTESI DI INTERVENTO n.3A

ALLEGATO 3 al doc. ICRAM rif. # Bol-Pr-LP-02.16



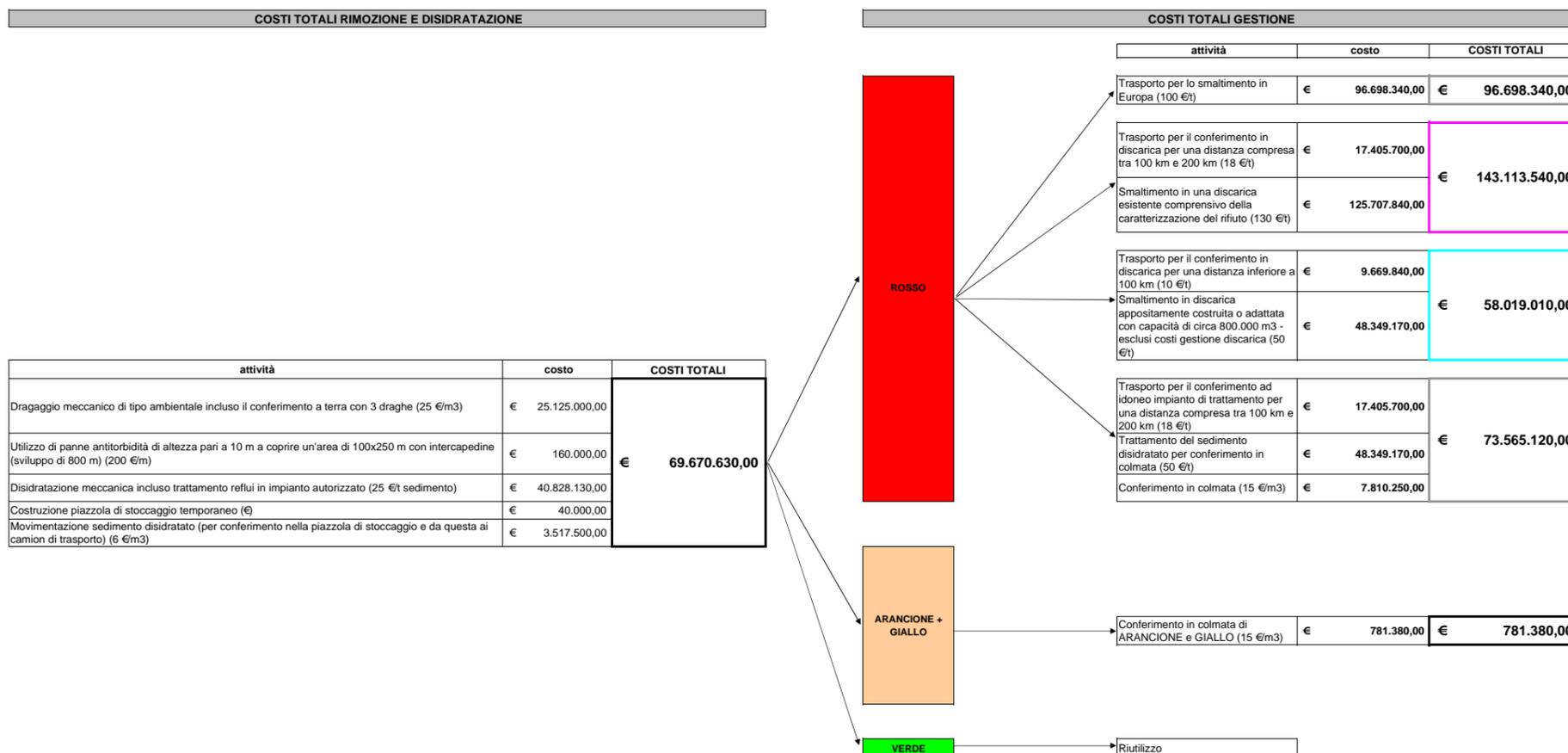
ATTIVITA' PREVISTE DELLA IPOTESI DI INTERVENTO N.3A	Volume sedimento da rimuovere (m <sup>3</sup> )			
	ROSSO	ARANCIONE	GIALLO	VERDE
RIMOZIONE DEI SEDIMENTI DELLE AREE ROSSE PER TUTTO LO SPESSORE (3 m)	892.600	41.400	47.900	23.100
RIMOZIONE DEI SEDIMENTI DELLE AREE ARANCIONI PER TUTTO LO SPESSORE (3 m)	0	1.327.500	172.000	58.100
RIMOZIONE DEI SEDIMENTI DELLE AREE DI ITTIOCOLTURA CON VALORI DI CONCENTRAZIONE SUPERIORI AI VALORI DI INTERVENTO	0	0	80.000	0
<b>TOTALE SEDIMENTI DA RIMUOVERE (m<sup>3</sup>)</b>	<b>892.600</b>	<b>1.368.900</b>	<b>299.900</b>	<b>81.200</b>
		<b>2.642.600</b>		

## ATTIVITA' IN COMUNE

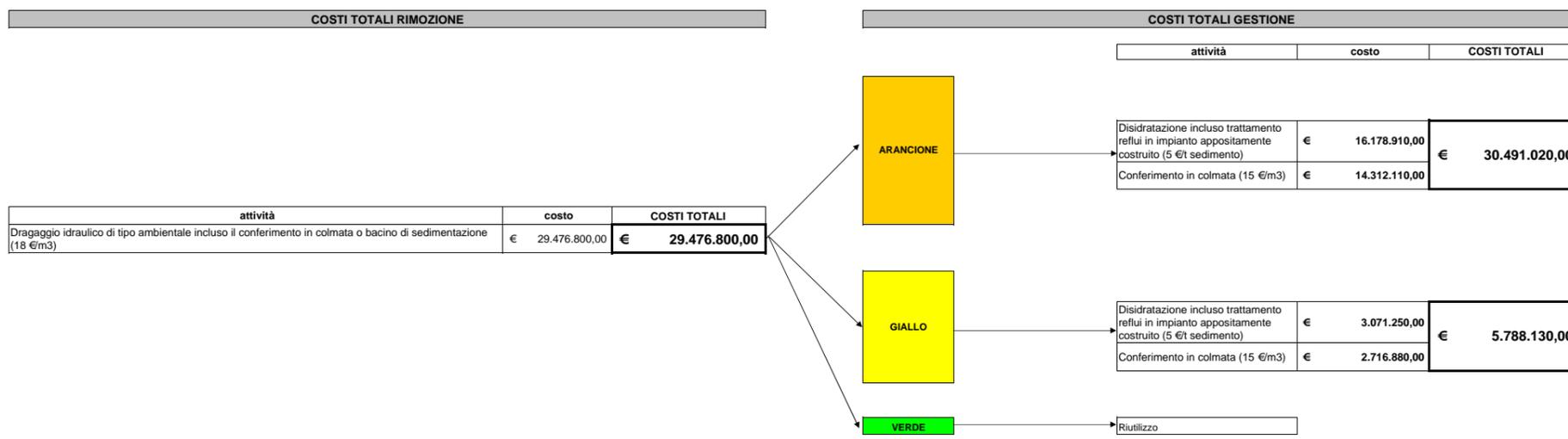
attività	costo
Ricerca ed individuazione ordigni bellici (120 €/ha)	€ 45.210,00
Monitoraggio delle attività di rimozione dei sedimenti pre-operam (100000 €)	€ 100.000,00
Monitoraggio delle attività di rimozione dei sedimenti post-operam (145000 €)	€ 145.000,00
Monitoraggio delle attività di rimozione dei sedimenti per la durata del dragaggio (circa 1 anno, ipotizzando la contemporaneità degli interventi) (60000€/mese)	€ 780.000,00
Solo se necessario: Bonifica eventuali ordigni bellici €/m3	?

COSTI TOTALI	
€	<b>1.070.210,00</b>

## RIMOZIONE SEDIMENTI DELLE AREE ROSSE PER TUTTO LO SPESSORE (3 m) - Alternative di costo per la gestione



## RIMOZIONE SEDIMENTI DELLE AREE ARANCIONI PER TUTTO LO SPESSORE (3 m) E DELLE AREE DI ITTIOCOLTURA CON VALORI DI CONCENTRAZIONE SUPERIORI AI VALORI DI INTERVENTO - Alternative di costo per la gestione



	IPOTESI DI COSTO	
	MINIMA	MASSIMA
Costi delle attività in comune	€ 1.070.210,00	€ 1.070.210,00
Costi delle attività di rimozione e disidratazione dei sedimenti delle aree ROSSE	€ 69.670.630,00	€ 69.670.630,00
Costi per la gestione dei sedimenti delle aree ROSSE	€ 58.800.390,00	€ 143.894.920,00
Costi per la rimozione dei sedimenti delle aree ARANCIONI e delle aree di ittiocoltura	€ 29.476.800,00	€ 29.476.800,00
Costi per la gestione dei sedimenti delle aree ARANCIONI e per le aree di ittiocoltura	€ 36.279.150,00	€ 36.279.150,00
<b>TOTALE</b>	<b>€ 195.297.180,00</b>	<b>€ 280.391.710,00</b>

I costi indicati si riferiscono alle volumetrie complessive di sedimenti contaminati dell'intera rada della Spezia, incluse le aree dove sono programmati interventi di escavo e/o banchinamento ad opera dell'Autorità Portuale della Spezia e dei concessionari



## **ALLEGATO 4**

SCHEMA RIASSUNTIVO DELL'IPOTESI DI INTERVENTO 4

# IPOTESI DI INTERVENTO n.4

ALLEGATO 4 al doc. ICRAM rif. # Bol-Pr-LI-P-02.16



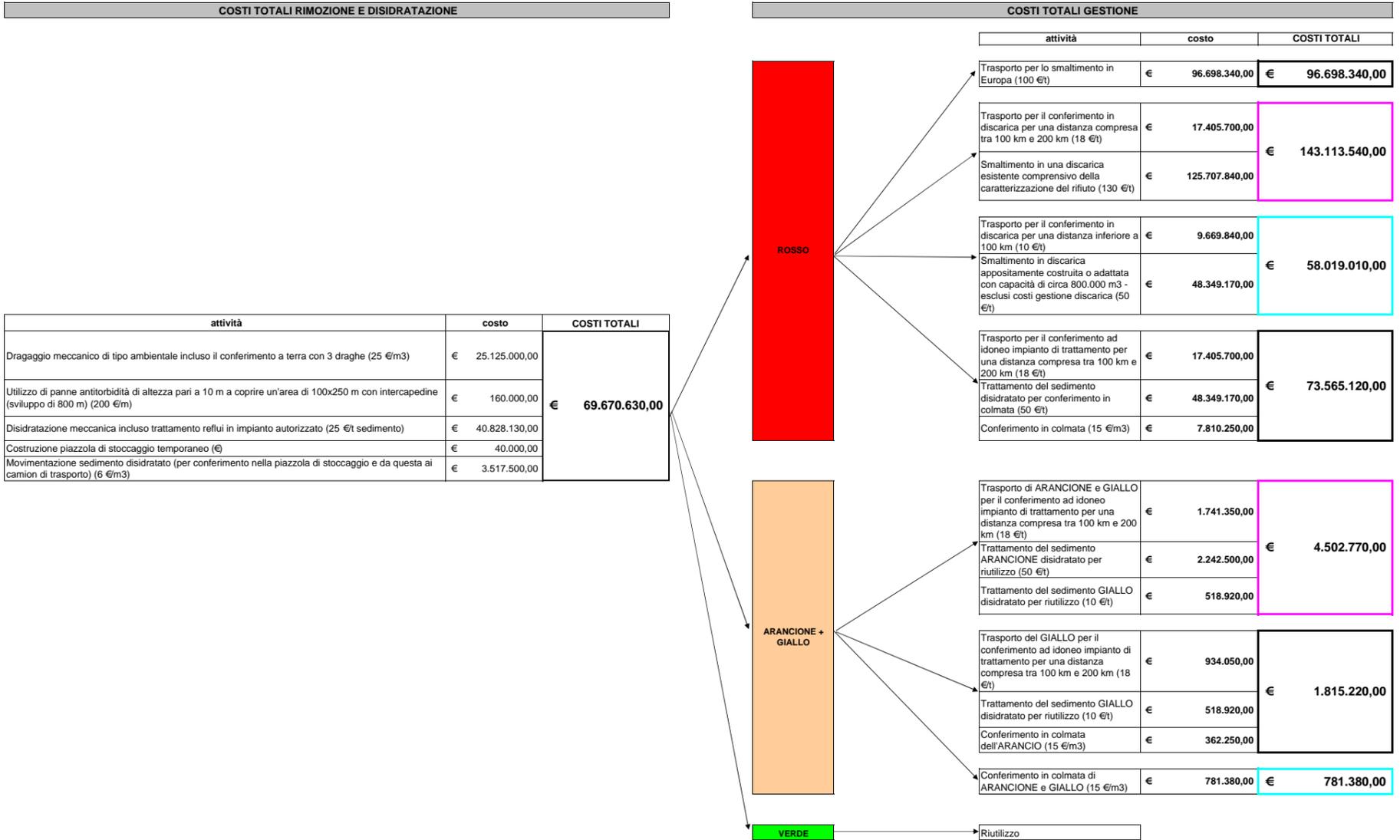
ATTIVITA' PREVISTE DELLA IPOTESI DI INTERVENTO N.4	Volume sedimento da rimuovere (m³)			
	ROSSO	ARANCIONE	GIALLO	VERDE
RIMOZIONE DEI SEDIMENTI DELLE AREE ROSSE PER TUTTO LO SPESSORE (3 m)	892.600	41.400	47.900	23.100
RIMOZIONE DEI SEDIMENTI DELLE AREE ARANCIONI E GIALLE PER TUTTO LO SPESSORE (3 m)	0	1.608.500	4.003.100	318.900
<b>TOTALE SEDIMENTI DA RIMUOVERE (m³)</b>	<b>892.600</b>	<b>1.649.900</b>	<b>4.051.000</b>	<b>342.000</b>
		<b>6.935.500</b>		

## ATTIVITA' IN COMUNE

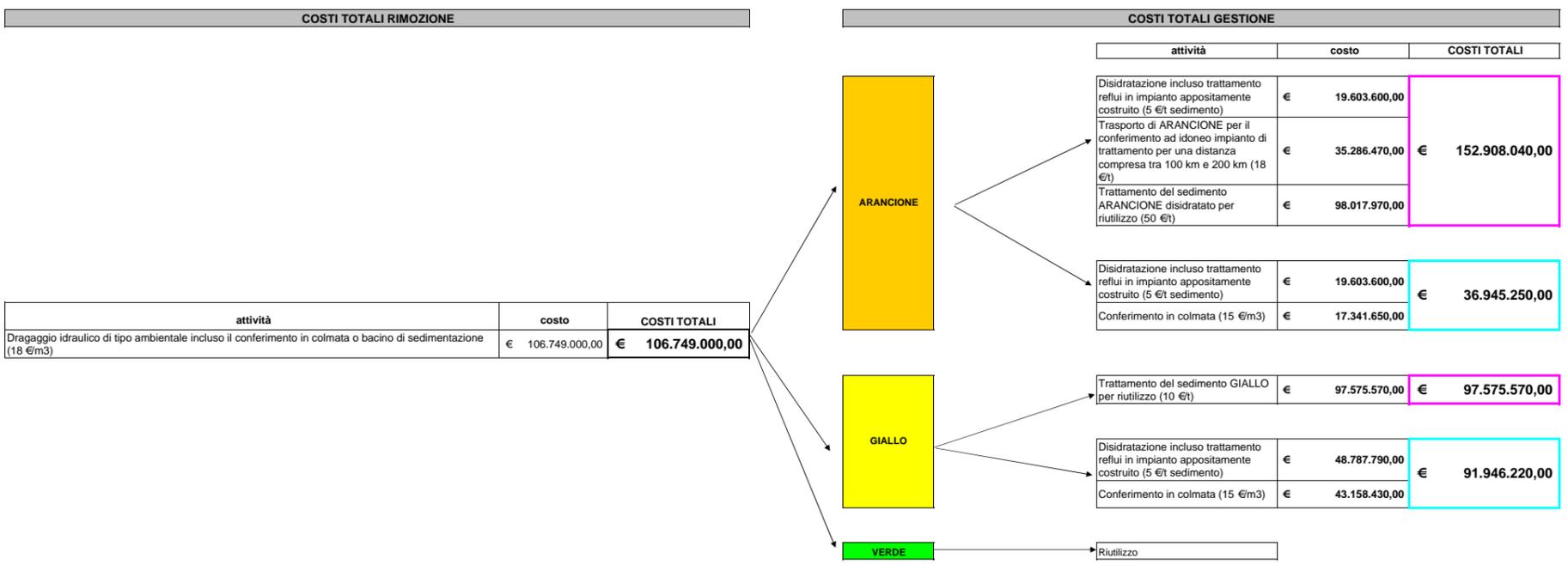
attività	costo
Ricerca ed individuazione ordigni bellici (40 €/ha)	€ 26.250,00
Monitoraggio delle attività di rimozione dei sedimenti pre-operam (100000 €)	€ 100.000,00
Monitoraggio delle attività di rimozione dei sedimenti post-operam (145000 €)	€ 145.000,00
Monitoraggio delle attività di rimozione dei sedimenti per la durata del dragaggio (circa 19 mesi, ipotizzando che gli interventi partano contemporaneamente) (60000€/mese)	€ 1.140.000,00
<i>Solo se necessario: Bonifica eventuali ordigni bellici €/m3</i>	?

COSTI TOTALI	
€	<b>1.411.250,00</b>

## RIMOZIONE SEDIMENTI DELLE AREE ROSSE PER TUTTO LO SPESSORE (3 m) - Alternative di costo per la gestione



## RIMOZIONE SEDIMENTI DELLE AREE ARANCIONI E GIALLE PER TUTTO LO SPESSORE (3 m) - Alternative di costo per la gestione



	IPOTESI DI COSTO	
	MINIMA	MASSIMA
Costi delle attività in comune	€ 1.411.250,00	€ 1.411.250,00
Costi delle attività di rimozione e disidratazione dei sedimenti delle aree ROSSE	€ 69.670.630,00	€ 69.670.630,00
Costi per la gestione dei sedimenti delle aree ROSSE	€ 58.800.390,00	€ 147.616.310,00
Costi per la rimozione dei sedimenti delle aree ARANCIONI e GIALLE	€ 106.749.000,00	€ 106.749.000,00
Costi per la gestione dei sedimenti delle aree ARANCIONI e GIALLE	€ 128.891.470,00	€ 250.483.610,00
<b>TOTALE</b>	<b>€ 365.522.740,00</b>	<b>€ 575.930.800,00</b>

I costi indicati si riferiscono alle volumetrie complessive di sedimenti contaminati dell'intera rada della Spezia, incluse le aree dove sono programmati interventi di escavo e/o banchinamento ad opera dell'Autorità Portuale della Spezia e dei concessionari