



6 RISULTATI DELLE ATTIVITÀ DI CARATTERIZZAZIONE: VALUTAZIONE DELLO STATO DI QUALITÀ

6.1 Risultati delle indagini geofisiche

La seconda fase della caratterizzazione e gli studi svolti da Thetis SpA "Caratterizzazione preliminare del sito della Rada di Augusta" e "Attività sperimentali svolte nella Rada di Augusta: presentazione ed interpretazione dei dati raccolti", entrambi commissionati da SIAP nell'ambito delle attività relative allo "Studio delle caratteristiche idrodinamiche e sedimentologiche della Rada di Augusta nel Sito di Interesse Nazionale di Priolo" hanno permesso di completare le conoscenze sulle caratteristiche morfobatimetriche dei fondali della Rada di Augusta. Di seguito si riportano separatamente gli elaborati derivanti da tale indagine.

6.1.1 Rilievo batimetrico

Nella carta seguente (Figura 28) si riporta il risultato delle indagini geofisiche finalizzate ad un rilievo batimetrico di dettaglio per l'intera Rada di Augusta. Il grado di dettaglio restituito dalla ditta è pari a 1x1 m.

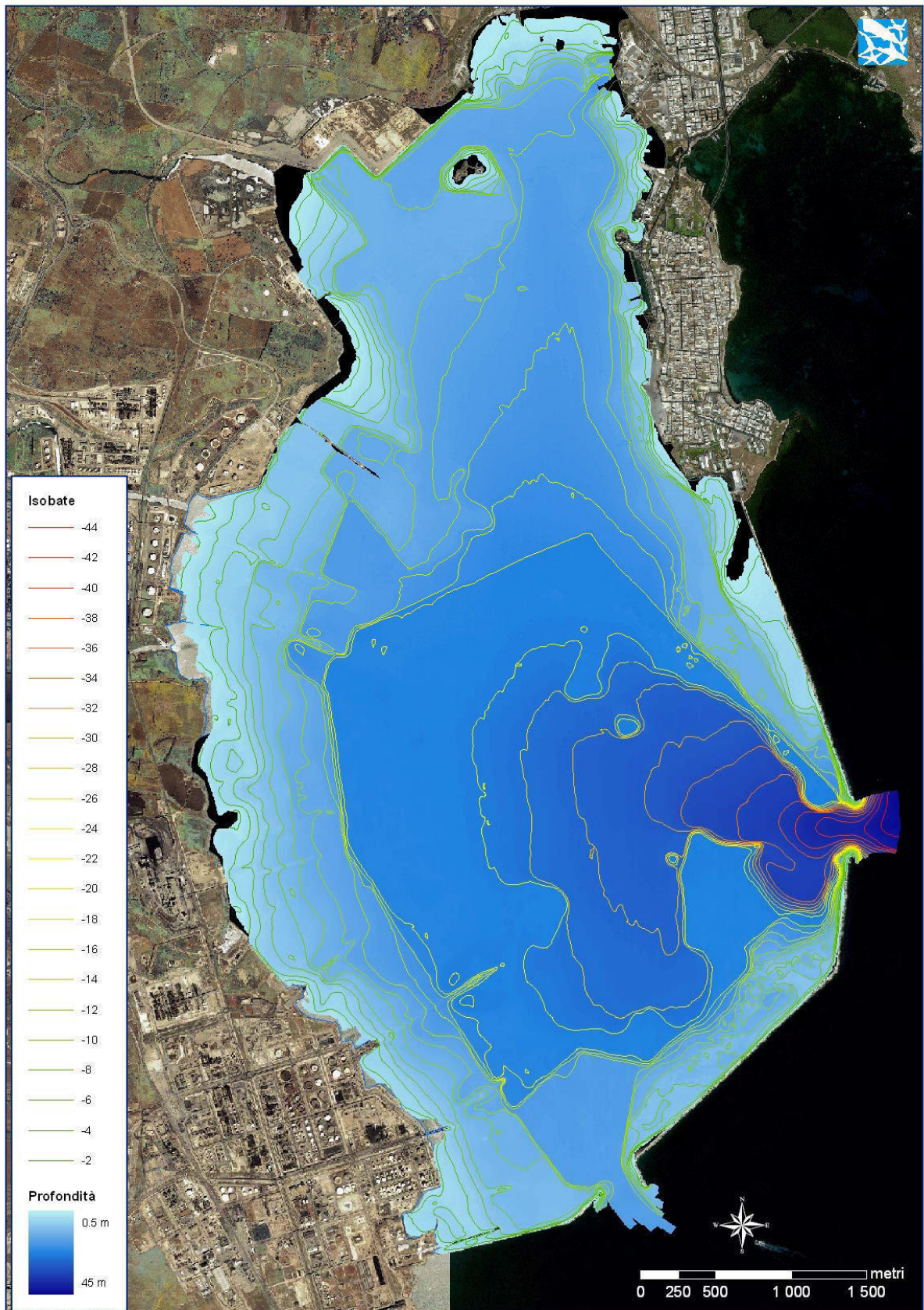


Figura 28: Batimetria della Rada di Augusta



6.1.2 Stima dello spessore della coltre sedimentaria incoerente

In Figura 29 viene riportata la stima dello spessore della coltre sedimentaria, ottenuta con la metodologia descritta nel par. 5.2.1.

Dall'esame di tale figura è possibile individuare un substrato roccioso che da profondità relativamente basse (20-30 cm o addirittura affiorante) nei pressi della linea di costa va approfondendosi verso l'area centrale della rada. Tale substrato appare molto irregolare, soprattutto nell'area sud-occidentale e sud-orientale, ed è caratterizzato da un'alternarsi di aree rialzate e depresse che hanno determinato un'estrema variabilità nella consistenza degli spessori sedimentari sovrastanti, che infatti, a distanza di pochi metri tra loro, possono variare notevolmente.

Al di sopra del substrato, sia roccioso che argilloso, è presente una copertura sedimentaria costituita da sedimenti prevalentemente sabbioso-limosi, con spessori variabili dai 12-14 m nel centro della rada, sino a scomparire del tutto nelle aree in cui il substrato affiora o è sub-affiorante.

Al tetto della copertura sedimentaria si riscontra saltuariamente la presenza di un orizzonte sedimentario limoso-argilloso altamente idrato ed incoerente; tale orizzonte non raggiunge mai spessori significativi (poche decine di cm) e, occasionalmente, è caratterizzato da un forte odore di idrocarburi.



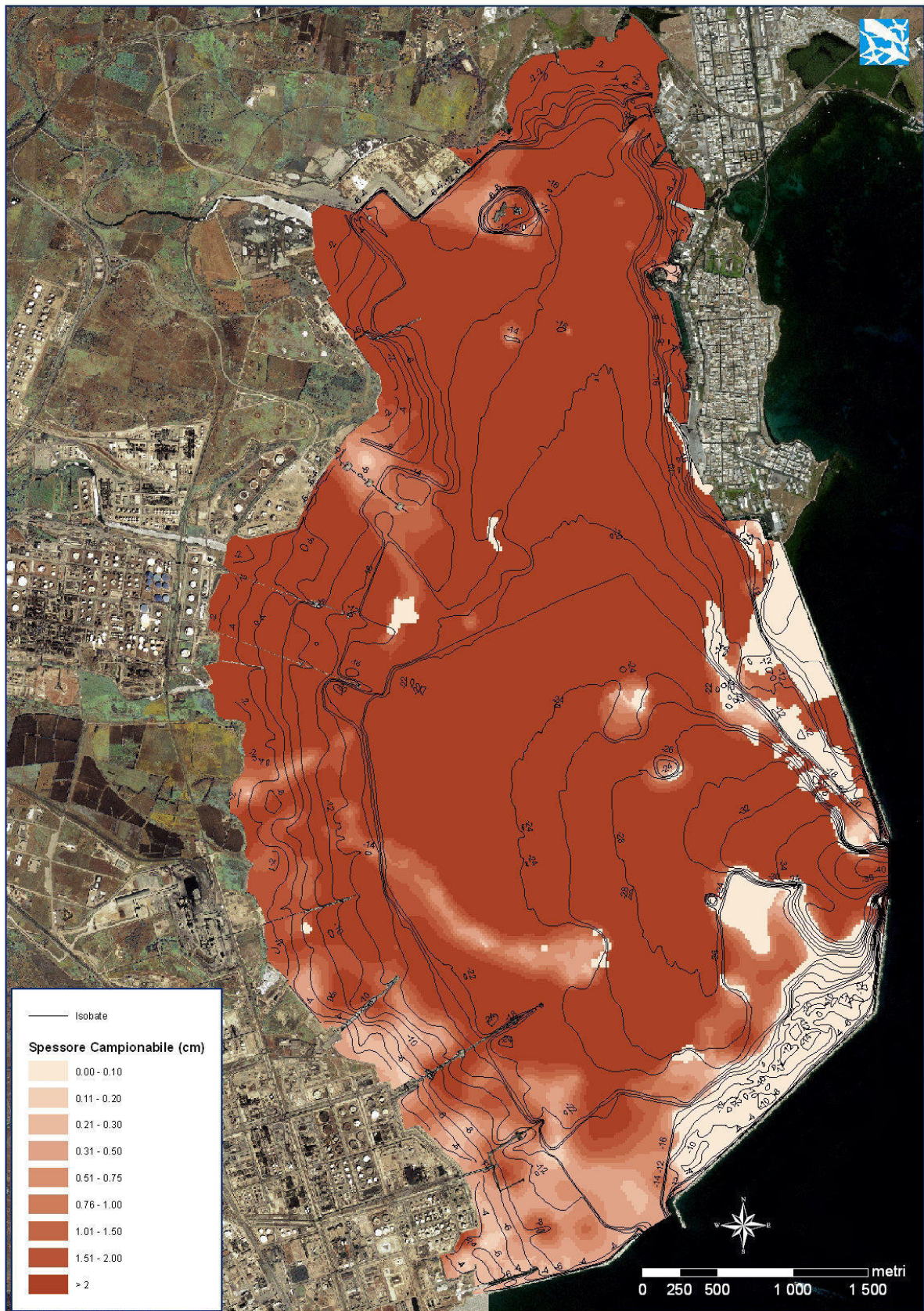


Figura 29: Elaborazione dello spessore della coltre sedimentaria nella Rada di Augusta.



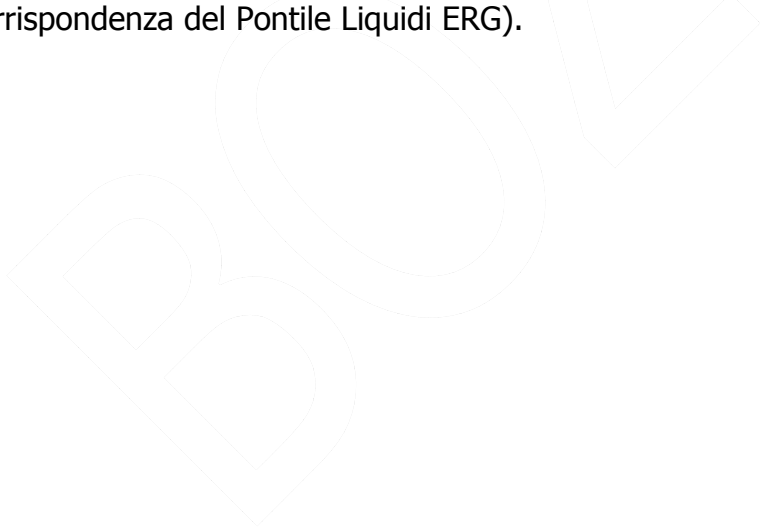
6.1.3 Osservazioni sulle caratteristiche morfo-batimetriche della Rada

Propedeuticamente all'esecuzione del piano di caratterizzazione ICRAM, sull'intera Rada di Augusta è stato eseguito un rilievo Multi Beam di alto dettaglio a copertura totale (cfr. par. 4.1), ovvero con sovrapposizione delle singole strisciate MB per almeno il 30%.

Tale rilievo ha permesso di individuare la presenza di numerosi gradini morfologici ed estesi solchi lasciati sul fondale, a testimonianza di un'avvenuta e continua movimentazione del substrato mobile del fondale.

I gradini morfologici rilevati sono frutto di diverse operazioni di escavo dei fondali condotte nel corso degli anni. I dati Multi Beam sono stati confrontati con le carte nautiche (Figura 30) dell'Istituto Idrografico della Marina (271 – 1961, 1969, 1973, 1980, 1990 e 1999) e questo ha permesso di rilevare la presenza di diverse aree in cui è evidente un andamento non naturale del fondale, riconducibile ad interventi di escavo, tuttavia non segnalati nelle carte nautiche.

Nel dettaglio (Figura 30) è possibile riconoscere nel profilo delle scarpate, evidenziate in colore rosso, le scarpate naturali, dall'andamento marcatamente irregolare (presenti all'imboccatura Est e in centro Rada), le scarpate riconducibili agli interventi di dragaggio riportati nelle Carte Nautiche (tratteggiato in nero), e quelli afferibili ad operazioni di escavo non documentate (nella zona Ovest, tra il pontile consortile ed i pontili ESSO; a Nord Ovest in prossimità del Pontile Alfa; a Sud Ovest in corrispondenza del Pontile Liquidi ERG).



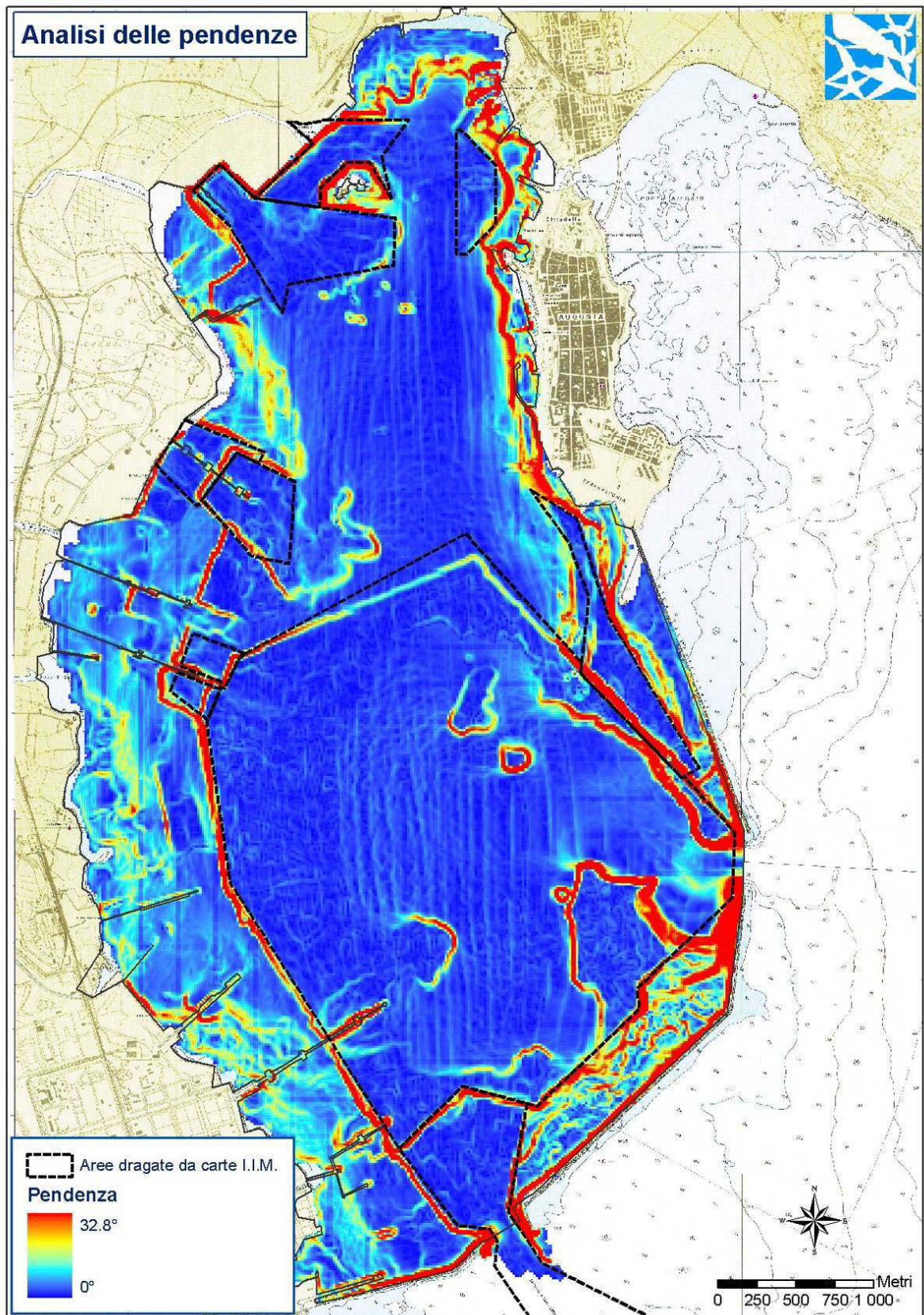
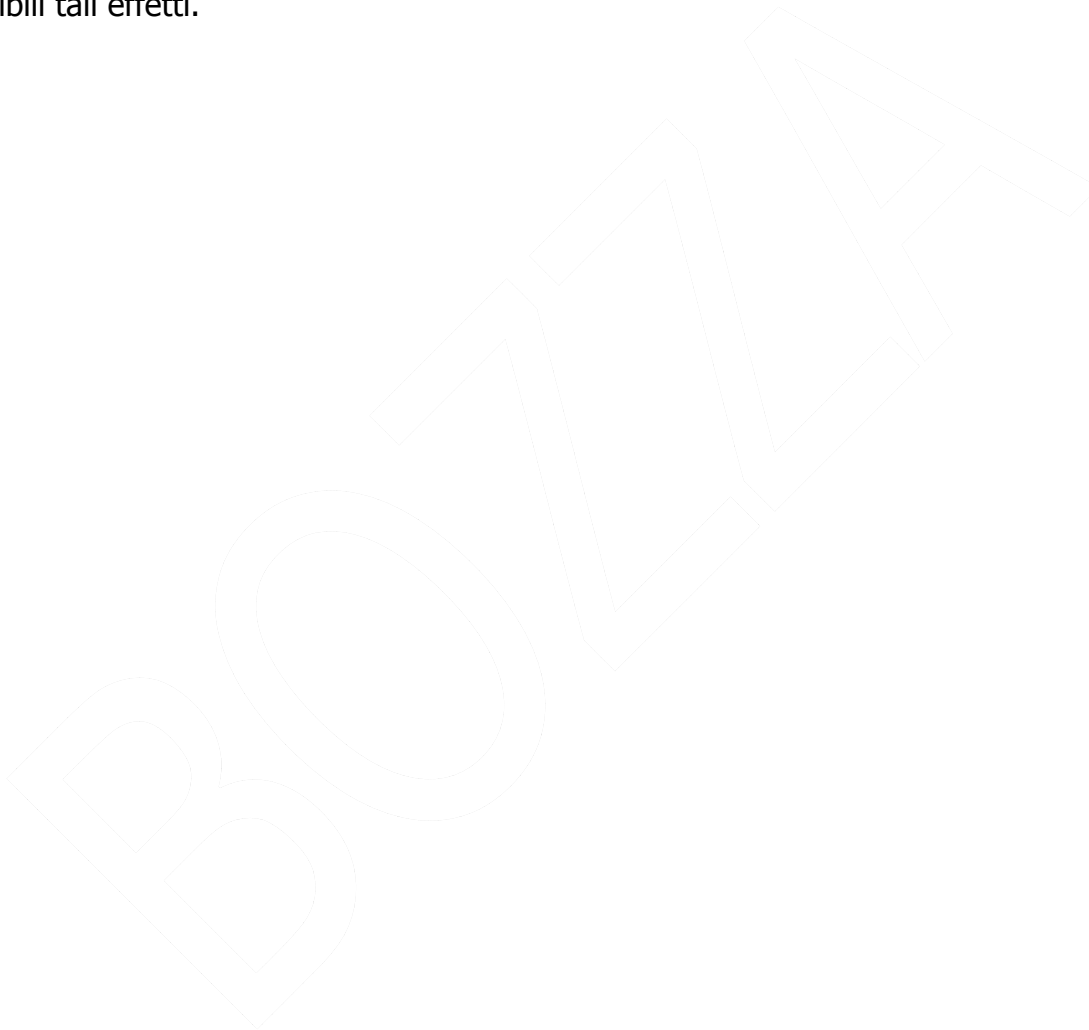


Figura 30: Analisi delle pendenze in relazione ai dati di dragaggio riportati nelle Carte Nautiche (I.I.M.)



Nelle figure successive è possibile riscontrare la presenza di numerosi solchi tracciati sul fondale riconducibili, invece, al trascinarsi delle ancore. Da un'attenta analisi delle informazioni disponibili emerge che tali solchi non costituiscono l'unica evidenza di movimentazione dei sedimenti del fondale. In corrispondenza delle zone di attracco dei pontili, infatti, è possibile individuare numerose zone di depressione create dall'attività delle eliche delle navi in fase di ormeggio.

Grazie all'elaborazione di tipo "*shaded*" dei dati morfobatimetrici, riportata in Figura 31, ed all'ausilio di una visualizzazione di tipo 3D, è infatti possibile rendere ben visibili tali effetti.



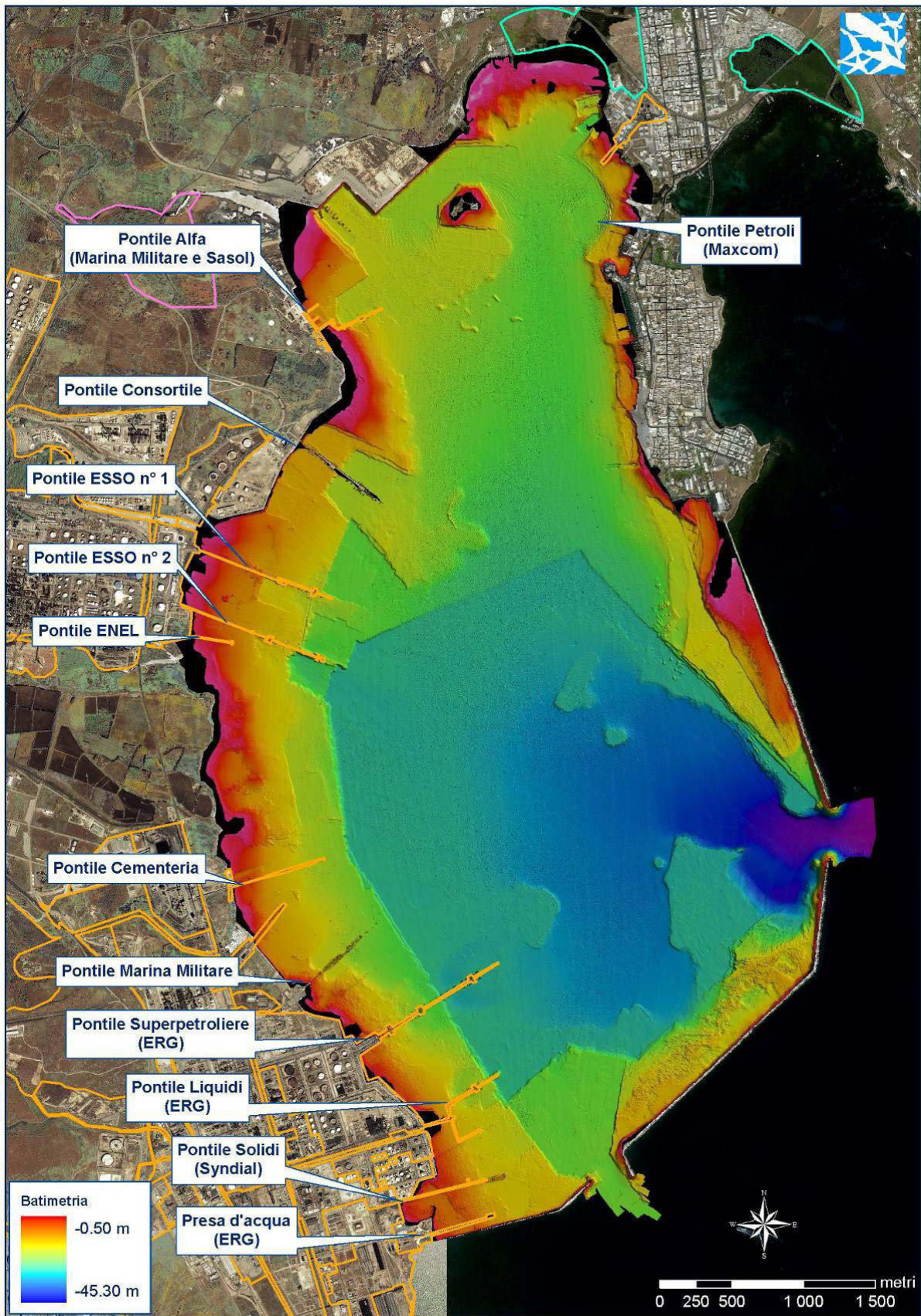


Figura 31: Elaborazione "shaded" ed ubicazione dei pontili



Si prenda, ad esempio, il Pontile Liquidi ERG, lungo circa 400 m, ubicato nella parte Sud Ovest della rada, in prossimità del canale di accesso Sud (Figura 31). La parte più esterna del pontile si estende oltre il gradino morfologico conseguente gli escavi eseguiti nel 1979. Tuttavia, sia nella planimetria (Figura 32) che nella restituzione 3D (Figura 33) si nota la presenza di una serie di gradini a dente posti a Sud del pontile stesso.

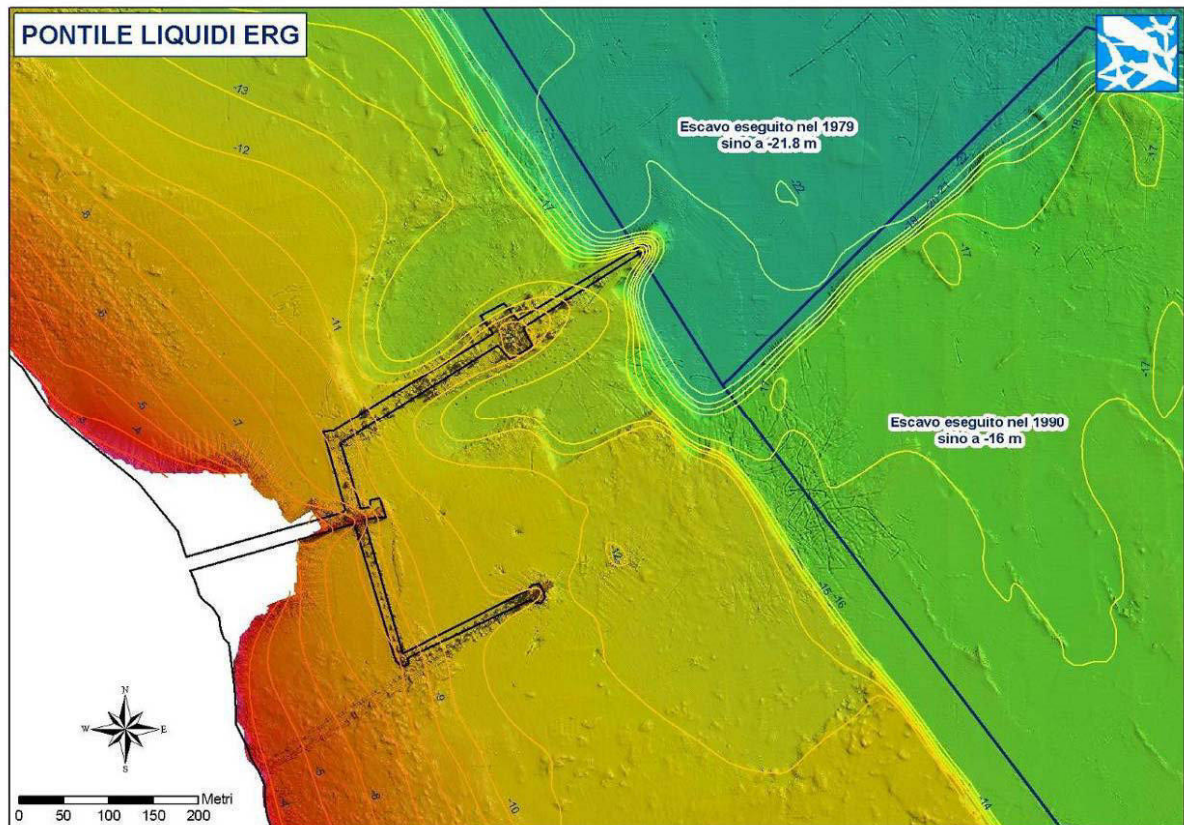


Figura 32: Pontile liquidi ERG - Vista 2D

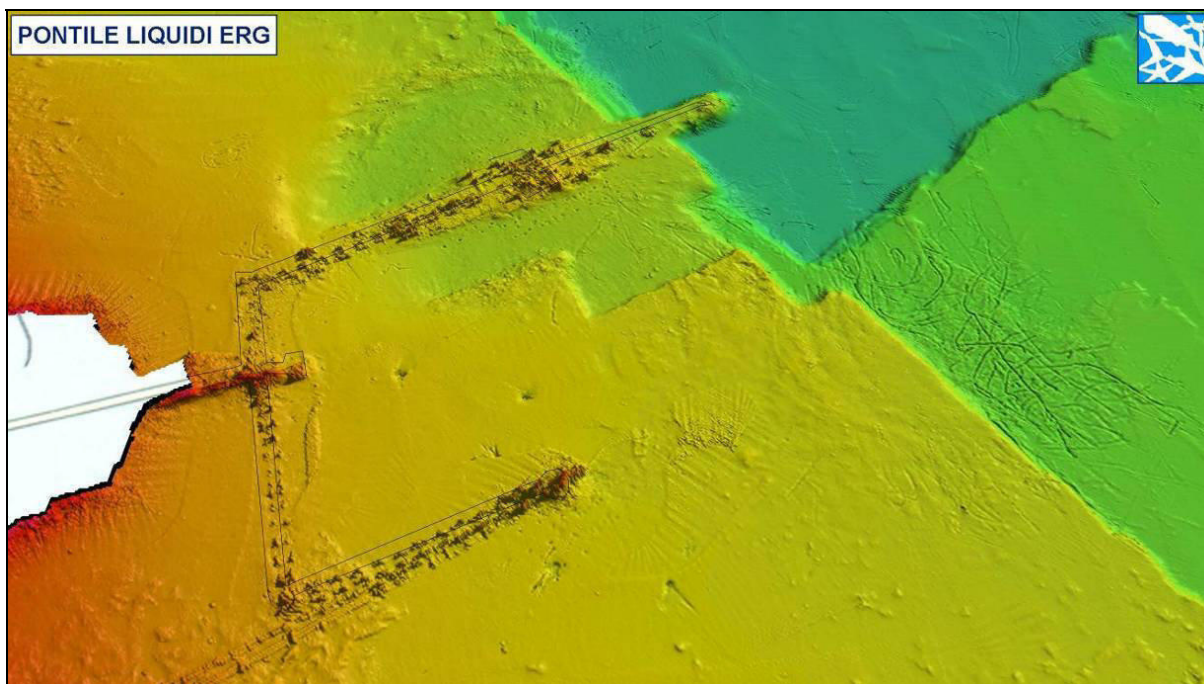


Figura 33: Pontile liquidi ERG - vista 3D

Tali gradini, sia per l'andamento regolare e gli angoli quasi retti, che per le pendenze evidenziate nel profilo n.1 (Figura 34 e Figura 35), sono palesemente riconducibili ad un fronte di dragaggio. Inoltre, il fondale, nell'intorno del pontile, presenta delle depressioni con angoli meno marcati e causati, molto probabilmente, dall'azione delle eliche delle navi in manovra di attracco. La sezione n.2 (Figura 36) mostra come la base del pontile ed il gradino presente a sud costituiscano un'area di accumulo dei sedimenti risospesi, così come la zona immediatamente a Nord del pontile stesso (Figura 34), dove è visibile un deposito a forma di mezzaluna. Nell'area è inoltre presente un esteso fronte di "slump", in corrispondenza del gradino batimetrico (Figura 37) oltre a numerosi segni di ancore sul fondale.

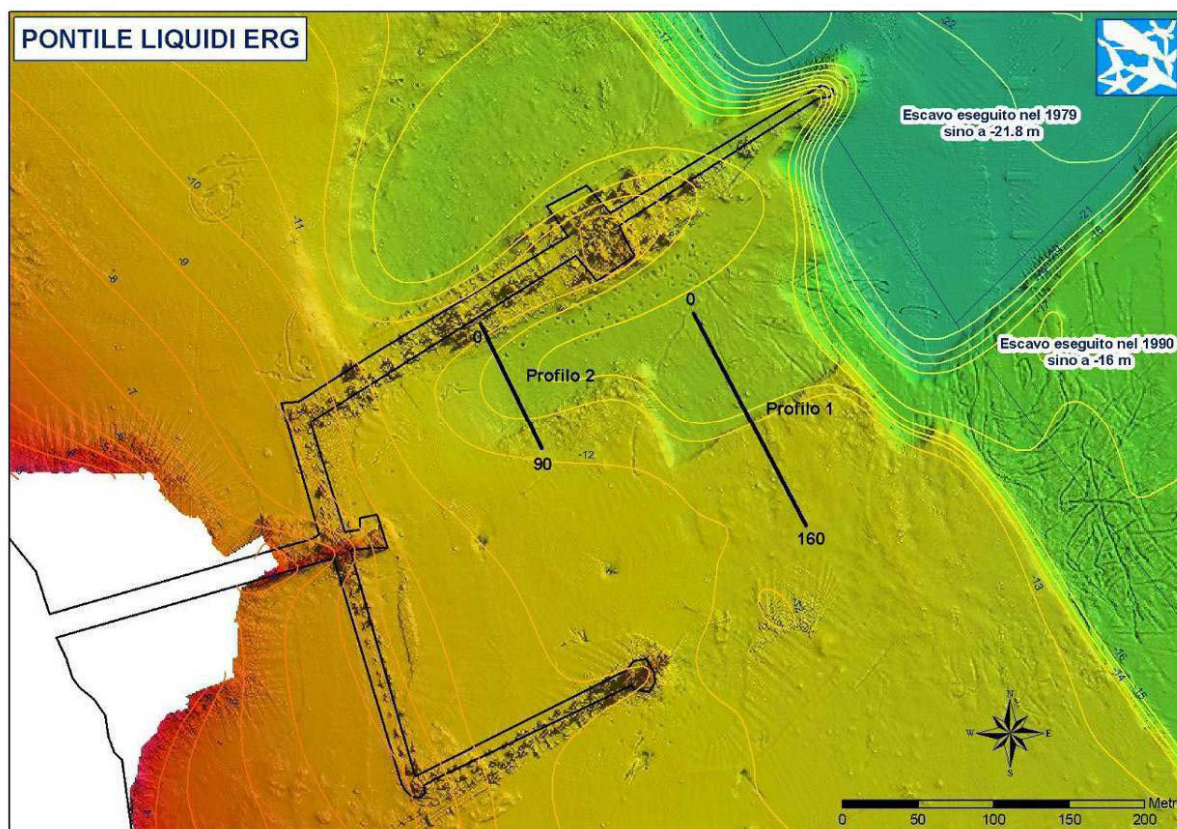


Figura 34: Pontile liquidi ERG - Ubicazione dei profili

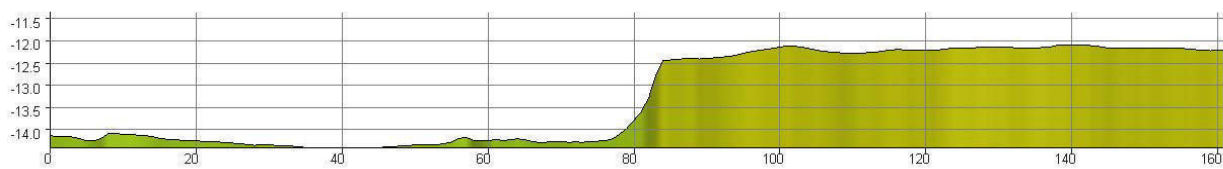


Figura 35: pontile Liquidi ERG. Profilo n. 1

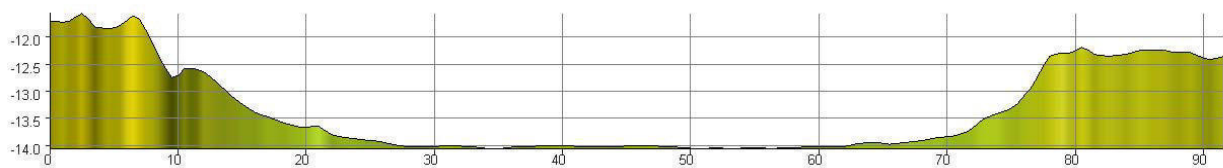


Figura 36: Pontile liquidi ERG - Profilo n.2

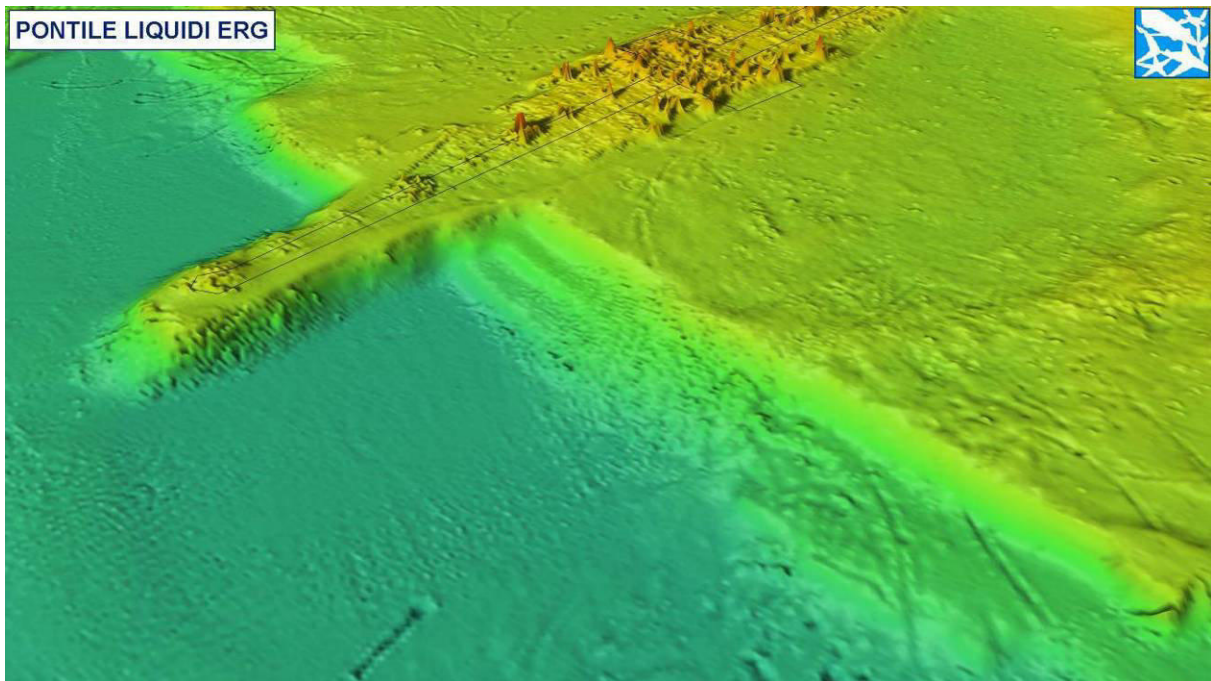


Figura 37: Pontile liquidi ERG – area di slump

Analogamente, aree di dragaggio non documentate sono ben visibili presso i pontili ESSO (Figura 38 e Figura 39) e presso il pontile Alfa (Figura 40 e Figura 41).

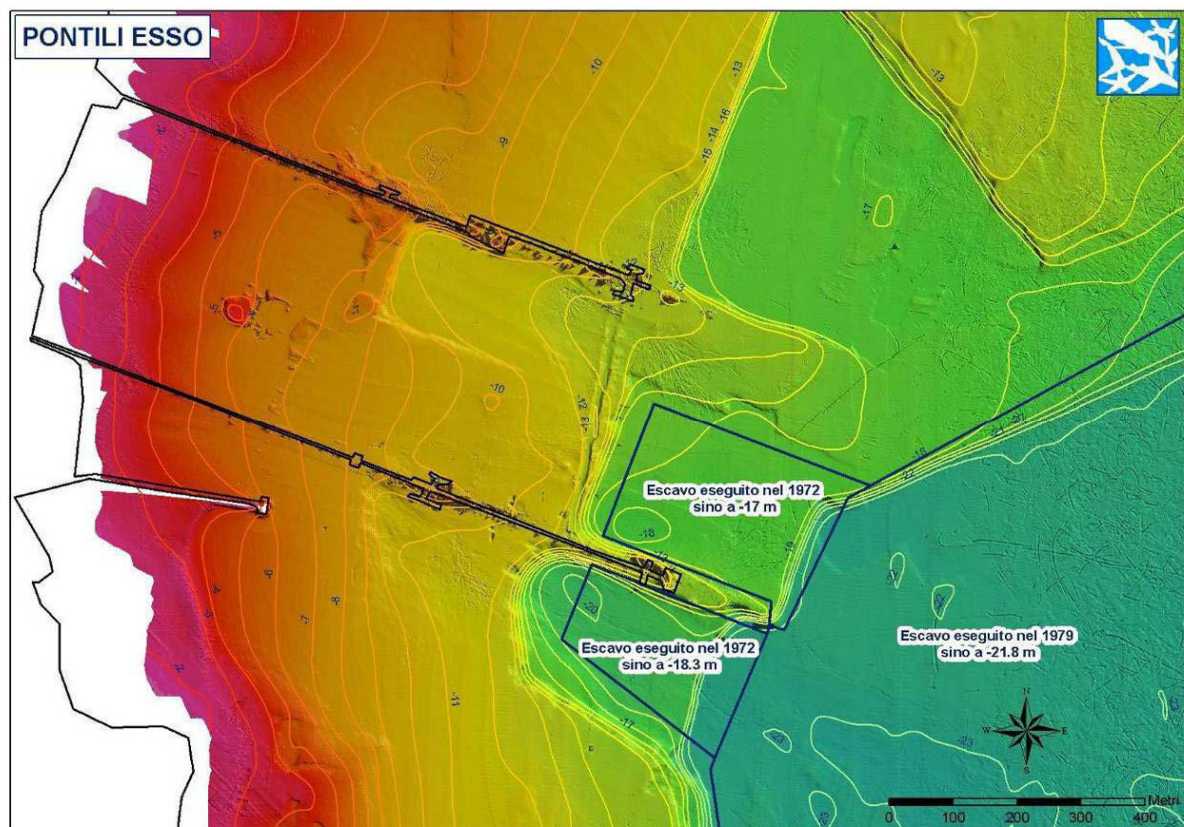


Figura 38: Pontili ESSO - Vista 2D

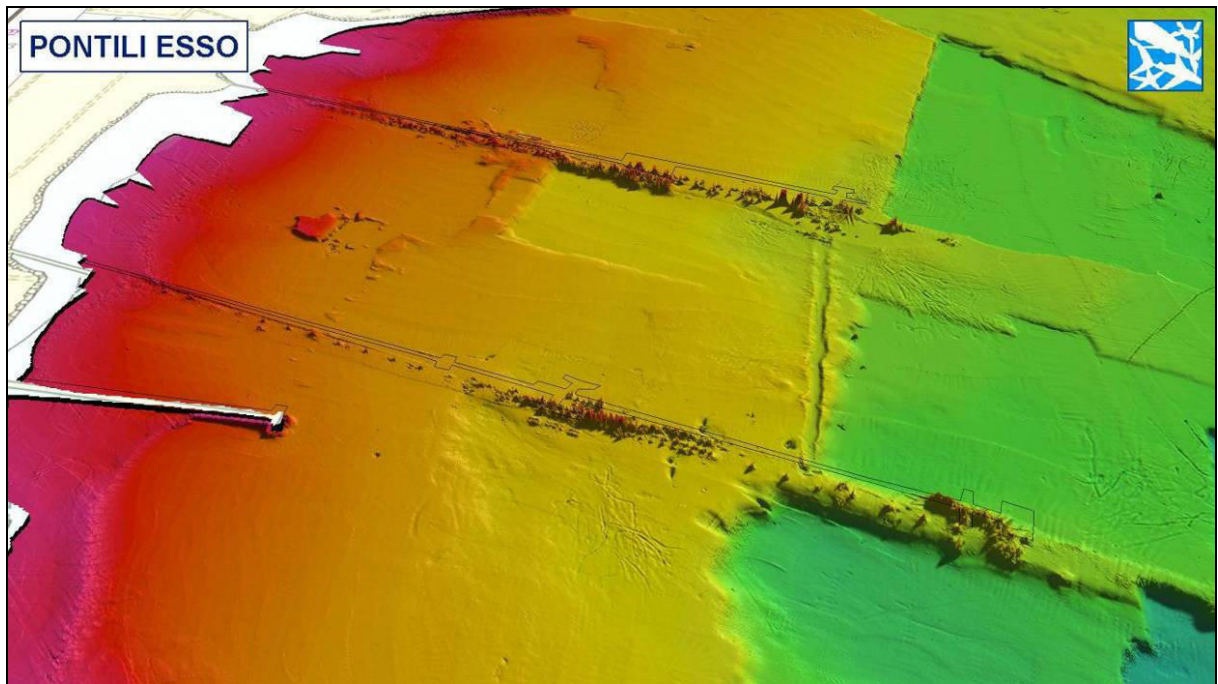


Figura 39: Pontili ESSO - Vista 3D

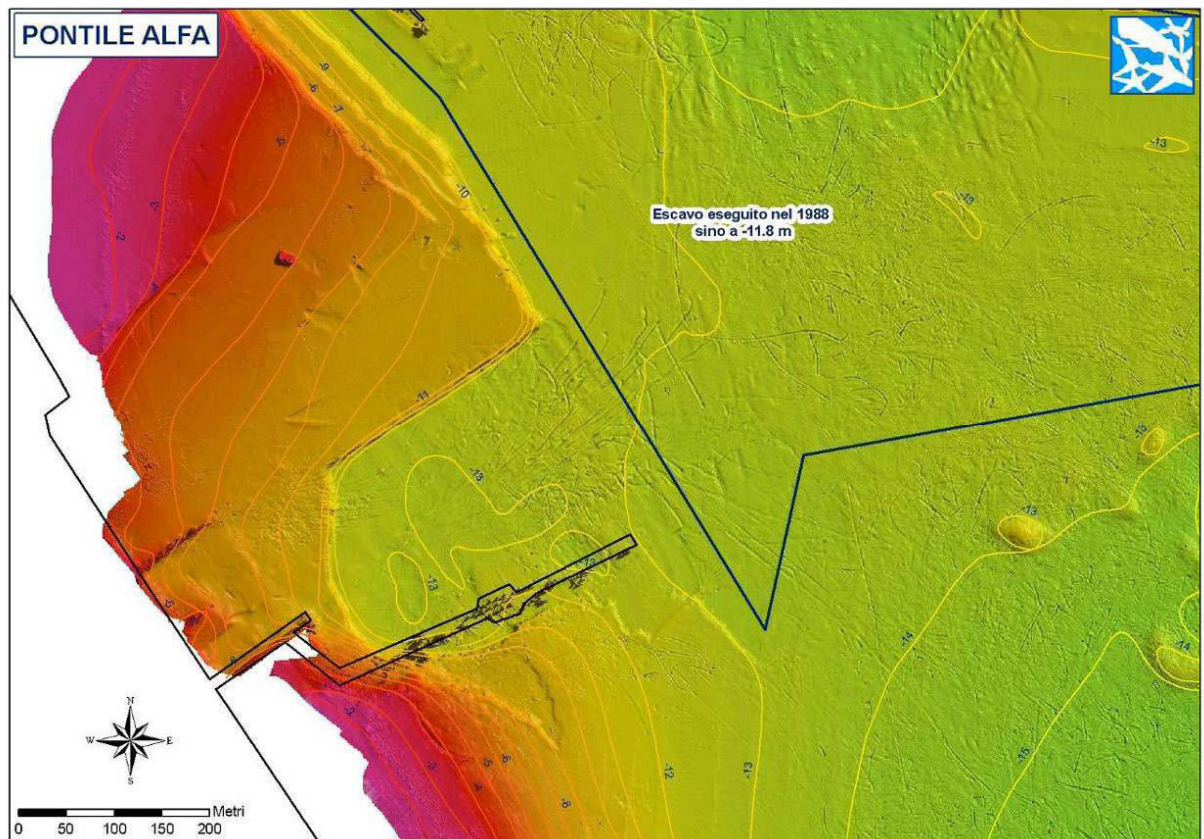


Figura 40: Pontile Alfa - Vista 2D

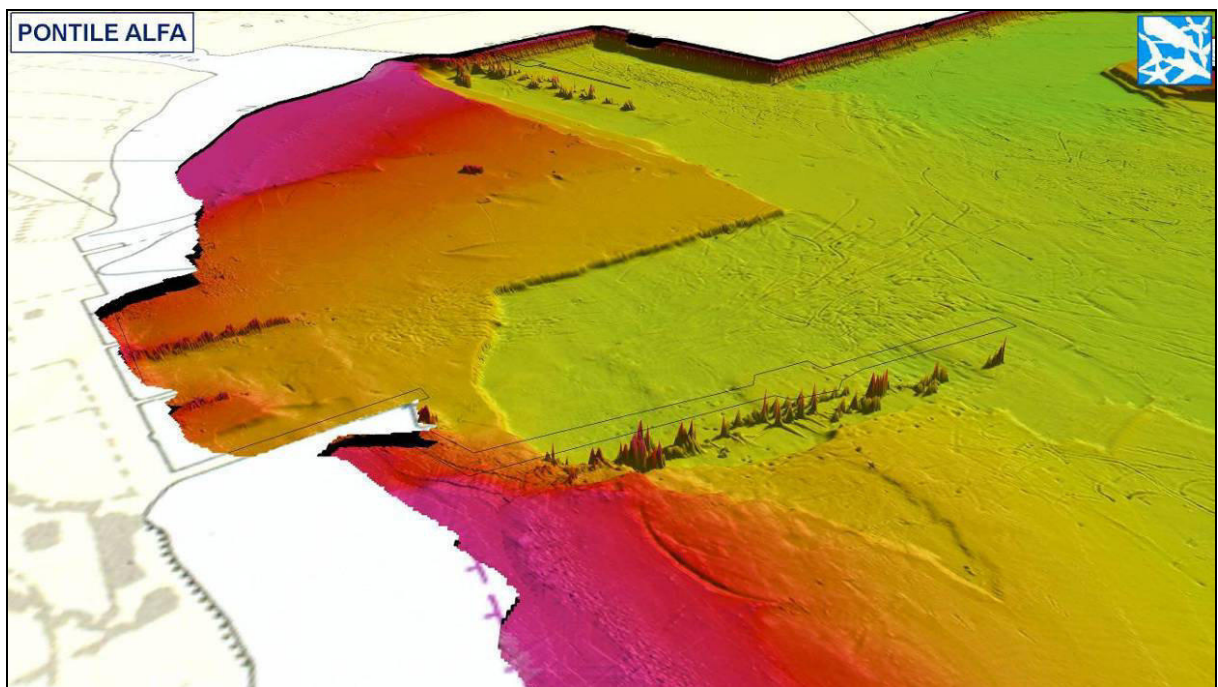


Figura 41: Pontile Alfa - Vista 3D

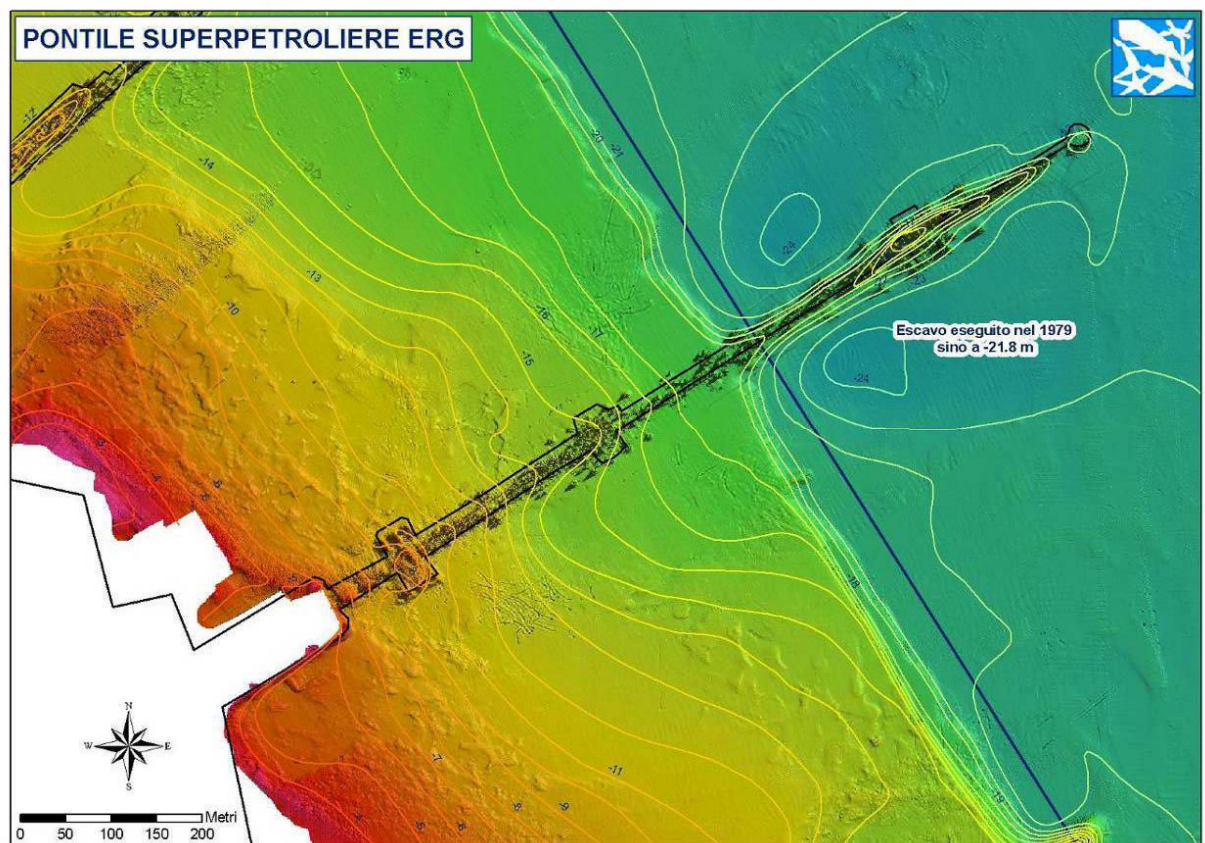


Figura 42: Pontile superpetroliere ERG - Vista 2D

Il Pontile Superpetroliere ERG, lungo circa 950m, è ubicato nella parte Sud Ovest della Rada, a nord del Pontile Liquidi (Figura 31). Esso si estende per circa metà della



sua lunghezza all'interno dell'area dragata nel 1979 (Figura 42) e presenta attracchi da ambo le parti del pontile.

Nell'area del pontile, oltre ai segni di trascinamento delle ancore (Figura 43), sono ben visibili due larghe depressioni ai lati del pontile in corrispondenza degli attracchi più esterni, che, dal confronto con la posizione di attracco delle navi (Figura 44), sembrano essere riconducibili alla turbolenza creata dalle eliche delle navi durante le operazioni di ormeggio e disormeggio.

Dall'analisi della sezione (Figura 45) ubicata in corrispondenza delle depressioni rilevate (Figura 57), si può valutare che questa area in depressione, più marcata in corrispondenza dell'attracco Sud, si trova a circa -2 metri rispetto al fondale circostante, a causa della continua movimentazione dei sedimenti, che tendono ad accumularsi pertanto nelle aree limitrofe.

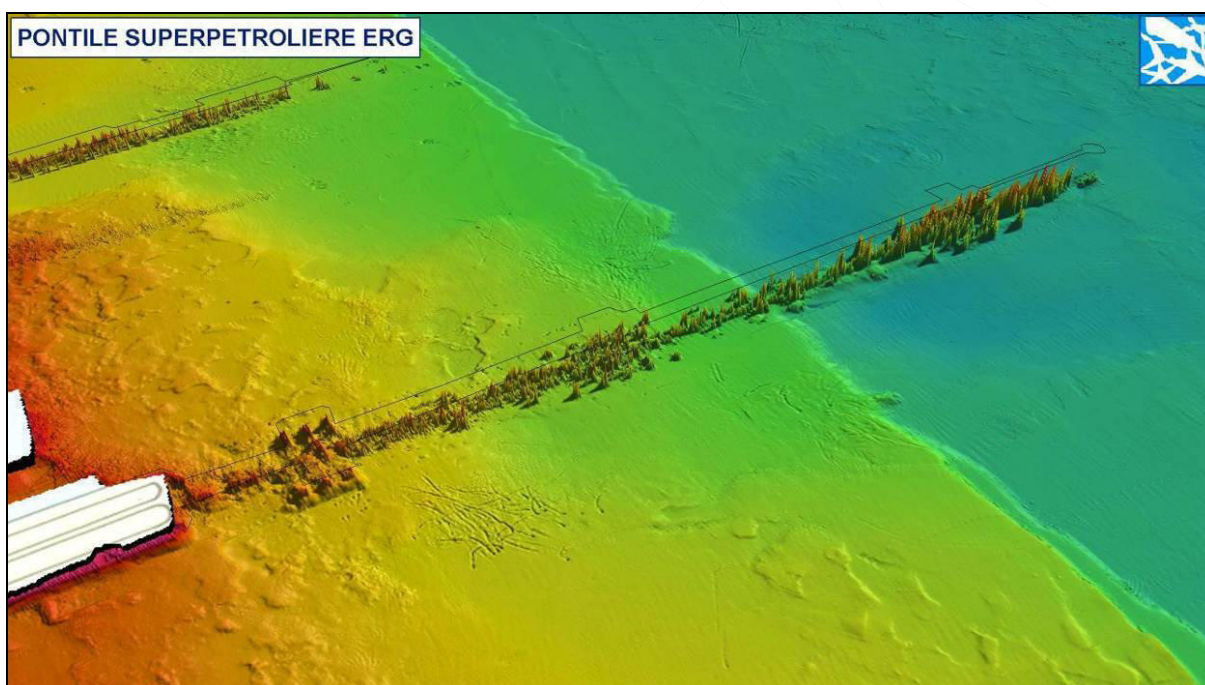


Figura 43: Pontile Superpetroliere ERG - Vista 3D

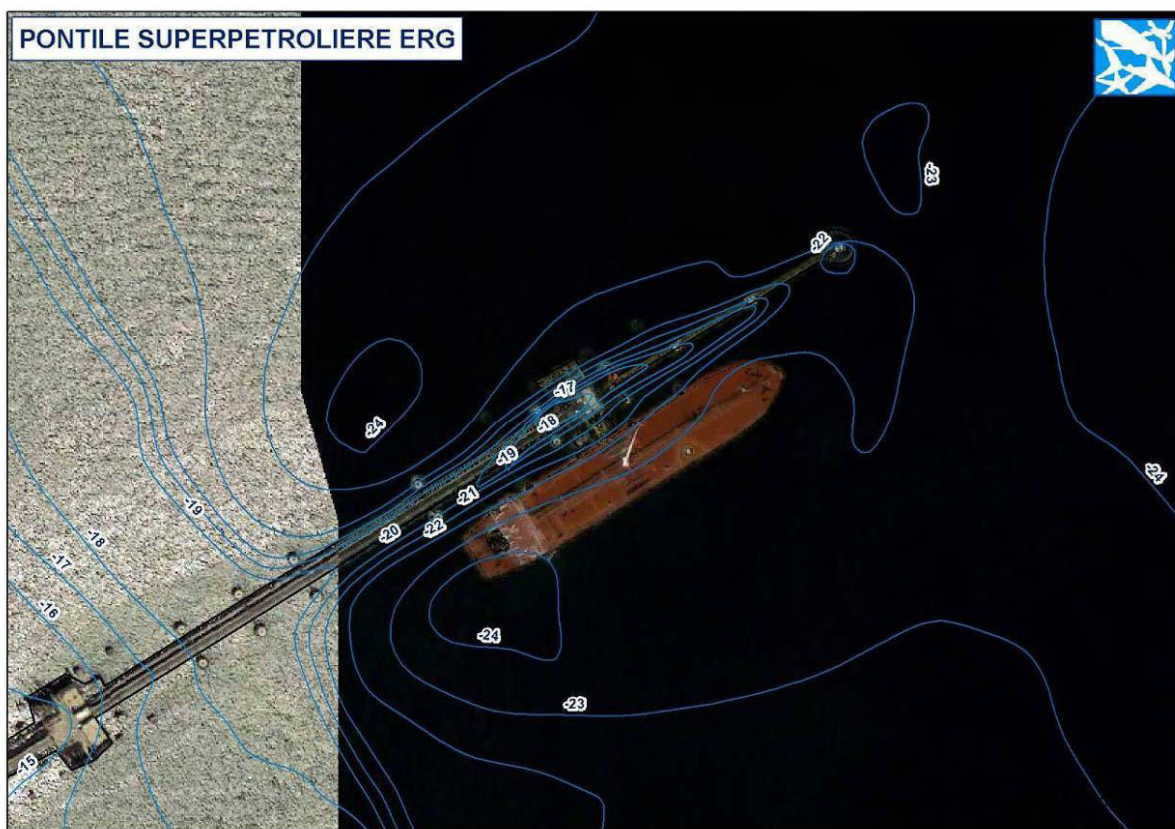


Figura 44: Pontile Superpetroliere ERG - Petroliera attraccata

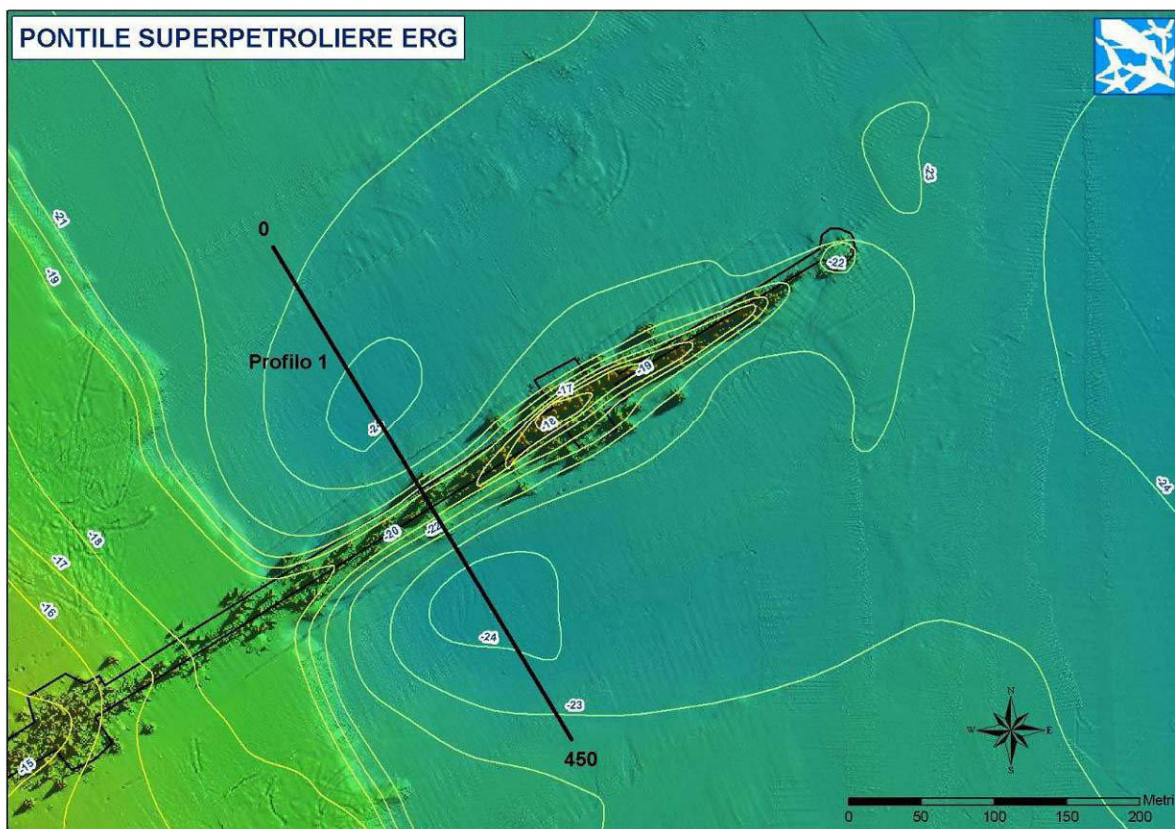


Figura 45: Pontile Superpetroliere ERG - Ubicazione del profilo

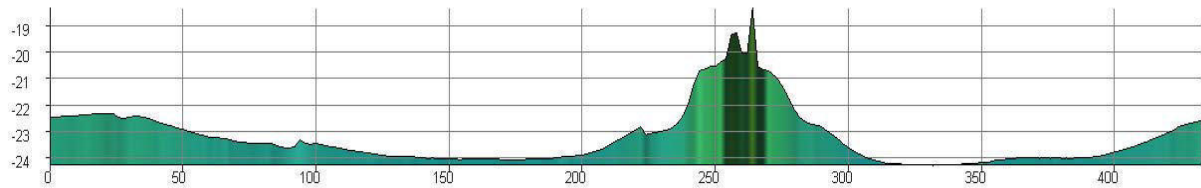


Figura 46: Pontile Superpetroliere ERG – Profilo n.1

Analogamente, zone di depressione indotte dalla turbolenza delle eliche delle navi sono ben visibili sia presso il pontile della Marina Militare (Figura 47), ubicato nella zona Ovest della Rada, ove si nota una marcata variazione delle curve batimetriche, che in corrispondenza del Pontile Petroli MAXCOM (Figura 48), area Nord, dove, da ambo i lati dell'attracco, sono ben visibili due lunghe depressioni che corrono da terra verso largo.

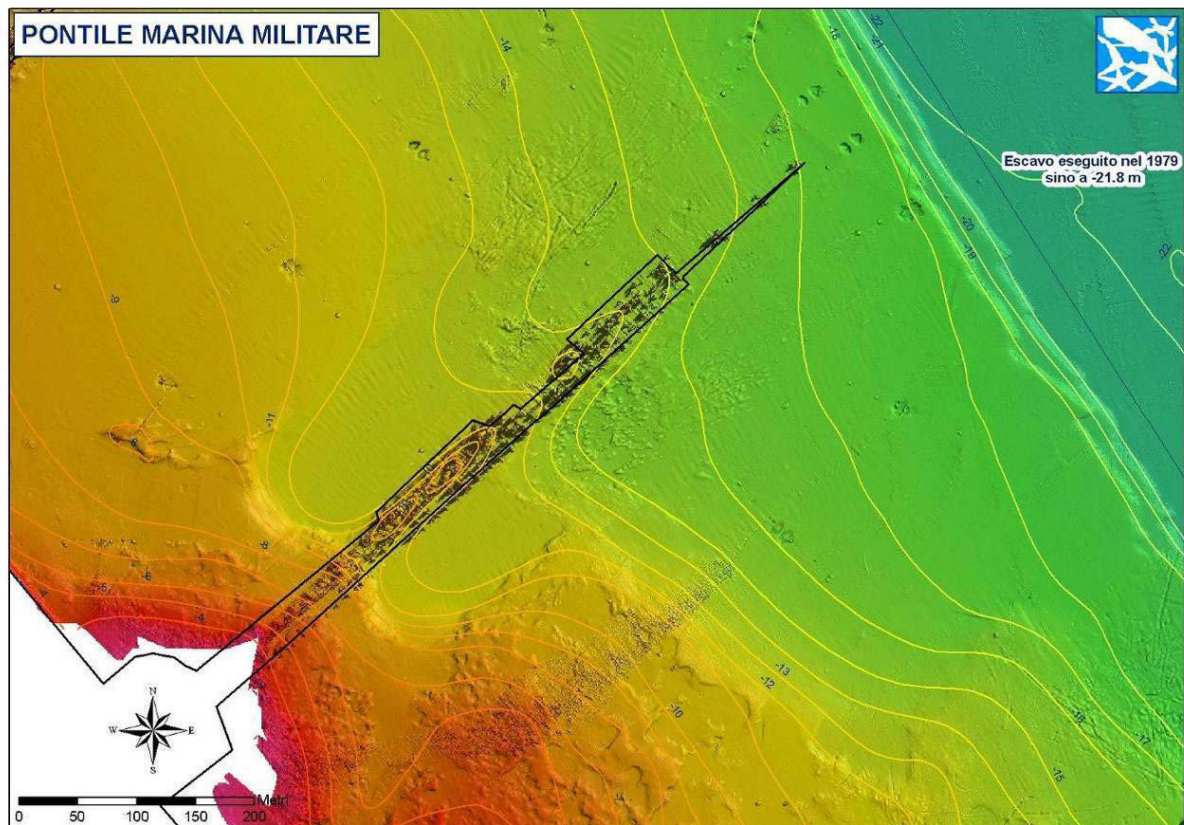


Figura 47: Pontile Marina Militare - Vista 2D

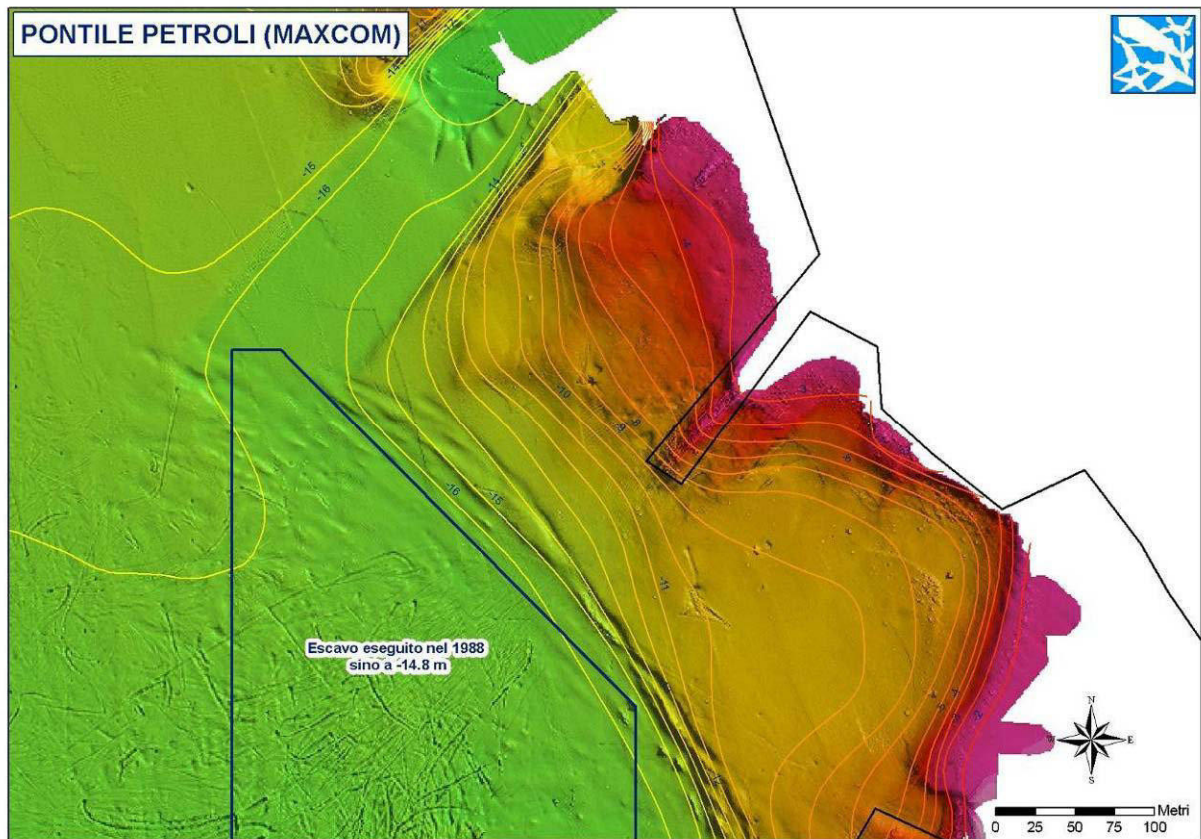


Figura 48: Pontile Petroli (MAXCOM) - Vista 2D

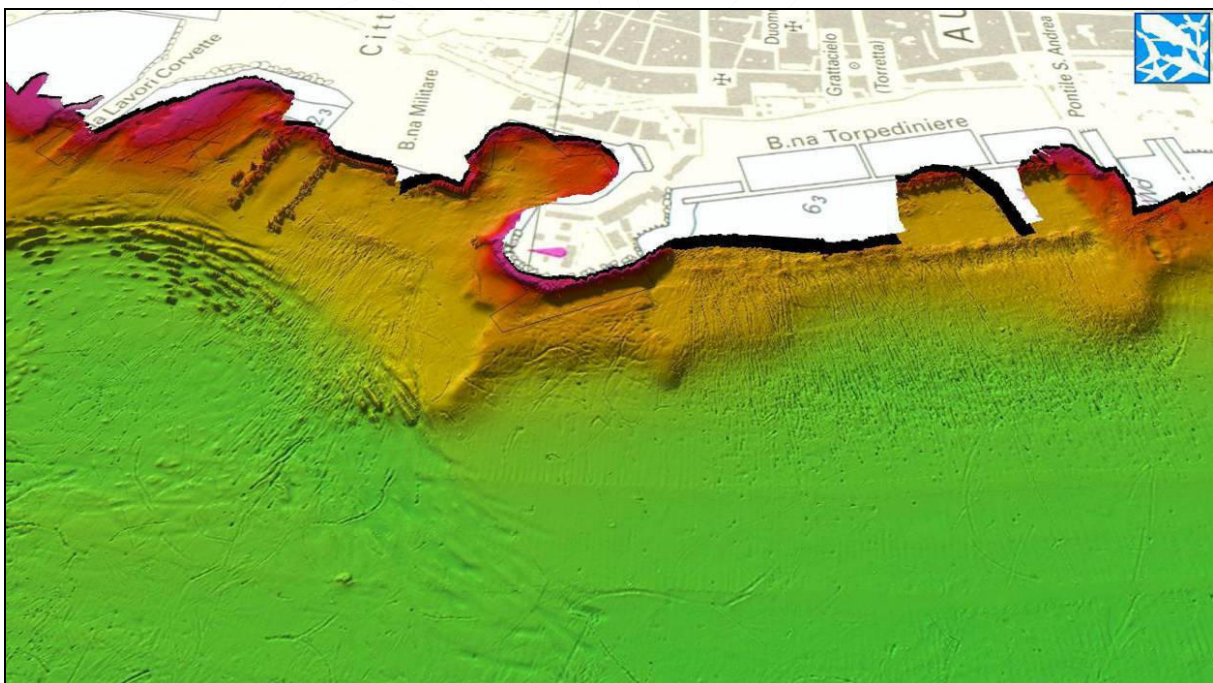


Figura 49: Banchina Torpediniere - Evidenze di solchi da ancore

Quanto sopra rilevato indica che i segni di trascinamento di ancore sul fondo sono presenti praticamente in tutti i pontili, così come le depressioni causate dall'azione delle eliche. Tuttavia, numerosi solchi sono ben individuabili in molte altre aree di attracco, sia prossime alla riva, che in centro Rada, quali, ad esempio, le evidenze



riscontrabili presso la Banchina Torpediniere (Figura 49) e i tanti solchi nei pressi di una delle boe di ormeggio ubicata nella zona centrale della Rada (Figura 50).

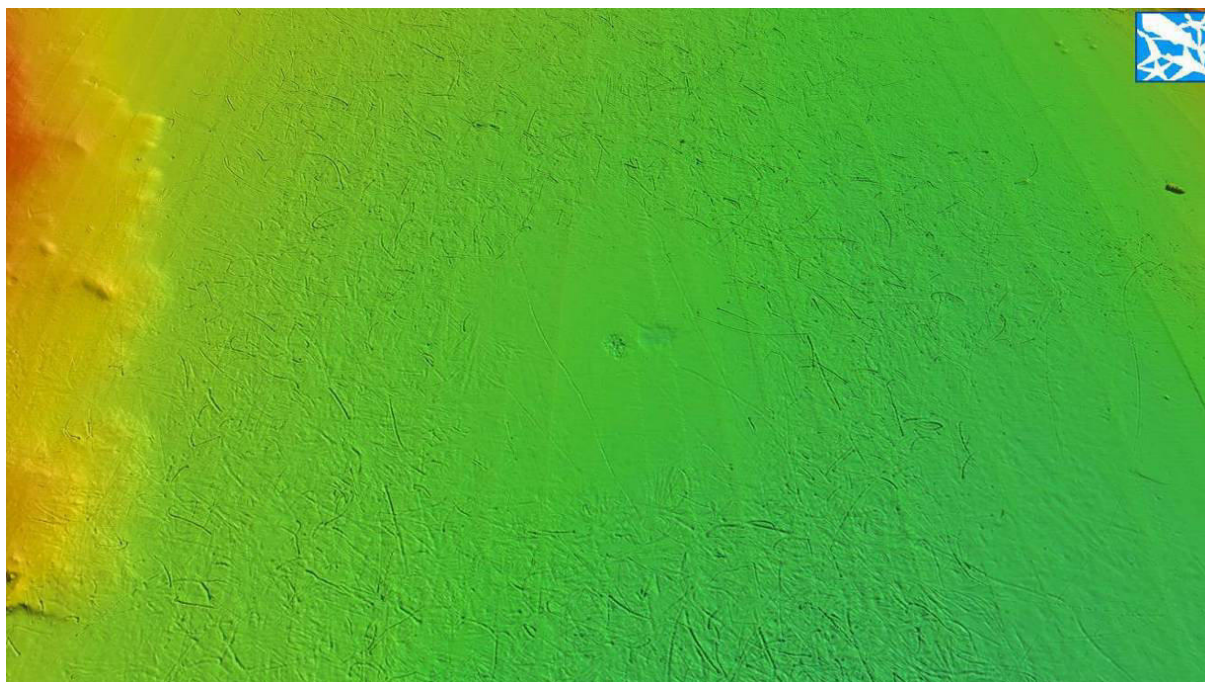


Figura 50: Boa di ormeggio centro Rada - Evidenze di solchi da ancore

6.1.4 Criteri per l'individuazione di aree con caratteristiche omogenee

Al fine di fornire elementi a supporto della caratterizzazione della morfologia sommersa sono stati individuati potenziali gruppi di aree omogenee nei parametri fisico-morfologici.

In primo luogo è stata generata una mappa dello spessore della coltre sedimentaria incoerente, come già riportato nel paragrafo 6.1.2.

Lo spessore della coltre sedimentaria è stato discretizzato in n. 4 classi (Figura 51), rappresentanti le profondità indagate nel corso delle precedenti campagne di caratterizzazione.

Tale mappa è stata integrata all'elaborazione dei dati batimetrici per discriminare, in base alle loro differenze, tutte quelle aree con elementi di variabilità attribuibili a fenomeni di risospensione o a dragaggi portuali.

A tal fine la batimetria è stata suddivisa in n. 4 classi (Figura 52), in grado di rappresentare le discontinuità morfologiche.



Figura 51: Raster delle classi riclassificate dello spessore della coltre sedimentaria incoerente

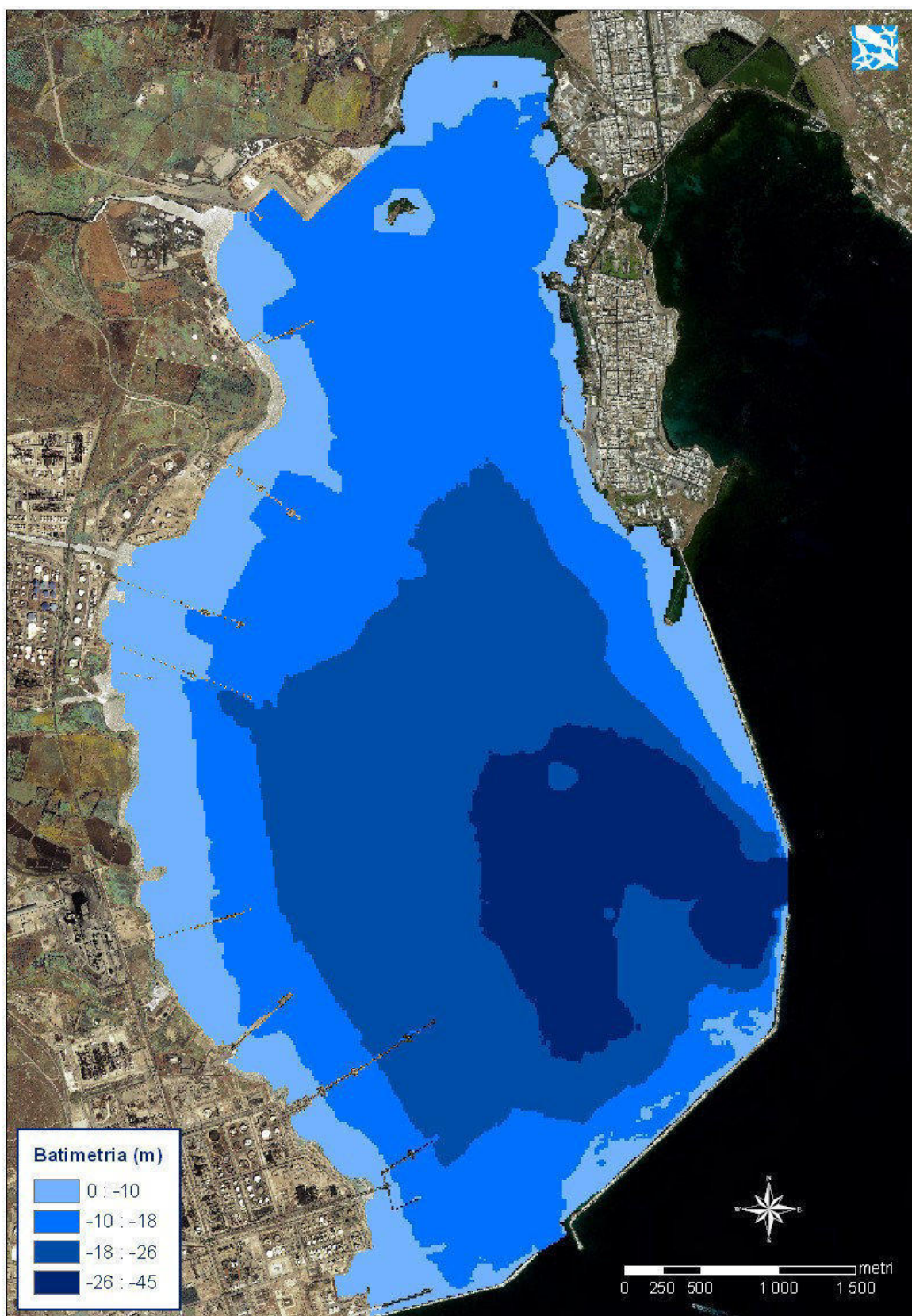


Figura 52: Raster delle classi batimetriche riclassificate



Il risultato ottenuto (Figura 53), seppur preliminare, mostra una rappresentazione spaziale discreta delle variabili considerate, tale da individuare dei sottoinsiemi di aree all'interno delle quali esiste omogeneità morfologica e sedimentologica.



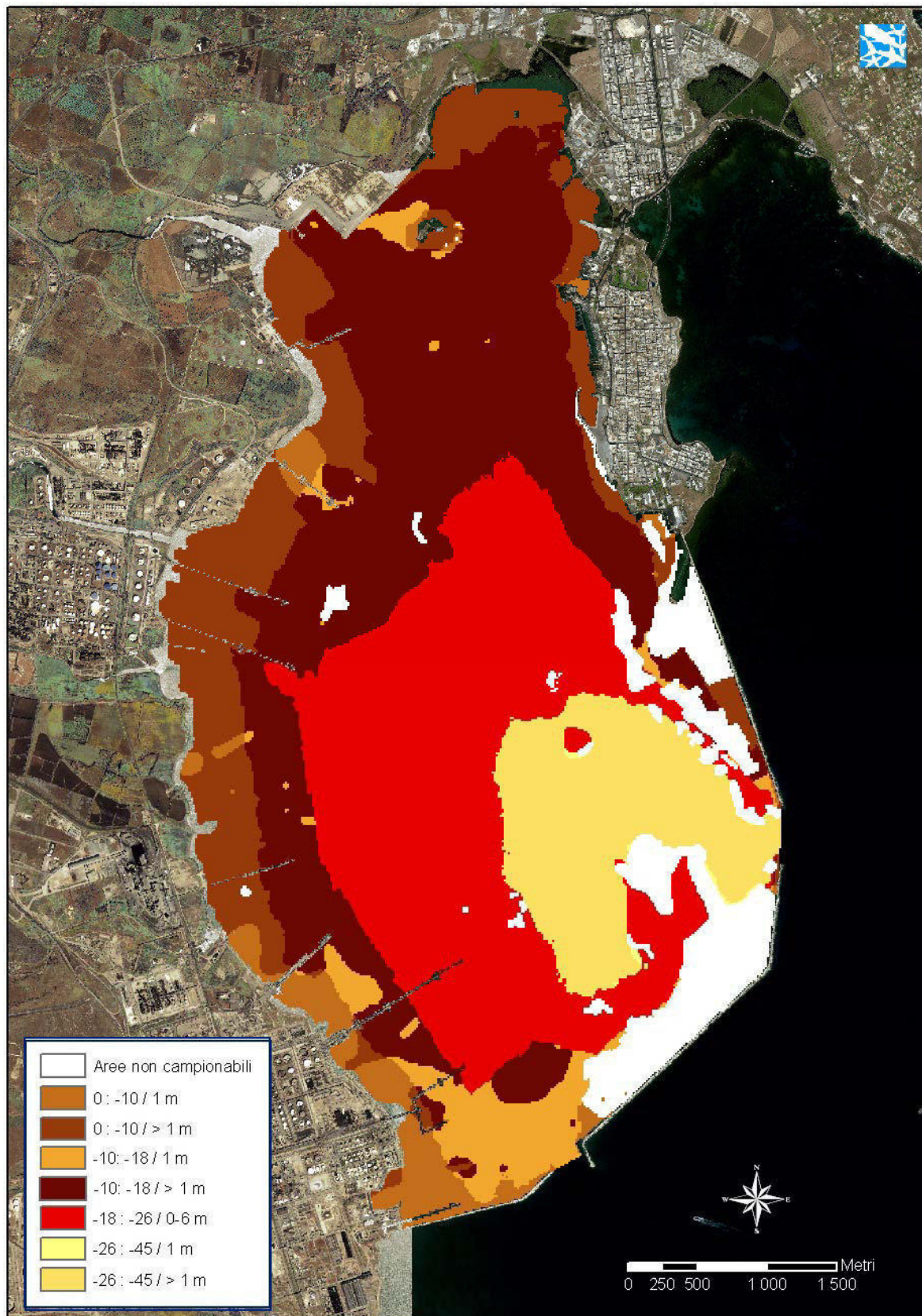


Figura 53: Raster di gruppi di aree omogenee per batimetria e spessore dello strato di sedimento



Da tali elaborazioni si evidenziano due fasce omogenee, tra 0 e -10 m e tra -10 m e -18 m, entrambe con spessore di sedimento superiore al metro. L'andamento regolare, i profili rettilinei e le morfologie riscontrate nel settore più esterno di tali aree, nella parte più meridionale della rada, possono essere riconducibili a fronti di dragaggio. Nella parte più interna, il fondale presenta morfologie con profili meno rettilinei ed in alcuni casi chiaramente riconducibili all'azione delle eliche dei mezzi navali (cfr. par. 6.1.3).

6.2 Risultati delle indagini ambientali

I risultati completi (analisi fisiche, chimiche e microbiologiche dei sedimenti, analisi chimiche del biota) relativi alla Fase I di caratterizzazione della Rada di Augusta sono contenuti nelle relazioni inviate da Sviluppo Italia Aree Produttive al Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare in data 17 marzo 2005.

La valutazione dello stato di qualità dell'area marina della Rada di Augusta, effettuata sulla base dei risultati delle analisi fisiche, chimiche e microbiologiche ed ecotossicologiche relative alla sola Fase I di caratterizzazione, è contenuta nel precedente documento "Progetto preliminare di bonifica della Rada di Augusta - Fase I - inclusa all'interno della perimetrazione del sito di bonifica di interesse nazionale di Priolo" del marzo 2006 (rif. doc. ICRAM # BoI-Pr-SI-PR-Rada di Augusta-02.05).

I risultati completi (analisi fisiche, chimiche e microbiologiche dei sedimenti) relativi alla Fase II di caratterizzazione della Rada di Augusta sono contenuti nelle relazioni inviate da Sviluppo Italia Aree Produttive al Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare in data 12 aprile 2007.

Nel presente documento viene riportata la valutazione dello stato di qualità dell'area marina della Rada di Augusta sulla base dei risultati di entrambe le fasi (Fase I e Fase II) di caratterizzazione. Le elaborazioni riportate nei paragrafi seguenti costituiscono pertanto le elaborazioni complessive dei risultati di tutte le attività di caratterizzazione effettuate nell'area marina della Rada di Augusta, in attuazione dei piani ICRAM # CII-Pr-SI-P-03.03 (Fase I, suddivisa tra primo e secondo stralcio) e # CII-Pr-SI-P-05.02 (Fase II).

Per indicazioni sul metodo utilizzato per la stima delle concentrazioni dei contaminanti e della distribuzione granulometrica, si rimanda a quanto descritto nel paragrafo 5.2.

A tal proposito, si ricorda che le stime della distribuzione spaziale dei principali parametri chimico-fisici dei sedimenti sono state effettuate su un sistema integrato di griglie di elaborazione con maglie di dimensioni 50x50x0.5 m e 200x200x0.5 m che coprono tutta l'area della Rada da 0 a 2 m di profondità nel sedimento, così come la caratterizzazione eseguita. I risultati delle elaborazioni dovrebbero quindi essere rappresentati per strati consecutivi di 50 cm, da 0 a 2 m all'interno del sedimento.

Le stime però devono tener conto della presenza del substrato non campionabile, elaborato, secondo quanto riportato nel par. 5.2.1, su una griglia di dimensione 15x15 m. Per meglio rappresentare le variazioni nell'andamento del substrato non campionabile si è quindi deciso di rappresentare i risultati delle elaborazioni dei



parametri chimico-fisici per strati di 25 cm mantenendo però costante ogni 50 cm l'elaborazione dei parametri chimico-fisici. L'assenza di colore riscontrata in corrispondenza di alcune celle nelle carte riportate nel seguito non indica quindi l'assenza di dati, bensì il raggiungimento del substrato non campionabile come riportato in legenda.

Per completezza di informazione, nelle carte riportate nei seguenti paragrafi vengono visualizzati anche i limiti originari delle cosiddette "aree prioritarie" nord e sud.

6.2.1 Risultati delle indagini granulometriche effettuate sui sedimenti

In relazione alle prevalenti tipologie di sedimenti affioranti nell'area d'indagine è stato ritenuto opportuno adottare la classificazione ternaria di Shepard (1954), modificata in considerazione della significativa presenza della frazione più grossolana (ghiaia) in diversi settori della Rada. Tale classificazione identifica le diverse tipologie di sedimenti in funzione dei contributi delle differenti classi granulometriche, quali ghiaia, sabbia e pelite (<63 μm), quest'ultima comprendente le classi tessiturali di silt e argilla.

Rispetto alle elaborazioni della sola Fase I di caratterizzazione (contenute nel doc. ICRAM # CII-Pr-SI-PR-Rada di Augusta-02.05 del marzo 2006) le elaborazioni complessive (Fase I e Fase II) mostrano in quasi tutta la Rada una maggiore estensione dei sedimenti a granulometria più fine.

In particolare, in quasi tutta la Rada i sedimenti maggiormente rappresentati risultano essere pelitici e pelitico sabbiosi, ad eccezione di poche aree a ridosso della fascia costiera occidentale e delle aree a ridosso delle dighe foranee, in prossimità degli affioramenti di substrato roccioso, dove i sedimenti risultano più sabbiosi e sabbioso pelitici (Figura 54).

Tale andamento si mantiene lungo tutto lo spessore campionato fino agli strati più profondi (Figura 55), con un incremento delle dimensioni granulometriche dei sedimenti a scapito di quelli più fini: infatti, si passa da sedimenti pelitici a sedimenti pelitico sabbiosi e in alcune aree, localizzate prevalentemente nel settore più orientale adiacente la Nuova Darsena ed in prossimità dei pontili ERG, addirittura a sedimenti piuttosto eterogenei e con una forte componente grossolana (ghiaia pelitica, pelite ghiaiosa, ghiaia-sabbia-pelite).

Dalla totalità dei risultati granulometrici si riscontra pertanto nella Rada di Augusta una sedimentazione a carattere prevalentemente pelitico e pelitico sabbiosa quasi ovunque, influenzata probabilmente dagli affioramenti rocciosi e dal particolare assetto del substrato nell'area (cfr. par. 6.1.2), che determina la presenza di sedimenti mediamente più grossolani ed eterogenei nella fascia più costiera ed a ridosso delle dighe foranee.

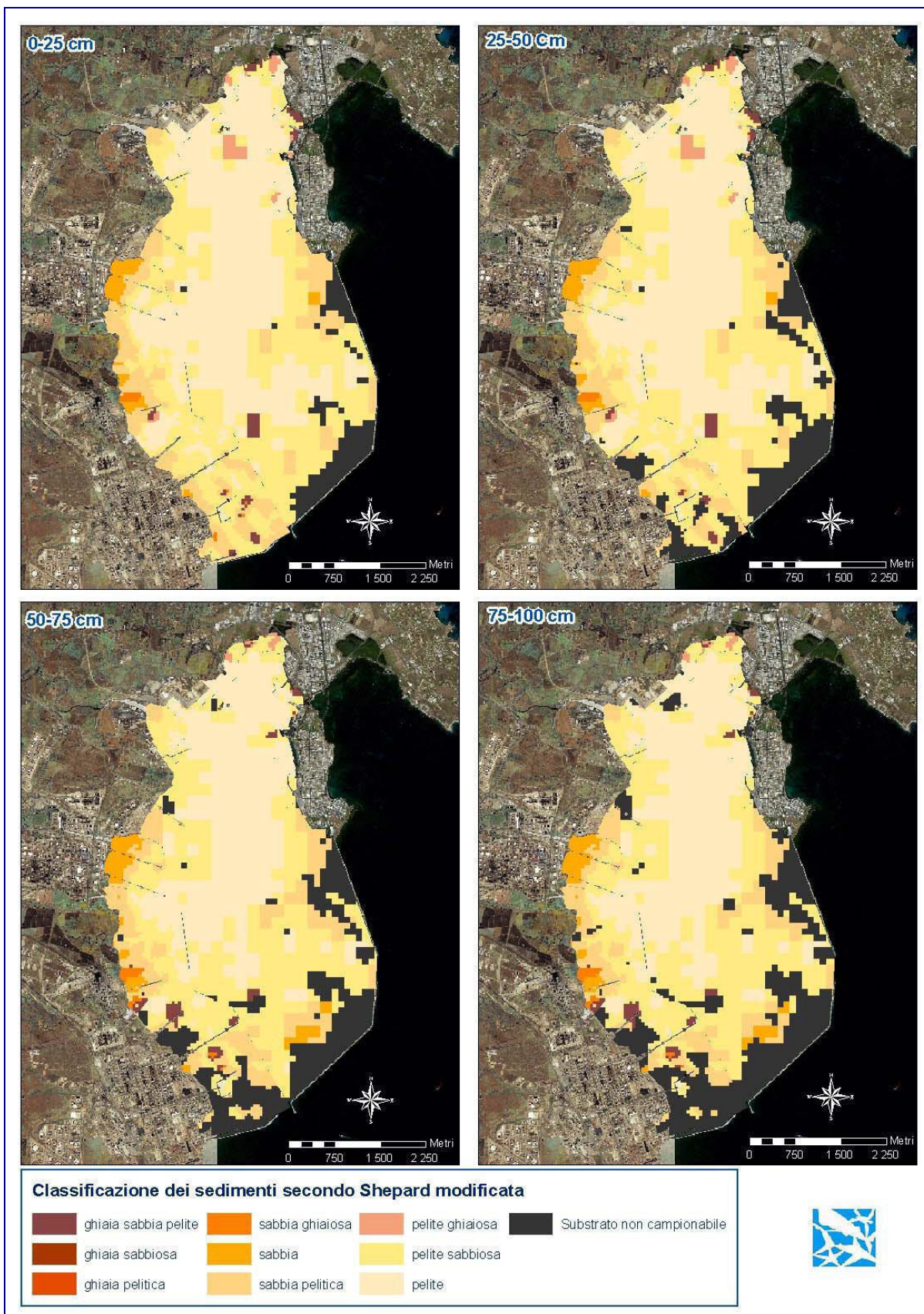


Figura 54: Strati 0-100 cm. Classificazione dei sedimenti secondo Shepard modificata

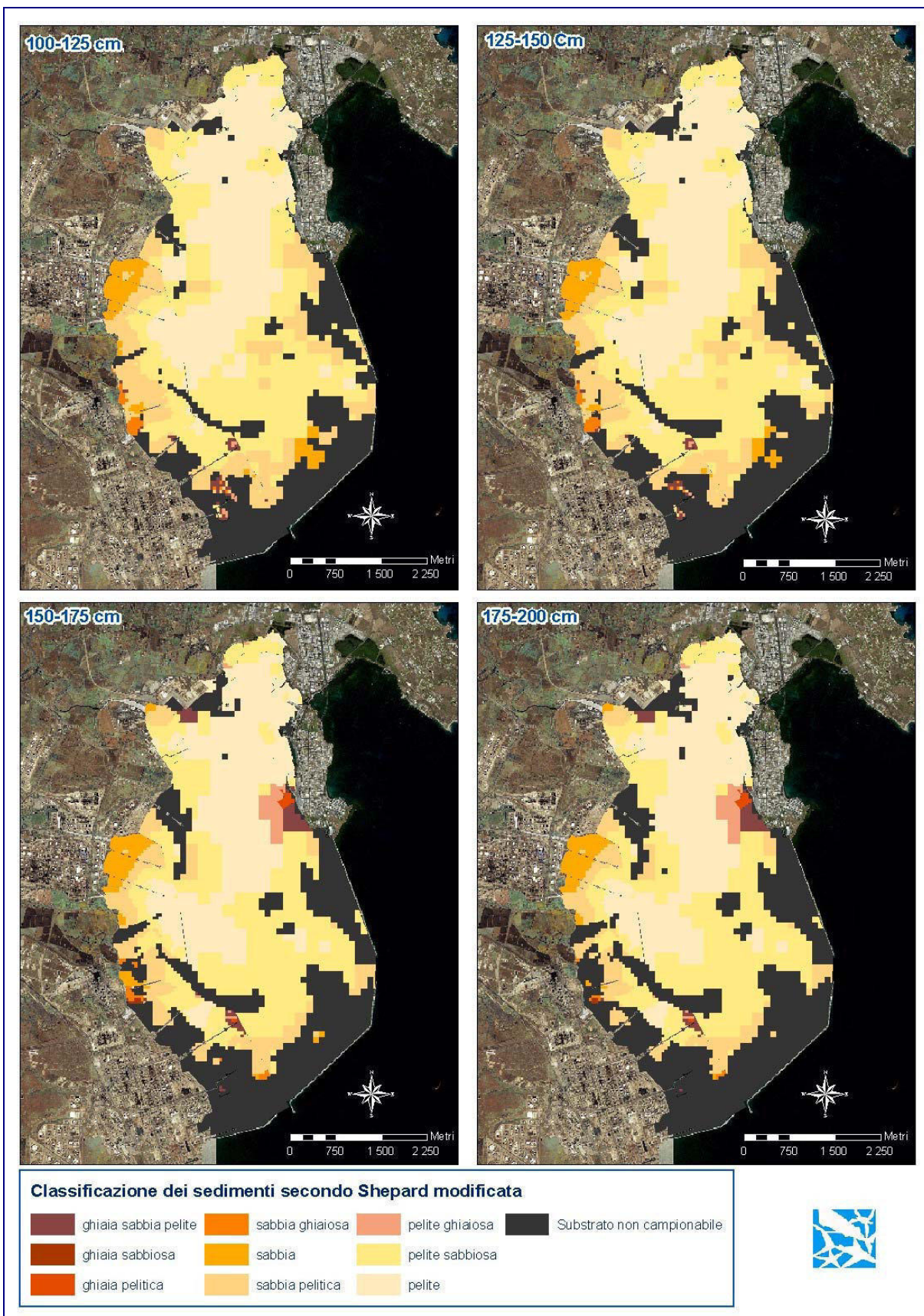


Figura 55: Strati 100-200 cm. Classificazione dei sedimenti secondo Shepard modificata



6.2.2 Risultati delle indagini chimiche effettuate sui sedimenti

Come già più volte ricordato, la valutazione dello stato di qualità dell'area marina della Rada di Augusta, effettuata sulla base dei soli risultati relativi alla Fase I di caratterizzazione, è contenuta nel precedente progetto preliminare di bonifica del marzo 2006 (rif. doc. ICRAM # BoI-Pr-SI-PR-Rada di Augusta-02.05).

I risultati delle determinazioni analitiche relative alla Fase II di caratterizzazione hanno confermato il quadro generale di contaminazione già evidenziato in Fase I, e cioè una grave contaminazione dovuta principalmente a Mercurio (Hg), Idrocarburi pesanti (IC>12) ed Esaclorobenzene (HCB) nel primo metro di spessore.

Inoltre, in alcune aree circoscritte e, limitatamente agli strati più superficiali, si conferma una contaminazione da metalli pesanti e Policlorobifenili (PCB). In particolare, sono stati riscontrati superamenti del valore di intervento e della colonna B della tabella 1 dell'Allegato 5 al Titolo V alla Parte Quarta del D.Lgs. 152/06 (nel seguito, per semplicità, col. B tab. 1 D.Lgs. 152/06) per Arsenico (As), Piombo (Pb) e Vanadio (V), e superamenti del valore di intervento per Rame (Cu), Zinco (Zn), Idrocarburi Policiclici Aromatici (IPA) e Policlorobifenili (PCB). Per tutti gli altri parametri ricercati le concentrazioni determinate sono risultate inferiori ai valori di intervento o inferiori o prossimi ai limiti di sensibilità del metodo.

Di seguito si riportano, per ciascun parametro ritenuto significativo, le elaborazioni ottenute utilizzando i risultati di tutte le fasi di caratterizzazione eseguite.

Al fine di definire la qualità dei sedimenti e la successiva gestione, i risultati analitici sono stati valutati rispetto a valori di riferimento specifici per ogni elemento e composto, vale a dire:

- valori d'intervento ICRAM (par. 5.1) per le sostanze per le quali questi sono stati formulati;
- valore limite della colonna B della Tab. 1 dell'All. 5 al Titolo V alla Parte Quarta del D.Lgs. 152/06 (nel seguito, colonna B Tab. 1 D. Lgs. 152/06) per tutti i parametri analizzati, ai fini della gestione dei sedimenti contaminati;
- valore limite per la classificazione delle sostanze pericolose, in linea con l'Allegato D del D.Lgs 152/2006 Parte IV - Titolo I e II, come indicato dall'art. 1 comma 996 della Legge n. 296 del 27 dicembre 2006, ai fini della gestione dei sedimenti contaminati.

Le concentrazioni di **Mercurio** (Hg) determinate nei primi 50 cm di sedimento (Figura 56) sono risultate superiori al valore di intervento in una area molto vasta, comprendente quasi l'intera Rada, ad eccezione del settore nord occidentale. Tali valori di concentrazione mostrano un gradiente che diminuisce verso Nord. Le concentrazioni più elevate, con superamenti pari anche a due ordini di grandezza rispetto al valore di intervento ed al valore riportato nella col. B tab. 1 D.Lgs. 152/06, sono state riscontrate nel settore meridionale della rada, a ridosso della fascia costiera ove sono presenti insediamenti industriali afferenti alle società ERG, SYNDIAL e POLIMERI EUROPA, fino ad arrivare alla diga foranea meridionale.

Nell'area marina compresa tra la diga foranea meridionale e il pontile della Marina Militare sono state determinate le concentrazioni più elevate in assoluto, comprese tra 102 mg/kg s.s. e 552 mg/kg s.s.; spostandosi verso la diga orientale, tali



concentrazioni tendono a diminuire, pur mantenendosi elevate, con valori che arrivano fino a 30 mg/kg s.s.

Concentrazioni elevate di Hg, superiori alla col. B tab. 1 D.Lgs. 152/06, sono state determinate anche nell'area compresa tra i due pontili ESSO ed il pontile ENEL (con tenori fino a 30 mg/kg. s.s.). Livelli di concentrazione analoghi sono stati registrati in diverse altre aree della rada, in zone più o meno circoscritte, come al centro della Rada e nella zona oltre la diga della Nuova Darsena (Figura 56).

L'estensione della contaminazione, condizionata dalla diffusa presenza di substrato roccioso, diminuisce nettamente nello strato sottostante, permanendo nelle aree dei pontili, nella zona centrale della Rada, in un settore circoscritto davanti l'abitato di Augusta e nell'area prospiciente la Marina Militare (Figura 56). Le concentrazioni più elevate sono state determinate principalmente nella zona dove sono presenti i pontili della ERG e della Marina Militare, nella zona in prossimità dei pontili ESSO ed ENEL e nell'area compresa tra queste due zone.

Dopo il primo metro (Figura 57) la contaminazione si limita solo ad alcune aree circoscritte, in prossimità dei pontili ERG, lateralmente al Pontile della Marina Militare, di fronte al pontile ESSO e nel settore antistante l'abitato di Augusta e nell'area di fronte la Marina Militare. Le concentrazioni più elevate, quelle che superano la col. B tab. 1 del D.Lgs. 152/06, si riscontrano sempre in prossimità dei pontili dove, anche dall'elaborazione degli spessori della coltre sedimentaria incoerente (Figura 29), si riscontra un accumulo maggiore di sedimenti rispetto alle aree adiacenti.

Con la profondità, a fronte di una diminuzione delle superfici contaminate, si riscontrano comunque concentrazioni molto rilevanti di Hg, con un massimo di 788 mg/kg s.s. nell'area adiacente il pontile Liquidi ERG, davanti l'uscita del canale Vallone della Neve. A 2 metri di profondità (Figura 57) si osservano *hot spots* in prossimità del pontile Liquidi e del pontile Superpetroliere, del pontile ESSO, del pontile Marina Militare e in prossimità della banchina Corvette. In alcuni punti di queste aree si registrano ancora superamenti della col. B tab. 1 del D.Lgs. 152/06.



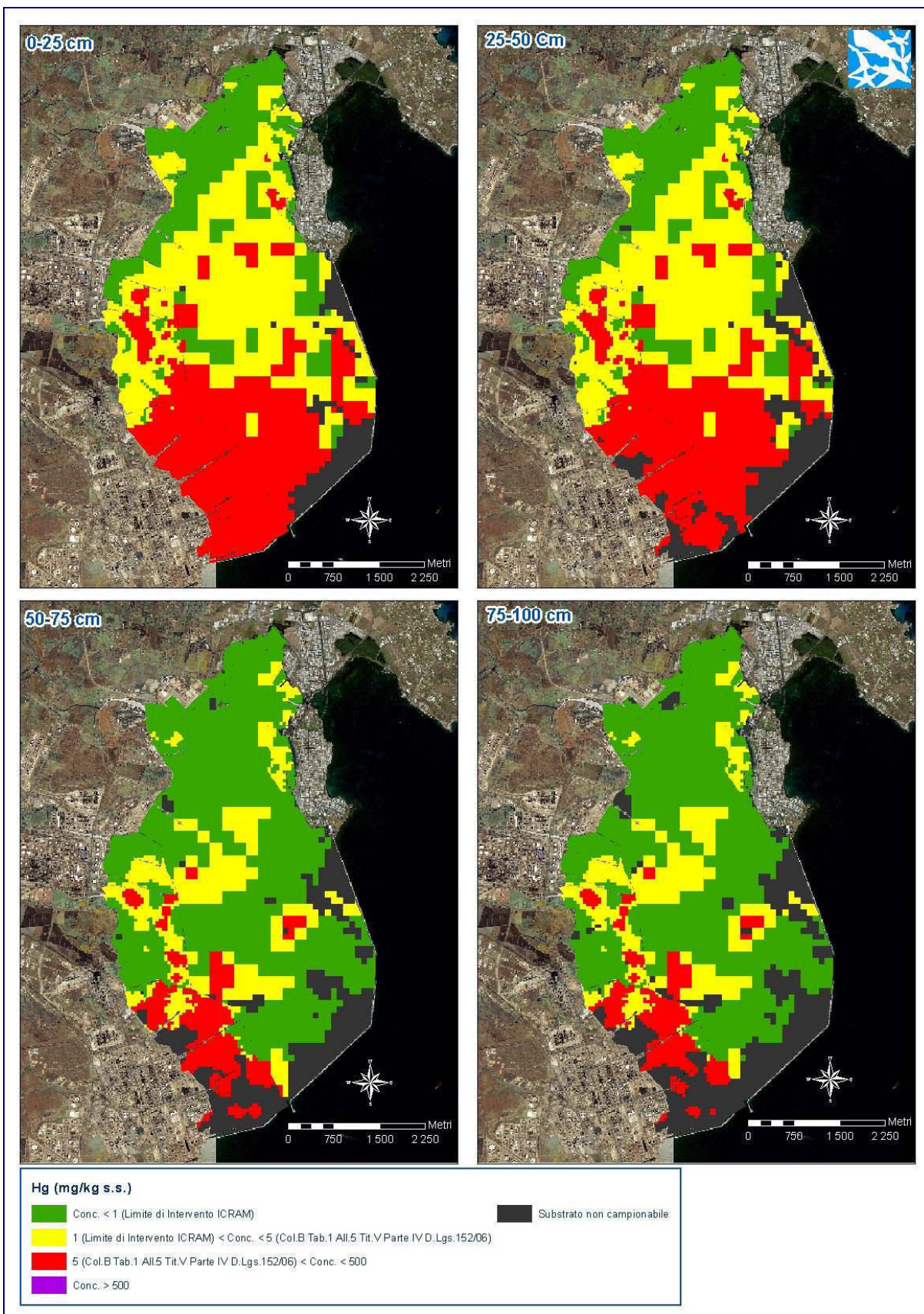


Figura 56: Stima della concentrazione del Hg negli strati 0-100 cm con evidenziati i pericolosi

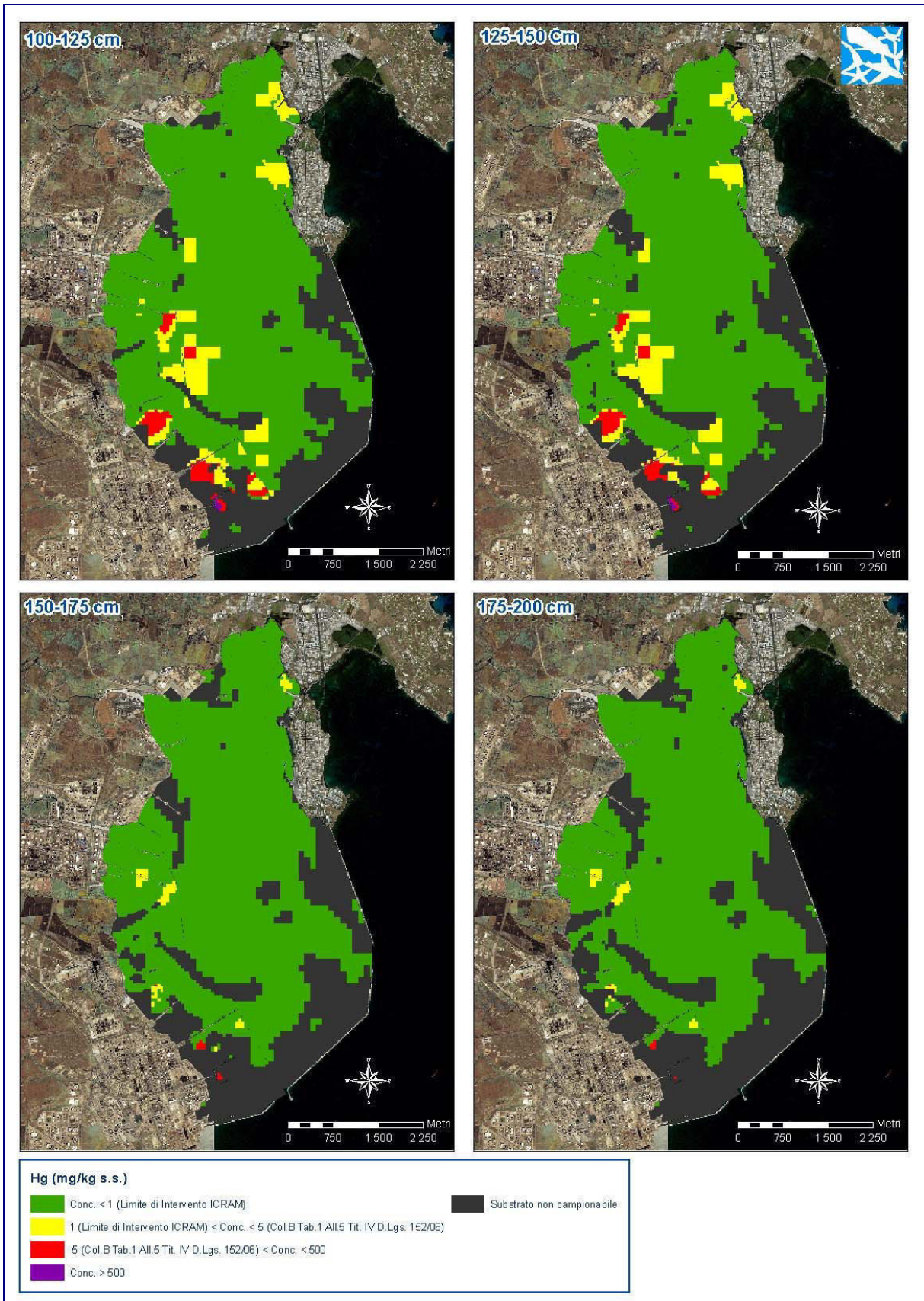


Figura 57: Stima della concentrazione del Hg negli strati 100-200 cm con evidenziati i pericoli



Per quanto concerne gli **Idrocarburi pesanti (IC>12)**, i risultati della caratterizzazione dell'intera Rada hanno messo in evidenza, per i primi 50 cm di spessore (Figura 58), una situazione di contaminazione abbastanza diffusa nel settore meridionale della rada, con concentrazioni che, nelle aree dei pontili all'interno delle "aree prioritarie", sono risultate superiori di due ordini di grandezza al valore riportato nella col. B tab. 1 del D.Lgs. 152/06. Anche nel settore più settentrionale, anche se con minore estensione, in particolare nell'area dei pontili ENEL ed ESSO, in prossimità del pontile ALFA e delle banchine di ormeggio della Marina Militare, e nella zona esterna la diga della Nuova Darsena, le concentrazioni determinate sono molto elevate, arrivando a superare i 1000 mg/kg s.s.. Tale valore è un segnale molto preoccupante di uno stato di qualità di un ambiente sensibile come quello acquatico.

Nello strato sottostante l'estensione della contaminazione si riduce notevolmente (Figura 58), mantenendo valori elevati in corrispondenza delle "aree prioritarie" e delle aree della Marina Militare.

Oltre il primo metro (Figura 59) si riscontra una contaminazione circoscritta solo ad alcune aree, essenzialmente coincidenti con quelle dove sono state determinate concentrazioni elevate di Hg: quella adiacente il pontile ESSO e l'area antistante la Marina Militare, con concentrazioni che si mantengono comunque molto alte, superiori ai 1000 mg/kg s.s..

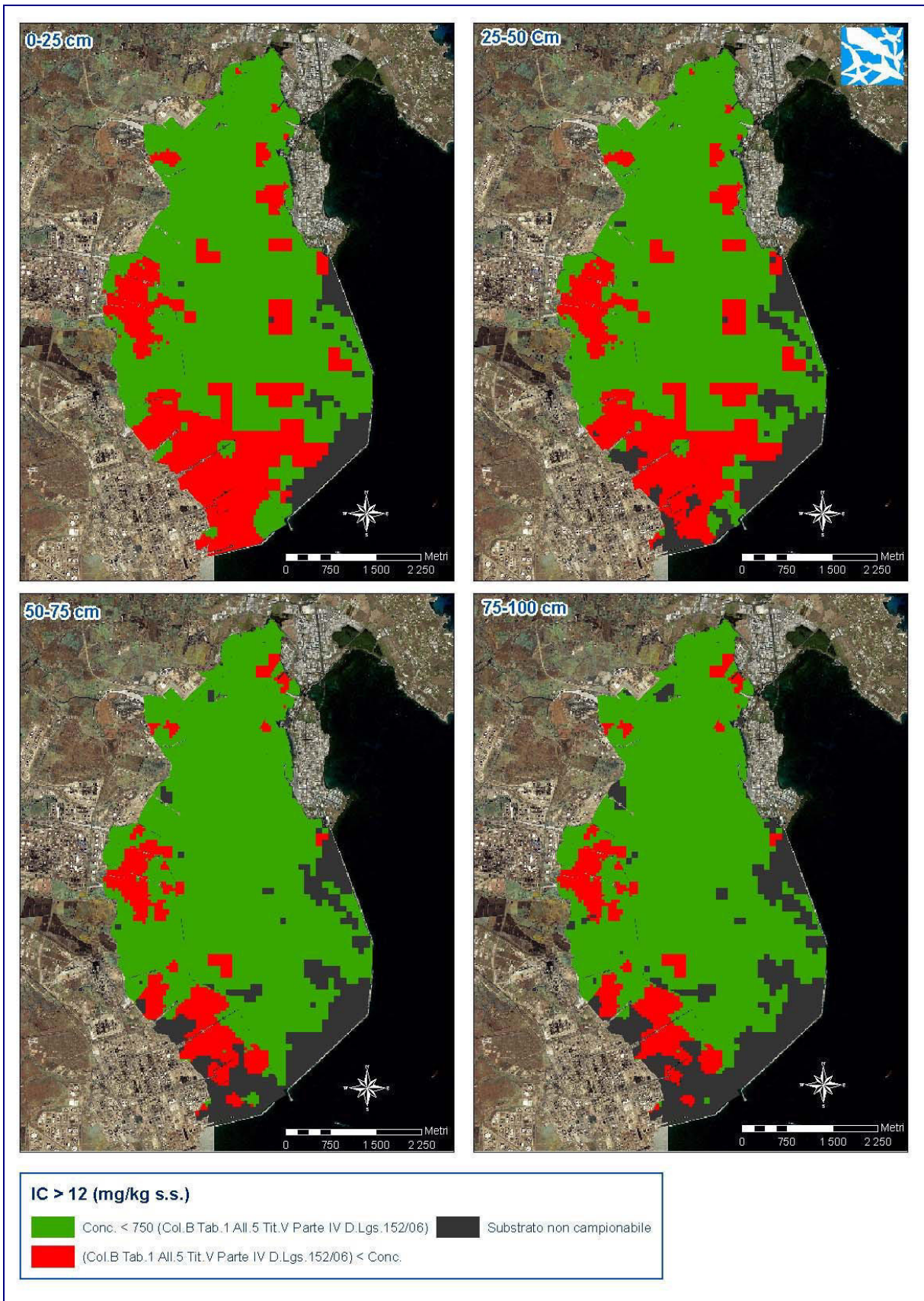


Figura 58: Stima della concentrazione degli Idrocarburi IC>12 negli strati 0-100 cm

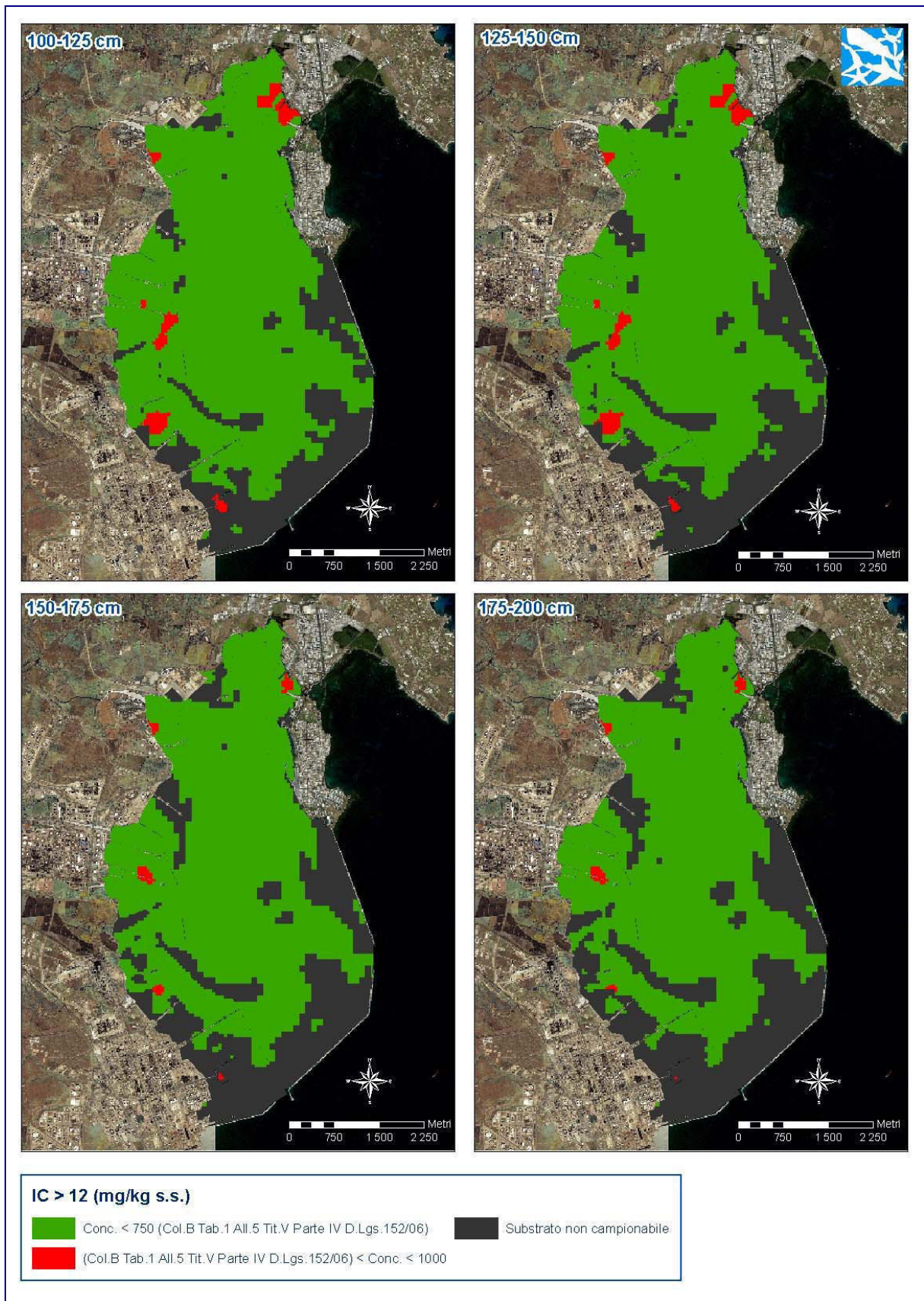


Figura 59: Stima della concentrazione degli Idrocarburi IC>12 negli strati 100-200 cm



La contaminazione da **Esaclorobenzene (HCB)** nei primi 50 cm è molto diffusa e si estende per quasi tutta la Rada, ad eccezione dell'area settentrionale (Figura 60). L'intervallo delle concentrazioni determinate (0.005 - 5 mg/kg s.s.) è molto esteso, pari a 3 ordini di grandezza.

Le concentrazioni più elevate (superiori ad 1 mg/kg s.s.) sono state determinate nella zona più meridionale della Rada, nel settore compreso tra i due pontili ERG e il pontile SYNDIAL. In particolare, in prossimità del Pontile Liquidi sono state determinate concentrazioni superiori alla col. B tab. 1 del D.Lgs. 152/06.

Tali concentrazioni si mantengono elevate in tutta l'area meridionale (0.01 - 1 mg/kg s.s.), anche allontanandosi dai pontili, e in alcune zone più settentrionali (0.2 - 0.5 mg/kg s.s.), in prossimità dei pontili ESSO ed ENEL. Nel resto della Rada le concentrazioni di HCB determinate sono comprese tra 0.005 e 0.05 mg/kg s.s..

Nello strato successivo, la presenza di elevate concentrazioni si riduce alle sole aree dei pontili e nelle zone ad esse limitrofe, ad eccezione di un'area nel settore settentrionale (Figura 60).

Negli strati successivi (Figura 61) le aree contaminate sono limitate alle zone dei pontili: concentrazioni comprese tra 0.1 e 0.9 mg/kg s.s in prossimità del pontile liquidi ERG e concentrazioni inferiori a 0.1 mg/kg s.s. nelle altre aree evidenziate in Figura 61. Le aree risultano essere le stesse già interessate dalla contaminazione da parte di Hg e IC>12.

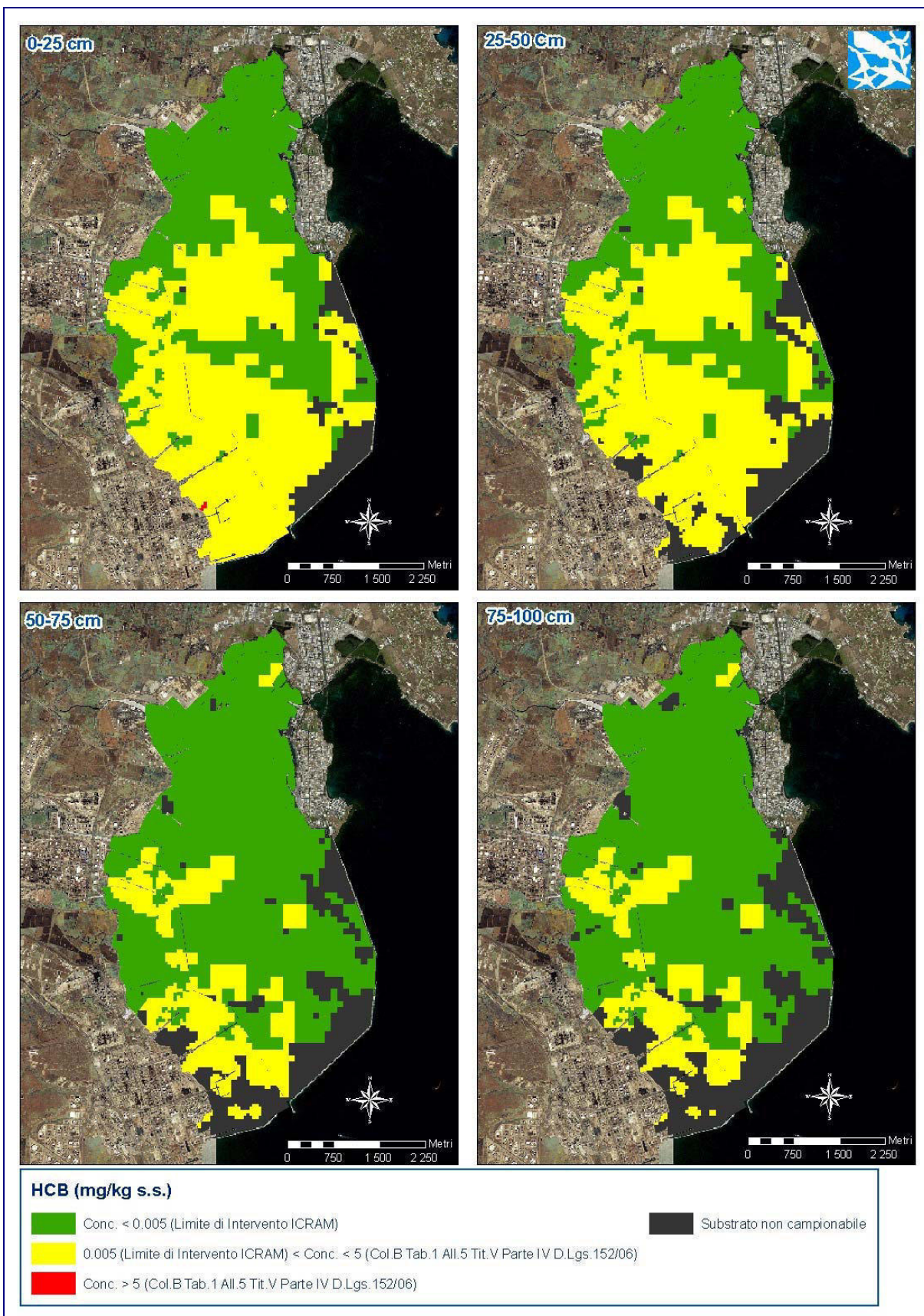


Figura 60: Stima della concentrazione di HCB negli strati 0-100 cm

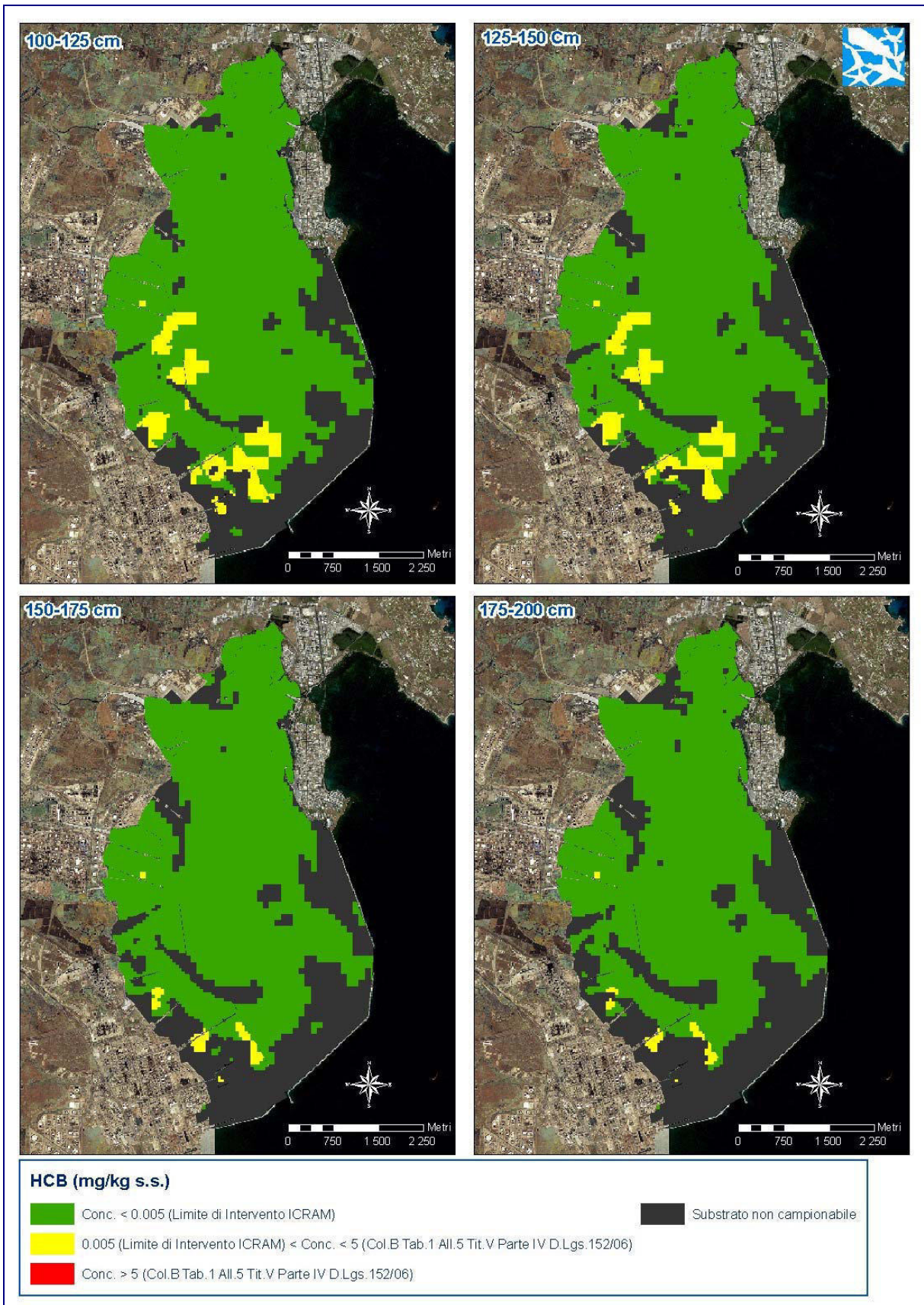


Figura 61: Stima della concentrazione di HCB negli strati 100-200 cm



Gli **Idrocarburi policiclici aromatici (IPA)** presentano, nei primi 50 cm, concentrazioni superiori ai valori di intervento, essenzialmente nella zona più meridionale della Rada, in prossimità dei pontili, tra il pontile SYNDIAL e il pontile della Marina Militare (4-120 mg/kg s.s.). Nello strato successivo (Figura 62) la contaminazione è ancora circoscritta alla stessa area.

Dopo il primo metro si riscontrano solo superamenti puntuali del valore d'intervento, nelle stesse aree degli altri parametri già discussi in precedenza.

BOI-PR-SI-PR-RADA

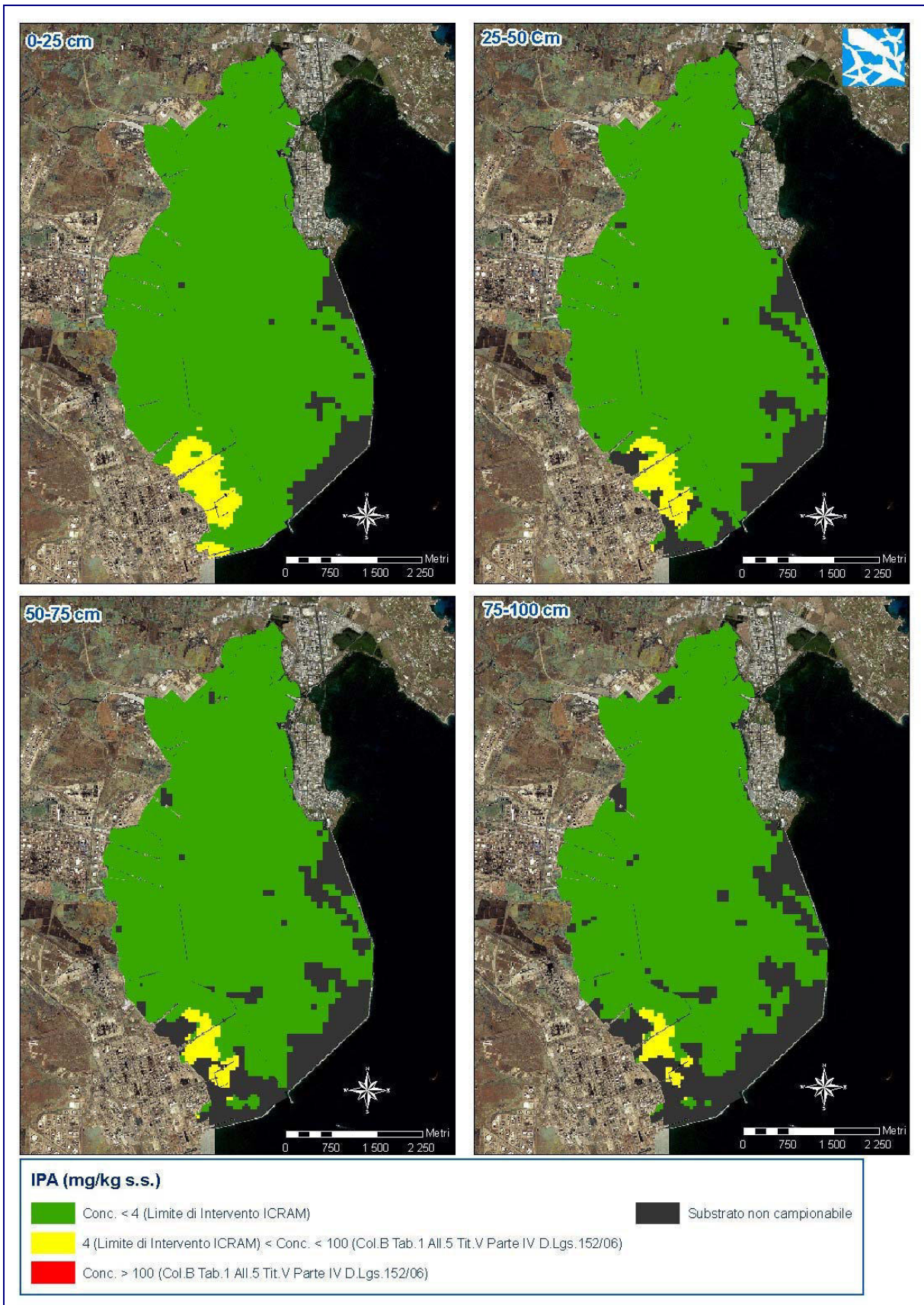


Figura 62: Stima della concentrazione di IPA negli strati 0-100 cm

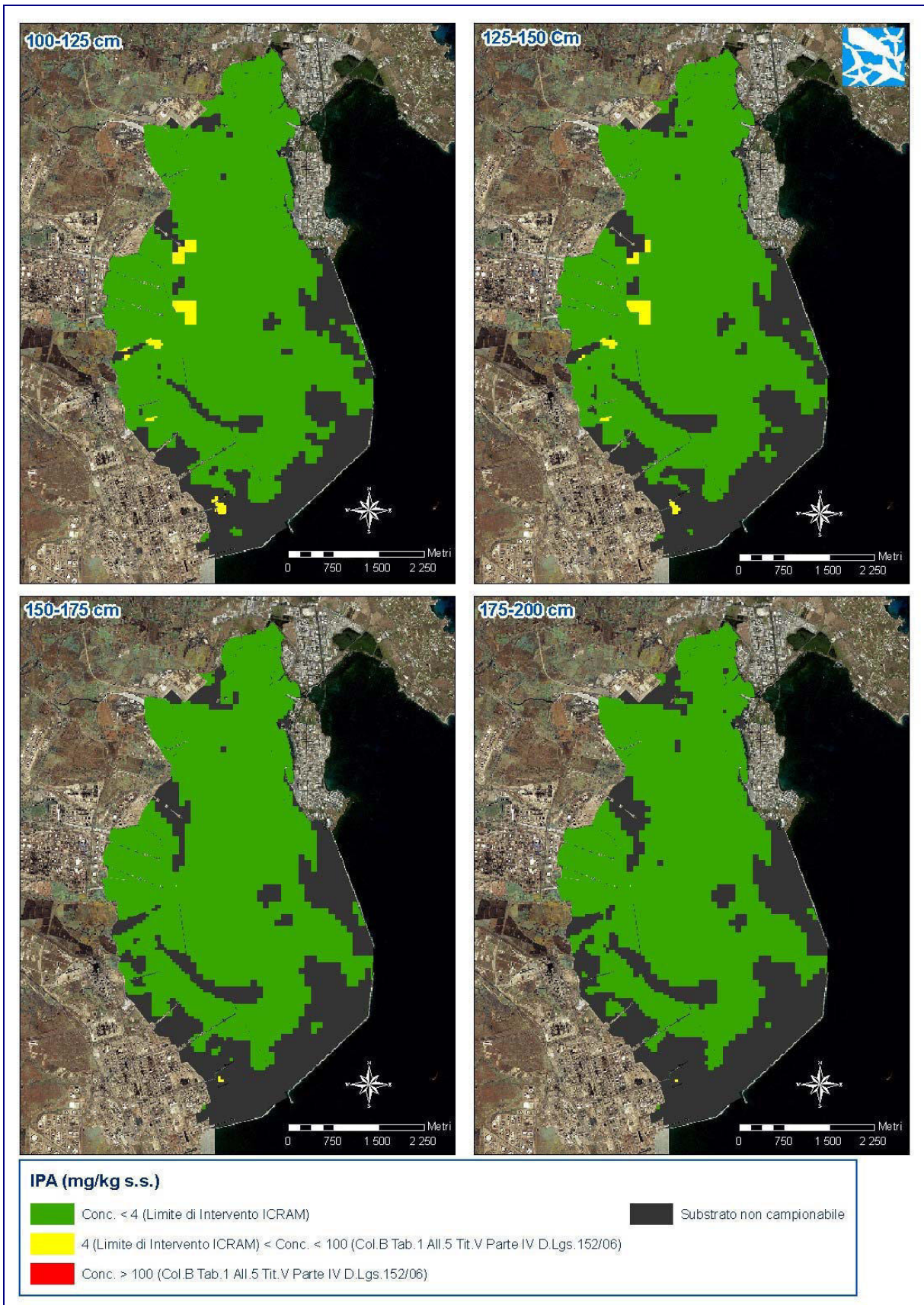


Figura 63: Stima della concentrazione di IPA negli strati 100-200 cm



Le concentrazioni di **Policlorobifenili (PCB)** determinate nello strato superiore (Figura 64) superano il valore di intervento in alcune aree circoscritte: nell'area tra i due pontili ERG e il pontile SYNDIAL, in prossimità del pontile del cementificio (fino a 1.6 mg/kg s.s.) e in due aree di fronte agli insediamenti della Marina Militare (fino a 1.5 mg/kg s.s.). Le concentrazioni maggiori si riscontrano nell'area compresa tra i pontili ERG ed il pontile SYNDIAL, con valori fino a 8.3 mg/kg s.s.. Negli strati successivi (Figura 64, Figura 65) la contaminazione è ancora più localizzata e le concentrazioni sono inferiori rispetto a quelle determinate nei primi 50 cm. Lo strato 150-200 cm non ha evidenziato alcun superamento del valore di intervento.



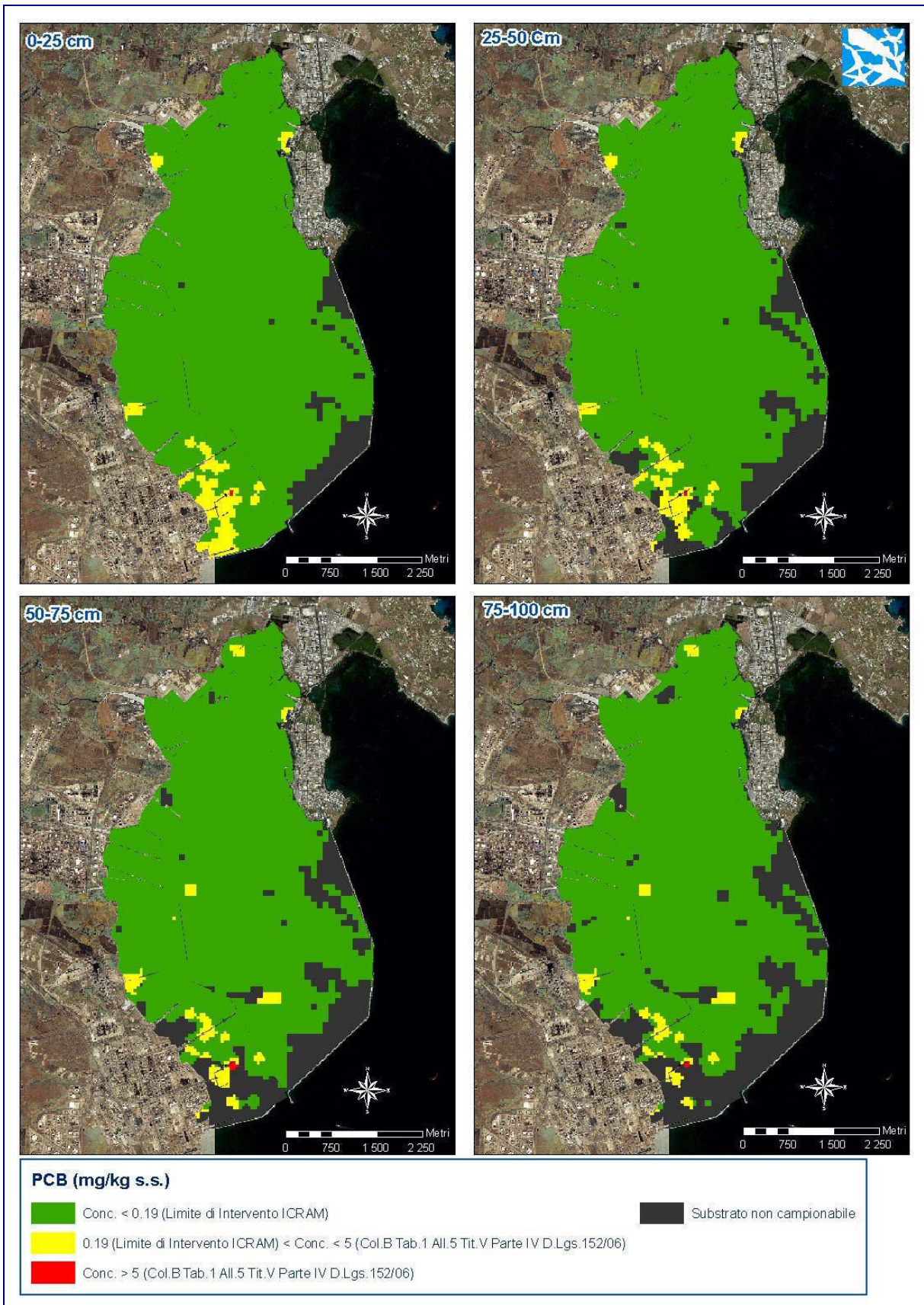


Figura 64: Stima della concentrazione di PCB negli strati 0-100 cm

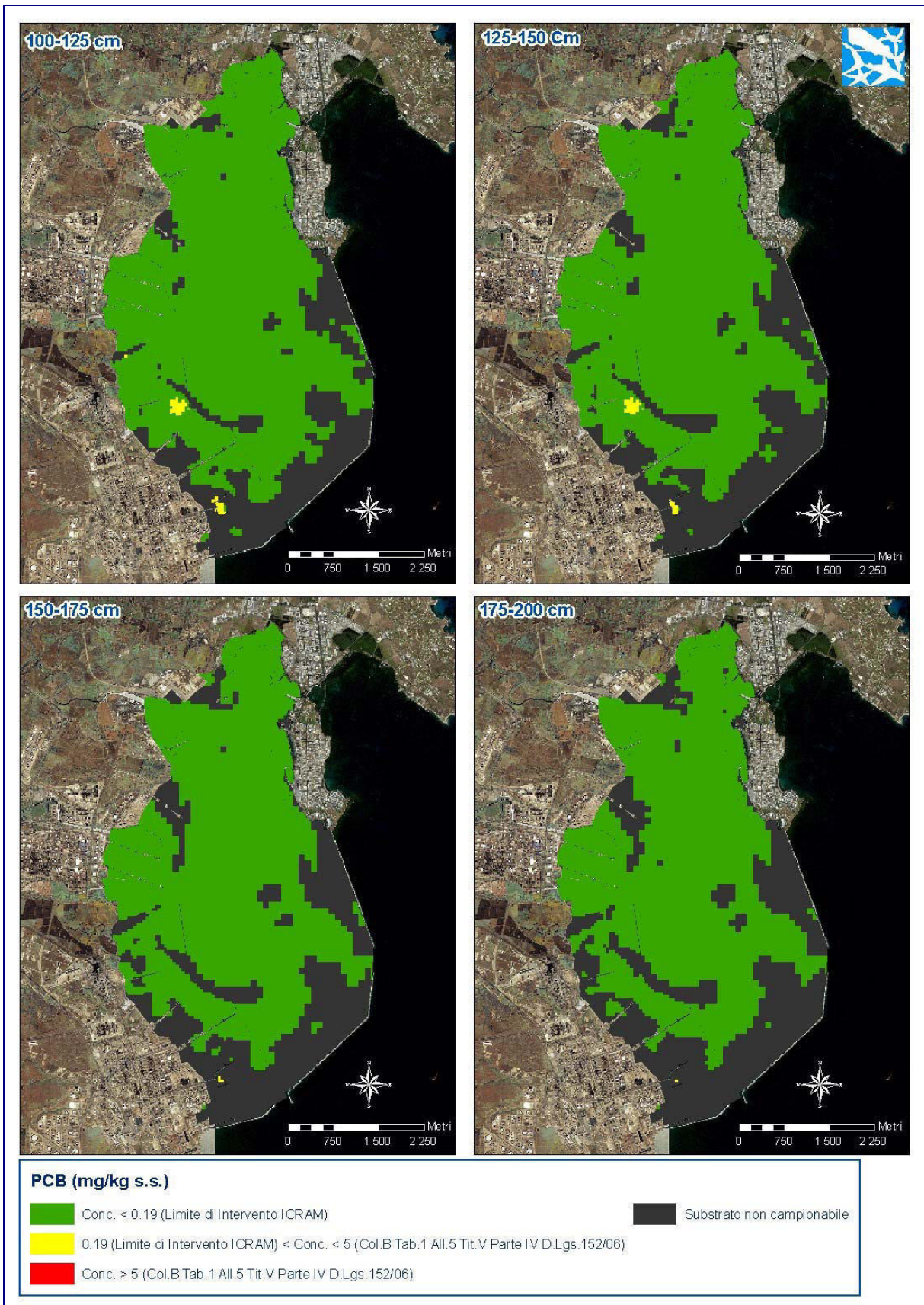


Figura 65: Stima della concentrazione di PCB negli strati 100-200 cm



La presenza di concentrazioni elevate di **Rame (Cu)** (Figura 66) è limitata ad alcune aree: nella zona dei pontili, dove sono state determinate concentrazioni fino a 573 mg/kg s.s.; nell'area settentrionale prospiciente la Marina Militare; nella zona più settentrionale della Rada, dove sono stati determinate concentrazioni pari a 18338 mg/kg p. s., superiori alla col. B tab. 1 del D.Lgs. 152/06. Nello strato sottostante (Figura 66), il livello di contaminazione e la relativa superficie coinvolta si riducono principalmente all'area dei pontili.

Oltre il primo metro si riscontrano alcuni superamenti isolati e puntuali del valore d'intervento nelle stesse aree in cui si sono registrati superamenti per tutti gli altri parametri finora considerati. Tali superamenti raggiungono comunque la concentrazione massima di 557 mg/Kg s.s. nell'area immediatamente adiacente il pontile ERG. Lo strato 150-200 cm invece non ha evidenziato alcun superamento del valore di intervento.



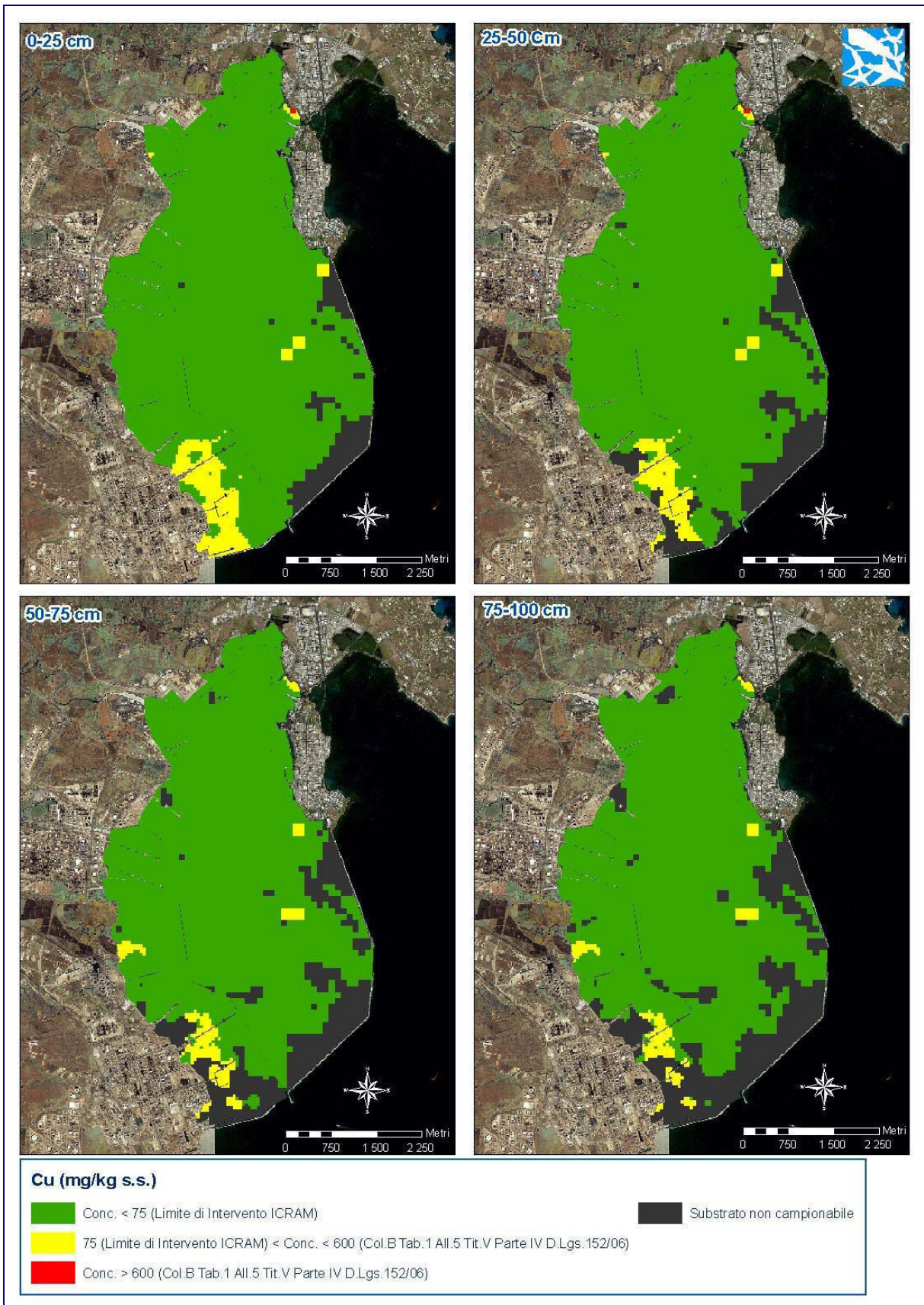


Figura 66: Stima della concentrazione di Cu nello strato 0-100 cm

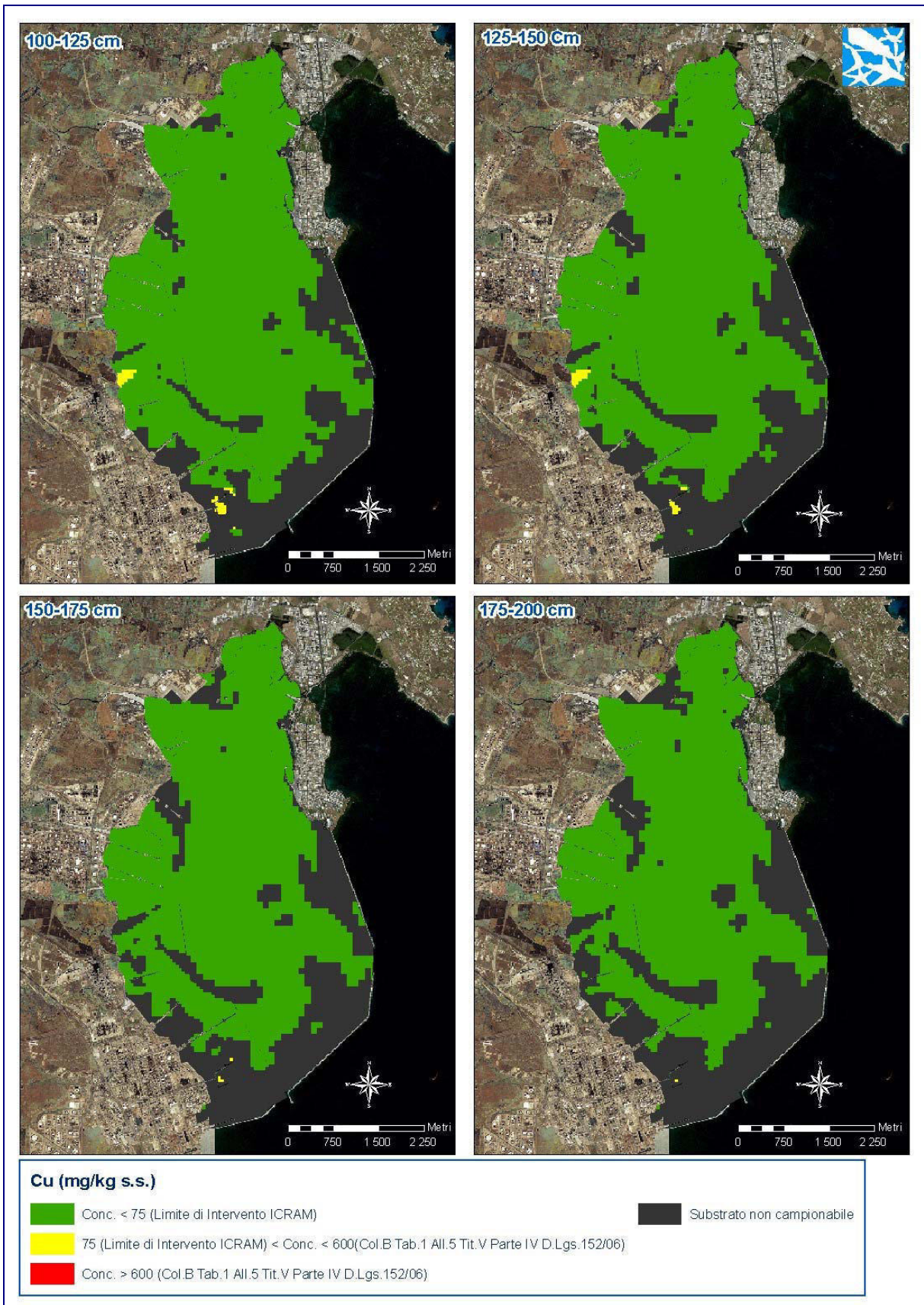


Figura 67: Stima della concentrazione di Cu nello strato 100-200 cm



Lo **Zinco (Zn)** presenta un andamento delle concentrazioni, nel primo metro di spessore, molto simile al Cu (Figura 68). Le concentrazioni maggiori determinate sono circoscritte nell'area dei pontili ERG e SYNDIAL all'interno dell' "area prioritaria Sud", e nelle aree settentrionali prospicienti la Marina Militare. Analogamente al Cu, anche per lo Zn si osservano concentrazioni, in quest'ultima area, superiori alla col. B tab. 1 del D.Lgs. 152/06, con valore massimo pari a 7320 mg/Kg s.s.; tali superamenti sono comunque limitati ai primi 50 cm. Nel successivo metro di spessore di sedimento indagato non sono stati osservati superamenti del valore di intervento.



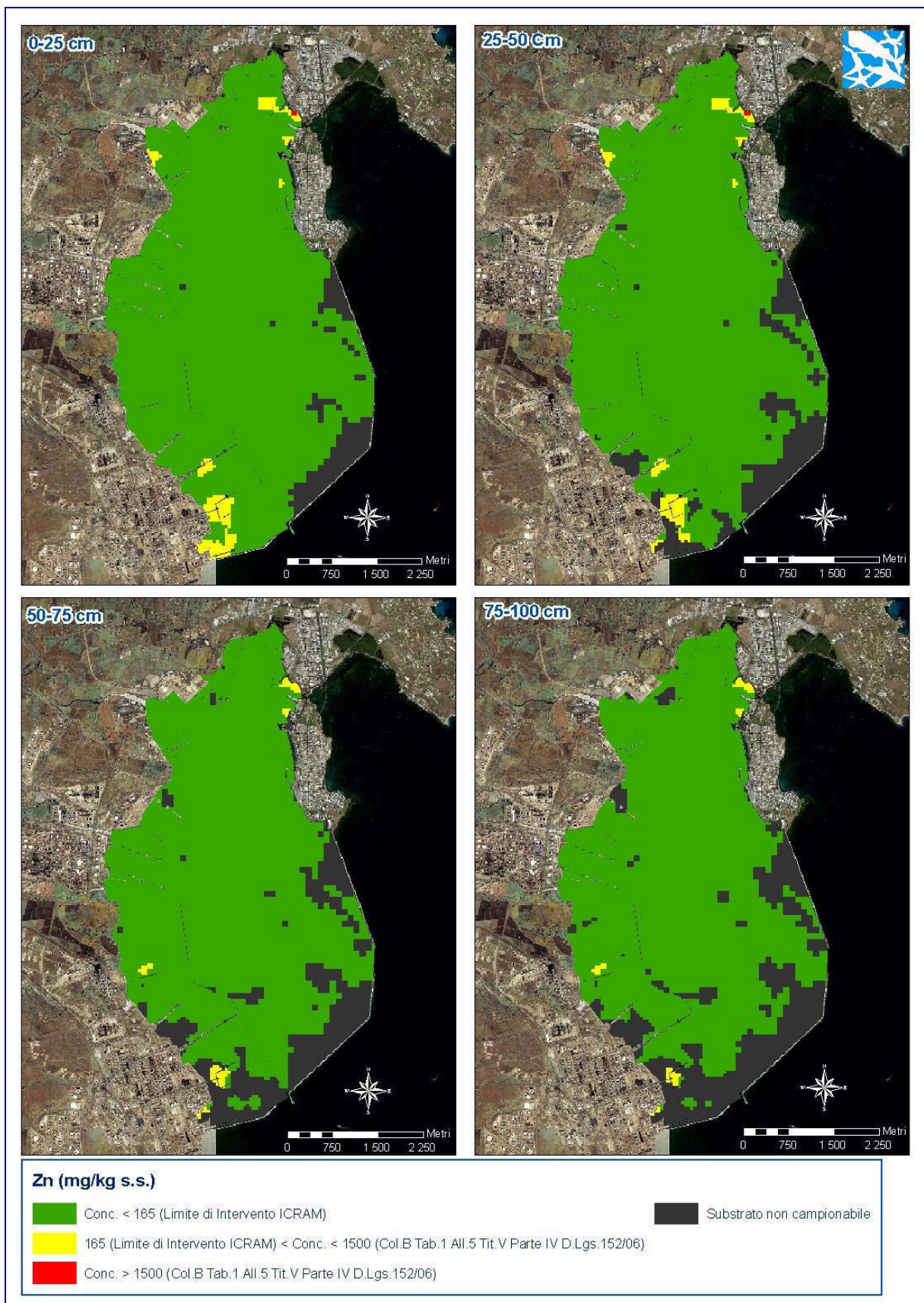


Figura 68: Stima della concentrazione di Zn nello strato 0-100 cm

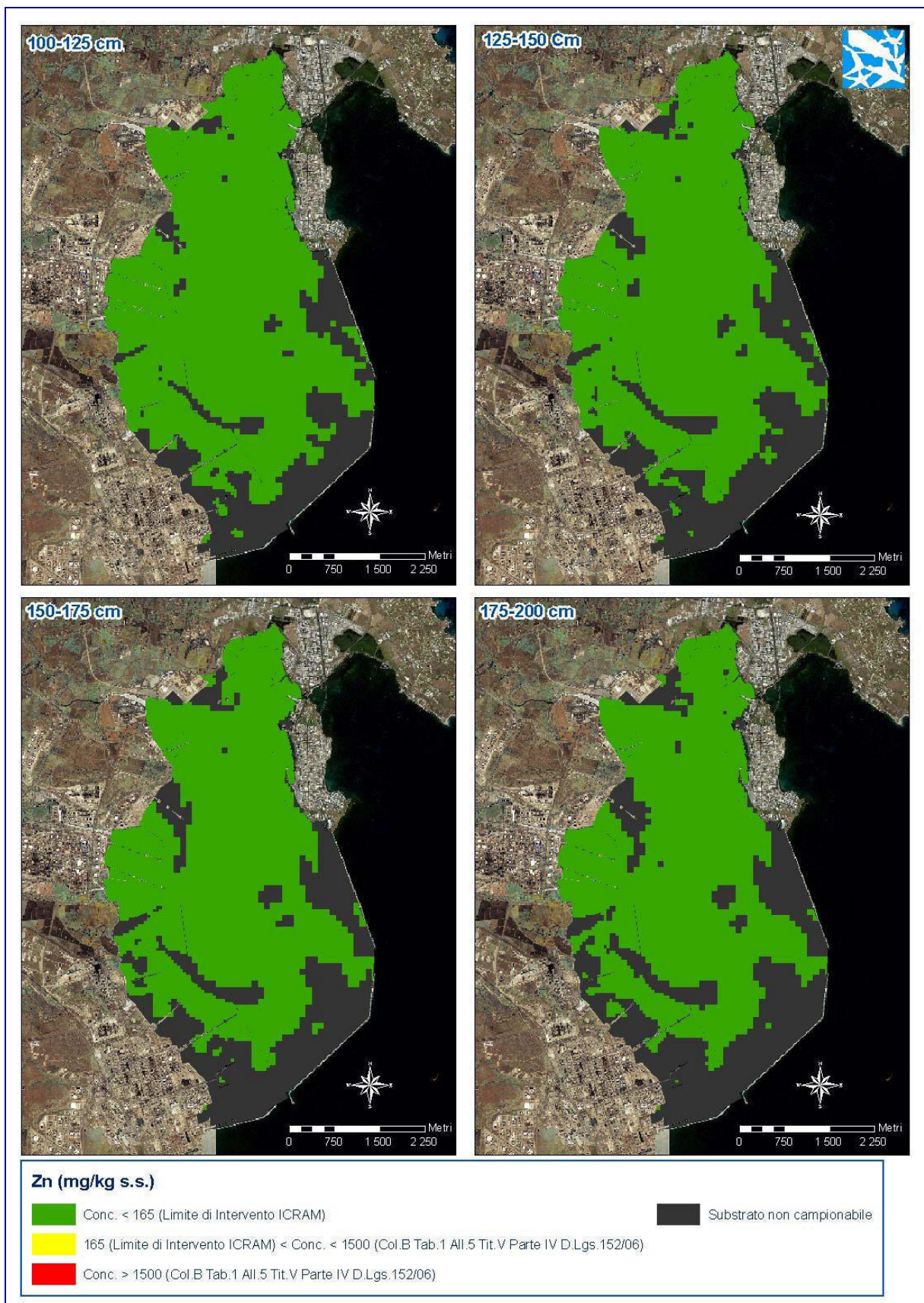


Figura 69: Stima della concentrazione di Zn nello strato 100-200 cm



Per il **Cadmio (Cd)**, le concentrazioni che superano il valore di intervento sono localizzate essenzialmente nella parte meridionale della Rada (Figura 70); in particolare, tali superamenti si osservano in prossimità dei pontili SYNDIAL ed ERG, nei primi 50 cm, e, limitatamente al pontile liquidi ERG, negli strati sottostanti, fino ad un massimo di 100 cm. Nelle suddette aree la massima concentrazione determinata è 2.98 mg/kg s.s.

Sono poi stati riscontrati alcuni superamenti isolati e puntuali che, per tale motivo, non vengono evidenziati dalle elaborazioni.

BOI-PR-SI-PR-RADA

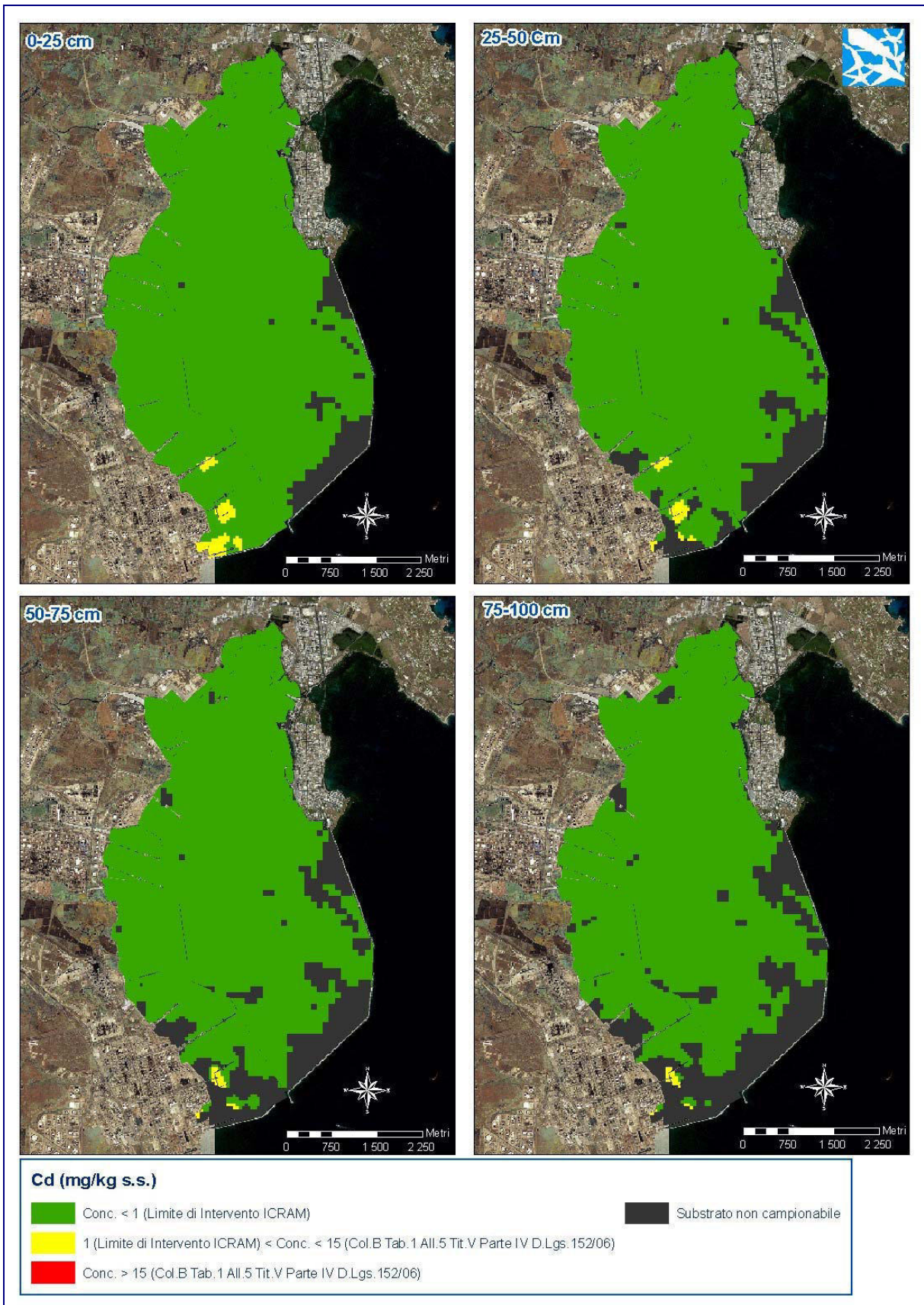


Figura 70: Stima della concentrazione di Cd nello strato 0-100 cm

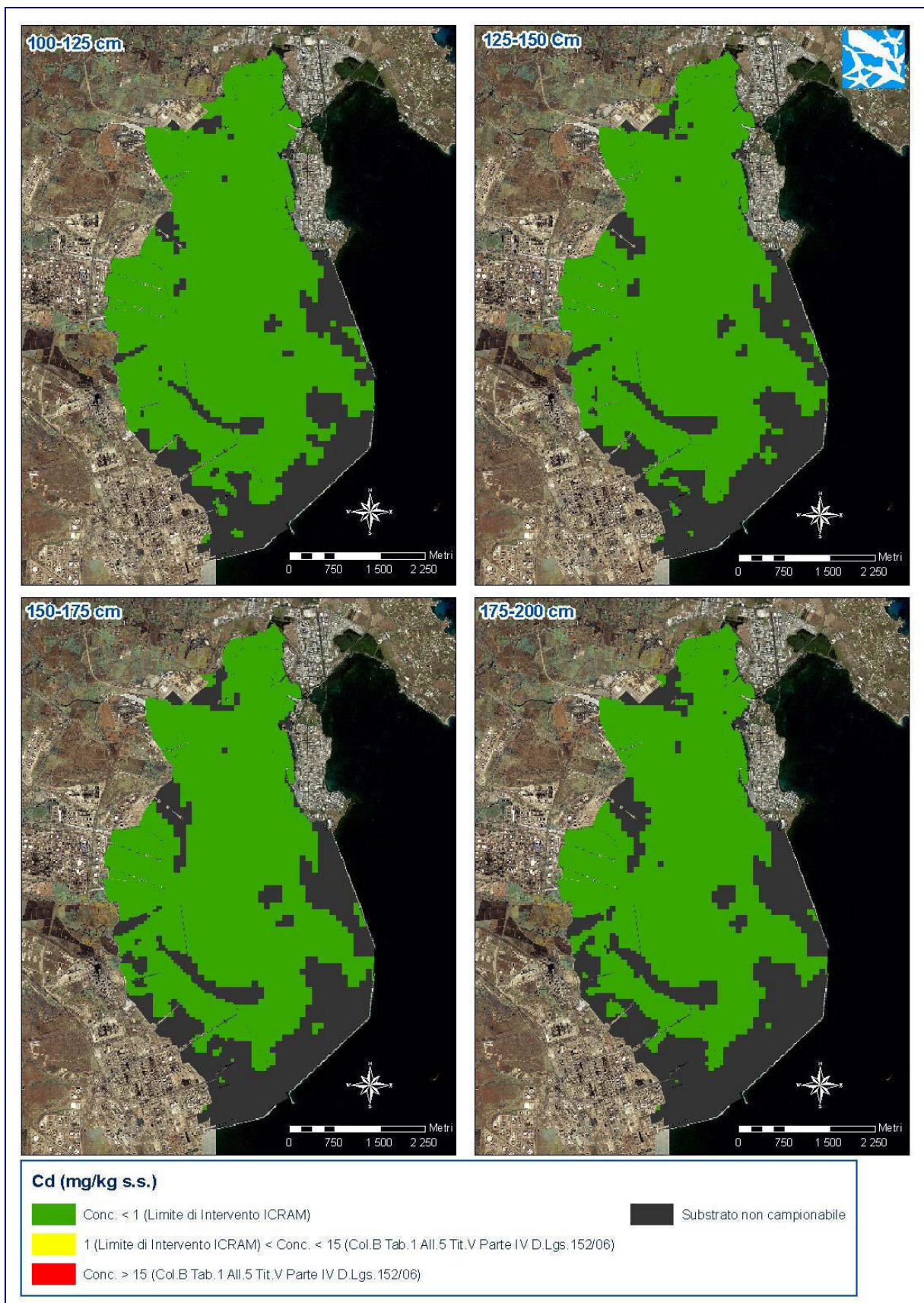


Figura 71: Stima della concentrazione di Cd nello strato 100-200 cm



I superamenti relativi all'**Arsenico (As)** sono per lo più localizzati nell'area compresa tra i pontili ERG e SYNDIAL e nell'area antistante i pontili ESSO nei primi 100 cm di spessore del sedimento (Figura 72). In queste aree sono stati osservati alcuni superamenti puntuali della col. B tab. 1 del D.Lgs. 152/06, con valore massimo pari a 98 mg/kg s.s..

I suddetti superamenti non emergono nelle elaborazioni in quanto essi costituiscono concentrazioni isolate che vengono mediate, nelle fasi di elaborazione, dalle basse concentrazioni circostanti. Nel successivo metro di spessore di sedimento indagato non sono stati osservati superamenti del valore di intervento.



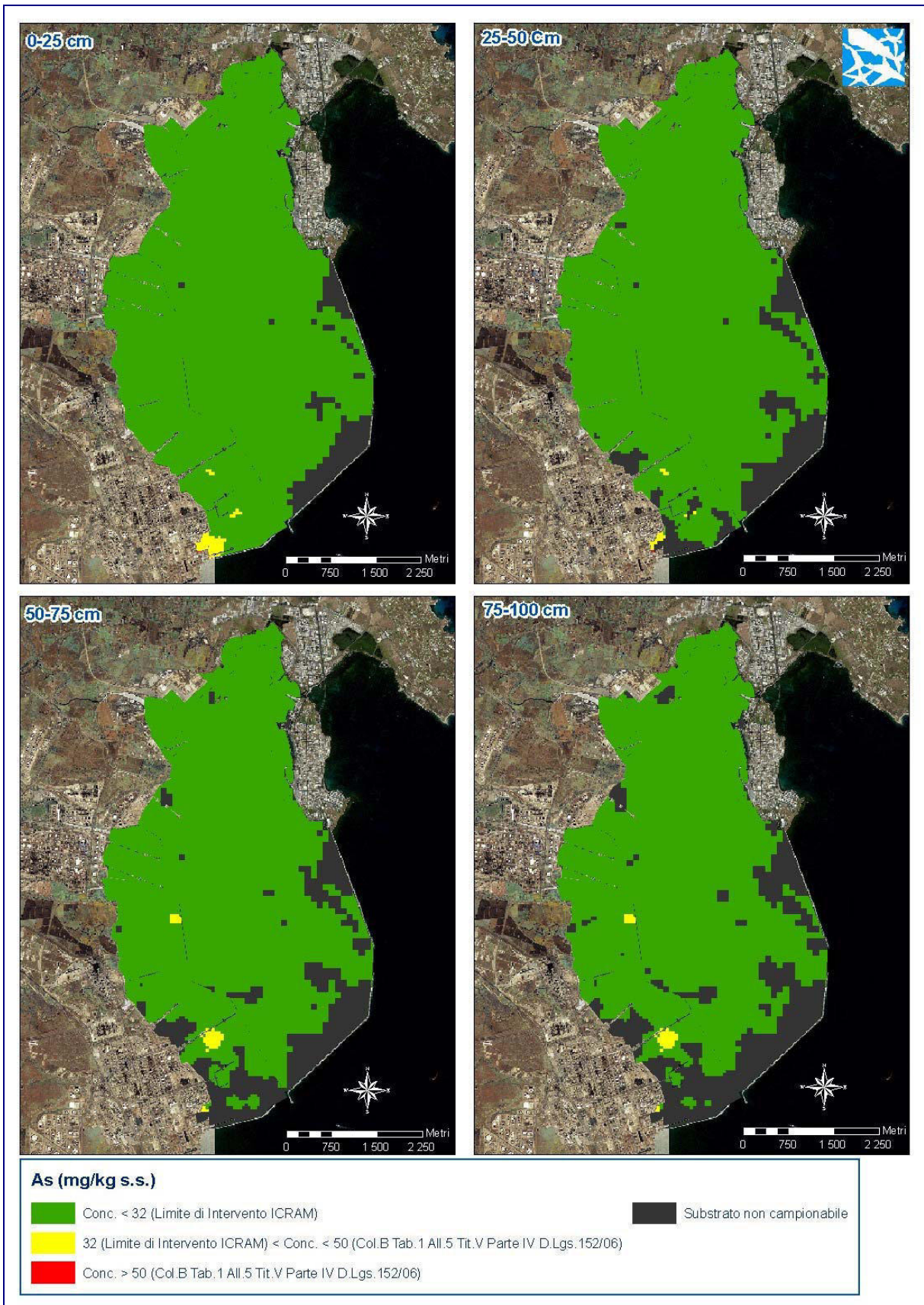


Figura 72: Stima della concentrazione di As nello strato 0-100 cm

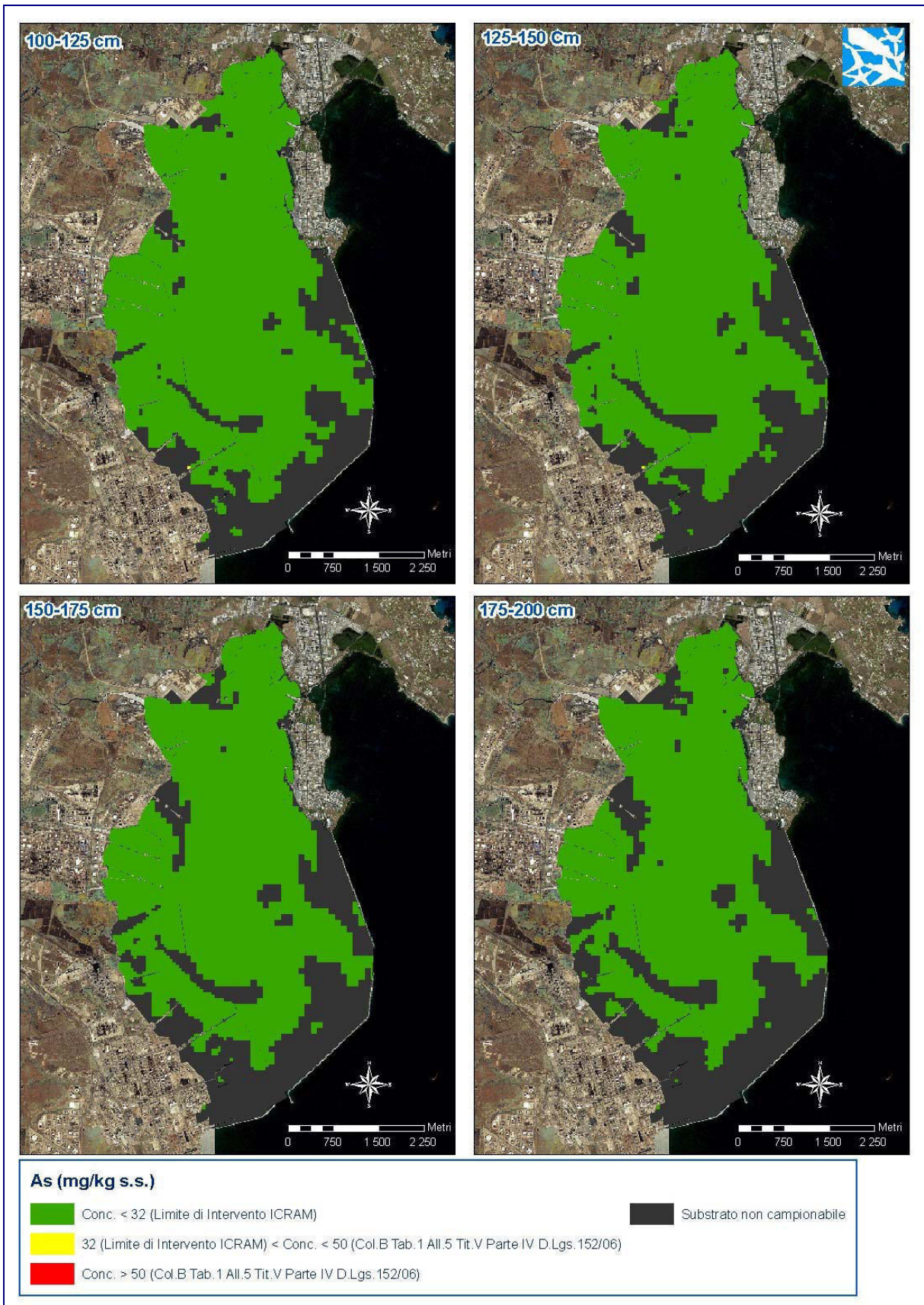
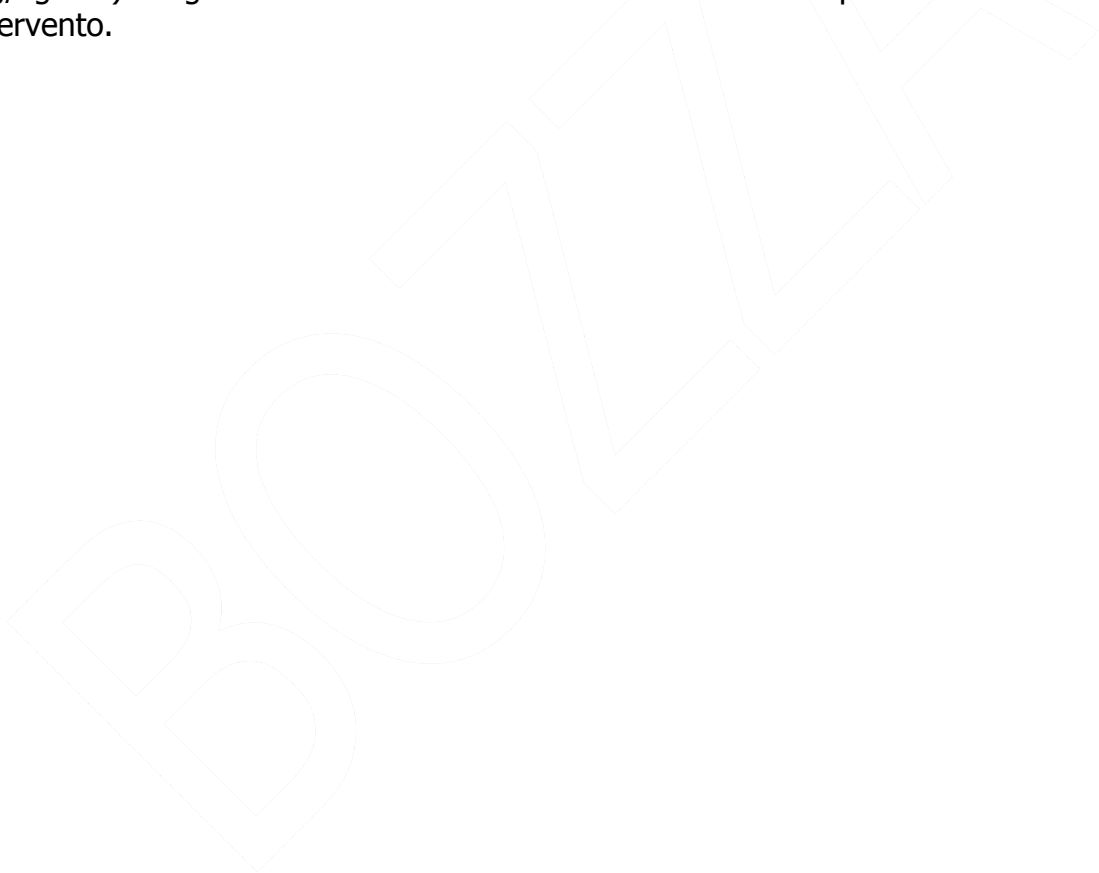


Figura 73: Stima della concentrazione di As nello strato 100-200 cm



Relativamente al **Piombo (Pb)**, per i primi 50 cm, le aree in cui sono stati osservati superamenti risultano essere: la parte meridionale della Rada; l'area compresa ed antistante il pontile SYNDIAL ed i pontili ERG, con concentrazioni fino a 407 mg/kg s.s. (Figura 74); l'area in prossimità dei pontili ENEL ed ESSO, con concentrazioni fino a 385.6 mg/g s.s.; l'area più settentrionale, corrispondente al settore antistante il porto commerciale ed i cantieri navali, con concentrazioni fino a 146 mg/kg s.s.; la parte centrale della Rada, con concentrazioni fino a 2245 mg/kg s.s.; nell'area prospiciente la Nuova Darsena ed alcune aree antistanti la Marina Militare. In quest'ultima sono state determinate le concentrazioni più elevate, con valori pari a 5393 mg/kg s.s..

Negli strati successivi (Figura 75) sono stati osservati alcuni superamenti, localizzati prevalentemente nell'intorno dei pontili ESSO (fino a 310 mg/kg s.s.), nell'area antistante ed adiacente il pontile liquidi ERG e di fronte la Marina Militare (fino a 290 mg/kg s.s.). Negli ultimi 50 cm non sono stati determinati superamenti del valore di intervento.



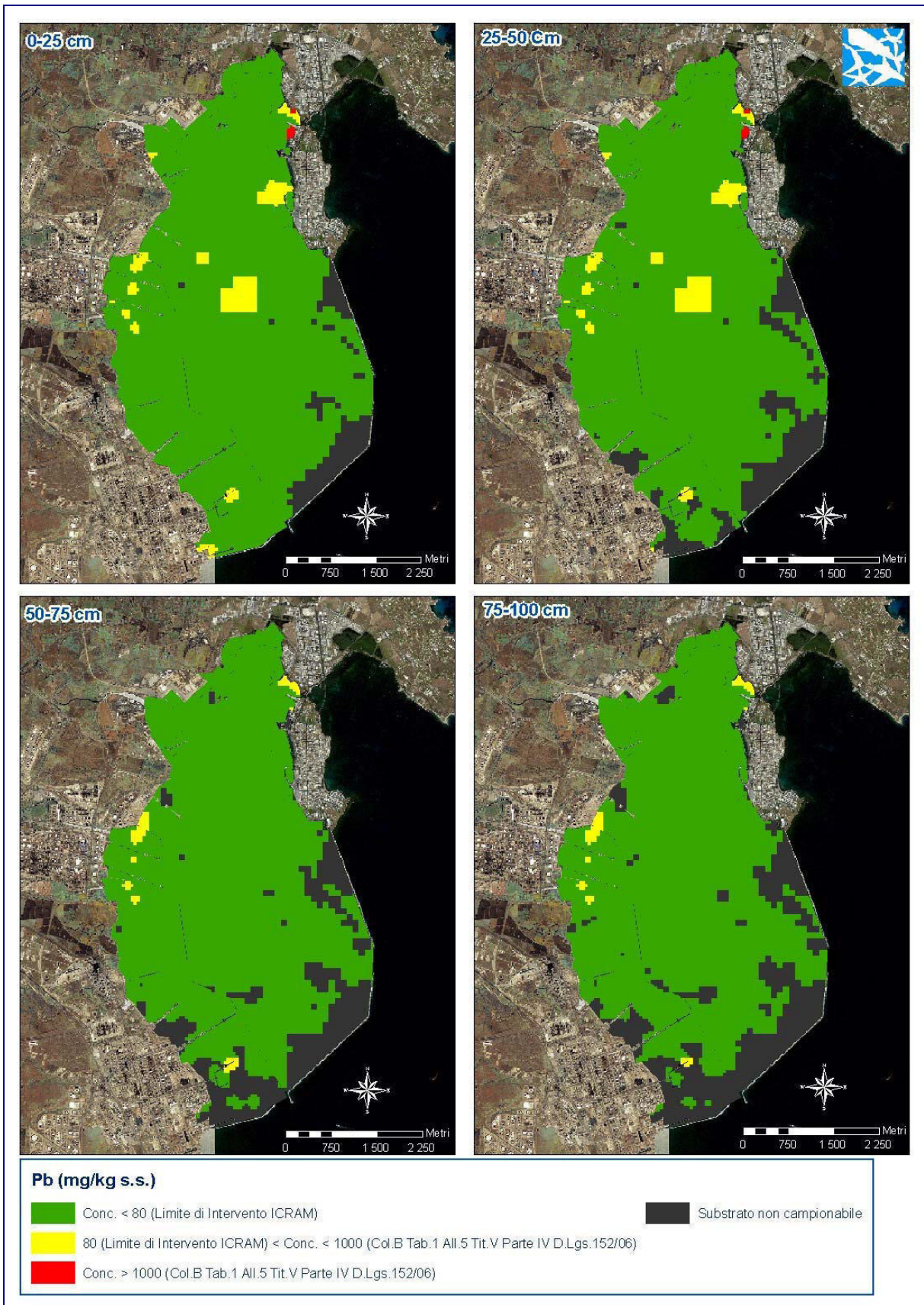


Figura 74: Stima della concentrazione di Pb nello strato 0-100 cm

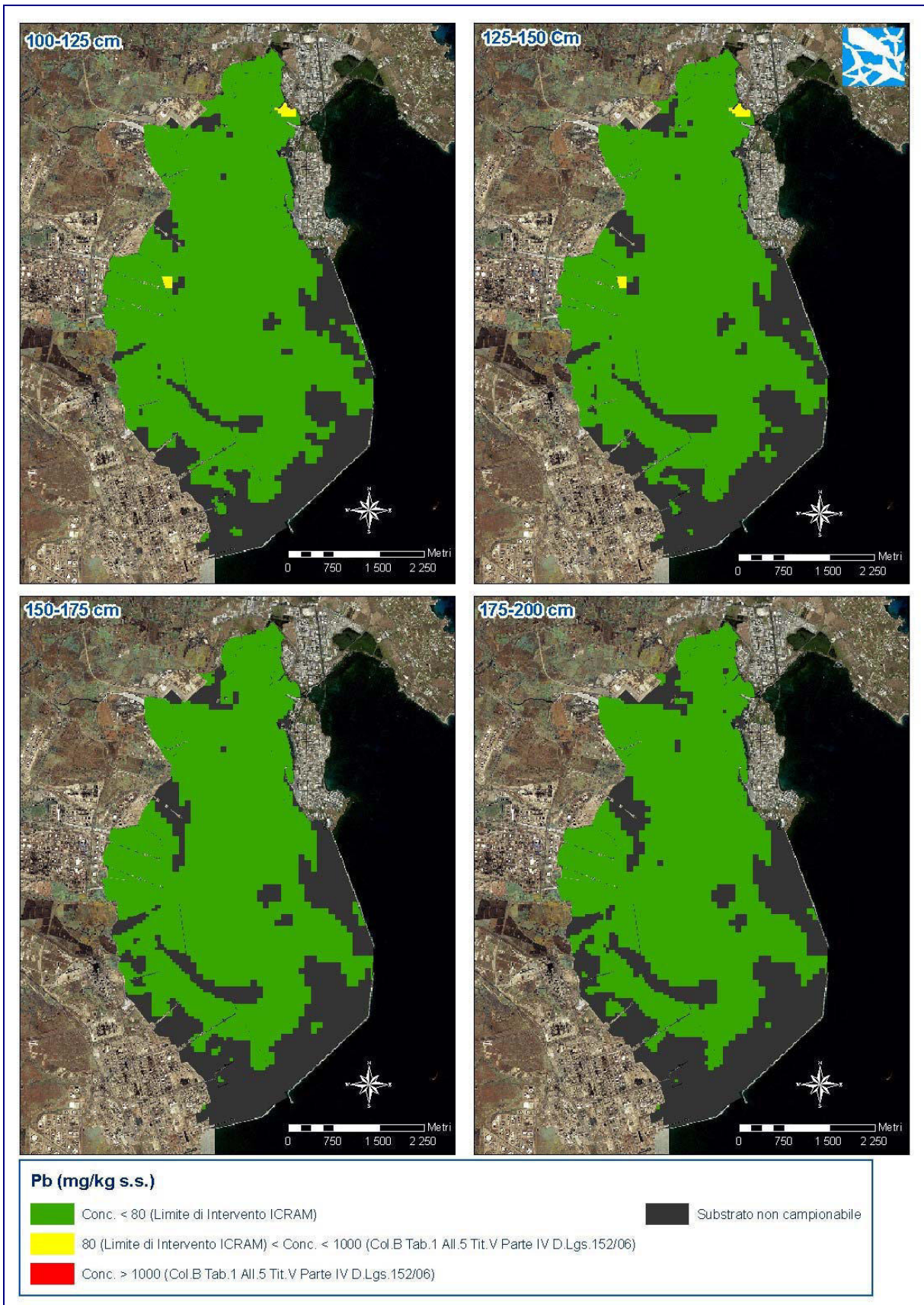


Figura 75: Stima della concentrazione di Pb nello strato 100-200 cm



Il **Vanadio (V)** presenta alcune concentrazioni superiori al valore limite di col. B tab. 1 del D.Lgs. 152/06. Queste concentrazioni sono tutte localizzate in una zona molto ristretta, corrispondente all'area antistante i pontili ESSO, e sono distribuite nei primi 150 cm (Figura 76, Figura 77).

Non è individuabile un gradiente di concentrazione in funzione della profondità: le concentrazioni interessate dai superamenti sono infatti equamente distribuite fra i diversi livelli, e comprese tra 492 mg/kg s.s. e 866 mg/kg s.s..

BOLOGNA

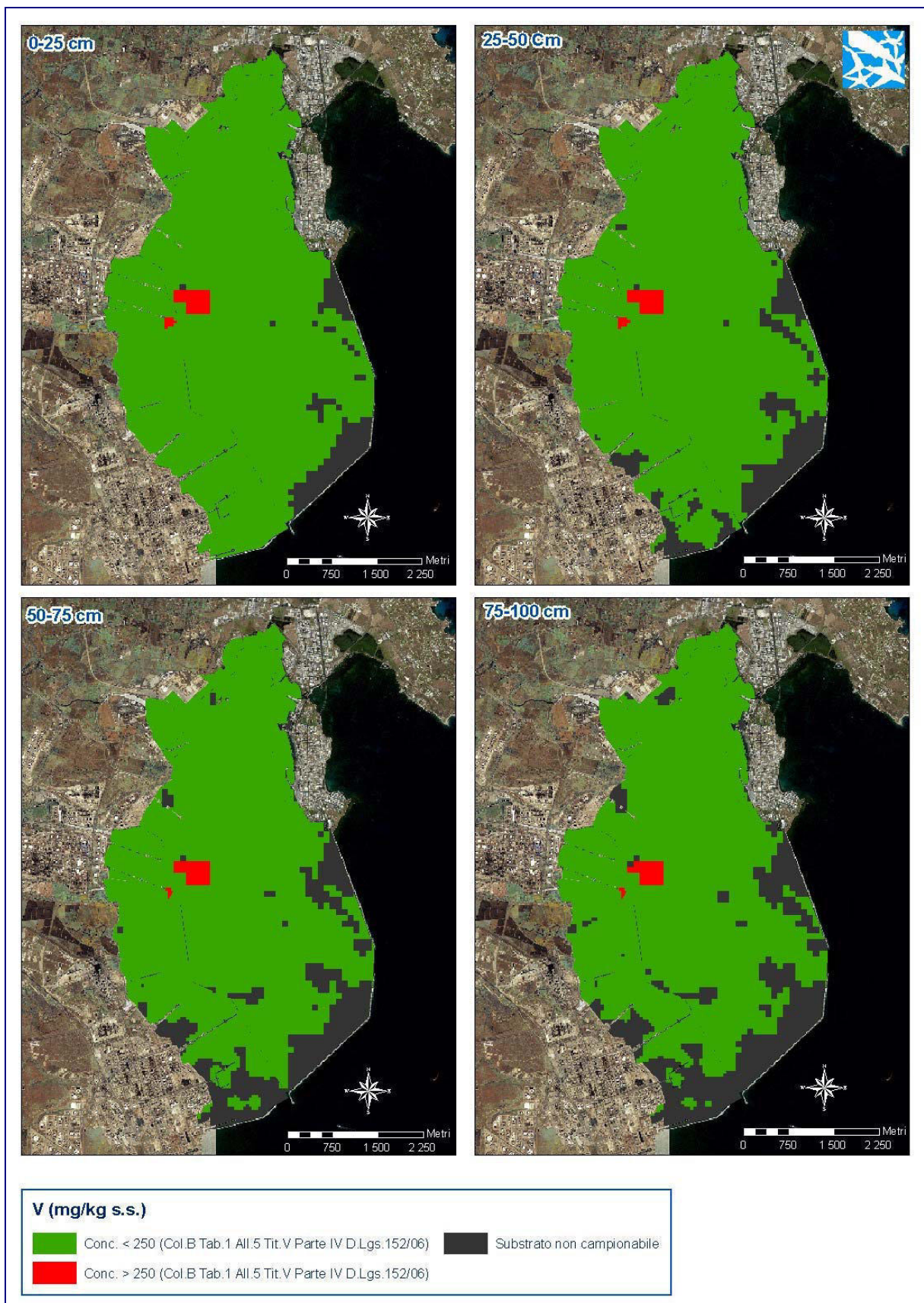


Figura 76: Stima della concentrazione di V nello strato 0-100 cm

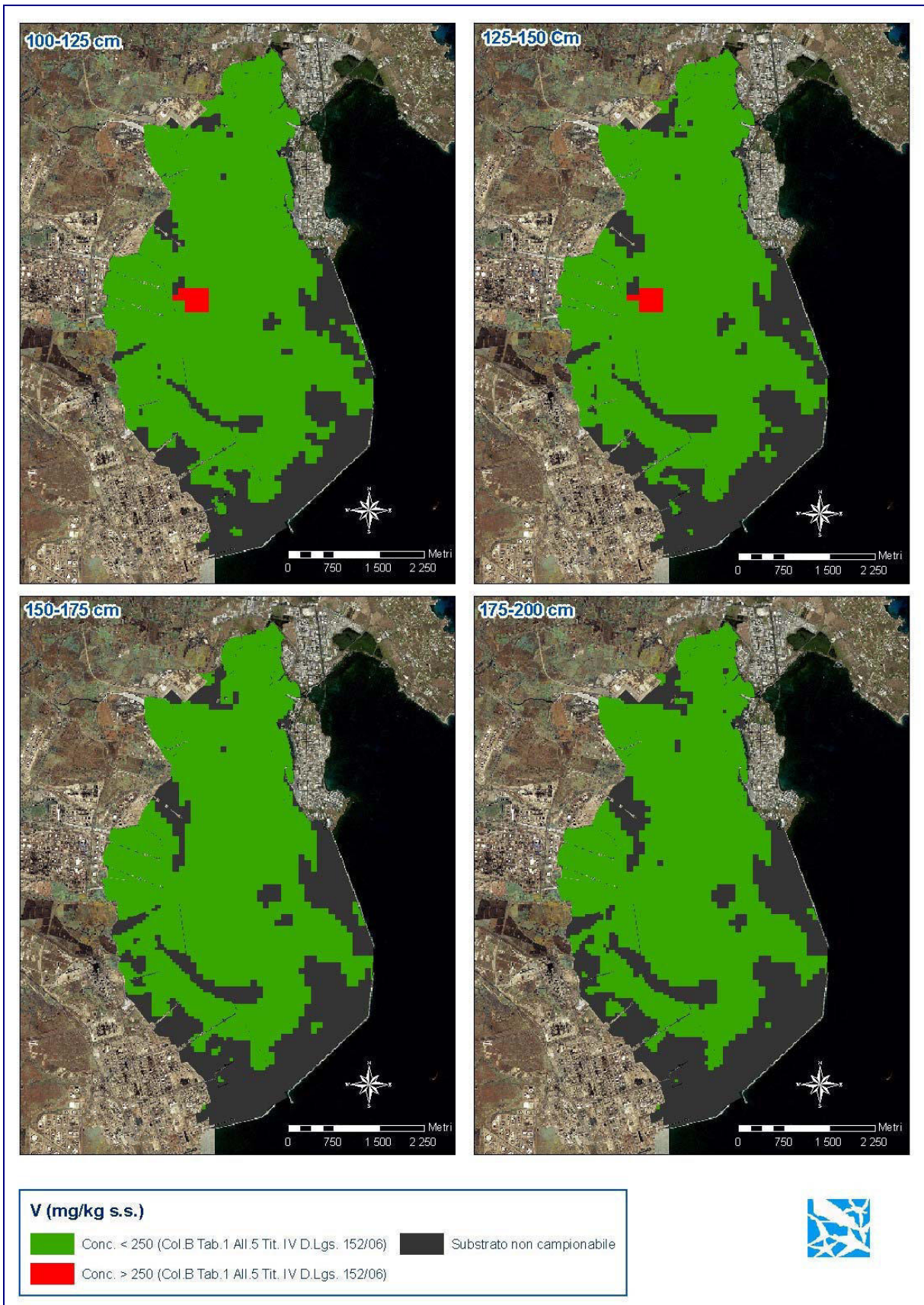
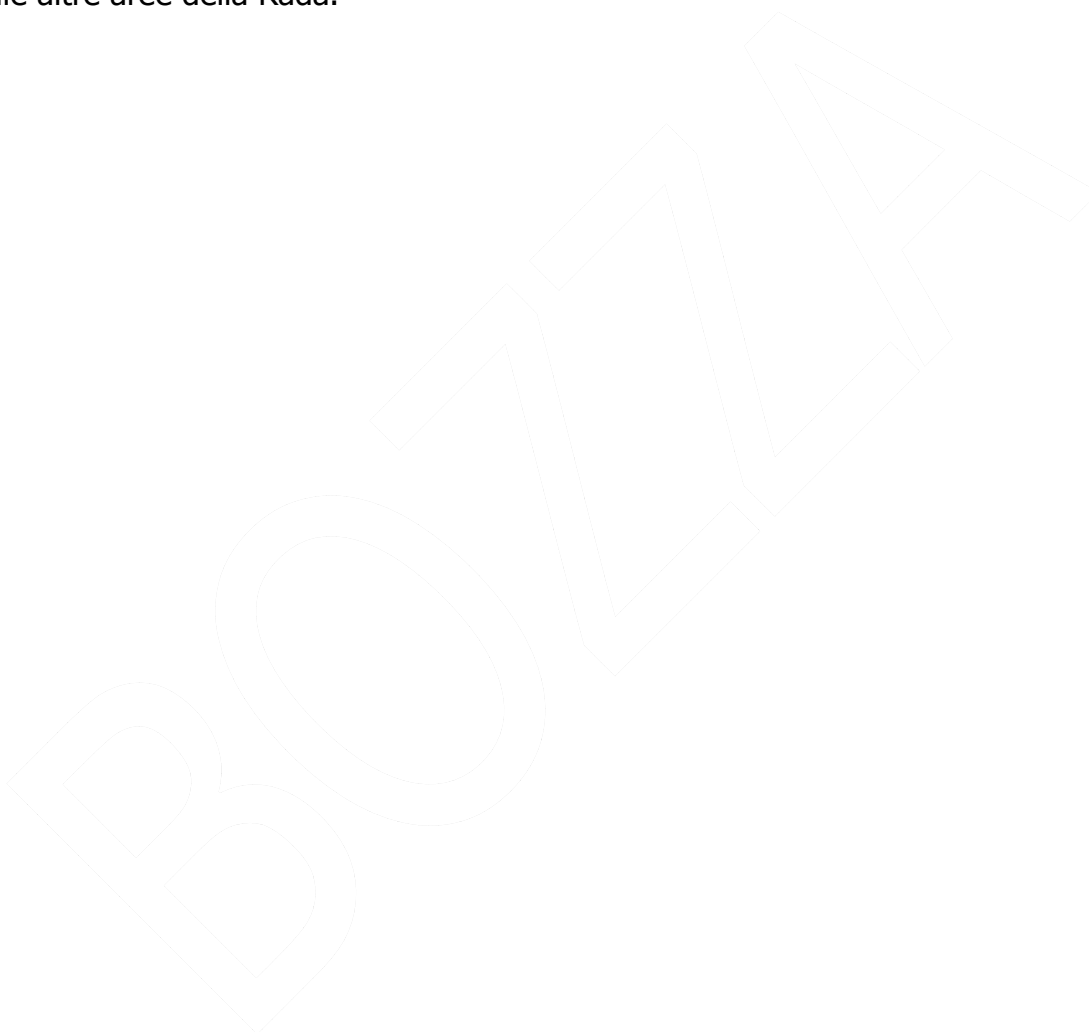


Figura 77: Stima della concentrazione di V nello strato 100-200 cm



E' stata osservata la presenza di **Idrocarburi leggeri (IC \leq 12)** nelle aree dei pontili e nell'area antistante la Marina Militare, con isolati superamenti della col. B tab. 1 del D.Lgs. 152/06, localizzati in aree adiacenti ai pontili ERG (concentrazione massima 761 mg/Kg s.s.) e nei primi 150 cm di sedimento.

Nei campioni analizzati e relativi al livello superficiale prelevati nell' "area prioritaria Sud", si osserva la presenza diffusa di **Diossine e Furani**, con concentrazioni che superano il valore d'intervento (Figura 78) e, in alcuni campioni, il superamento del valore limite della col. B tab. 1 del D.Lgs. 152/06. Non si osservano superamenti nelle altre aree della Rada.



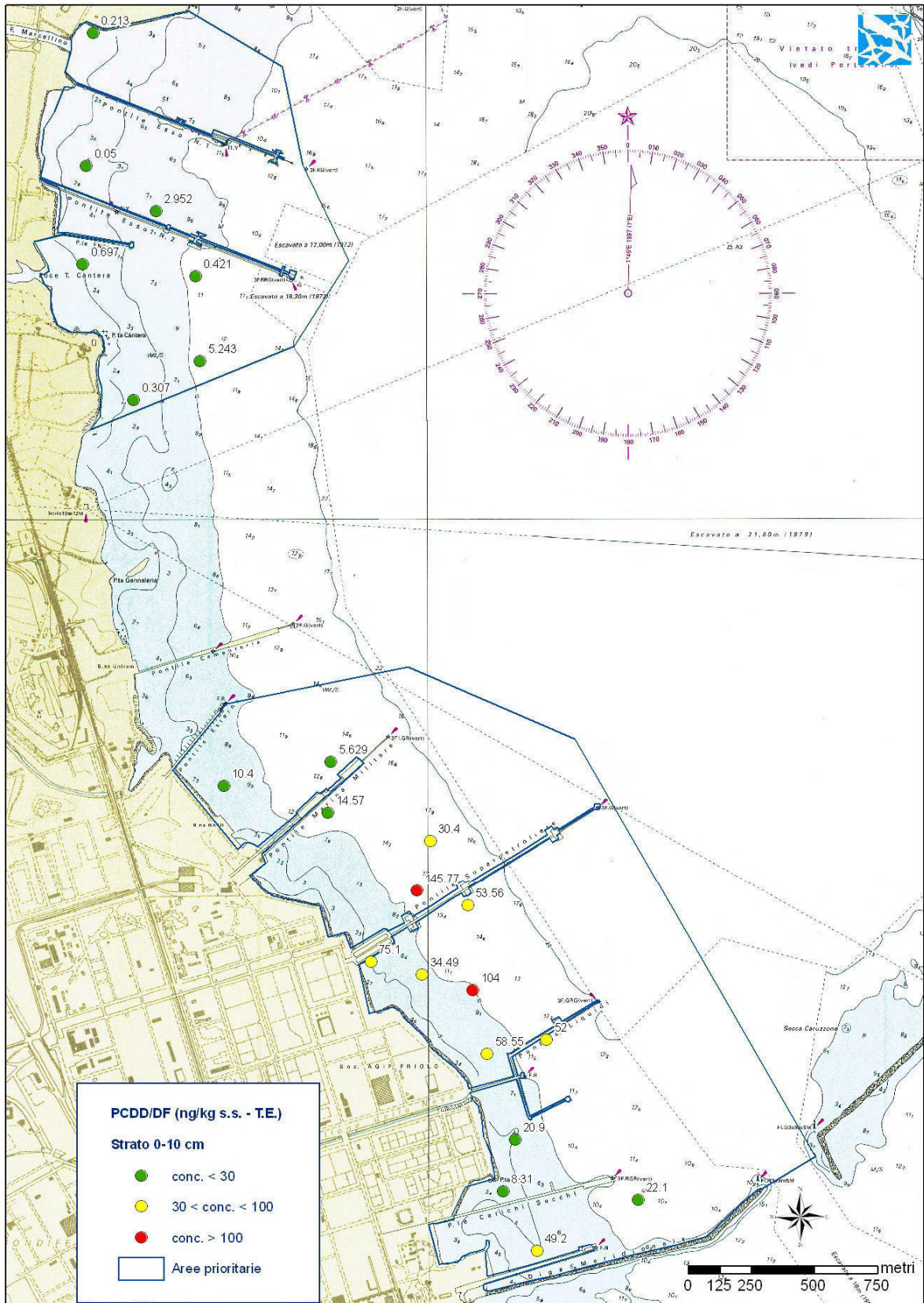


Figura 78: Concentrazioni di diossine e furani nello strato 0-10 cm



Cromo (Cr) e **Nichel (Ni)** evidenziano rari superamenti del valore di intervento e, quando presenti, risultano essenzialmente localizzati nell'intorno dei pontili dell' "area prioritaria Nord", nell'area antistante la Marina Militare e in quella antistante la Nuova Darsena. Le concentrazioni più elevate sono state determinate nel livello più superficiale, nell'area compresa tra i pontili ESSO per il Cr (258 mg/kg s.s.) e nell'area antistante la Marina Militare per il Ni (310 mg/kg s.s.).

Non si evidenziano contaminazioni derivanti da **Alluminio (Al)** e **Ferro (Fe)**: le concentrazioni riscontrate rientrano infatti negli intervalli attesi dalle caratteristiche geochimiche dell'area.

Lo **Stagno (Sn)** presenta per lo più concentrazioni comprese tra 0.5 e 15 mg/kg s.s.. Sono comunque state riscontrate concentrazioni superiori, come *hot spots*, localizzate essenzialmente nelle aree dei pontili e nell'area antistante il porto commerciale. In quest'ultima zona, nel livello più superficiale, sono state determinate le concentrazioni più elevate (concentrazione massima pari a 322 mg/kg s.s.).

Per quanto riguarda i **Fitofarmaci**, sono stati riscontrati diversi superamenti della col. B, Tab. 1, D.Lgs. 152/06, relativi ad Aldrin, Dieldrin, DDT, DDD e DDE, tutti localizzati nella fascia costiera tra le due aree prioritarie. I superamenti relativi ad Aldrin e Dieldrin interessano l'intero spessore di sedimento indagato, con concentrazioni massime pari a 1.93 mg/kg s.s. per Dieldrin e 0.50 mg/kg s.s. per Aldrin. DDT, DDD e DDE presentano superamenti solo nel secondo metro di spessore di sedimento, con concentrazioni massime pari a 0.41 mg/kg s.s. per DDT, a 0.42 mg/kg s.s. per DDD e a 0.52 mg/kg s.s. per DDE.

I **Composti Organostannici** non hanno evidenziato superamenti del valore di intervento.

Per i tutti gli altri parametri tutte le concentrazioni sono risultate inferiori al limite di quantificazione analitico. In merito ad alcuni di questi parametri, nel corso della sua attività di supervisione analitica (par. 4.3), ICRAM ha riscontrato la presenza di **BTEX, Benzene e o-xilene** con concentrazioni che nello strato 10-30 cm superano i valori della col. B tab. 1 del D.Lgs. 152/06 (Figura 79). E' stata, inoltre, riscontrata la presenza di **Cloroformio e Metilene cloruro** nel livello 10-30 cm.

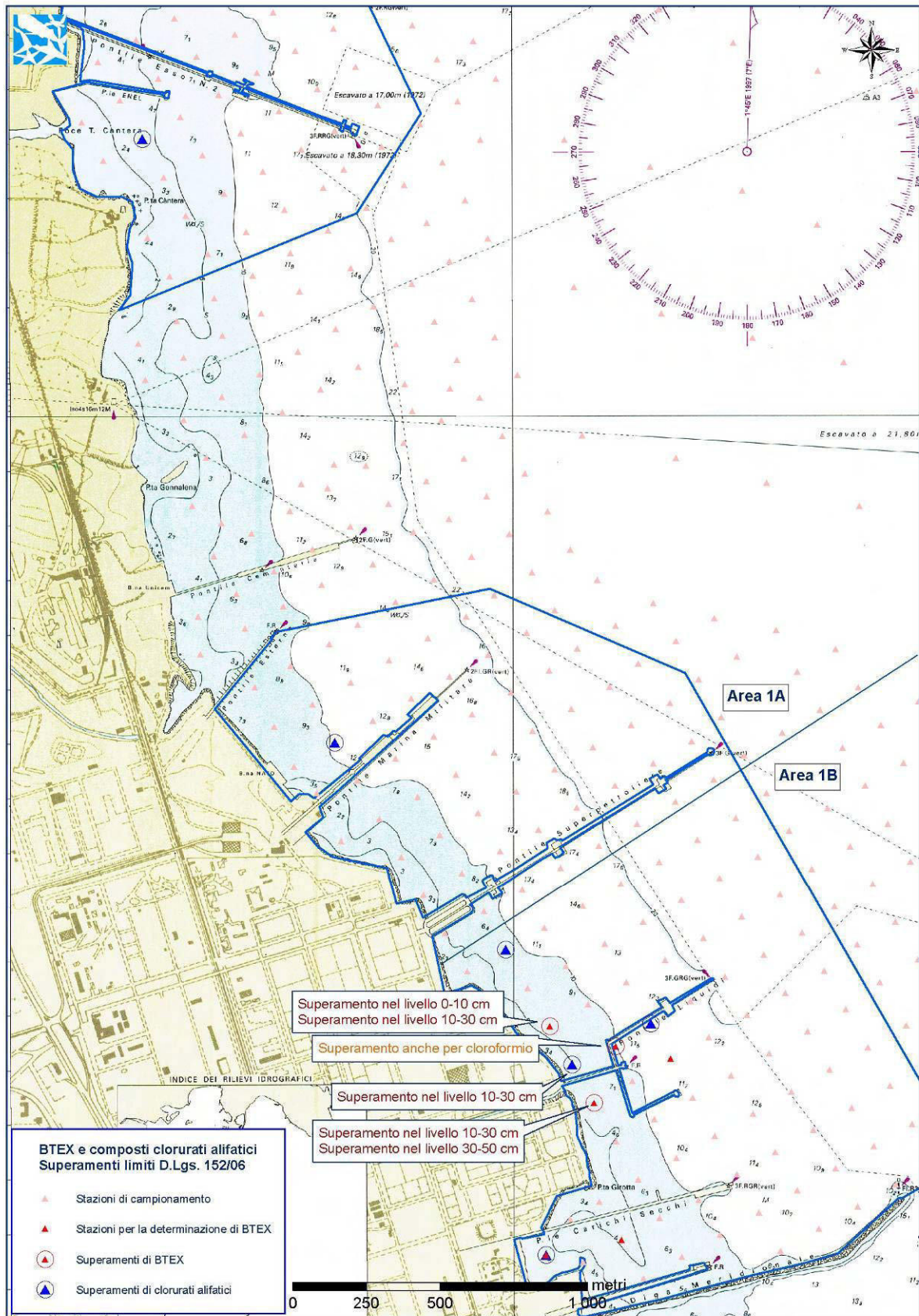


Figura 79: Superamenti col. B tab. 1 del D.Lgs. 152/06 di BTEX e clorurati alifatici ricercati da ICRAM



6.2.3 Risultati delle indagini microbiologiche effettuate sui sedimenti

I risultati delle indagini **microbiologiche** sui sedimenti marini eseguite nelle diverse fasi di caratterizzazione ambientale della Rada di Augusta evidenziano l'assenza di agenti patogeni (salmonella).

Si riscontra tuttavia una contaminazione di origine fecale, con concentrazioni elevate di Spore di clostridi solfito-riduttori e di Streptococchi fecali nel livello superficiale, in prossimità della foce del fiume Mulinello, del fiume Marcellino e del centro abitato di Augusta.

6.2.4 Risultati delle indagini sulle "carote in continuo"

Le analisi chimico-fisiche eseguite sulle carote cosiddette "in continuo" (cfr. 4.3.3) permettono, per gli analiti le cui concentrazioni all'interno della Rada sono risultate maggiormente significative, la discriminazione tra contributi naturali e contributi antropici. In Figura 80 vengono riportate le stazioni campionate secondo questo criterio.

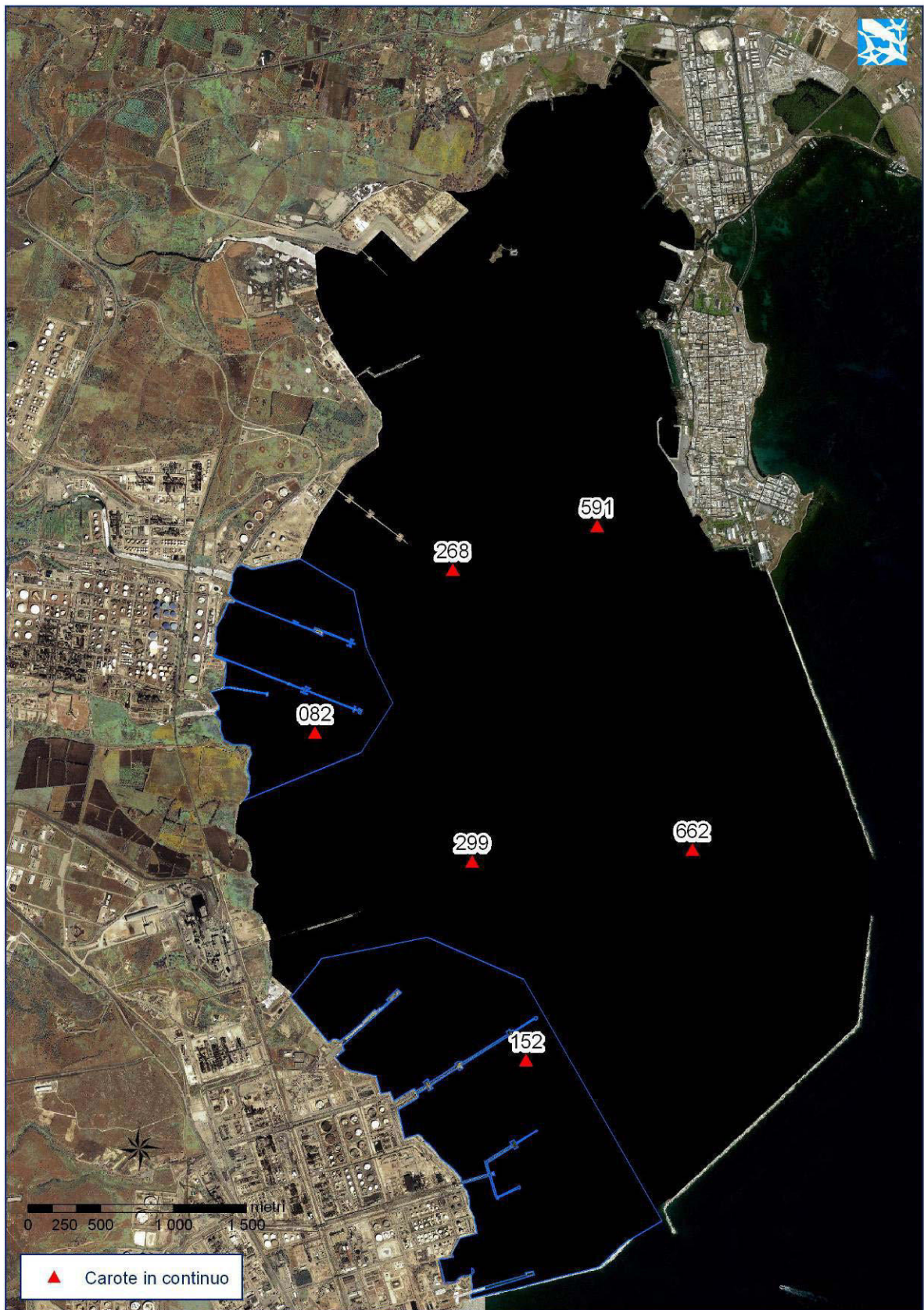


Figura 80: Ubicazione delle stazioni in prossimità delle quali sono state prelevate carote "in continuo"



I risultati analitici delle caratteristiche tessiturali (Figura 54 e Figura 55) evidenziano per l'intera rada fondali con sedimenti a carattere prevalentemente argillo-siltoso, con una tendenza all'omogeneità granulometrica lungo tutta la verticale, ad eccezione di livelli, più o meno variabili, che si arricchiscono della frazione sabbiosa.

Fanno eccezione la carota PR01/152, dove, a differenza di tutte le altre, c'è una prevalenza della frazione sabbiosa anziché pelitica con percentuali peraltro consistenti (70-89%), e la carota PR01/591, con la minore percentuale di sabbia (mai superiore al 10%), di tutte le carote in continuo analizzate.

La carota PR01/591, ad esclusione di un sottile livello leggermente più grossolano (63.5% di silt), presenta una sostanziale omogeneità lungo tutto lo spessore campionato, mantenendo costantemente caratteristiche pelitiche con percentuali sabbiose che non superano mai il 9%.

Nella carota PR01/299 (Figura 82) il sedimento risulta essere prevalentemente siltoso-argilloso, con andamento costante lungo tutto lo spessore indagato, ad eccezione del tratto centrale, in cui si rileva un'alternanza di livelli leggermente più sabbiosi (38-80 cm) con altri più fini (80-120 cm).

Nella carota PR01/662 (Figura 82), invece, si rileva un incremento della frazione sabbiosa, oltre i 20 cm, a scapito della componente argillosa.

Tali anomalie si riscontrano in particolare nella carota PR01/268, dove si rinvengono intervalli con aumento della componente sabbiosa fino a 46-48% o nella carota PR01/82 dove, oltre il metro di spessore, la sabbia aumenta in modo significativo (22-36%) rispetto ai livelli più superficiali (Figura 81).

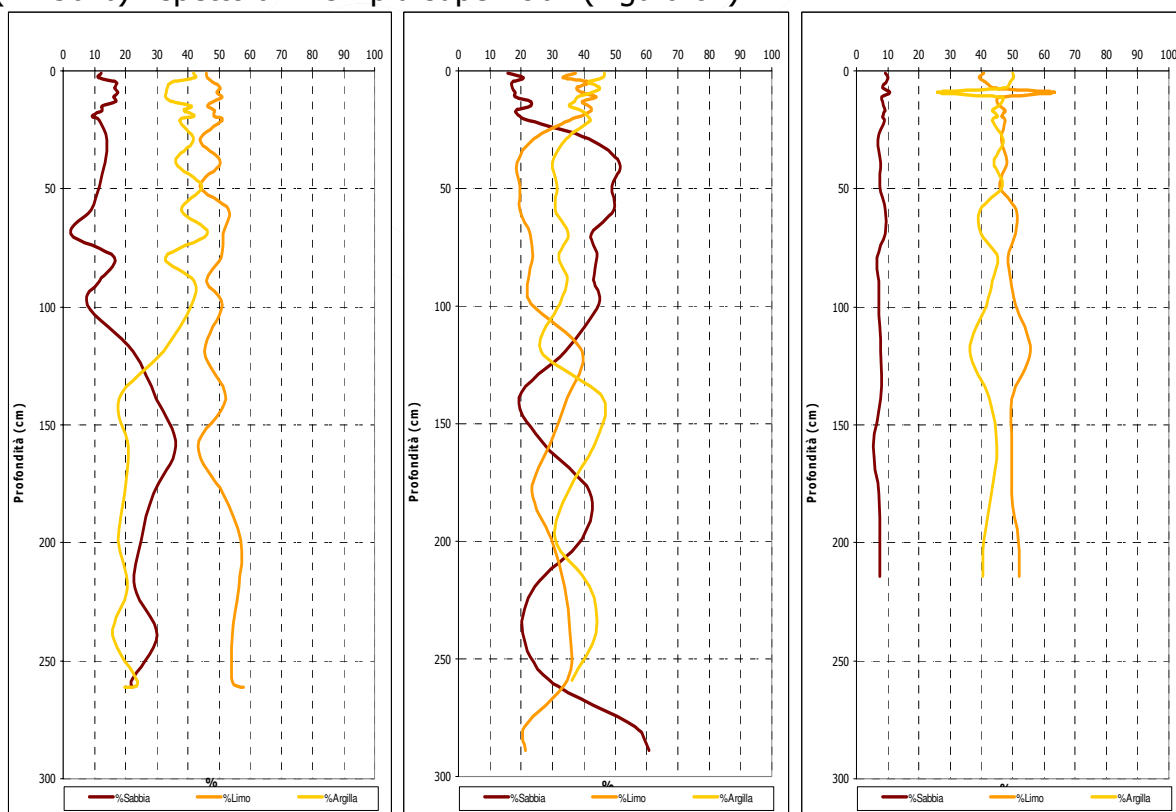


Figura 81: Distribuzione delle frazioni granulometriche delle carote PR01/82, PR01/268, PR02/591 (in sequenza, da sinistra a destra)

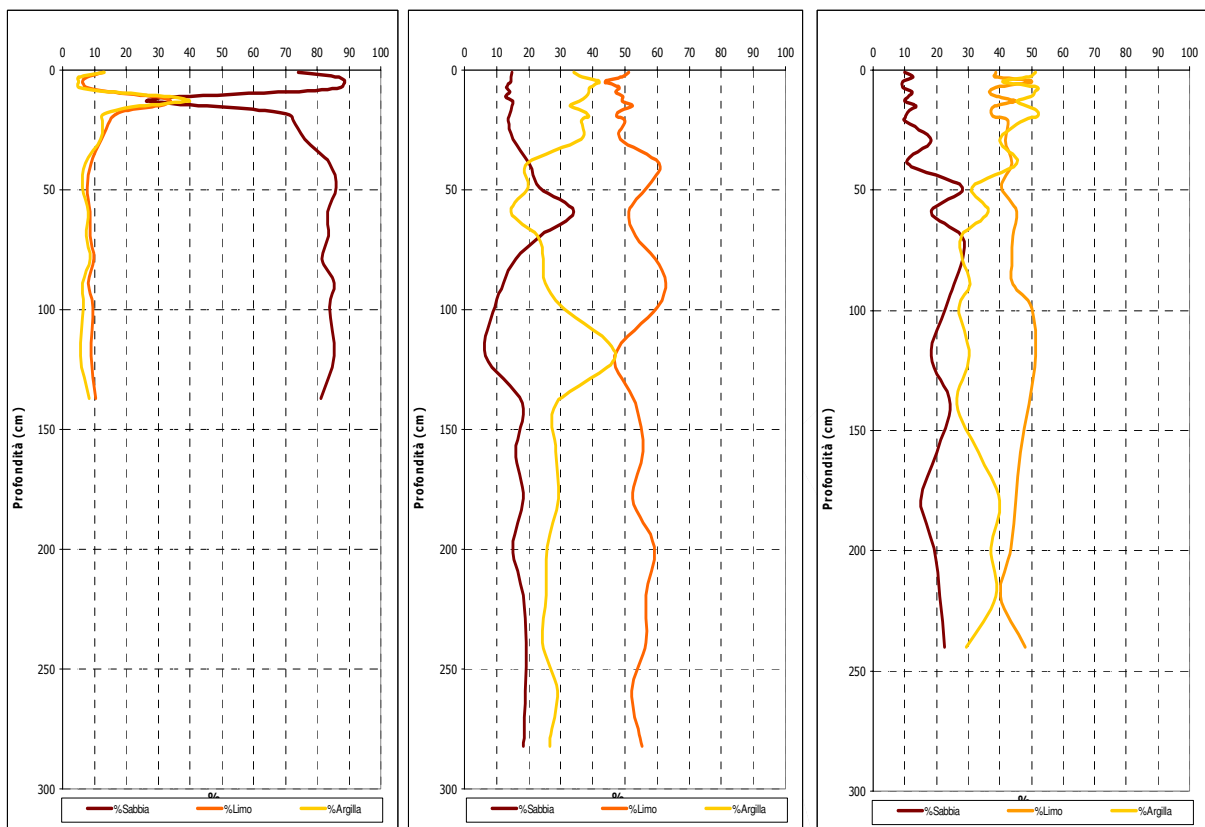


Figura 82: Distribuzione delle frazioni granulometriche delle carote PR01/152, PR01/299, PR02/662 (in sequenza, da sinistra a destra)

I risultati delle determinazioni analitiche dei contaminanti ricercati in queste carote (cfr. 4.3.3) evidenziano, per alcuni contaminanti, concentrazioni e relativi spessori coinvolti differenti a secondo della loro posizione all'interno della rada. In particolare, si riscontra nelle carote più prossime all'area industriale (PR/152, PR/299, PR/82), con l'aumentare della profondità, una significativa diminuzione delle concentrazioni che non trova corrispondenza con le variazioni granulometriche presenti. Dall'andamento di tali curve di concentrazione si può ipotizzare, per tutte le carote, un contributo di tipo antropico negli strati più superficiali, dove si registrano i livelli maggiori di tali contaminanti, ed una tendenza verso valori naturali, in linea con le caratteristiche geochimiche dell'area, nei sedimenti sottostanti.

Un'altra significativa evidenza è data dalla variazione del tenore di contaminazione dei parametri ricercati lungo i profili delle carote secondo un gradiente costa-largo, o più precisamente, allontanandosi dall'area industriale. Tale gradiente si manifesta, oltre che con l'entità della contaminazione, in termini di valori di concentrazione, anche con gli spessori coinvolti da tale effetto. In particolare, si riscontrano spessori di sedimento contaminato più significativi (con valori massimi di 50 cm) nelle carote più prossime alla costa, che si riducono a circa 20 cm in quelle più distali. Fa eccezione la carota PR01/82, dove una contaminazione da Idrocarburi Policiclici Aromatici interessa uno strato maggiore, fino ad 1 m circa dalla superficie.

In relazione ai metalli ed elementi in tracce ricercati sono da sottolineare, anche in considerazione dei valori limite fissati per i sedimenti contaminati, i significativi tenori



che il Mercurio (Hg) registra nelle carote più vicine all'area industriale (PR/152, PR/299, PR/82).

Le concentrazioni più elevate per questo elemento si registrano mediamente negli spessori più recenti di queste carote (0-40 cm), con tenori che variano tra 8 e 36 mg/kg s.s. nella carota PR/152, con picchi di 50-57 mg/kg s.s. in livelli intermedi (10-14 cm), e concentrazioni comprese tra 9 e 22 mg/kg s.s. nella carota PR/299, con picchi di 30 mg/kg s.s. nel livello 10-12 cm. Uno spessore maggiore (0-100 cm) coinvolge, invece, la carota PR/82, con tenori che variano tra 2 e 8 mg/kg s.s. e picchi di 13-17 mg/kg s.s. in livelli intermedi (38-50 cm). In tutte le carote, oltre lo spessore contaminato le concentrazioni ritornano significativamente a valori naturali, compresi tra 0.01 e 0.33 mg/kg s.s. (Figura 83).

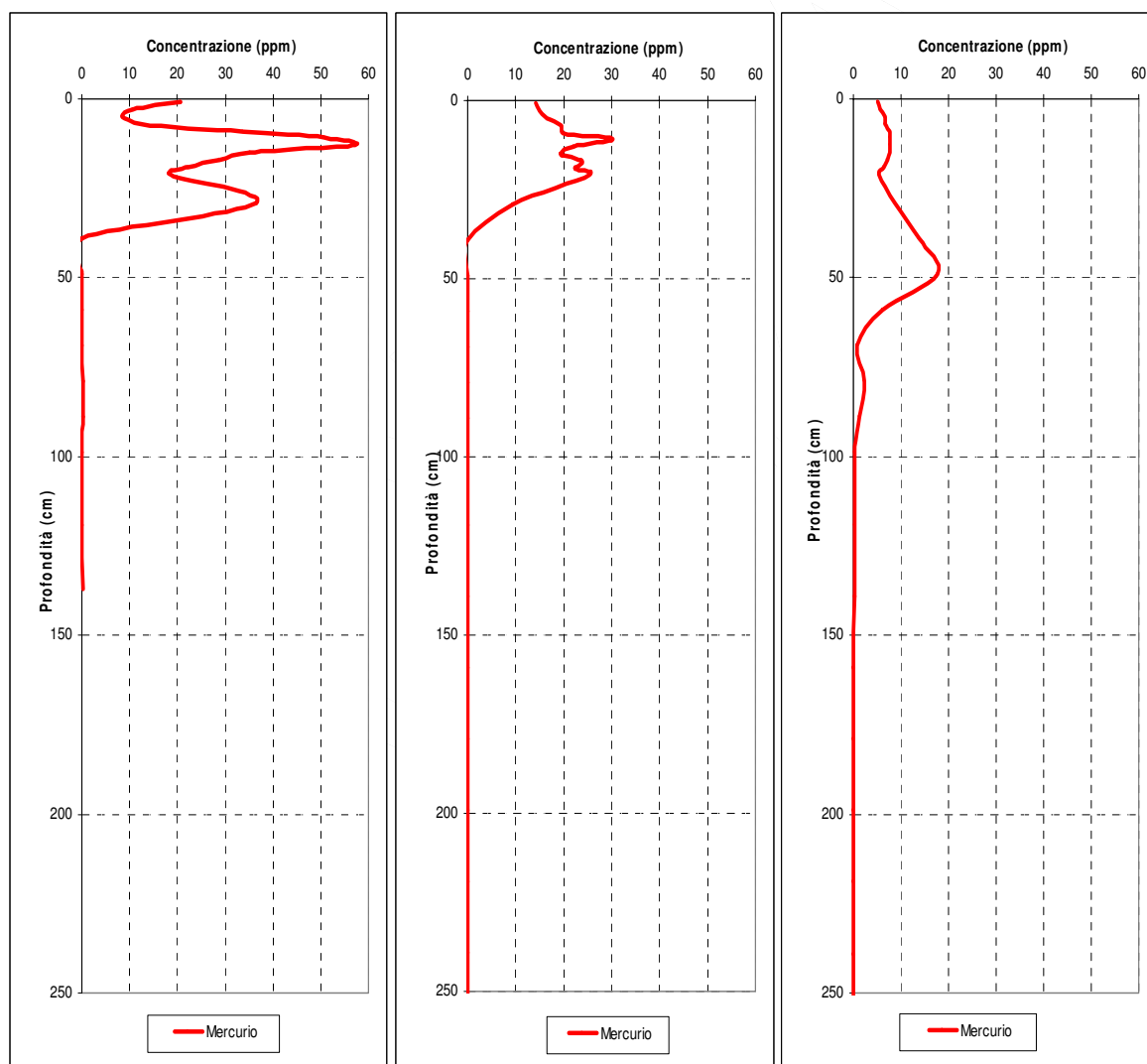


Figura 83: Curva di distribuzione del Hg lungo la verticale delle carote PR/152, PR/299, PR/82

Nelle altre carote analizzate il Mercurio si tiene su tenori decisamente inferiori, con concentrazioni variabili tra 0.02 e 0.77 mg/kg s.s., ad eccezione soltanto del livello più superficiale della carota PR/591 (0-4 cm), che presenta tenori intorno a 1.2-1.8 mg/kg s.s.



Gli altri metalli ed elementi in tracce indagati non hanno evidenziato tenori significativi, anche se l'andamento delle curve di concentrazione, mostra pur sempre valori significativamente più elevati negli strati più recenti rispetto ai tenori naturali che invece si registrano negli strati più profondi.

Qualche anomalia è registrata dal Cr, in alcuni livelli subsuperficiali di alcune carote (PR/82, PR/591 e PR/268), con picchi che variano tra i 100 ed i 200 mg/kg s.s. e da Piombo e Zinco, con concentrazioni che arrivano rispettivamente a 120 mg/kg s.s. e 163 mg/kg s.s., entrambe sempre registrate negli strati più superficiali.

Una particolare anomalia si riscontra invece relativamente al Bario (Figura 84), che negli strati più recenti delle carote PR/152, PR/299 e PR/82 presenta andamenti delle curve di concentrazione analoghi a quelle del Mercurio, con tenori, in alcuni casi, decisamente importanti, come ad esempio nel caso della carota PR/152, dove nei primi 30 cm le concentrazioni variano tra 268 ed 848 mg/kg s.s., con picchi addirittura di 1250-1320 mg/kg s.s.

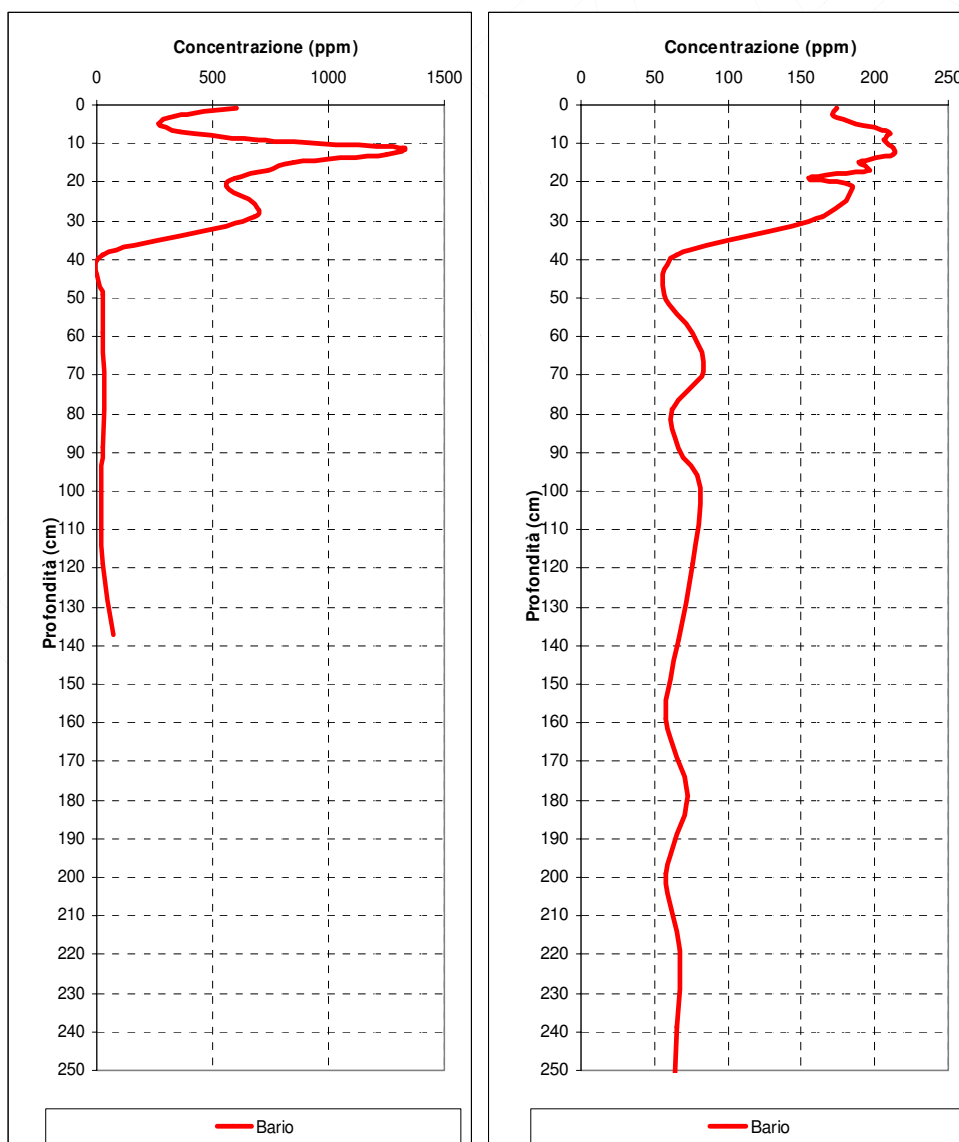


Figura 84: Curva di distribuzione del Bario in alcune carote (PR/152 e PR/299)



La determinazione degli Idrocarburi Policiclici Aromatici (IPA) e dei Policlorobifenili (PCB), ha registrato tenori che, pur bassi, presentano anch'essi un incremento significativo negli strati più recenti, specialmente se rapportato a quelle registrate nei livelli più profondi, come è possibile osservare nei relativi grafici (Figura 85).

Per tutti gli altri parametri, gli incrementi delle concentrazioni non sono altrettanto eclatanti ma ugualmente significativi; infatti, pur osservando che in corrispondenza dei valori massimi di concentrazione è presente un incremento della frazione più fine (potenziale contenitore principale dei contaminanti), tali variazioni non possono comunque essere ascrivibili ad un contributo di carattere naturale.

Il raggiungimento di tenori prossimi al limite di rilevabilità negli strati sottostanti, a parità di caratteristiche tessiturali, rende ancora più evidente la contaminazione subita dai sedimenti più recenti.

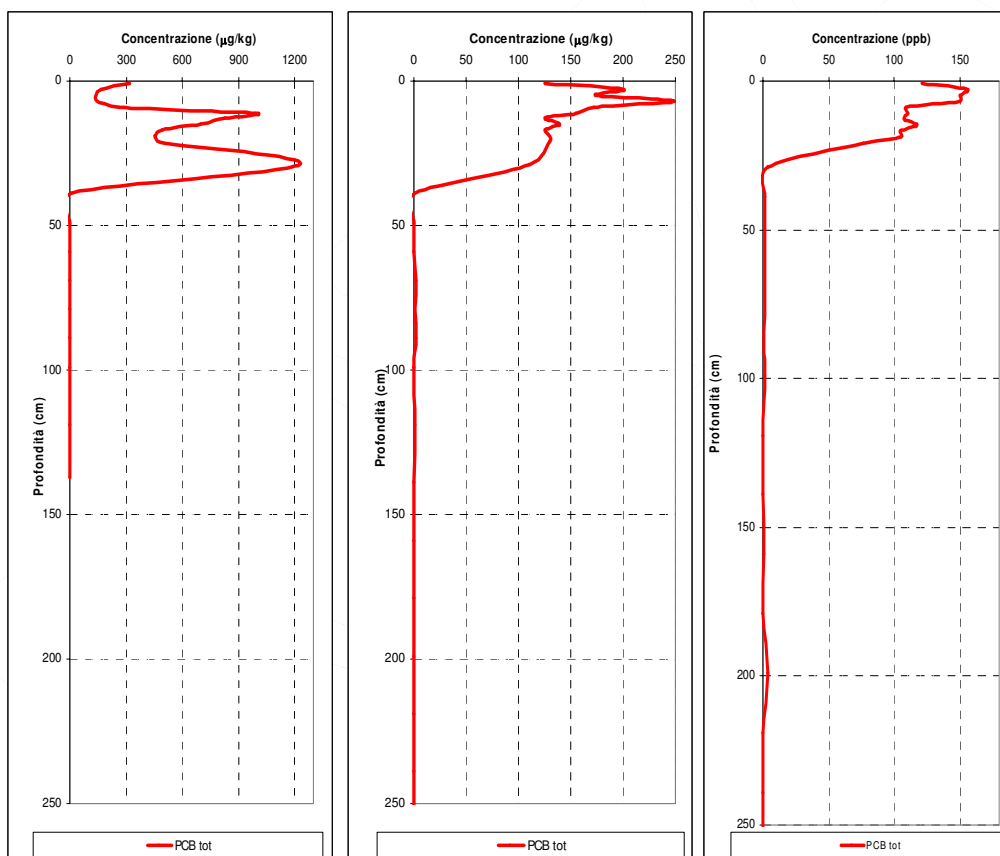


Figura 85: Curva di distribuzione dei PCB totali nelle carote PR/152, PR/299, PR/268

6.2.5 Risultati delle indagini ecotossicologiche sui sedimenti

Nel presente paragrafo vengono descritti i risultati delle indagini ecotossicologiche eseguite nel corso di una campagna integrativa svolta da ICRAM in concomitanza con l'esecuzione della Fase I e di quelle eseguite nel corso della Fase II di caratterizzazione, in attuazione del piano di caratterizzazione ICRAM.



Nel corso dell'indagine eseguita direttamente da ICRAM ("Fase I") sono stati analizzati n.12 campioni di sedimento superficiale (cfr. par. 5.1 e Figura 22). La batteria di saggi biologici utilizzata comprendeva un biotest cronico sull'alga verde monocellulare *Dunaliella tertiolecta*, applicata all'acqua interstiziale, ed un saggio biologico acuto sul batterio marino *Vibrio fischeri*, in particolare sulle matrici "acqua interstiziale" e "fase solida".

Nel corso della Fase II di caratterizzazione sono stati eseguiti saggi su n.56 campioni di sedimento (Figura 20), superficiale e profondo. La batteria di saggi biologici utilizzata comprendeva un biotest cronico sul *Phaeodactylum tricornutum*, applicato all'acqua interstiziale, ed un saggio biologico acuto sul batterio marino *Vibrio fischeri*, in particolare sulla matrice "fase solida".

Quasi la totalità dei campioni hanno determinato effetti tossici e/o ormetici (eutrofizzanti) in almeno una specie ed in almeno una matrice ambientale, evidenziando così una tossicità da "lieve" a "elevata", diffusa su tutta la Rada.

Tuttavia, le risposte ecotossicologiche sono risultate piuttosto differenziate tra matrici ambientali ed organismi utilizzati. In "Fase I", l'effetto dominante riscontrato in *D. tertiolecta* è stato di tipo fortemente eutrofizzante, ad eccezione di due soli campioni, i quali hanno manifestato una inibizione significativa della crescita algale (tossicità cronica manifesta). Per i saggi condotti in Fase II mediante l'utilizzo di *P. tricornutum* è stato possibile notare un sostanziale equilibrio tra risposte di tipo biostimolante e di tipo tossico.

Assai differente è il trend di risposta evidenziato dal biotest con *V. fischeri*, con variazioni sensibili tra i campioni prelevati all'interno dell'area prioritaria Sud ed i campioni prelevati all'esterno della stessa. I saggi biologici relativi all'area prioritaria Sud, infatti, hanno manifestato una elevata tossicità acuta rispetto alla fase solida, mentre quelli relativi ai campioni prelevati all'esterno dell'area prioritaria hanno evidenziato forti inibizioni della bioluminescenza nei saggi applicati all'acqua interstiziale, tali da individuare costantemente una EC₅₀ inferiore al 70%. Tale trend è stato poi confermato in Fase II. Diversamente dalla "Fase I", quest'ultima fase ha mostrato una maggiore variabilità nelle risposte tossicologiche, attribuibile probabilmente alle dimensioni maggiori dell'areale caratterizzato.

Lo scenario ottenuto, da una attenta valutazione dei dati, suggerisce l'azione di diverse tipologie di miscele di contaminanti presenti in forma biodisponibile per gli organismi testati, sia di natura idrofobica, evidenziati dal saggio in fase solida del sistema Microtox[®], sia idrofilica, evidenziati dai saggi in fase liquida mediante le alghe e il batterio marino, in grado di determinare evidenti ed importanti danni biologici.

Questo determina risposte sensibilmente differenti a seconda della matrice e della specie utilizzata nella conduzione dei test. Inoltre, sebbene i test abbiano mostrato la presenza di una contaminazione basale diffusa, la variabilità delle risposte tossiche riscontrata in fase II nel caratterizzare un'area più vasta suggerisce una situazione piuttosto eterogenea in termini di natura e distribuzione dei contaminanti.

I risultati delle indagini ecotossicologiche sono riportati in Figura 86.

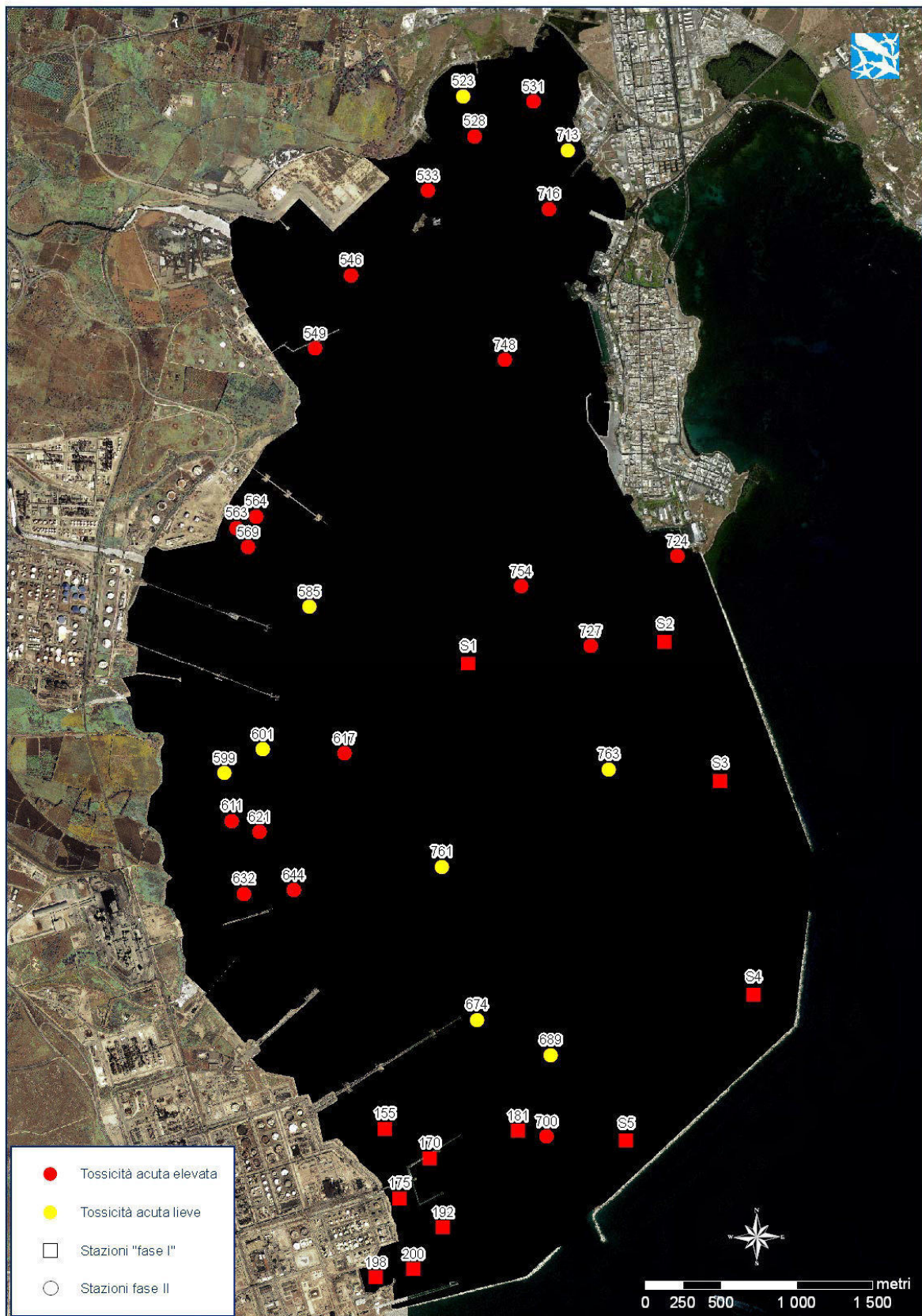


Figura 86: Risultati delle analisi ecotossicologiche



6.2.6 Risultati analitici del biota

I risultati completi delle analisi effettuate sugli organismi marini dal laboratorio incaricato sono contenuti nelle relazioni inviate da Sviluppo Italia Aree Produttive al Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare in data 7 marzo 2005.

I risultati analitici relativi agli organismi bento-nectonici, come già riportato nel precedente progetto preliminare di bonifica, redatto da ICRAM (doc. # BoI-Pr-SI-PR-Rada di Augusta-02.05) nel marzo 2006, evidenziano una contaminazione da Mercurio (Hg) in tutte le specie analizzate: triglie, saraghi e boghe.

Organismi bento-nectonici

Le concentrazioni determinate nel muscolo sono comprese nel *range* 0.41-0.58 mg/kg s.u. nelle triglie e 0.71 - 1.01 mg/kg s.u. nei saraghi. Nei fegati le concentrazioni sono risultate invece ancora più elevate: 0.68 - 0.94 mg/kg s.u. nelle triglie, 2.4 - 5.9 mg/kg s.u. nei saraghi e 0.4 - 2.0 mg/kg s.u. nelle boghe.

In Figura 87 e Figura 88 si riportano confronti tra le concentrazioni di Hg determinate nel muscolo di esemplari di triglie e di saraghi prelevati all'interno della Rada di Augusta con quelle determinate, nella stessa specie, in altre realtà portuali ed industriali italiane.

In particolare, relativamente alle concentrazioni di Mercurio misurate nel sarago, queste superano il valore previsto dalla normativa di riferimento come limite massimo accettabile per le parti commestibili dei prodotti della pesca (Regolamento CE 1881/2006).

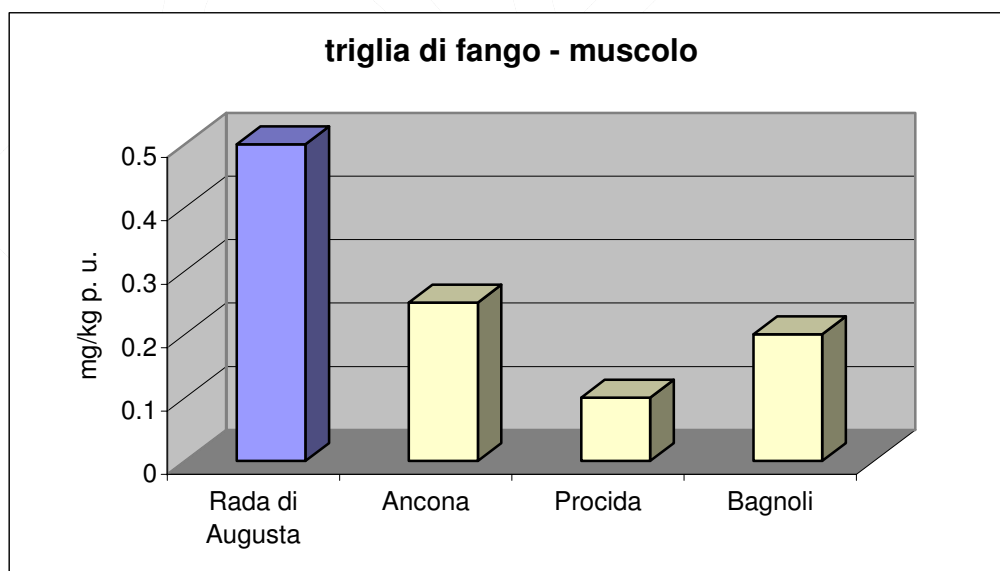


Figura 87. Confronto delle concentrazioni di Hg determinate nel muscolo delle triglie in diverse realtà portuali ed industriali italiane

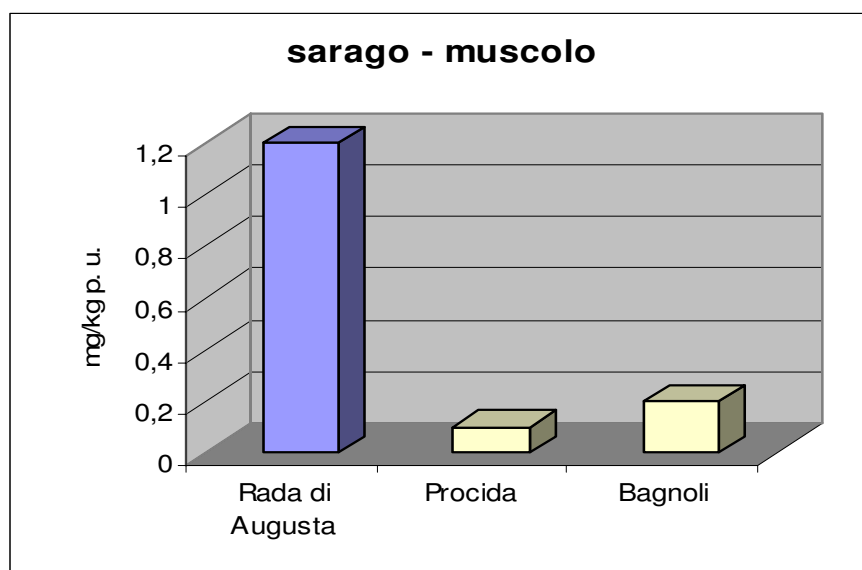


Figura 88. Confronto delle concentrazioni di Hg determinate nel muscolo dei saraghi in diverse realtà portuali ed industriali italiane

Le concentrazioni di Mercurio riscontrate nei muscoli e nei fegati di tutte le specie pescate all'interno della Rada risultano considerevolmente più elevate di quelle misurate negli esemplari appartenenti alle stesse specie provenienti dall' "area di riferimento".

In particolare, le alte concentrazioni di Mercurio riscontrate nel fegato dei diversi organismi riflettono l'attuale biodisponibilità di questo elemento.

Per gli altri metalli ed elementi in tracce e per la maggior parte dei composti organici ricercati, invece, non si osserva alcuna differenza tra le due aree (interno Rada e area di bianco).

Organismi bivalvi

Le analisi chimiche eseguite sui mitili nativi prelevati nell' "area prioritaria Sud", in un'area compresa tra la Diga Foranea e il Pontile Liquidi, hanno evidenziato livelli di concentrazione di Mercurio (Hg) compresi tra un minimo di 0.20 mg/kg s.u. e un massimo di 0.45 mg/kg s.u..

Gli organismi nativi prelevati invece nell' "area prioritaria Nord", in prossimità del Pontile Esso, hanno rilevato concentrazioni intorno a 0.2 mg/kg s.u..

L'utilizzo di organismi trapiantati, provenienti cioè da una popolazione di controllo e mantenuti nei siti di indagine per circa 5 settimane, ha confermato la presenza di una fortissima biodisponibilità del Mercurio (Hg) nella Rada, con concentrazioni che hanno raggiunto gli stessi livelli misurati nei mitili nativi, prelevati in Rada. Infatti i mitili trapiantati presso il Pontile Solidi hanno presentato, dopo n. 5 settimane di permanenza, una concentrazione pari a circa 15 volte quella determinata prima dell'impianto, con tenori che aumentano da 0.024 mg/kg s.u. a 0.341 mg/kg s.u..



Nell'ambito della propria attività di supervisione scientifica (cfr par. 4.4), ICRAM ha svolto, parallelamente al laboratorio incaricato, determinazioni analitiche sugli stessi pool dei tessuti di pesci e mitili prelevati all'interno della Rada e nell' "area di riferimento". I risultati ottenuti sono molto simili per i due laboratori per quanto attiene le concentrazioni di Hg determinate nei tessuti dei pesci (Tabella 8), mentre risultano leggermente differenti per quelle determinate nei mitili (Tabella 9).

Tabella 8: Confronto delle concentrazioni di mercurio nelle specie ittiche tra i due laboratori

specie	tessuto	area	Hg ICRAM (mg/kg p.u.)	Hg Laboratorio (mg/kg p.u.)
triglia di fango	muscolo	Rada	0.5	0.5
triglia di fango	muscolo	riferimento	0.4	0.3
sarago	muscolo	Rada	1.2	0.9
sarago	muscolo	riferimento	0.1	0.3
triglia di fango	fegato	Rada	0.9	0.8
triglia di fango	fegato	riferimento	0.2	0.3

Tabella 9: Confronto delle concentrazioni di mercurio nei mitili tra i due laboratori

Stazioni di prelievo	Hg ICRAM (mg/kg p.u.)	Hg Laboratorio (mg/kg pu.)
Area di riferimento	0.1	0.1
Pontile Esso	0.3	0.2
Diga Foranea sud	1.0	0.45
Pontile Liquidi	0.9	0.40
Pontile solidi (reimpianto)	0.5	0.3

In conclusione, le concentrazioni determinate appaiono estremamente alte se confrontate con quelle degli organismi di riferimento, confermando un'elevatissima biodisponibilità del Mercurio (Hg) nei fondali della Rada di Augusta. In particolare, gli alti valori di questo contaminante, misurati nelle diverse specie ittiche campionate, e soprattutto nel fegato, evidenziano l'attuale rischio di trasferimento del Mercurio dal sedimento al comparto biotico. Tale trasferimento di contaminazione riveste una grande importanza dal punto di vista ambientale.

Gli effetti del trasferimento del Hg nelle specie ittiche, infatti, si possono risentire anche esternamente alla rada stessa, che non essendo un sistema chiuso non garantisce l'isolamento di tali organismi con l'ambiente circostante favorendo al contrario l'interazione con le specie esterne alla rada.

L'Azienda Unità Sanitaria Locale n.8 di Siracusa ha svolto alcune indagini sul pescato della zona, i cui risultati sono stati trasmessi al Ministero della Salute, Dipartimento per la Sanità Pubblica Veterinaria, la nutrizione e la sicurezza degli alimenti, in data 17 aprile 2007 (prot. n. 698/B).

Nei rapporti di prova sono riportate le concentrazioni di Cadmio, Mercurio e Piombo determinate nei prodotti ittici pescati nelle acque in prossimità dell'Isola Magnisi, segnalando valori superiori ai limiti normativi consentiti. In particolare, le concentrazioni determinate di Mercurio nelle specie ittiche prelevate in prossimità



della penisola Magnisi e nel Porto Megarese sono comparabili con quelle riportate in questo documento.

Alla luce di tutto ciò si rende pertanto necessario valutare i rischi causati dall'ingestione di Mercurio attraverso i prodotti della pesca, come prevedono gli studi effettuati dalle principali Agenzie di Controllo Internazionali. Diverse raccomandazioni vengono fatte ad alcune categorie specifiche, tra cui donne in gravidanza o in procinto di esserlo, donne che allattano e bambini; è ben noto infatti che il Mercurio è un potente neurotossico in grado di provocare danni irreversibili ai tessuti cerebrali di un feto o di un bambino quando l'esposizione avvenga a determinati momenti dello sviluppo (NRC, 2000).

BOLOGNA



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

7.1 Osservazioni sullo stato di qualità ambientale riscontrato

I risultati della Fase II di caratterizzazione hanno confermato, sia per gravità che per estensione, il quadro generale di contaminazione già evidenziato dalla Fase I di caratterizzazione. Rispetto a tutti i parametri determinati il Mercurio (Hg), l'Esaclorobenzene (HCB) e gli Idrocarburi (IC>12) sono i contaminanti che di fatto costituiscono il peso maggiore nel calcolo dei volumi dei sedimenti contaminati, determinandone quindi l'entità.

Due aspetti sono da tener presenti nella valutazione dello stato di qualità ambientale riscontrato nella rada ai fini della definizione degli interventi di bonifica e delle relative priorità. Il primo è rappresentato senza dubbio dalle elevate concentrazioni di Hg, HCB e Idrocarburi, superiori a qualsiasi standard di qualità ambientale definito a livello nazionale ed internazionale; il secondo è legato alle attività che si svolgono all'interno della rada e che determinano un intenso traffico navale (cfr. par. 3.5), con conseguente rischio di movimentazione e risospensione dei sedimenti contaminati, come già evidenziato nel paragrafo 6.1.3.

A tal fine si riportano alcune considerazioni sugli effetti che queste sostanze possono avere sull'ambiente acquatico circostante.

Prima di tutto è necessario ricordare che sia il Mercurio che l'Esaclorobenzene sono inclusi nell'elenco di sostanze pericolose e prioritarie stilato dalla Comunità Europea (Direttiva 2000/60/CE e successive modifiche), che prevede per tali sostanze, in ambiente marino, nei 20 anni successivi all'adozione della direttiva, misure comunitarie per il raggiungimento di concentrazioni vicine ai valori del fondo naturale per le sostanze presenti in natura, e di concentrazioni prossime allo zero per le sostanze sintetiche antropogeniche.

Per quanto riguarda il **Mercurio (Hg)**, le concentrazioni determinate nei sedimenti della rada sono risultate estremamente elevate. A conferma di ciò vale la pena ricordare che per tale elemento le concentrazioni naturali nell'area sono risultate essere pari a 0.1 mg/kg s.s. (cfr. par. 6.2.4) e che, secondo quanto riportato nella letteratura internazionale, le concentrazioni tipiche di Mercurio totale in sedimenti non contaminati risultano generalmente inferiori a 0.2 mg/kg s.s. (Crecelius et al. 1975; Salomones & Forstner 1984; Neff 2002), eccetto in quelle aree caratterizzate da anomalie geologiche e dalla presenza di depositi naturali di questo metallo (Jonasson & Boyle 1972).

Le concentrazioni di Mercurio rilevate dal National Status and Trends Program US per sedimenti costieri superficiali e non impattati raramente superano gli 0.22 mg/kg s.s. (Daskalakis and O'Connor, 1995); le concentrazioni nei sedimenti contaminati di San Francisco, Bellingham Bay, Washington e Chesapeake Bay variano tra 0.4 e 10.7 mg/kg (Hugget *et al.*, 1972; Bothner *et al.*, 1980; Luoma & Phillips, 1988), mentre valori compresi tra 5 e 34 mg/kg s.s. sono stati misurati nei siti fortemente inquinati di Minamata Bay e Raritan Bay (Fowler, 1990).



Sulla base dei numerosi studi e dati disponibili, la National Oceanographic and Atmospheric Administration (NOAA) ha elaborato linee guida sulla qualità dei sedimenti (Sediment Quality Guidelines, SQGs) utili per stimare le concentrazioni di sicurezza dei vari contaminanti e quelle al di sopra delle quali è probabile aspettarsi effetti deleteri per gli organismi (Long & MacDonald, 1998; Long et al., 1998).

In questo senso le SQGs riportano due valori: ERL (*Effects Range-Low*), indicativo di concentrazioni al di sotto delle quali gli effetti nocivi sono rari, e ERM (*Effects Range-Median*), rappresentativo di concentrazioni al di sopra delle quali gli effetti negativi sono invece frequentemente osservabili.

Per quanto riguarda il Mercurio, i valori ERL ed ERM riportati in queste linee guida sono rispettivamente pari a 0.15 e 0.75 mg/kg s.s.. Considerando poi che i valori di rischio per il Mercurio nei sedimenti, stabiliti dalle principali agenzie di controllo e monitoraggio nordamericane ed europee, oscillano tra 1 e 5 mg/kg s.s., si ritiene che i dati sulle elevatissime concentrazioni di Mercurio nei sedimenti della Rada di Augusta (che superano le decine di mg/kg nei sedimenti superficiali della zona meridionale, con valori anche superiori alle centinaia di mg/kg s.s. negli strati più profondi) rendano il limite di 5 mg/kg s.s., scelto per ragioni gestionali (valore limite della colonna B della Tab. 1 dell'All. 5 al Titolo V alla Parte Quarta del D.Lgs. 152/06), più che idoneo anche per ragioni ambientali, tenendo presente la manifesta biodisponibilità di questo elemento (cfr. par. 6.2.6) e le risposte ecotossicologiche (cfr. par. 6.2.5).

Relativamente all'**Esaclorobenzene (HCB)** si deve ricordare che questa sostanza presenta un'elevata persistenza nell'ambiente a causa della sua stabilità chimica e della sua resistenza alla biodegradazione. L'HCB si lega fortemente ai solidi in sospensione e ai sedimenti, e da essi bioaccumula nei pesci, accumulandosi significativamente nei tessuti grassi. Una via di esposizione per l'uomo è rappresentata dall'ingestione di cibi contaminati, per esempio pesci o altri organismi marini. L'EPA e lo IARC (International Agency for Research on Cancer) hanno inserito l'HCB nell'elenco delle possibili sostanze cancerogene per l'uomo.

L'EPA ha promosso un programma quadro (EPA's Contaminated Sediment Management Strategy) per ridurre il rischio ecologico e sulla salute umana causati dalla contaminazione dei sedimenti marini. Tale programma prevede la riduzione di immissione di contaminanti e, contemporaneamente, la bonifica dei sedimenti contaminati.

Nel caso dell'HCB, non sono state elaborate delle linee guida sulla qualità dei sedimenti marini, ma poiché l'attività biologica dei composti organici in acqua marina non è differente da quella in acqua dolce, possono essere adottati quelli definiti per quest'ultima, e cioè il livello con gli effetti più bassi (LELs - *Lowest Effects Levels*), che indica le concentrazioni per le quali possono iniziare a decorrere effetti sugli organismi bentonici, ed il Livello con Effetti Gravi (SELs - *Severe Effects Levels*), che indica la contaminazione che produce effetti gravi sulle comunità bentoniche nella maggior parte dei casi studiati. Per l'HCB, come per tutti i composti organici non



polari, tale livello viene calcolato in funzione del livello di carbonio organico totale (TOC) presente nel sedimento analizzato.

Come riportato da Persaud et al. (1993) e dall'USEPA (1988), per l'HCB il LEL è pari a 0.02 mg/kg s.s. e il SEL a 24 mg/kg di carbonio organico s.s., che significa che per un sedimento con 1% di TOC il SEL per l'HCB è pari a 0.24 mg/kg s.s.

Nel caso specifico della Rada di Augusta, in cui mediamente la percentuale di TOC è pari a circa 2.5%, il SEL risulta pari a 0.6 mg/kg s.s. Da questi valori di riferimento emerge che più del 20% dei campioni di sedimento della Rada presenta concentrazioni di HCB compreso tra questi due limiti, mentre il 3% supera addirittura il SEL. Tutto ciò evidenzia quindi una situazione di contaminazione evidente ad opera di questo parametro.

Infine, relativamente alle elevate concentrazioni di **Idrocarburi pesanti (C>12)** presenti in rada, è necessario non sottovalutare la loro tossicità, che non è legata solo alla volatilità ed al carattere aromatico di alcune molecole.

I meccanismi di tossicità degli idrocarburi sono molto vari, ma sinteticamente producono negli organismi interferenze più o meno dirette sui sistemi di membrana e sui processi di crescita; nei pesci, un effetto importante si ha con l'occlusione delle branchie per l'inibizione dei sistemi respiratori, nel fitoplancton con effetti a livello della crescita, della respirazione e del tasso di fotosintesi; nelle larve, con la mortalità e l'alterazione dello sviluppo; nel benthos, possono alterare la biomassa e l'abbondanza delle comunità bentoniche.

In particolare, in vaste zone della rada le concentrazioni determinate di idrocarburi sono di gran lunga maggiori a quelli determinate addirittura nei sedimenti dei fondali interessati da gravi incidenti di sversamento da petrolio, come per esempio a Brittany, in Francia, dove, dopo 5-15 mesi dall'incidente della petroliera AMOCO CADIZ, la massima concentrazione di idrocarburi totali è stata pari a 500 mg/kg s.s. (Beslier et al. 1980), contro i valori massimi riscontrati in Rada, superiori a 1000 mg/kg s.s..

7.2 Elaborazione complessiva della contaminazione riscontrata: il calcolo dei volumi di sedimento contaminato

Nel presente paragrafo vengono riportate le elaborazioni complessive dei risultati delle diverse fasi di caratterizzazione ambientale della Rada di Augusta, nonché la stima dei volumi di sedimento con concentrazioni superiori ai valori di intervento, così come definiti nel par. 5.1, e pertanto da sottoporre ad interventi di bonifica.

Ai fini del calcolo del volume dei sedimenti da sottoporre ad interventi di bonifica è stato utilizzato il medesimo sistema integrato di griglie (di dimensioni 50x50x0.5 m e 200x200x0.5 m) utilizzato per le elaborazioni dei risultati analitici (cfr. par. 5.2).



Alla luce dei risultati riportati nel cap. 4, ciascuna maglia è stata poi individuata come da sottoporre ad interventi di bonifica se in essa si è riscontrato, per anche un solo contaminante, il superamento:

- dei valori di intervento ICRAM;
- dei valori limite riportati nella colonna B della Tab. 1 dell'All. 5 al Titolo V alla Parte Quarta del D.Lgs. 152/06;
- dei valori limite per i pericolosi come da Allegato D del D.Lgs 152/2006 Parte IV - Titolo I e II, secondo quanto indicato dall'art. 1 comma 996 della Legge n. 296 del 27 dicembre 2006.

Tale criterio è stato adottato in quanto il valore di concentrazione stimato in una determinata cella non è un'informazione puntuale ma costituisce la concentrazione media di tutto il sedimento contenuto nella cella stessa: il superamento del limite rappresenta quindi un superamento generalizzato di tutto il volume individuato per la bonifica.

Inoltre, alla singola cella delle griglie di elaborazione è stata attribuita, in via cautelativa, la qualità peggiore tra i superamenti dei contaminanti riscontrativi.

Il calcolo dei volumi di sedimento contaminato è stato effettuato in verticale per strati consecutivi, spessi 50 cm, posti alla stessa profondità rispetto alla superficie del fondale. In quelle celle in cui dall'elaborazione del substrato incoerente (cfr. par. 5.2.1, Figura 29) è risultata una disponibilità di spessore campionabile inferiore ai 50 cm, per il calcolo del volume è stato utilizzato lo spessore medio della coltre sedimentaria incoerente.

I volumi complessivi di sedimento da sottoporre ad interventi di bonifica, tenuto conto della presenza del substrato roccioso non campionabile, vengono riportati in Tabella 10 per ciascuno strato consecutivo di sedimento di spessore pari a 50 cm, e fino alla profondità di 2 m.

Tabella 10: Volumi complessivi di sedimento da bonificare nella Rada di Augusta

Volume di sedimenti da bonificare nella Rada di Augusta [m³]	
Strato	TOTALE
0-50	8.100.756
50-100	3.704.191
100-150	1.294.370
150-200	204.866
TOTALE	13.304.183

Sono inoltre riportate nel seguito le carte contenenti l'elaborazione complessiva e le risultanti superfici da bonificare (Figura 89, Figura 90) rappresentate, per meglio apprezzare l'andamento del substrato non campionabile, in strati consecutivi di sedimento di spessore di 25 cm fino alla profondità di 2 m.

In tali figure vengono indicati con il:

- "VERDE", i sedimenti in cui non si hanno superamenti dei valori di intervento;



- "GIALLO", i sedimenti per cui almeno uno dei parametri analizzati presenta concentrazioni superiori ai valori di intervento ma inferiori ai valori di concentrazione limite indicati nella col. B tab. 1 del D.Lgs. 152/06;
- "ROSSO", ai fini della gestione, i sedimenti in cui almeno uno dei parametri analizzati presenta concentrazioni superiori ai valori di concentrazione limite indicati nella col. B tab. 1 del D.Lgs. 152/06 ma inferiori ai valori limite per la classificazione dei "pericolosi" (valori limite riportati nell'Allegato D del D.Lgs 152/2006 Parte IV - Titolo I e II);
- "VIOLA", ai fini della gestione, i sedimenti con concentrazioni superiori ai valori limite per la classificazione dei "pericolosi" (in linea con l'Allegato D del D.Lgs 152/2006 Parte IV - Titolo I e II).

BOLOGNA

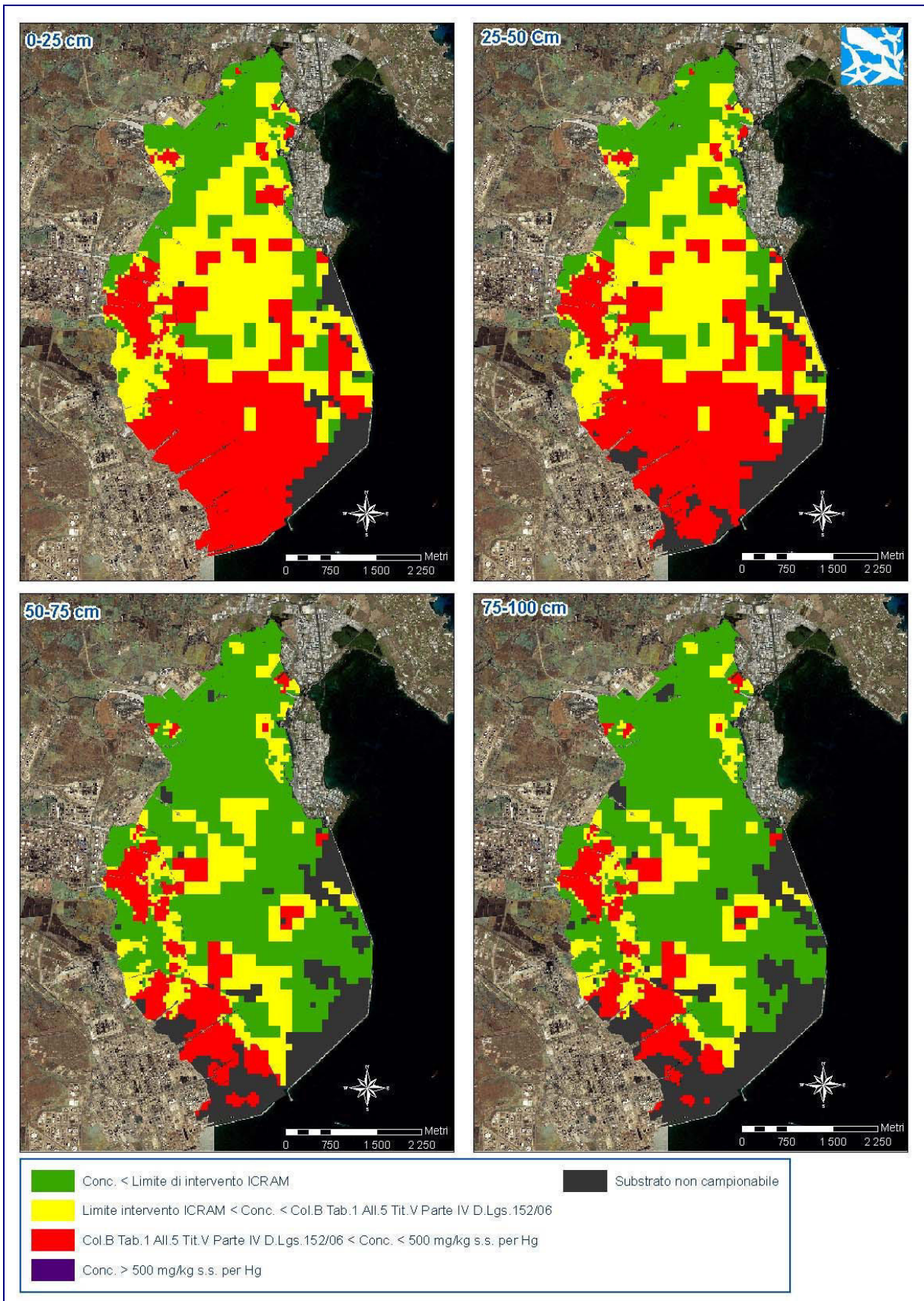


Figura 89: Strati di sedimento 0-100 cm. Aree da sottoporre ad interventi di bonifica

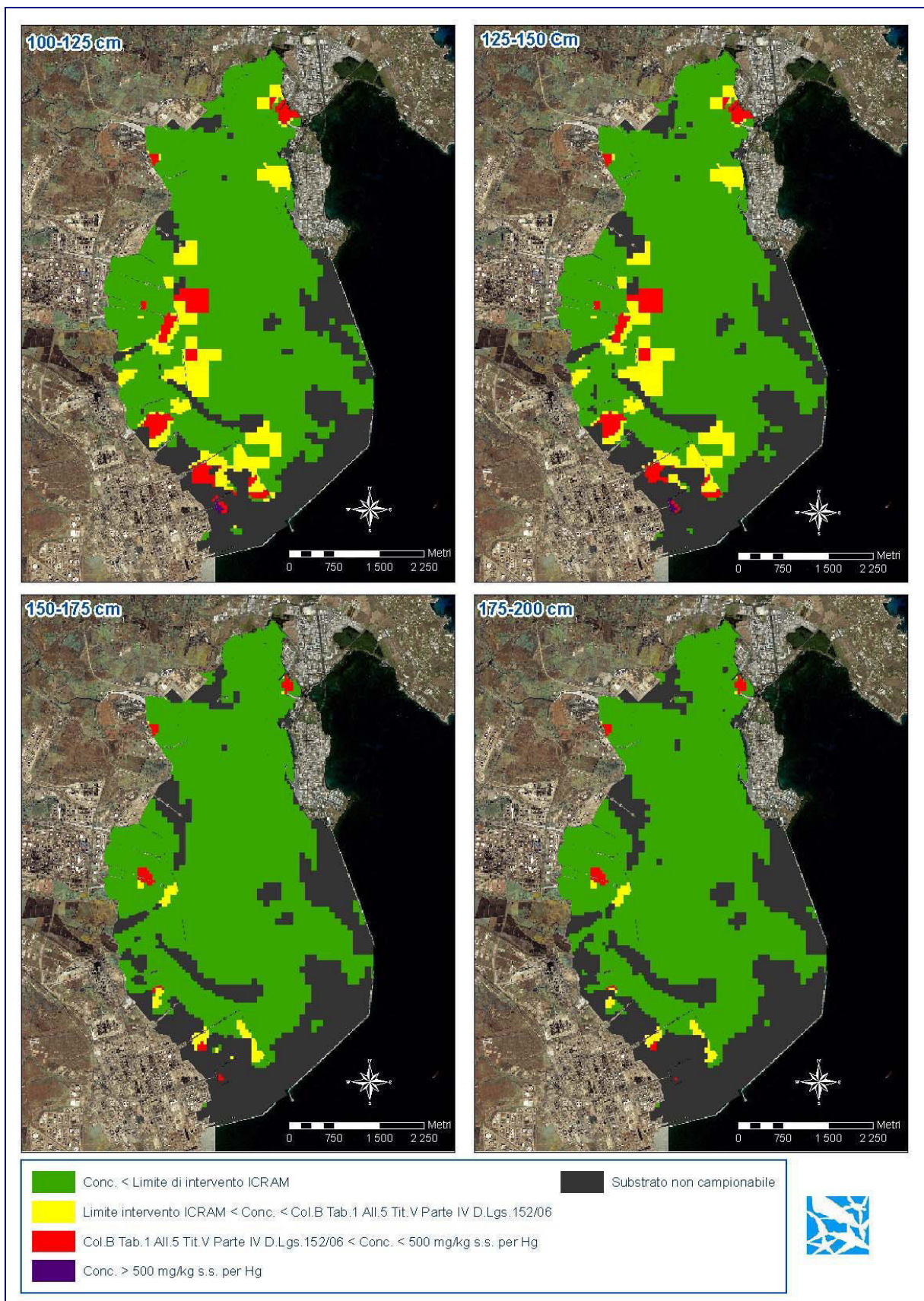


Figura 90: Strati di sedimento 100-200 cm. Aree da sottoporre ad interventi di bonifica



In Tabella 11 vengono riportati, per ciascuno strato consecutivo di sedimento, di spessore pari a 50 cm, e fino alla profondità di 2 m, tenuto conto dello spessore della coltre sedimentaria incoerente, i volumi complessivi da sottoporre ad interventi di bonifica per l'intera Rada di Augusta, suddivisi nelle classi di colore individuate nelle figure precedenti (Figura 89, Figura 90).

Tabella 11: Volumi complessivi di sedimento da bonificare nella Rada di Augusta

Strato	V.I. < conc < Col. B	Col. B < conc < 500 mg/kg s.s. (per Hg)	Conc. > 500 mg/kg s.s. (per Hg)
[cm]	[m ³]	[m ³]	[m ³]
0-50	3.771.277	4.329.479	
50-100	2.192.440	1.511.751	
100-150	922.861	364.278	7.231
150-200	130.266	74.600	
Totale	7.016.844	6.280.108	7.231
TOTALE	13.304.183		

I volumi complessivi di sedimento da bonificare riportati nel presente documento, pari a 13,3 milioni di m³, sono sensibilmente inferiori rispetto a quelli indicati nel "Progetto preliminare di bonifica della Rada di Augusta - Fase I" (rif. doc. ICRAM # BoI-Pr-SI-PR-Rada di Augusta-02.05 del marzo 2006), pari a 18 milioni di m³. Tale diminuzione è principalmente dovuta ai seguenti fattori:

- l'esecuzione della fase II di caratterizzazione (cfr. par. 4.3.2), aggiornata alla luce dei risultati della Fase I e pertanto opportunamente calibrata allo scopo di conseguire una conoscenza di maggior dettaglio sull'andamento della contaminazione e della relativa elaborazione geostatistica, come peraltro già riportato nel precedente progetto preliminare di bonifica (marzo 2006);
- l'esecuzione di indagine geofisiche di dettaglio, che hanno consentito di ricostruire l'assetto geologico-stratigrafico, ed in particolare l'andamento della coltre sedimentaria incoerente (cfr. par. 5.2.1 e par. 6.1.2), con cui sono state delimitate in profondità le stime della distribuzione dei parametri chimico-fisici;
- l'utilizzo, quale valore di riferimento ai fini gestionali, a seguito dell'art. 1 comma 996 della Legge n. 296 del 27 dicembre 2006, della colonna B della Tab. 1 dell'All. 5 al Titolo V alla Parte Quarta del D.Lgs. 152/06 anziché del 90% di essa, utilizzato nel Progetto preliminare di bonifica – Fase I del marzo 2006.

Si precisa ad ogni modo che nelle "aree prioritarie", dove la caratterizzazione di Fase I era già una caratterizzazione di dettaglio e dove l'andamento del substrato roccioso era già stato ricostruito, i volumi di sedimento da bonificare hanno subito variazioni unicamente in relazione all'adozione del 100% dei valori limite della colonna B della Tab. 1 dell'All. 5 al Titolo V alla Parte Quarta del D.Lgs. 152/06.



8 ANALISI DELLE OPZIONI DI GESTIONE ATTUABILI

In linea teorica, un intervento di bonifica dovrebbe prevedere di agire sull'intero volume di sedimenti con concentrazioni superiori ai valori di intervento.

Numerose sono le tecnologie disponibili per la bonifica (Cfr. Appendice A), in funzione del rischio per l'ecosistema acquatico: dall'avvio di una intensa e mirata attività di monitoraggio al trattamento in situ, dalla rimozione dei sedimenti contaminati per successivo collocamento all'interno di vasche di colmata poste in ambito costiero alla rimozione per l'invio a discarica.

Le elevate volumetrie di sedimento contaminato (cfr. cap. 7) rendono tuttavia l'intervento economicamente non sostenibile.

Nasce pertanto la necessità di:

- Accertarsi del completamento degli interventi di messa in sicurezza di emergenza (confinamento o rimozione di hot spots, conterminazione di aree di terra, restrizione temporanea degli usi legittimi a rischio, etc.), volti a rimuovere le fonti inquinanti e a contenere la diffusione dei contaminanti, in attesa dei successivi interventi di bonifica;
- introdurre il concetto di gradualità negli interventi di bonifica, individuando fasi progettuali distinte, in considerazione della complessità degli interventi di bonifica, a causa della natura stessa degli interventi e dell'estensione dell'area interessata dai medesimi;
- definire aree e volumetrie con diverse priorità di intervento, in funzione del rischio ambientale (aree ad elevata contaminazione e/o soggette ad elevati fenomeni di risospensione dei sedimenti);
- avviare con tempestività gli interventi cui sia stata riconosciuta la massima priorità.

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

Ai fini dell'analisi delle tecnologie di bonifica applicabili ai sedimenti presenti nella Rada di Augusta, e dell'individuazione delle priorità di intervento, si devono tenere in considerazione diversi fattori quali:

- l'entità della contaminazione presente (presenza di sedimenti "pericolosi", superamento dei valori di concentrazione della colonna B Tab. 1 Allegato 5 al Titolo V alla Parte Quarta del D.Lgs. 152/06, superamento dei valori di intervento ICRAM);
- la tipologia della contaminazione presente (persistenza e bioaccumulabilità dei singoli contaminanti, contaminazione da metalli, contaminazione da inquinanti organici);
- potenziale rischio di diffusione della contaminazione (presenza di contaminazione nei sedimenti più superficiali, aree soggette ad elevati fenomeni di risospensione dei sedimenti, effetti indotti sull'idrodinamica dalla presenza di traffico di imbarcazioni con pescaggio eccessivo o velocità di spostamento elevata, etc.);



- 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 in relazione alla contaminazione riscontrata;
- continuità spaziale dell'ambiente marino;
- 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 prefissati valori tabellari e della specifica destinazione d'uso dello specchio d'acqua per il quale sussiste una esigenza di azione.

Come già illustrato nel par. 6.2.4, il confronto dei risultati della fase I e II di caratterizzazione dei fondali della Rada di Augusta con i valori di intervento ICRAM ha evidenziato una situazione ambientale complessiva particolarmente compromessa, sia in termini di entità e tipologia della contaminazione che di estensione della stessa.

Viste le superfici e le volumetrie di sedimento contaminato in gioco, considerato che l'entità dei superamenti spesso è notevole e, a seconda del contaminante, anche di diversi ordini di grandezza rispetto ai valori di intervento proposti, è necessario introdurre un ulteriore criterio che, nell'ambito dei sedimenti non conformi, consenta di individuare le aree caratterizzate dal maggior rischio ambientale, 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, in funzione della loro pericolosità, localizzazione, quantità e sostenibilità economica.

In tale contesto, le classi di colore utilizzate in Figura 89 ed in Figura 90 corrispondono ad una differente priorità di intervento:

- in "VERDE", i sedimenti per i quali non è necessario avviare interventi di bonifica;
- in "GIALLO", i sedimenti per i quali è necessario avviare interventi di bonifica;
- in "ROSSO", e "VIOLA", ai fini della gestione, i sedimenti per i quali le concentrazioni riscontrate sono tali da richiedere l'avvio immediato di interventi di bonifica.

Per ciascuna classe di colore definita, in considerazione del regime idrodinamico della Rada, della morfologia dei fondali, della specifica destinazione d'uso della stessa e quindi del rischio di diffusione della contaminazione, anche alla luce della biodisponibilità riscontrata, è possibile individuare una priorità di intervento, la più opportuna tecnologia di bonifica nonché la più idonea ipotesi di gestione.

In generale, per i sedimenti le cui concentrazioni sono così elevate da comportare un sicuro rischio per l'ambiente acquatico (cfr. par. 7.1), ovvero i sedimenti VIOLA e i sedimenti ROSSI, allo stato attuale delle conoscenze la bonifica può consistere in un'attività di rimozione, con successivo invio ad impianto di trattamento *ex-situ*, per un eventuale successivo conferimento in vasche di colmata o invio diretto in una discarica di categoria opportuna o in bacino conterminato.



Per contaminazioni meno gravi (sedimenti GIALLI), invece, può essere ipotizzato un monitoraggio intensivo per valutare l'assenza di rischi ambientali e/o sanitari e l'eventuale successivo intervento di bonifica maggiormente idoneo.

Le tecnologie di trattamento *ex situ* possono prevedere fasi di pretrattamento indirizzate a separare le classi granulometriche eventualmente non contaminate o con contaminazione minore, o comunque ad allontanare l'acqua con operazioni di disidratazione, in modo tale da diminuire notevolmente le volumetrie considerate, rendendole palabili e facilitandone così la movimentazione e la gestione.

Ai fini della valutazione della possibilità di utilizzo di tali pretrattamenti per i sedimenti della Rada, così come della scelta della più idonea tecnologia di trattamento vero e proprio, si riportano nel seguito, per strati consecutivi di sedimento con spessore pari a 25 cm (tenuto conto della presenza del substrato non campionabile): le percentuali della frazione ghiaiosa (>2 mm) riscontrata fino a 2 m di profondità (Figura 91 e Figura 92), le percentuali della frazione sabbiosa (63 μm ÷2 mm) riscontrata fino a 2 m di profondità (Figura 93 e Figura 94) e le percentuali della frazione pelitica (<63 μm) riscontrata fino a 2 m di profondità (Figura 95 e Figura 96).

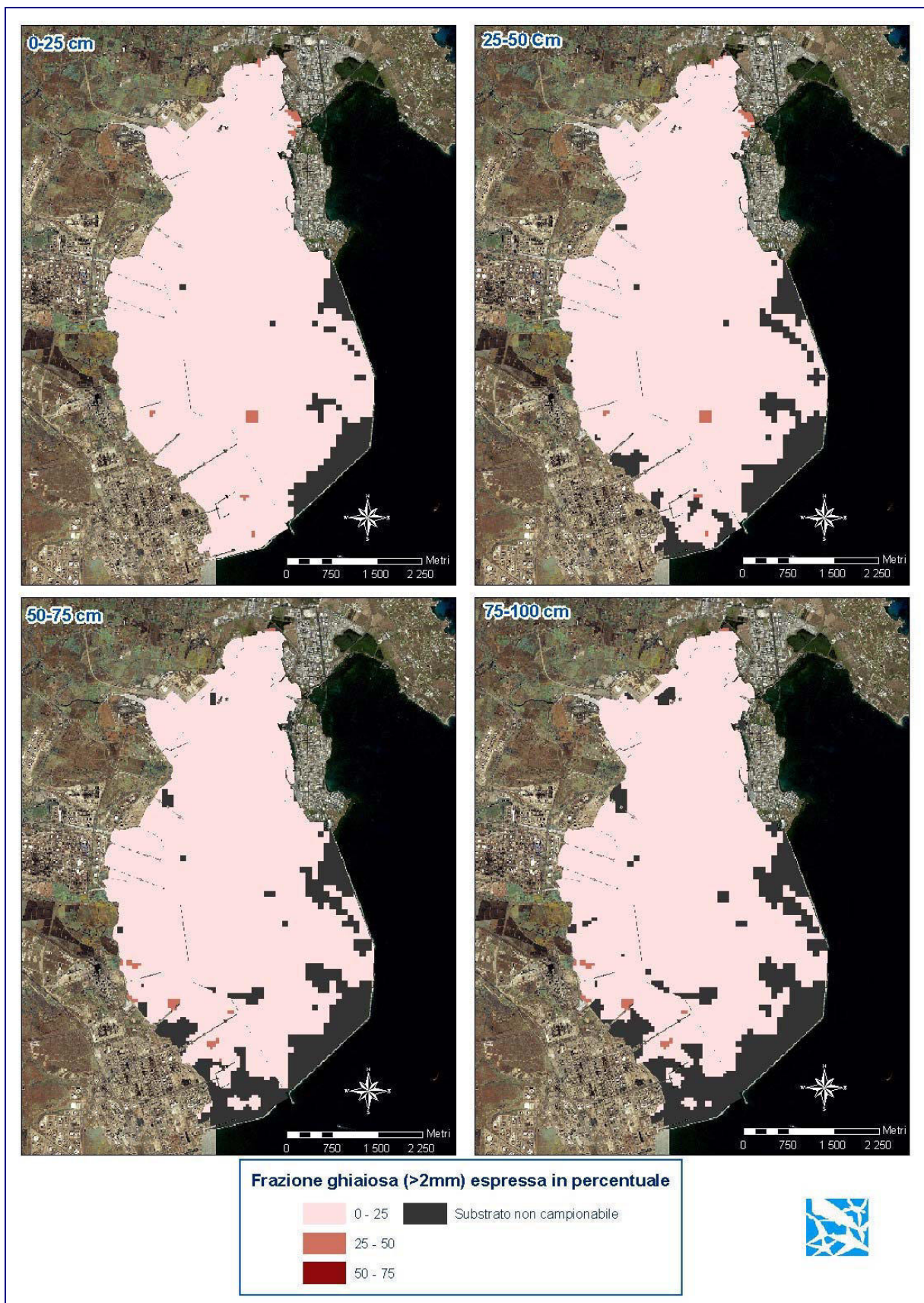


Figura 91: Strato di sedimento 0-100 cm – Percentuale della frazione ghiaiosa

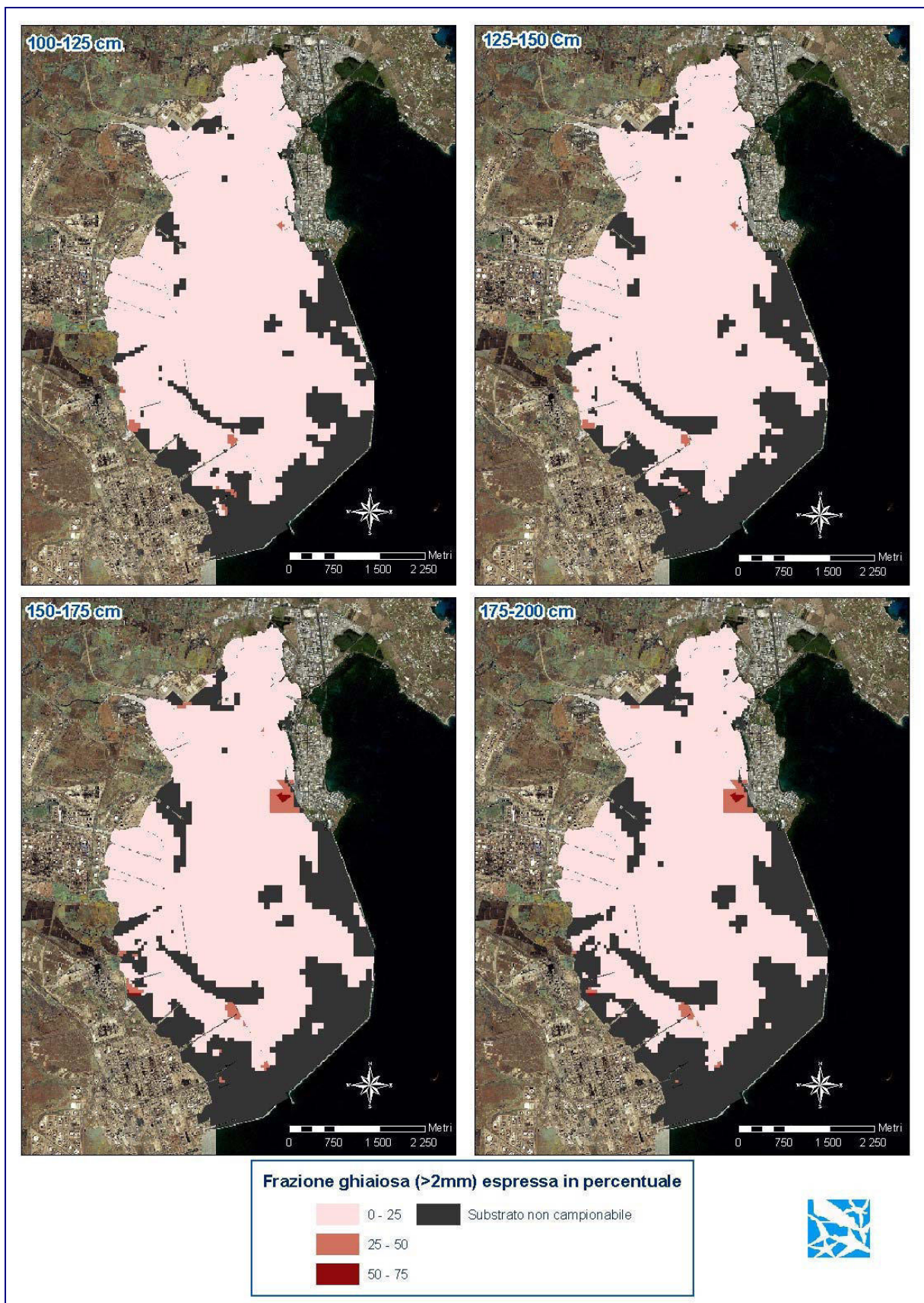


Figura 92: Strato di sedimento 100-200 cm - Percentuale della frazione ghiaiosa

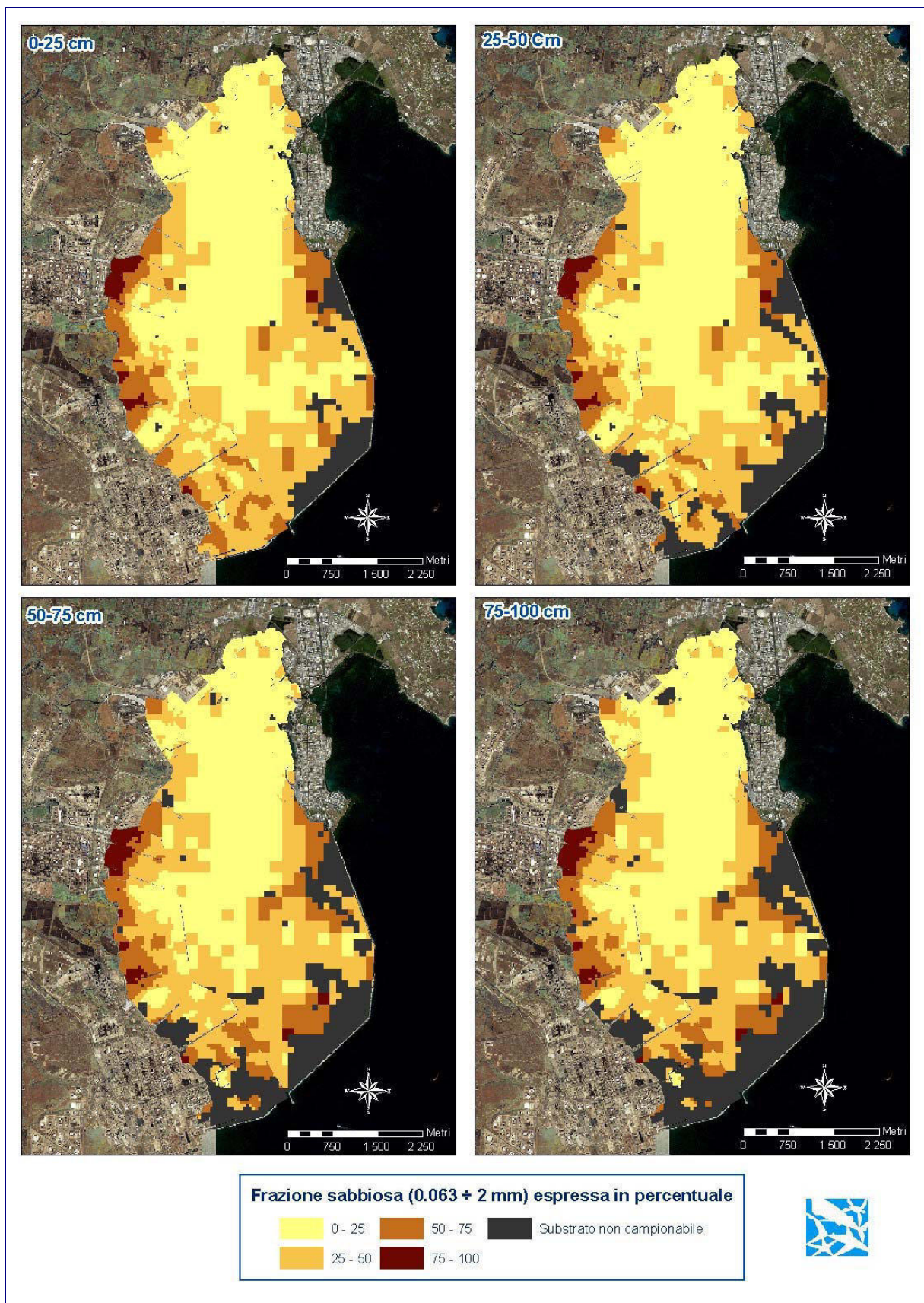


Figura 93: Strato di sedimento 0-100 cm - Percentuale della frazione sabbiosa

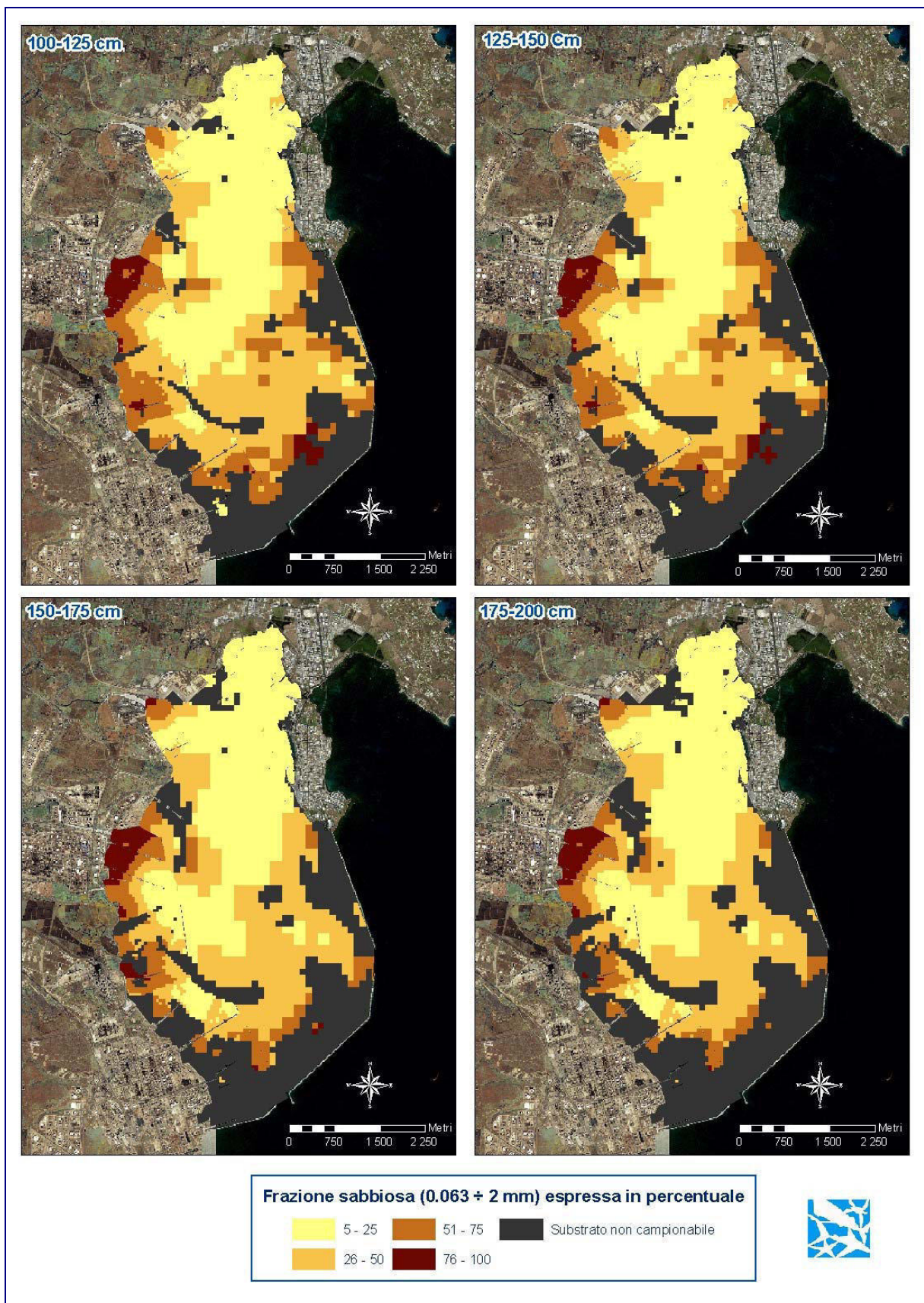


Figura 94: Strato di sedimento 100-200 cm - Percentuale della frazione sabbiosa

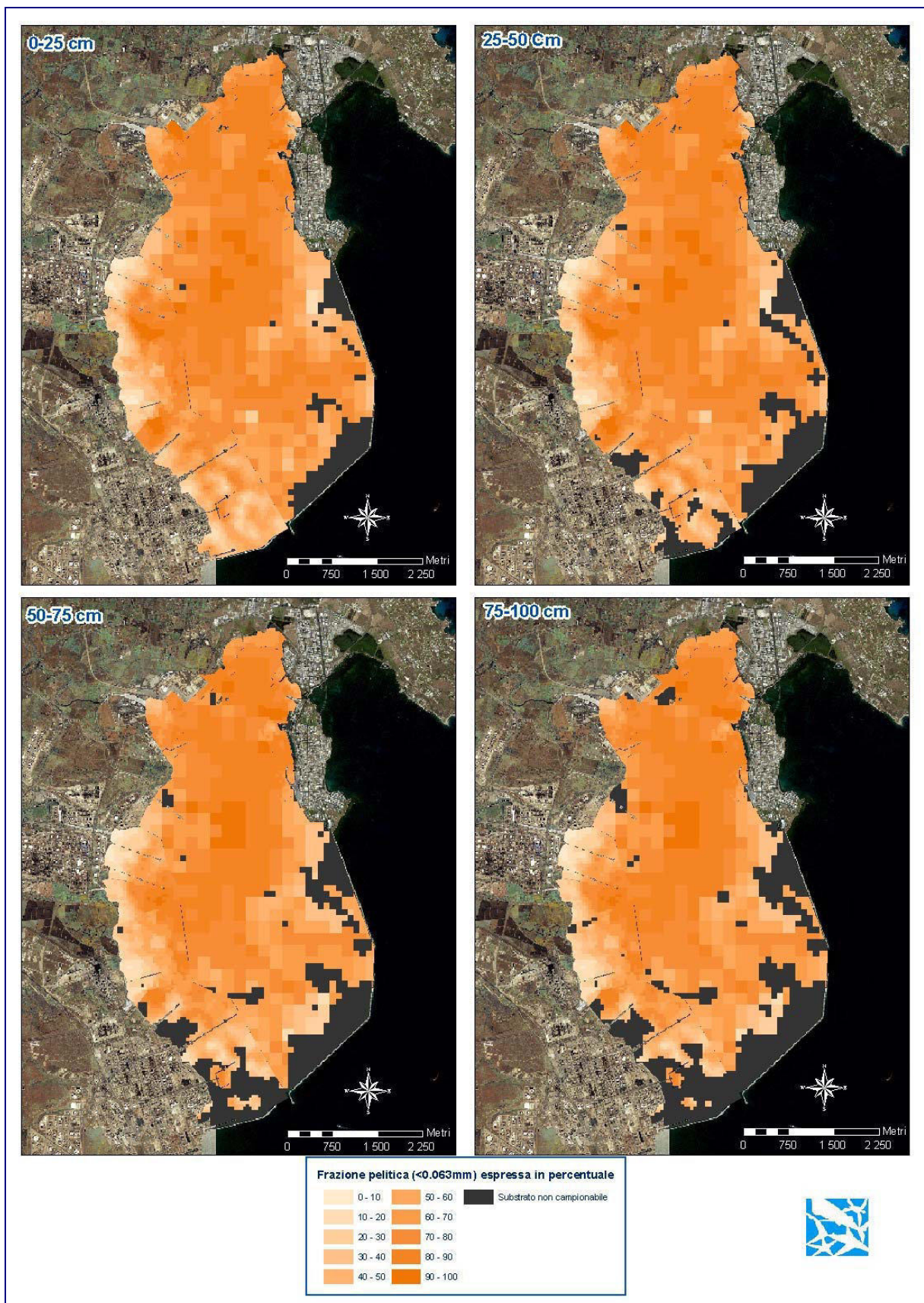


Figura 95: Strato di sedimento 0--100 cm - Percentuale della frazione pellica

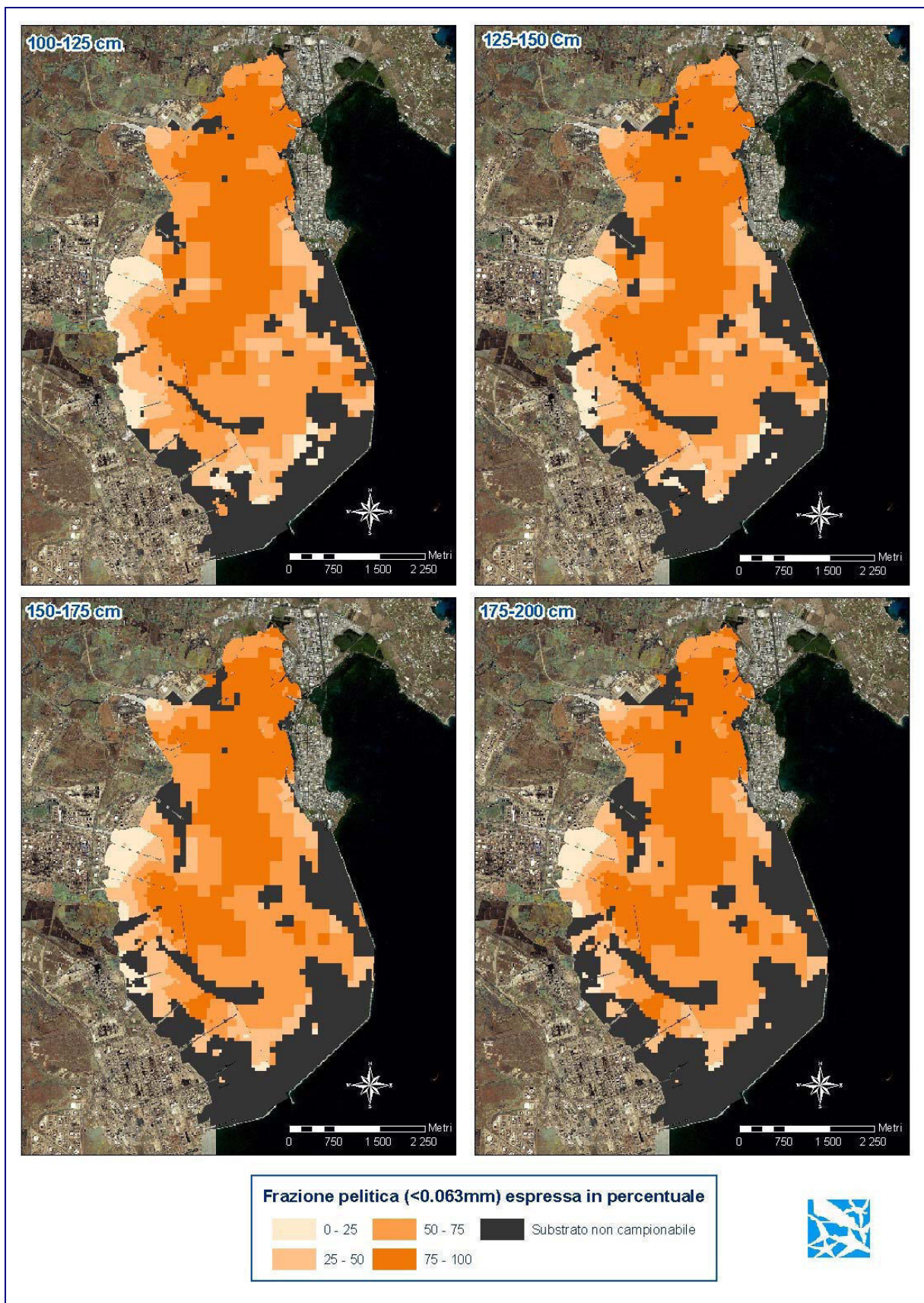


Figura 96: Strato di sedimento 100--200 cm - Percentuale della frazione pelitica



8.1 Possibili scenari di intervento

Le carte indicanti le superfici da bonificare sono riportate in Figura 89 e in Figura 90, per strati consecutivi di 25 cm di sedimento e fino alla profondità di 2 m. In Tabella 10 vengono riportati i volumi complessivi da sottoporre ad interventi di bonifica per l'intera Rada di Augusta.

Come già anticipato, un intervento di risanamento ambientale dovrebbe teoricamente prevedere la bonifica di tutti i sedimenti con concentrazioni superiori al valore di intervento, poiché tale concentrazione corrisponde ad un probabile rischio ecotossicologico per le comunità viventi.

Ciò significherebbe realizzare azioni che coinvolgono indicativamente 13.3 milioni di m³ di sedimento, con conseguenti elevatissimi ed insostenibili costi di gestione, a cui devono essere aggiunti i costi relativi alla gestione dei sedimenti per i quali non è prevista la bonifica ma che sono necessariamente coinvolti negli interventi di rimozione poiché compresi tra gli strati di sedimento da bonificare.

Ne consegue pertanto l'esigenza di stabilire una priorità di intervento nelle aree contaminate, in funzione sia del livello di contaminazione riscontrato che del potenziale rischio di diffusione della contaminazione che, infine, della destinazione d'uso delle aree stesse e di quelle limitrofe.

Inoltre, in considerazione della attuale destinazione d'uso dell'area, è verosimile che possano frequentemente insorgere processi di risospensione dei sedimenti altamente contaminati, in relazione al passaggio delle navi ed alle loro quotidiane operazioni di ormeggio e disormeggio dai pontili, con conseguente potenziale dispersione dei contaminanti in essi presenti.

Alla luce di tali considerazioni risulta di fondamentale importanza individuare un processo di bonifica che, se pur articolato, consenta, partendo dalle aree maggiormente critiche, di conseguire gradualmente la completa bonifica dell'area.

Alla luce delle diverse tipologie di sedimenti contaminati, che richiedono differenti priorità di intervento, ed alla luce degli elevati volumi di sedimento contaminato, potranno essere ipotizzate più fasi temporali di attuazione degli interventi di bonifica.

Obiettivo comune di tutte le opzioni di gestione per l'area in oggetto è quello di minimizzare le volumetrie di sedimento da destinare a discarica, attraverso l'ottimizzazione di tutte le fasi della bonifica 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 conferimento in discariche di categoria inferiore 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 indicato dall'articolo 5 della Legge 28 gennaio 1994, n. 84, così come aggiornato dall'art. 1, comma 996, della legge 27 dicembre 2006, n.296 e relativa attuazione.



Per i sedimenti rimossi mediante dragaggio e destinati ad impianti di trattamento o al conferimento in idonea discarica, 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, in linea con la normativa vigente, un sistema mobile per lo stoccaggio temporaneo dei sedimenti rimossi e per l'eventuale impianto di trattamento.

Nella selezione delle differenti opzioni di gestione nell'ambito di una specifica ipotesi di intervento si dovrà porre attenzione agli eventuali impatti ambientali generati dalla specifica ipotesi, sia nel breve che nel lungo periodo (impatto su: attività portuali, traffico marittimo e stradale, effetti morfodinamici sulla fascia costiera, utilizzi presenti e futuri dell'area, etc.), prevedendo le necessarie misure di mitigazione.

La specifica ipotesi di intervento o gestione prescelta dovrà inoltre armonizzarsi con gli interventi di messa in sicurezza e/o bonifica già progettati o in corso di progettazione sulle aree limitrofe.

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.

L'applicabilità delle singole opzioni di gestione dovrà essere valutata in modo specifico, così come dovrà essere prevista un'attività di controllo dell'efficacia di ciascun intervento.

Alla luce di quanto sopra riportato, l'ipotesi di intervento individuata per la Rada di Augusta e descritta nel paragrafo successivo, prevede, ai fini della bonifica dell'area:

- la rimozione e l'allontanamento di quei sedimenti le cui concentrazioni sono talmente elevate da costituire un costante pericolo per l'ambiente acquatico (sedimenti contaminati delle aree "ROSSE" e "VIOLA").
- l'avvio di un piano di monitoraggio dell'area e la valutazione dell'intervento di bonifica più idoneo per i rimanenti sedimenti contaminati, individuati con le aree "GIALLE". Tali aree "GIALLE", infatti, pur avendo concentrazioni di contaminanti che superano i valori di intervento specifici per l'area in esame, presentano valori di concentrazione comunque contenuti, e pertanto per tali aree, in considerazione degli elevati volumi in gioco, può essere ipotizzato di attuare in un primo momento un monitoraggio intensivo per valutare l'intervento di bonifica maggiormente idoneo.

8.1.1 Ipotesi di intervento

Nel presente paragrafo verrà esplicitato il dettaglio di tutte le possibili opzioni di gestione delle differenti tipologie di sedimento rimosso ai fini della di bonifica dell'area della Rada di Augusta (sedimenti contaminati delle aree "ROSSE" e "VIOLA"), e le ipotesi di bonifica in situ dei rimanenti sedimenti contaminati delle aree "GIALLE", così come indicato nell'allegato 1 al presente documento.



La gestione descritta nel seguito per il sedimento rimosso dipende dalla tipologia e dall'entità della contaminazione, nonché dalle caratteristiche granulometriche del sedimento.

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

- trasporto ad opportuno impianto di pretrattamento per la separazione granulometrica della frazione sabbiosa (circa il 50% del totale) da quella più fine (circa il 50% del totale); invio della frazione fine in discarica di opportuna categoria ed invio della frazione sabbiosa a trattamento (es. lavaggio) per il successivo conferimento in discarica di categoria inferiore o in vasca di colmata o in strutture di confinamento realizzate in ambiente costiero, oppure, se dopo separazione granulometrica, la frazione sabbiosa dovesse presentare valori di concentrazione dei contaminanti tali da farla diventare sedimento rosso, potrebbe essere ipotizzato il refluento diretto della frazione sabbiosa in un bacino conterminato ai fini di un trattamento di tipo biologico, elettrocinetico o di ossidazione chimica, per la riduzione delle concentrazioni dei contaminanti;
- trasporto ad opportuno impianto di trattamento, per esempio di tipo termico, ai fini del successivo conferimento in discarica di categoria inferiore o in vasca di colmata o in strutture di confinamento realizzate in ambiente costiero;
- trasporto e conferimento in una discarica di opportuna categoria;
- trasporto in un paese della EU per smaltimento o riutilizzo.

I trattamenti ipotizzati per i sedimenti VIOLA possono essere principalmente:

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

Per i sedimenti indicati in "**ROSSO**", una volta rimossi e disidratati, possono essere individuati i seguenti scenari:

- refluento diretto in vasca di colmata, con successivo trattamento del sedimento all'interno della vasca;
- trasporto ad opportuno impianto di pretrattamento per la separazione granulometrica della frazione sabbiosa (circa il 35% del totale) da quella più fine (circa il 65% del totale); invio della frazione fine in discarica di opportuna categoria o in bacini conterminati per un trattamento di tipo biologico o elettrocinetico, ed invio della frazione sabbiosa a trattamento (es. lavaggio) per il successivo conferimento in vasca di colmata o refluento diretto della frazione sabbiosa in un bacino conterminato, con eventuale trattamento di tipo biologico o elettrocinetico, per la riduzione delle concentrazioni dei contaminanti;
- trasporto e conferimento in una discarica di opportuna categoria;
- trasporto in un paese della EU per smaltimento o riutilizzo.

I trattamenti ipotizzati per i sedimenti ROSSI possono essere principalmente:

- di separazione granulometrica e disidratazione;



- di lavaggio, con aggiunta di additivi chimici per la rimozione dei contaminanti con passaggio in fase acquosa;
- di tipo termico, utilizzati prevalentemente per la rimozione dei contaminanti organici e, con l'aggiunta di additivi, per l'immobilizzazione dei contaminanti inorganici;
- di tipo biologico o elettrocinetico all'interno di vasche di colmata o di bacini conterminati.

Per le volumetrie di sedimenti indicati in "**GIALLO**" e necessariamente coinvolti nella rimozione dei sedimenti viola e rossi perché compresi negli strati intermedi, invece, una volta rimossi e disidratati, possono essere ipotizzati i seguenti scenari:

- diretto conferimento in vasche di colmata o in strutture di confinamento realizzate in ambiente costiero, con utilizzo della superficie della vasca;
- trasporto ad opportuno impianto di trattamento ai fini della riduzione delle concentrazioni dei contaminanti ai valori richiesti per il riutilizzo nel campo delle opere civili, nel rispetto della normativa vigente.

I trattamenti ipotizzati per i sedimenti GIALLI possono essere principalmente di lavaggio con additivi o, eventualmente, di tipo termico o di tipo biologico o elettrocinetico all'interno di vasche di colmata o di bacini conterminati.

Per i sedimenti **VERDI** coinvolti nelle operazioni di rimozione dei sedimenti VIOLA, e ROSSI, può essere ipotizzato un riutilizzo, nel rispetto della normativa vigente.

La rimozione dei sedimenti con concentrazione dei contaminanti superiori ai valori di concentrazione limite indicati nella col. B tab. 1 del D.Lgs. 152/06 (aree VIOLA e ROSSE) per tutto lo spessore indagato (2 m), coinvolge un totale di **6.287.339 m³**, secondo le volumetrie indicate dettagliatamente nel seguito:

- rimozione dei sedimenti contaminati **VIOLA**, per tutto lo spessore indagato di 2m di profondità, per un totale di **7.231 m³**;
- rimozione dei sedimenti contaminati **ROSSI**, per tutto lo spessore indagato di 2m di profondità, per un totale di **6.280.108 m³**.

Nel calcolo dei volumi di sedimento da rimuovere, al volume di sedimento sopra riportato devono essere chiaramente aggiunti i volumi di sedimenti **GIALLI** (**194.612 m³**) e **VERDI** (**69.277 m³**) compresi tra gli strati di sedimento propriamente VIOLA e ROSSO.

Il volume complessivo dei sedimenti da rimuovere per gli interventi di bonifica dell'intera Rada di Augusta risulta essere quindi pari a **6.551.228 m³**. Le volumetrie di sedimento coinvolte sono mostrate in Tabella 12.

Tabella 12: volume di sedimento da rimuovere per la bonifica dei sedimenti delle aree VIOLA e ROSSE

Livelli	conc < v.i.	v.i. < conc < Col. B	Col. B < conc < 500 mg/kg s.s. (per Hg)	conc > 500 mg/kg s.s. (per Hg)
cm	m ³	m ³	m ³	m ³
0-50	18.641	147.835	4.329.479	
50-100	28.935	45.527	1.511.751	
100-150	21.702	1.250	364.278	7.231
150-200			74.600	
Totale	69.277	194.612	6.280.108	7.231
	6.287.339			
	6.551.228			



In funzione delle differenti combinazioni degli scenari prospettati, indicati in dettaglio nell'Allegato 1 al presente documento, è possibile pertanto ricavare le ipotesi di costo minima e massima delle differenti opzioni di gestione attuabili sui sedimenti rimossi dalle aree VIOLA e ROSSE. Tali costi sono riportati nella tabella seguente.

Tabella 13: Schema dei costi per le diverse opzioni di gestione per la rimozione dei sedimenti delle aree VIOLA e ROSSE

IPOTESI DI INTERVENTO Rimozione dei sedimenti con concentrazione dei contaminanti superiori ai valori di concentrazione limite indicati nella col. B tab. 1 del D.Lgs. 152/06 (aree VIOLA e ROSSE)	IPOTESI DI COSTO (€)	
	MINIMA	MASSIMA
Costi per la ricerca di ordigni bellici	36.000,00	
Costi per il monitoraggio dell'intero intervento di bonifica (ipotizzati pari allo 0,3% dei costi medi di rimozione e gestione dei sedimenti)	2.305.040,00	
Costi delle attività di rimozione e disidratazione dei sedimenti	72.223.520,00	
Costi per la gestione dei sedimenti	379.314.040,00	1.012.930.280,00
Costo totale	453.878.600,00	1.087.494.840,00

Si deve precisare che per il calcolo dei costi del trattamento dei sedimenti VIOLA e ROSSI si è ipotizzato un sedimento contaminato sia da inquinanti inorganici che da inquinanti organici. Tuttavia, in alcune aree, potrebbe essere possibile effettuare una ulteriore distinzione tra i sedimenti 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.

Ai costi specifici degli interventi di bonifica riportati nel seguito, che non prevedono uno specifico intervento sui sedimenti delle aree "GIALLE", dovranno essere aggiunti i costi relativi al monitoraggio intensivo finalizzato all'individuazione della più opportuna tecnologia di bonifica e i costi relativi alle eventuali azioni aggiuntive per gli interventi su tali aree, a seguito di una valutazione dell'intervento di bonifica maggiormente idoneo. I rimanenti sedimenti contaminati con valori di concentrazione compresi fra i valori di intervento e i valori limite indicati nella col. B tab. 1 del D.Lgs. 152/06, ammontano ad un volume complessivo pari a **6.823.389 m³**.

In particolare, tale criticità "residua" associata alla permanenza in situ dei sedimenti "GIALLI" 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 concentrazione dei contaminanti e la loro mobilità e biodisponibilità, monitorandone gli effetti; 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 valutando la possibilità di attenuazione o recupero naturale della contaminazione;
- adottando misure specifiche per limitare la diffusione della contaminazione, a protezione di eventuali obiettivi sensibili presenti nell'area;
- limitando gli usi legittimi di alcune aree;
- rimuovendo il sedimento contaminato e conferendolo in vasche di colmata o in strutture di confinamento realizzate in ambiente costiero, con utilizzo della superficie della vasca;
- rimuovendo il sedimento contaminato e trasportandolo ad opportuno impianto di trattamento ai fini della riduzione delle concentrazioni dei contaminanti ai valori richiesti per il riutilizzo nel campo delle opere civili, nel rispetto della normativa vigente.



8.1.2 Ipotesi di intervento prioritario

Date le ingenti volumetrie di sedimento contaminato coinvolto nelle operazioni di bonifica, si possono ipotizzare alcune priorità di intervento, legate principalmente al rischio di risospensione del sedimento e quindi di diffusione dei contaminanti ad esso associati verso l'ambiente marino.

A tale scopo è stata individuata una fascia marina delimitata da profondità del fondale inferiore ai 18 m (cfr. par. 6.1.3 e par. 6.1.4), in cui si ha verosimilmente una probabilità maggiore di risospensione del sedimento contaminato, a causa soprattutto dell'attracco delle navi ai pontili vicino costa su un fondale relativamente basso, se paragonato al pescaggio delle navi stesse.

Ai fini dell'individuazione di una priorità di intervento, si sono calcolati i volumi di sedimento contaminato delle aree VIOLA e ROSSE da rimuovere nella fascia marina avente una batimetria inferiore ai 18 m.

Il volume complessivo dei sedimenti da rimuovere nell'ambito di tale ipotesi di intervento risulta essere quindi pari a **3.342.060 m³**. Le volumetrie di sedimento coinvolte sono mostrate in Tabella 14, per strati consecutivi di 50 cm di sedimento.

Tabella 14: volume di sedimento da rimuovere per la bonifica delle aree VIOLA e ROSSE nelle aree comprese entro la batimetria dei 18 m

Livelli	conc < v.i.	v.i. < conc < Col. B	Col. B < conc < 500 mg/kg s.s. (per Hg)	conc > 500 mg/kg s.s. (per Hg)
cm	m ³	m ³	m ³	m ³
0-50	18.641	91.885	1.907.470	0
50-100	8.935	39.463	926.944	0
100-150	21.701	1.250	243.940	7.231
150-200	0	0	74.600	0
Totale	49.277	132.598	3.152.954	7.231
	3.160.185			
3.342.060				

In Figura 97 ed in Figura 98 sono riportati, per strati consecutivi di 25 cm, i valori di concentrazione dei contaminanti nei sedimenti delle aree aventi fondali ad una profondità inferiore ai 18 m.

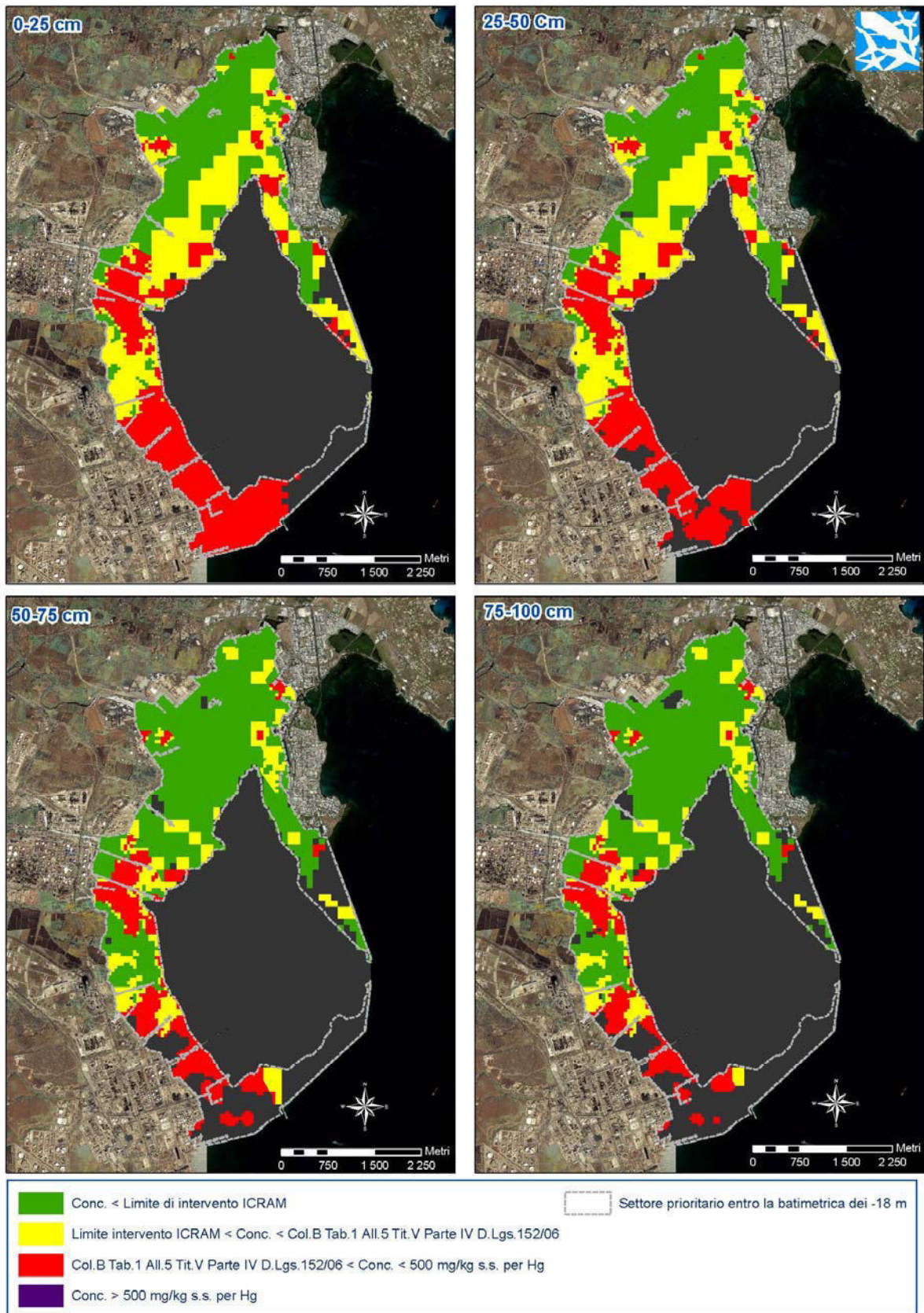


Figura 97: Strati di sedimento 0-100 cm. Aree da sottoporre ad interventi di bonifica nella fascia con batimetria minore di -18m

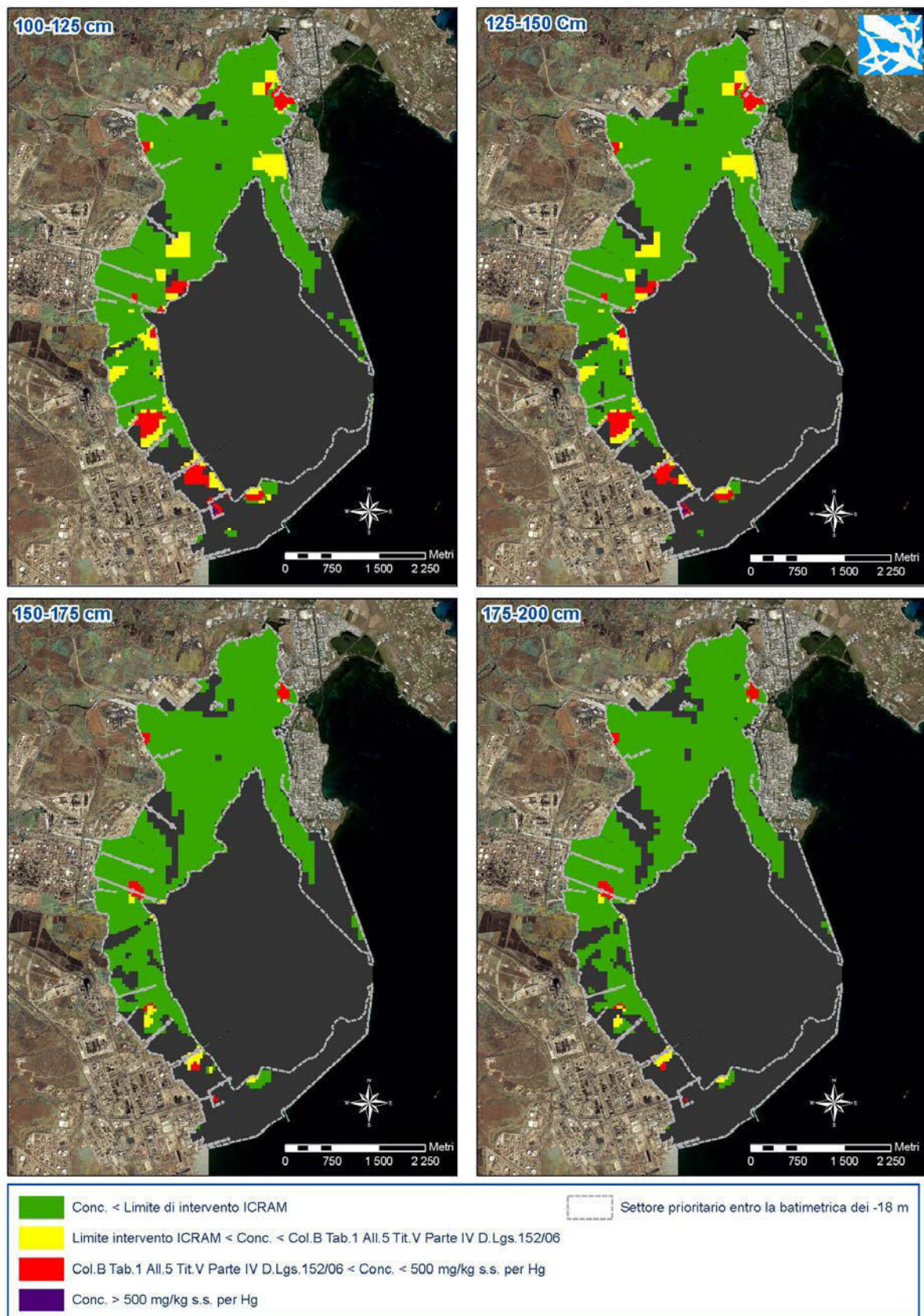


Figura 98: Strati di sedimento 100-200 cm. Aree da sottoporre ad interventi di bonifica nella fascia con batimetria minore di -18m



8.1.3 Bonifica e sviluppo portuale

La progettazione degli interventi di bonifica da attuare nell'area della Rada di Augusta potrà essere effettuata tenendo in considerazione anche gli interventi di sviluppo portuale previsti all'interno della Rada, che possono prevedere, tra l'altro:

- la costruzione di nuove casse di colmata da adibire a banchine portuali;
- il dragaggio di alcune aree ai fini dell'approfondimento dei fondali per passaggio per le navi;
- variazioni di destinazioni d'uso di alcune aree.

Come detto precedentemente, i commi 1003 e 1004 della Legge n. 296 del 27 dicembre 2006 (Legge Finanziaria 2007) individuano lo scalo di Augusta come un porto con connotazione di hub portuale di interesse nazionale, destinando tra l'altro un contributo finanziario finalizzato allo sviluppo dell'intermodalità e delle attività di transshipment.

In quest'ottica ed anche alla luce del documento SIAP "*Realizzazione di un'isola di colmata e test di trattabilità sui sedimenti della Rada di Augusta*", trasmesso da SIAP al Ministero dell'Ambiente e Tutela del Territorio e del Mare con prot. n. 1198/2007 del 6 luglio 2007, può essere considerata, a titolo di esempio, l'ipotesi di progettazione, realizzazione ed utilizzo di n. 3 vasche di colmata all'interno della Rada di Augusta, così come descritto nel suddetto documento.

Tale documento prevede la costruzione di n. 3 vasche di refluento, ubicate in tre differenti aree, come mostrato in Figura 99:

1. area presso nuova banchina commerciale
2. area presso la diga foranea centrale
3. area presso la diga foranea sud

e la predisposizione di alcune aree a terra per lo stoccaggio temporaneo e per il trattamento dei sedimenti.

La capienza del volume di riempimento delle tre vasche, su calcolo effettuato basandosi su rilievi batimetrici dell'area e sulle dimensioni di progetto dell'opera da realizzare, secondo quanto riportato nel documento redatto da SIAP, si aggirerebbe intorno ai:

- 1.290.000 m³, per la *Vasca nuova banchina commerciale*;
- 9.900.000 di m³, per la *Vasca diga foranea centrale*;
- 1.2 milioni di m³ *Vasca diga foranea sud*.

Tale riempimento potrebbe essere quindi realizzato con i sedimenti contaminati provenienti dalle operazioni di bonifica mediante rimozione dei fondali della Rada di Augusta, opportunamente confinati entro una vasca di refluento impermeabilizzata, secondo quanto indicato dall'articolo 5 della Legge 28 gennaio 1994, n. 84, così come aggiornato dall'art. 1, comma 996, della legge 27 dicembre 2006, n.296 e relativa attuazione, con un vantaggio sia in termini ambientali (rimozione dei sedimenti contaminati dalla rada) sia in termini economici (risparmio su l'approvvigionamento di materiali inerti provenienti da cave o da altri siti di prestito).

In tali vasche potrebbero essere confinati sia i sedimenti classificati come GIALLI, con riutilizzo della superficie della vasca, secondo quanto previsto dall'art. 1, comma 996,



della legge 27 dicembre 2006, n.296 e della relativa attuazione, sia i sedimenti classificati come ROSSI, senza riutilizzo della superficie della vasca, oppure con riutilizzo della superficie dopo opportuno trattamento dei sedimenti ROSSI finalizzato alla riduzione dei valori di concentrazione dei contaminanti fino al di sotto dei valori di concentrazione riportati nella colonna B della tabella 1 dell'Allegato 5 al Titolo V alla Parte Quarta del D.Lgs. 152/06.

La superficie di tale area, una volta terminato il riempimento, potrebbe essere attrezzata con infrastrutture portuali di banchina ed essere così utilizzata per l'attracco e l'ormeggio di navi ed imbarcazioni, permettendo quindi di avere a disposizione superfici libere attrezzabili con servizi e sottoservizi di piazzali portuali, in maniera tale da creare nuovi spazi interni alla Rada utilizzabili per le esigenze portuali.

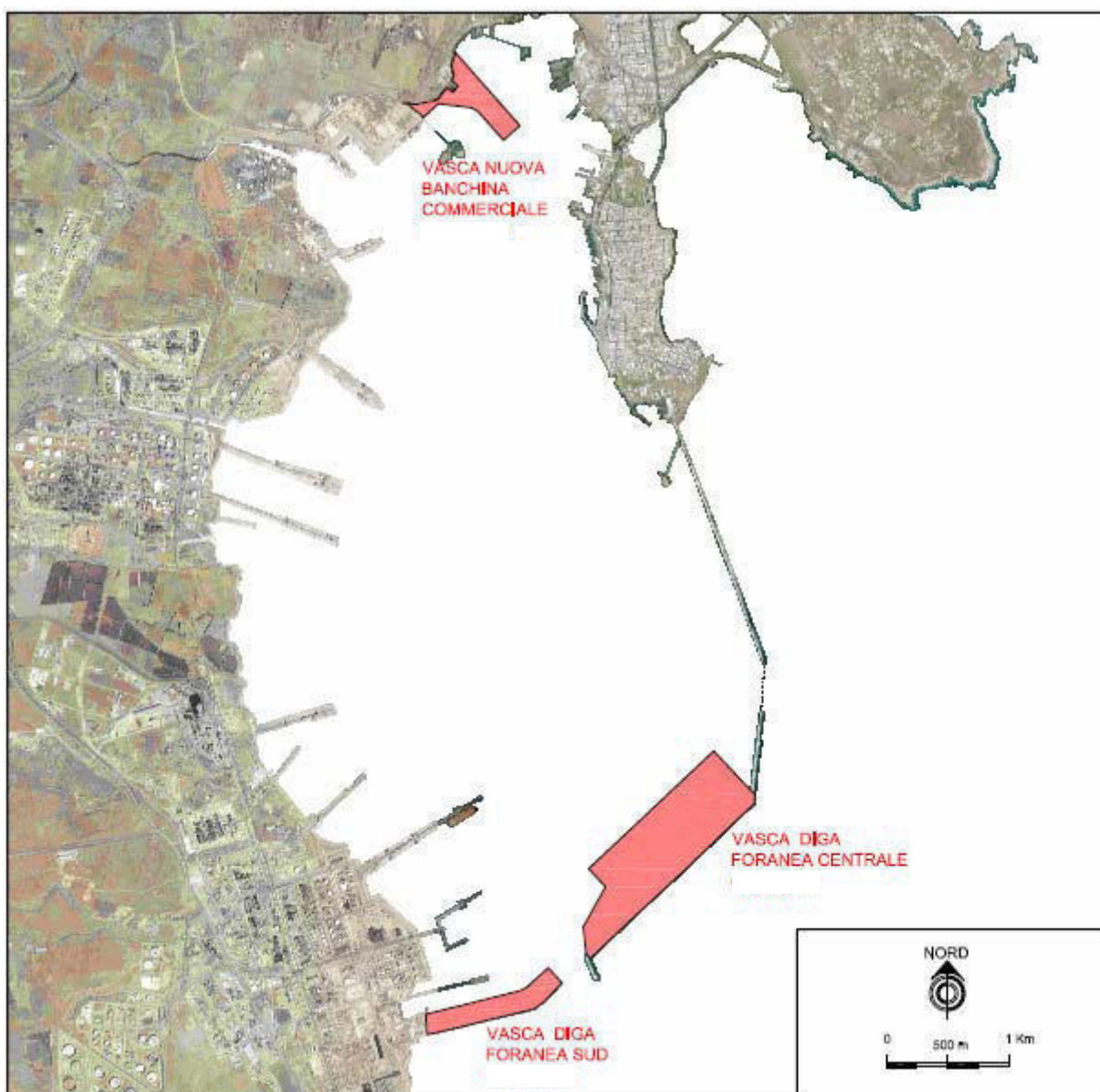


Figura 99: Ipotesi di localizzazione dei siti per il confinamento dei sedimenti.



8.1.4 Osservazioni sulla contaminazione residua

L'intervento di bonifica descritto nel par. 8.1.1, in cui si prevede la rimozione di tutti i sedimenti delle aree VIOLA e ROSSE all'interno della Rada di Augusta, realizza di fatto un abbattimento significativo delle concentrazioni dei contaminanti presenti sui fondali della Rada.

La Figura 100 mostra il confronto dei livelli di concentrazione dei contaminanti negli strati superficiali di sedimento prima e dopo l'esecuzione dell'intervento di bonifica.

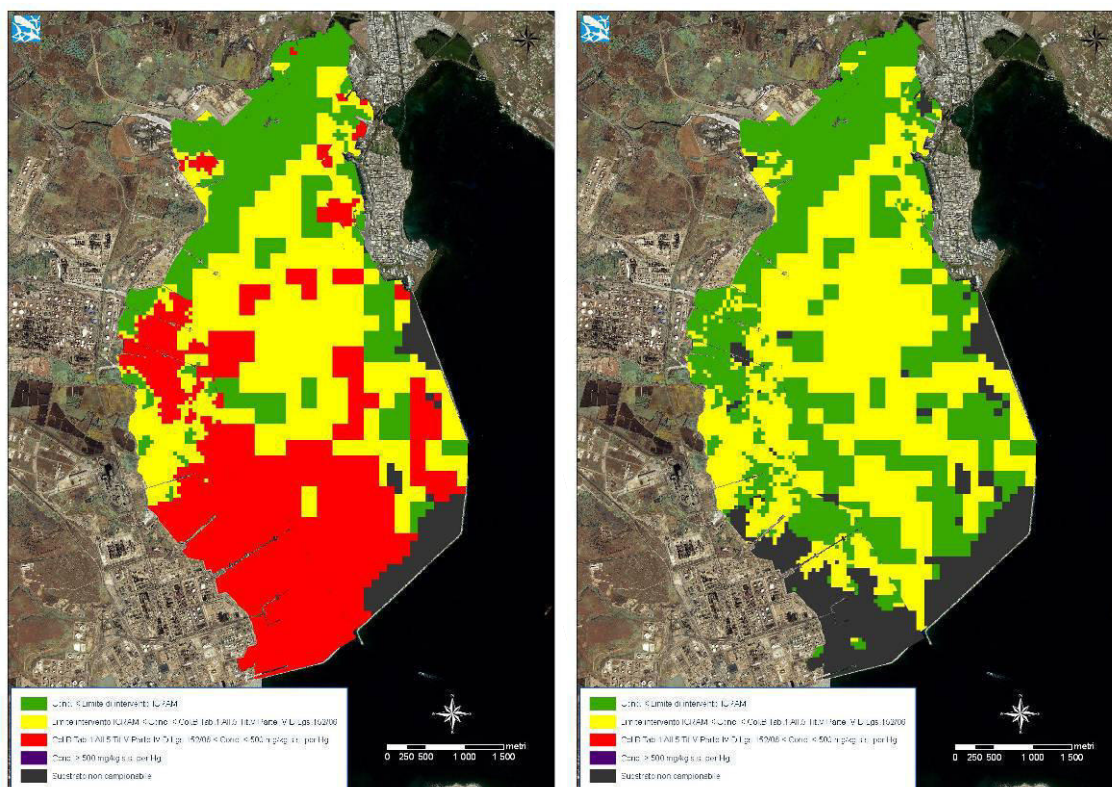


Figura 100: Concentrazione dei contaminanti nello strato superficiale, a confronto prima (a sin.) e dopo (a dx.) l'intervento di bonifica

Nei grafici seguenti, inoltre, viene visualizzato l'andamento medio nella Rada dei contaminanti principali al variare della profondità del campione nel sedimento.

Nello stesso grafico è stata indicata sia la situazione di contaminazione attuale, che quella attesa dopo la rimozione dei sedimenti che presentano il superamento delle concentrazioni riportate nella colonna B Tab. 1 Allegato 5 al Titolo V alla Parte Quarta del D.Lgs. 152/06.

Con la linea rossa è stato indicato il livello di contaminazione attuale calcolato mediando le concentrazioni di tutti i campioni di fase I e fase II raggruppati per livello di prelievo. Con la linea verde è stato invece rappresentato il livello di contaminazione atteso dopo l'intervento di rimozione dei sedimenti, calcolato come sopra dopo aver escluso dal conteggio tutti i campioni ubicati nelle porzioni di sedimento interessato alla rimozione.



I grafici sottostanti mostrano in modo evidente l'abbattimento delle concentrazioni medie nella Rada di Augusta a seguito dell'intervento di rimozione dei sedimenti delle aree VIOLA e ROSSE.

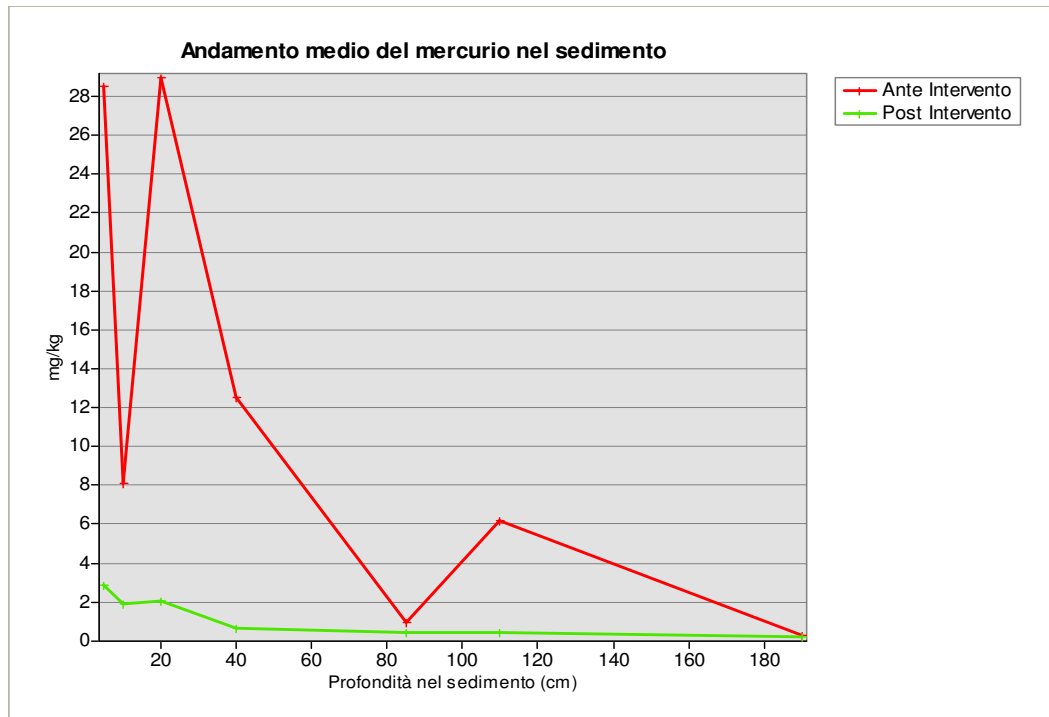


Figura 101: Concentrazioni medie di Hg al variare della profondità, prima e dopo l'intervento di bonifica

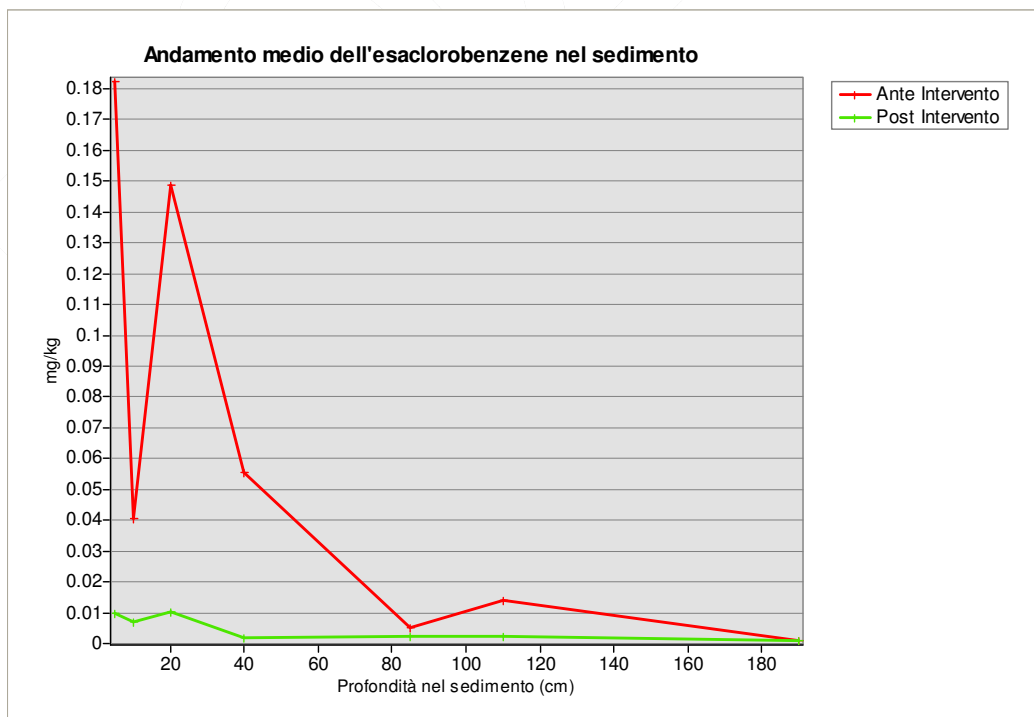


Figura 102: Concentrazioni medie di HCB al variare della profondità, prima e dopo l'intervento di bonifica

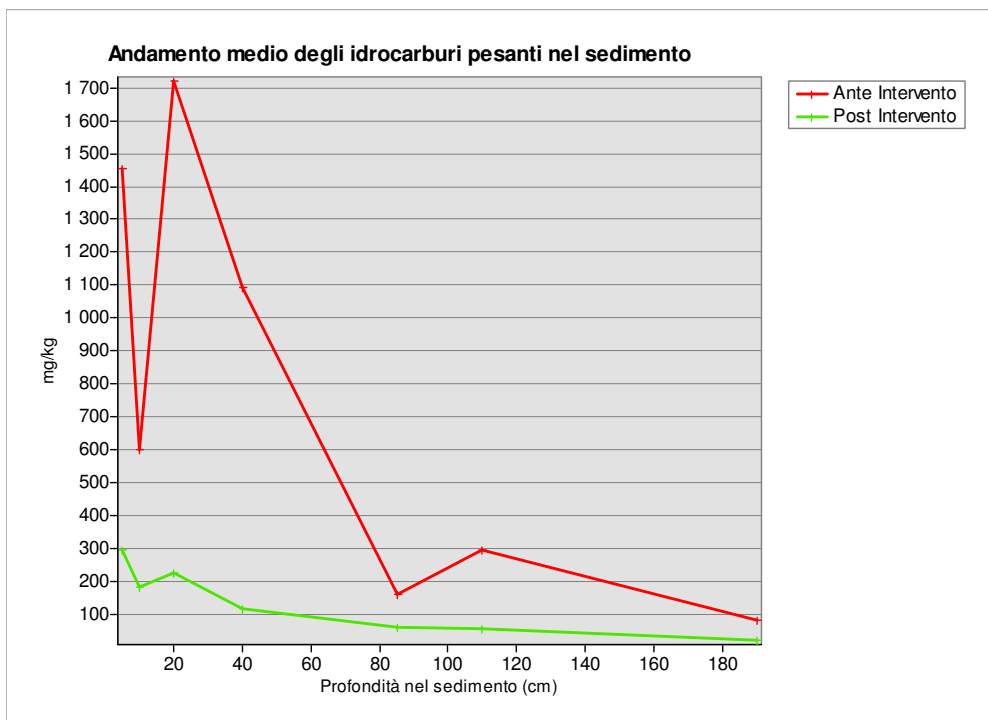


Figura 103: Concentrazioni medie di Idrocarburi C>12 al variare della profondità, prima e dopo l'intervento di bonifica

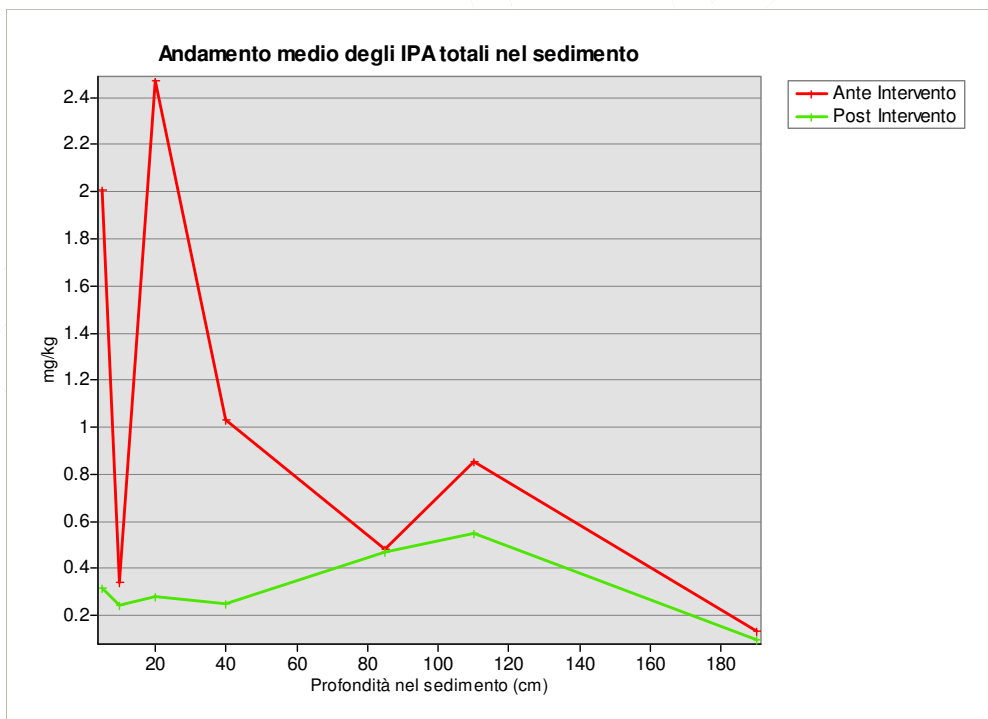


Figura 104: Concentrazioni medie di IPA totali al variare della profondità, prima e dopo l'intervento di bonifica

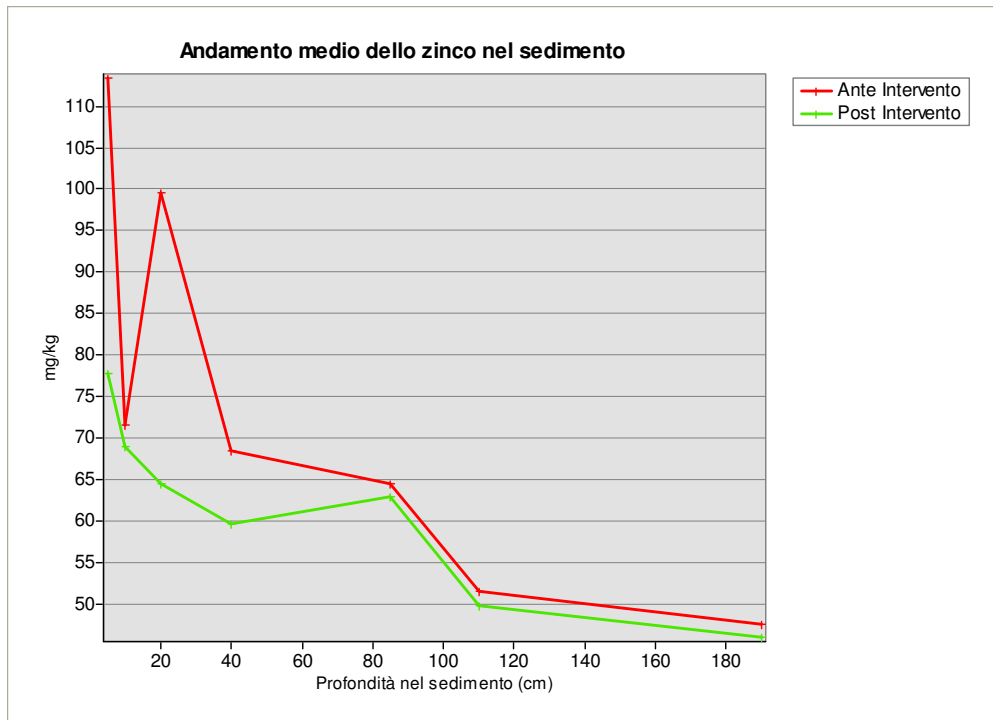


Figura 105: Concentrazioni medie di Zn al variare della profondità, prima e dopo l'intervento di bonifica

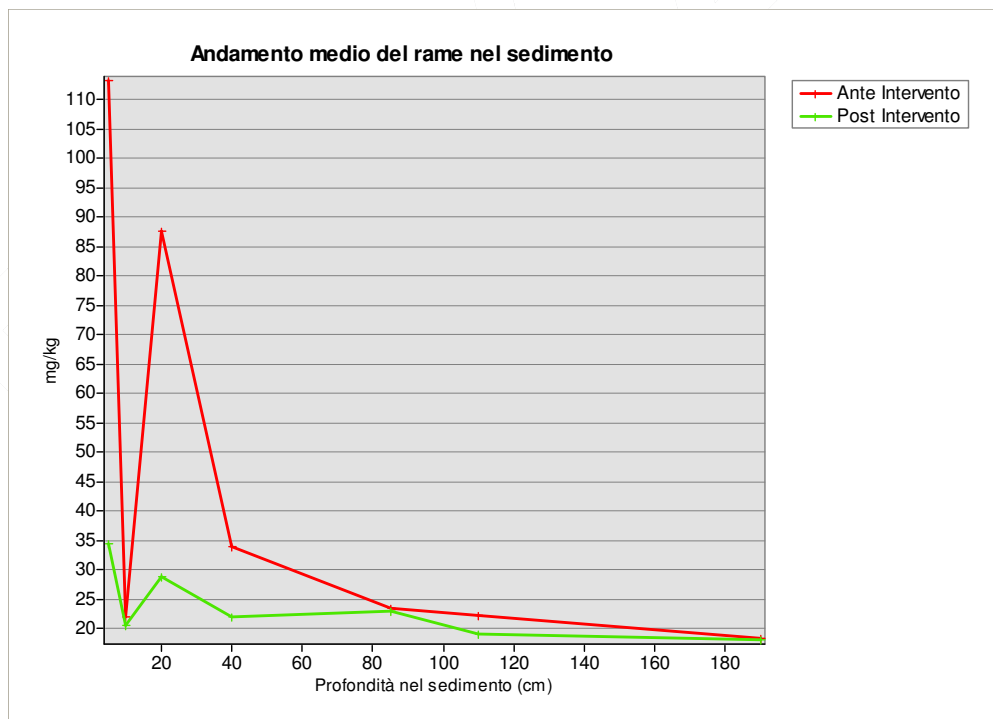


Figura 106: Concentrazioni medie di Cu al variare della profondità, prima e dopo l'intervento di bonifica

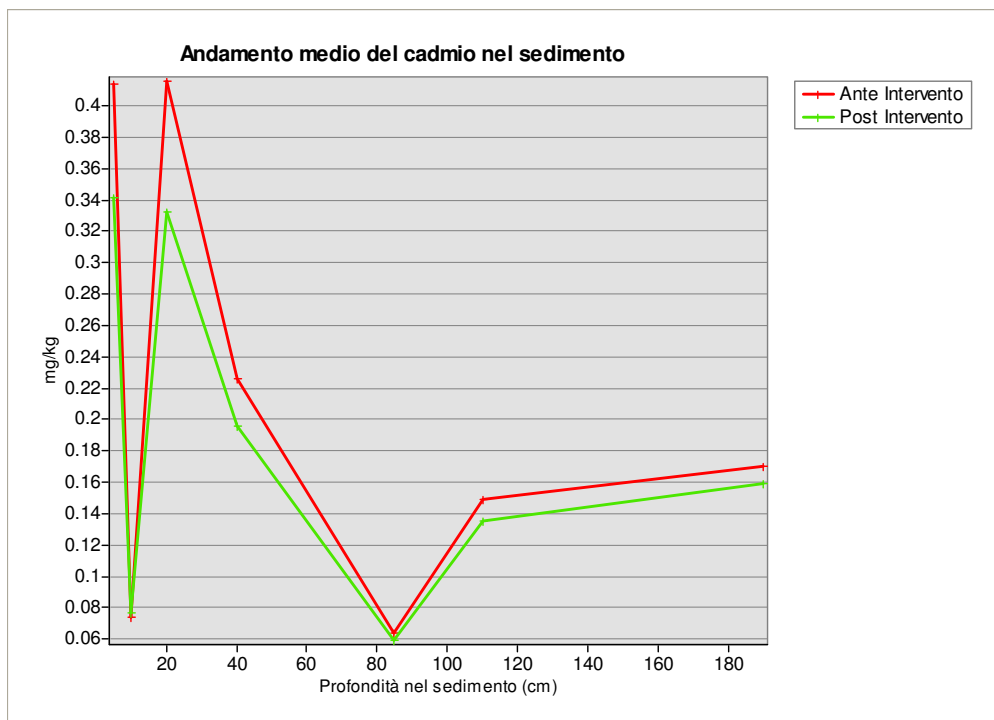


Figura 107: Concentrazioni medie di Cd al variare della profondità, prima e dopo l'intervento di bonifica



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.
- Amore C., D'Alessandro L., Giuffrida E., Lo Giudice A., Zanini A., 1992. Dinamica litorale tra Capo Peloro e Capo Passero (Sicilia orientale). Boll. Acc. Gioenia Sci. Nat., vol. 25, n. 339, 69-114.
- Bodek I., 1988. Environmental Inorganic Chemistry: Properties Processes and estimation methods. Editors Pergamon Press, New York.
- Bodek I., Lyman W.J., Reehl W.F., Rosenblatt D.H., 1998. Environmental Inorganic Chemistry: Properties, Processes and Estimation 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.
- Bothner M.H., Jahnke R.A., Peterson M.L., Carpenter R., 1980. Rates of mercury loss from contaminated estuarine sediments. Geochim. Cosmochim. Acta 44: 273-285.
- Cornelissen G, Rigterink H., Vrind B.A., ten Hulsher D.T.E.M., Ferdinandy M.M.A., van Noort P.C.M., 1997. Two-stage desorption kinetics and in-situ partitioning of hexachlorobenzenes in a contaminated sediment. Chemosphere, 35 (10), 2405-2416.
- Chilès J.P., Delfiner P., 1999. Geostatistics: modeling spatial uncertainty, Wiley Series in Probability and Statistics.
- Crecelius E.A., Bothner M.H., Carpenter R., 1975. Geochemistry of arsenic, antimony, mercury, and related elements in sediments of Puget Sound. Environ. Sci. Technol. 9: 325-333.
- Crotowski P., Durda J.L., Edelman K.G., 1991. The Use of Natural Process for the Control of Chromium Migration. Remediation. 2 pp. 341-351.
- Evanko C.R., Dzombak D.A., 1997. Remediation of Metals-Contaminated Soils and Groundwater. Technology Evaluation Report, prepared for GWRTAC.
- Daskalakis K.D., O'Connor T.P., 1995. Distribution of chemical concentrations in US coastal and estuarine sediment. Mar. Environ. Res. 40: 381-398.
- El-Herraoui E., 2003. Performance of heavy metals decontamination for marine sediments. 2nd International Symposium on Contaminated Sediments. Quebec, pp. 245-250.
- EPA, 1998. EPA's Contaminated Sediment Management Strategy. Office of water. EPA-823-R-98-001.
- Fletcher C., 1999. Treatment of contaminated dredged material: is it sustainable? De Shutter G. (ed.). Antwerpen, Belgium.
- Fowler S.W., 1990. Critical review of selected heavy metal and chlorinated hydrocarbon concentrations in the marine environment. Mar. Environ. Res. 29 (1): 1-64.
- Goovaerts P. Geostatistics for Natural Resources Evaluation, Applied Geostatistics Series.
- 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., 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
- Hugget R.J., Bender M., Slone D.H., 1972. Mercury in sediments from three Virginia estuaries. *Chesapeake Sci.* 12: 280-282.
- IADC/CEDA, 1996-2001. Environmental Aspects of dredging.
- Istituto Sperimentale Talassografico CNR MESSINA, 1992. Sistema integrato per il monitoraggio automatico della Rada di Augusta. Studi preliminari per il posizionamento di boe oceanografiche. *Rapporti*, 6, 1-120.
- Istituto Sperimentale Talassografico CNR MESSINA, 1995. Studio sedimentologico e bionomico dei fondi mobili della Rada di Augusta. *Rapporti*, 9, 1-72.
- Jonasson I.R., Boyle R.W., 1972. Geochemistry of mercury and origin of natural contamination of the environment. *CIM Trans.* 75: 8-15.
- Journel A., Huijbregts Ch., 1978. *Mining Geostatistics*, Academic Press.
- 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., Evans J.C., 1994. *Hazardous Waste Management*. McGraw Hill, New York.
- Long E.R., MacDonald D.D., 1998. Recommended uses of empirically derived, sediment quality guidelines for marine and estuarine ecosystems. *Human Ecol. Risk Assessment (HERA)* 4 (5): 1019-1039.
- Long E.R., Field L.J., MacDonald D.D., 1998. Predicting toxicity in marine sediments with numerical sediment quality guidelines. *Environ. Toxicol. Chem.* 17: 714-727.
- Luoma SN., Phillips D.J.H., 1988. Distribution, variability, and impacts of trace elements in San Francisco Bay. *Mar. Pollut. Bull.* 19: 413-425.
- Mc Donald 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.
- Murphy T., Moller A., Brouwer H., 1995. In situ treatment of Hamilton Harbor sediment. *Journal of Aquatic Ecosystem Health*, 4: 195-203.
- Neff J.M., 2002. Mercury in the Ocean, in: *Bioaccumulation in Marine Organisms, Effect of Contaminants from oil well produced water*. Elsevier Science, Kidlington, Oxford, UK. 452 pp.
- 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.



Nigro F. & Renda P., 2000. Un modello di evoluzione tettono-sedimentaria dell'avanfossa neogenica siciliana. *Boll. Soc. Geol. It.*, 119, 667-686.

NRC (National Research Council), 2000. Toxicological Effects of Methylmercury. Committee on the toxicological effects of methylmercury, Board on Environmental Studies and Toxicology, Commission on Life Sciences, National research Council. Washington, DC. National Academy Press, 344 pp.

Ontario, 1993. Guidelines for the protection and management of aquatic sediment quality in Ontario. 32pp

Oxford University Press. 1997.

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 ICRAM.

Persaud D., Jaagumagi R., Hayton A., 1993. Guidelines for the protection and management of aquatic sediment quality in Ontario. ISBN 0-7729-9248-7. Ontario Ministry of the Environment, Ottawa, Ontario. 23p.

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.

PEUMA System

Reijnders P.J.H. & 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 W. & Förstner U. 1984. Metals in the Hydrosphere. Springer-Verlag, Berlin. 349 pp.

Salomons W. & Stigliani, 1995. Biogeodynamics of pollutants in soil and sediments. Ed Springer.

Shepard F.P., 1954. Nomenclature based on sand-silt-clay ratios. *Journal Sed. Petr.*, 24,151-158.

Smith L.A., Means J.L., Chen A., Alleman B., Chapman C.C., Tixier J.S. Jr., Brauning S.E., Gavaskar A.R., Royer M.D., 1995. Remedial Options for Metals-Contaminated Sites, Lewis Publishers, Boca Raton, FL.

U.S. EPA. 1988. Interim sediment criteria values for nonpolar hydrophobic organic contaminants. Office of Water Regulations and Standards, Criteria and Standards Division. SCD #17.

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.



Wackernagel H. Multivariate Geostatistics. Springer. 2003.

Weber J.W., Huang W., 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., 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., 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.

