



ISPRA

Istituto Superiore per la Protezione
e la Ricerca Ambientale

**PREMESSE PROGETTUALI PER IL RIPRISTINO AMBIENTALE
DELL'AREA LACUSTRE DEL SITO DI BONIFICA DI INTERESSE
NAZIONALE DEI LAGHI DI MANTOVA E POLO CHIMICO**

Luglio 2010

BoI-Pr-LO-Laghi di Mantova e Polo Chimico-Relazione-01.01

Responsabili scientifici

Dott. Massimo Gabellini
Dott.ssa Antonella Ausili

Dott. Giuseppe Trinchera

Coordinatori

Ing. Francesca Giaime
D.ssa Elena Romano

Staff tecnico

Dott.ssa Luisa Bergamin
Dott. Marco Cecchetti
Ing. Sara Dastoli
Ing. Nicoletta Gazzea
Ing. Serena Geraldini
Ing. Francesca Giaime
Dott. Fulvio Onorati
Dott.ssa Maria Elena Piccione
Dott.ssa Paola Renzi
Ing. Lorenzo Rossi
Dott.ssa Antonella Tornato

Laboratorio di Sedimentologia

Dott.ssa Maria Celia Magno
Dott. Giancarlo Pierfranceschi
Dott. Francesco Venti

Premesse progettuali per il ripristino ambientale dell'area lacustre del Sito di bonifica di Interesse Nazionale dei laghi di Mantova e Polo chimico

Sommario

1. PREMESSA	4
2. INQUADRAMENTO DELL'AREA	6
2.1. Idrologia superficiale ed assetto idrogeologico dell'area	6
2.2. Attività di dragaggio	12
2.3. Stato di contaminazione delle aree a terra, delle acque sotterranee e delle zone umide circostanti	13
2.4. Vincoli e tutele ambientali nell'area	16
3. INDAGINI INTEGRATIVE FINALIZZATE ALL'INDIVIDUAZIONE DI VALORI DI FONDO	19
3.1. Analisi dei dati derivanti dallo studio delle carote in continuo e delle datazioni	21
3.2. Determinazione dei valori di fondo	30
4. ELABORAZIONI DEI RISULTATI AI FINI DELLA BONIFICA E CALCOLO DEI VOLUMI DI SEDIMENTO CONTAMINATO	32
4.1. Valori di riferimento utilizzati per le elaborazioni	33
4.2. Metodologia per l'elaborazione dei dati di caratterizzazione	34
4.3. Risultati delle indagini granulometriche effettuate sui sedimenti	35
4.4. Valutazione dello stato qualitativo ambientale	40
4.5. Calcolo dei volumi di sedimento contaminato	156
5. ANALISI DEGLI INTERVENTI DI BONIFICA ATTUABILI	166
5.1. Possibili scenari di intervento	167
6. INTERVENTI E TECNOLOGIE APPLICABILI PER LA BONIFICA	168
6.1. Limitazioni d'uso dell'area	168
6.2. Processi di attenuazione naturale e monitoraggio dell'evoluzione del sistema	169
6.3. Tecnologie attuabili per il trattamento <i>in situ</i>	170
6.4. Rimozione dei sedimenti e successiva gestione del sedimento dragato	176
6.5. Tecnologie attuabili per il trattamento <i>ex situ</i>	189
6.6. Individuazione della destinazione finale del sedimento	209
6.7. Indicazioni per eventuali test/impianti pilota finalizzati alla sperimentazione di tecniche e tecnologie innovative per la gestione dei sedimenti inquinati	209
7. IPOTESI DI INTERVENTO	212
7.1. Individuazione delle aree di intervento	212
7.2. Ipotesi dei costi relativi agli interventi di bonifica previsti	221
7.3. Stima dei costi relativi agli interventi di rimozione dei sedimenti	222
8. BIBLIOGRAFIA	226

1. PREMESSA

Il Sito di bonifica di Interesse Nazionale dei “Laghi di Mantova e polo chimico” (di seguito “SIN di Mantova”) è stato inserito nel Programma Nazionale di Bonifica con L.179/2002 ed è stato perimetrato con D.M. 7 febbraio 2003 del Ministero dell’Ambiente e della Tutela del Territorio (Figura 1). La perimetrazione delimita un’area a terra (poco più di 350 ha), all’interno della quale è compreso il Polo industriale della città di Mantova, e un’area lacustre – fluviale (un’area di circa 1.000 ha) rappresentata dai laghi di Mezzo, Inferiore e dalla Vallazza.



Figura 1. Perimetrazione SIN di Mantova

Sulla base della Conferenza di Servizi “decisoria” (ex art. 14, comma 2, della legge n. 241/90) del 26/01/06, del D./M. n. 308 del 28/11/06 (art. 5), dell’Accordo di Programma del 31/05/07 e della successiva Convenzione (del 06/08/07) ed Atto integrativo (del 23/04/08) sottoscritti tra ISPRA e Ministero dell’Ambiente della Tutela del Territorio e del Mare, l’Istituto è stato incaricato della predisposizione del “Piano di caratterizzazione delle aree lacustri incluse nel perimetro del SIN di Mantova” (doc. rif.#CII-LO-Laghi di Mantova e Polo Chimico-01.04, di seguito denominato Piano di caratterizzazione) e dell’elaborazione del successivo progetto preliminare di bonifica delle medesime aree.

Il piano di caratterizzazione, approvato senza prescrizioni dalla Conferenza di Servizi decisoria del 27/07/2007, è stato attuato di concerto tra Sogesid S.p.A., ARPA Lombardia e ISPRA, ciascuno per quanto di propria competenza, nel periodo compreso tra i mesi di ottobre e novembre 2008.

In ottemperanza a quanto richiesto ad ISPRA dal Ministero dell'Ambiente con note prot. n. 12057/QdV/DI del 10/06/09, prot. n. 14600/QdV/DI del 10/07/09 e prot. n. 14886/QdV/DI del 14/07/09, l'Istituto ha consegnato (prot. n. 37382 del 04/09/2009) una Relazione preliminare recante la *“Valutazione dei risultati della caratterizzazione ambientale dell'area lacustre del Sito di bonifica di Interesse Nazionale dei Laghi di Mantova e polo chimico”* (doc. rif. # CII-LO-Laghi di Mantova e Polo Chimico-Relazione-01.07, Agosto 2009). In seguito, l'ISPRA ha trasmesso con nota prot. n. 24879 del 22/07/2010 un documento integrativo con i risultati relativi all'analisi sulle carote eseguite in modalità “in continuo” e alle indagini radiometriche condotte.

Sulla base dei risultati dell'attività di caratterizzazione eseguita nell'autunno 2008 e, tenendo presente quanto emerso nelle precedenti attività di caratterizzazione nel SIN di Mantova, il presente documento (doc. rif. # BoI-Pr-LO-Laghi di Mantova e Polo Chimico-01.01) riporta, pertanto, l'elaborazione dei risultati finalizzata alla stima dei volumi di sedimenti contaminati presenti e all'identificazione delle aree in cui procedere ad attività di monitoraggio o di esecuzione di interventi di ripristino ambientale. Nello stesso documento sono state anche individuate le migliori tecnologie di bonifica applicabili al sito in oggetto.

Il documento si articola nel seguente modo:

- nel capitolo 2 è sintetizzato il quadro ambientale dell'area;
- nel capitolo 3 sono riportate i risultati delle indagini condotte sulle carote analizzate “in continuo” e delle analisi radiometriche;
- nel capitolo 4 sono restituite le elaborazioni dei risultati delle indagini chimiche condotte ed il relativo calcolo dei volumi di sedimento contaminato presente;
- nel capitolo 5, è riportato uno screening degli interventi di bonifica attuabili mentre, nel capitolo 6, sono descritte le tecnologie di bonifica ritenute applicabili;
- infine, nel capitolo 7, sono riportate le ipotesi di intervento definite in base dell'individuazione di aree caratterizzate da differente livello di intervento.

2. INQUADRAMENTO DELL'AREA

Il SIN di Mantova, che fa parte del bacino idrografico del Mincio, racchiude al suo interno sia un'area a terra, sede delle principali attività produttive di tipo industriale, sia un'area lacustre, costituita da tre bacini posti geograficamente in successione, il Lago di Mezzo, il Lago Inferiore, la Vallazza e da un tratto del fiume Mincio stesso (Figura 1).

La morfologia del bacino del Mincio, e conseguentemente il suo percorso, ha subito, in territorio mantovano, profonde influenze a seguito di numerosi interventi antropici, primo fra tutti l'opera di Alberto Pitentino (1190) volta all'arginatura ed imbrigliamento del fiume (la Diga dei Mulini ed il sostegno di Governolo), realizzata per rendere più efficace la difesa della città di Mantova e migliorare le condizioni di navigazione. Tali lavori hanno comportato, di conseguenza, un innalzamento ed allargamento del lago Superiore nonché la formazione del lago di Mezzo, Inferiore e Paiolo, quest'ultimo oggi completamente interrato.

Attualmente il lago Superiore ha una superficie di 3.7 km² ed una profondità media di circa 4 m, mentre la superficie complessiva dei laghi di Mezzo, Inferiore e Vallazza, calcolata fino a Formigosa, è di 4.4 km², con una profondità media rispettivamente di 3 m per il lago Inferiore e quello di Mezzo e di 1.5 m per la Vallazza. Il volume di invaso complessivo dei tre bacini ammonta a circa 14.5 Mm³, mentre la portata media dei laghi si attesta intorno ai 10 – 15 m³/s, con sensibili variazioni e massimi rilevati nel periodo maggio-giugno e novembre (Muraca 2001).

2.1. Idrologia superficiale ed assetto idrogeologico dell'area

Idrologia superficiale

Il contesto ambientale in cui è inserito il SIN di Mantova, con particolare riferimento all'area industriale del Polo petrolchimico, vede la presenza di numerosi corpi idrici superficiali e strutture di contenimento di vario tipo (fiume Mincio, canali, condotte, cavi, fossi, dugali, ecc.). Le informazioni relative all'assetto idrologico ed idrografico dell'area, sia a scala regionale sia per quanto riguarda la rete di scolo secondaria ed i canali di bonifica per il drenaggio superficiale, sono state fornite dalla Provincia di Mantova, dall'Autorità di Bacino del fiume Po e reperite da uno studio condotto nel 2001 dall'ing. Muraca della Facoltà di Ingegneria (Dipartimento di Ingegneria Civile) dell'Università degli studi di Brescia relativo all' "Analisi del drenaggio urbano del bacino contribuente del Comune di Mantova: problematiche di gestione e di minimizzazione dell'impatto degli scarichi nel fiume Mincio e nei laghi di Mantova" (Rapporto Finale, marzo 2001). Sinteticamente si riportano di seguito alcune informazioni.

Come già in precedenza trattato (rif. doc. ISPRA # "Piano di caratterizzazione ambientale dell'area lacuale del sito di bonifica di interesse nazionale Laghi di Mantova e Polo chimico" e rif. doc. ISPRA # "Studio di fattibilità per la realizzazione degli interventi di messa in sicurezza di emergenza della falda acquifera", entrambi del 2007), il sistema di regolazione delle acque dei Laghi di Mantova rientra, fin dal 1938, nel complesso sistema previsto dal Piano di regolazione, bonifica e navigazione "Mincio – Laghi di Mantova – Po" (da Figura 2 a Figura 4). Tale sistema da un lato doveva assicurare, attraverso la costruzione del canale Diversivo Mincio, e dei relativi sbarramenti del partitore Casale a nord e del nodo di Formigosa a sud, la difesa della città di Mantova dagli eventi di piena portati dal fiume Po e dal fiume Mincio e, dall'altro mantenere a quote di sicurezza pressoché costanti nell'arco dell'anno i Laghi (Lago Superiore a quota 17.50 m s.l.m., Laghi di Mezzo ed Inferiore a quota 14.50 m s.l.m.). Allo stesso tempo, la costruzione di una conca attraverso lo sbarramento del Lago Inferiore e la realizzazione del canale Fissero-Tartaro-Canalbiano, dovevano mantenere la navigabilità dei Laghi fino al Mare Adriatico. Nelle Figure

dalla n. 2 alla n. 4 si riportano due immagini, una relativa al Diversivo Mincio e l'altra al Fornice di Formigosa.

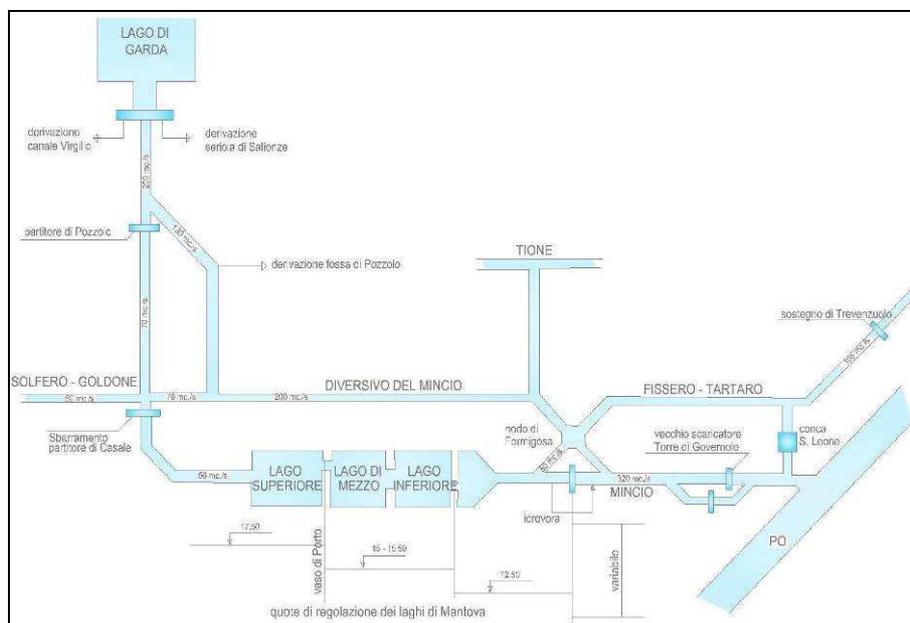


Figura 2. Fonte Comune di Mantova



Figura 3. Canale Diversivo Mincio (Polo Petrochimico)

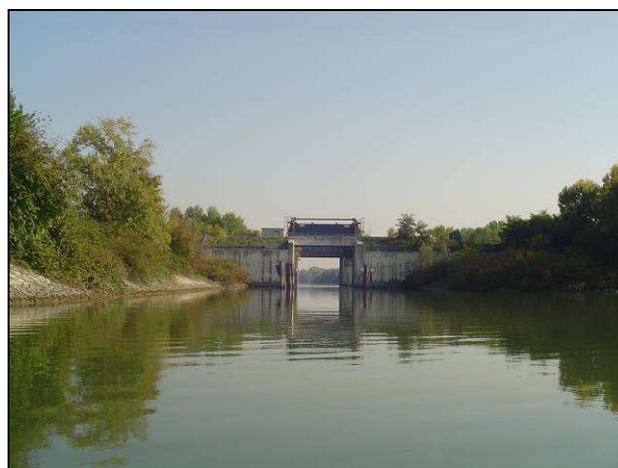


Figura 4. Diga mobile al Fornice di Formigosa (Vallazza)

Relativamente all'area del Polo chimico, sono presenti due canali che collegano la zona industriale con la "Vallazza": il canale di Presa (o di Adduzione) ed il canale Sisma, entrambi utilizzati dalla Società Polimeri Europa rispettivamente per il prelievo e la restituzione (da un impianto di depurazione) di acque utilizzate nei processi di raffreddamento degli impianti. Il canale di Presa è interamente rivestito sul fondo, mentre il Sisma non presenta alcun accorgimento artificiale tale da limitare le possibili interconnessioni sia con la falda sottostante sia con la Vallazza.

È da ricordare, inoltre, che l'area individuata come "Bacino di Valdaro", situata a sud dello stabilimento petrolchimico Polimeri/Syndial, è oggetto di un progetto per la realizzazione di una conca di navigazione. Tale opera consentirebbe, anche alle navi di grande stazza provenienti dalla Laguna e dal Mare Adriatico, di raggiungere i Laghi di Mantova, attraverso il canale Fissero-Tartaro-Canalbiano. Ad oggi, a causa delle differenze di quote altimetriche (circa 1.5 m) tra il

corso del Mincio ed il canale Fissero, la navigabilità da e per il Po di grosse imbarcazioni è assicurata da un sistema di chiuse.

La fitta rete dei canali presenti nel territorio comunale, tutti immissari del Mincio, testimonianza degli interventi di regimazione idraulica e bonifica dei terreni paludosi ad opera dei Consorzi di bonifica (Consorzio Sud Ovest e Consorzio Fossa di Pozzo), ha visto negli anni frequenti interventi strutturali, che ne hanno spesso artificializzato i tratti, trasformandoli da affluenti del sistema Mincio-Laghi di Mantova in scolatori e percorsi alternativi alle linee di deflusso principale. Fanno eccezione alcuni canali che sono tutt'oggi impiegati in agricoltura per fini irrigui o di regolazione idraulica. In Figura 5 si riporta una rappresentazione cartografica della rete idrica superficiale.

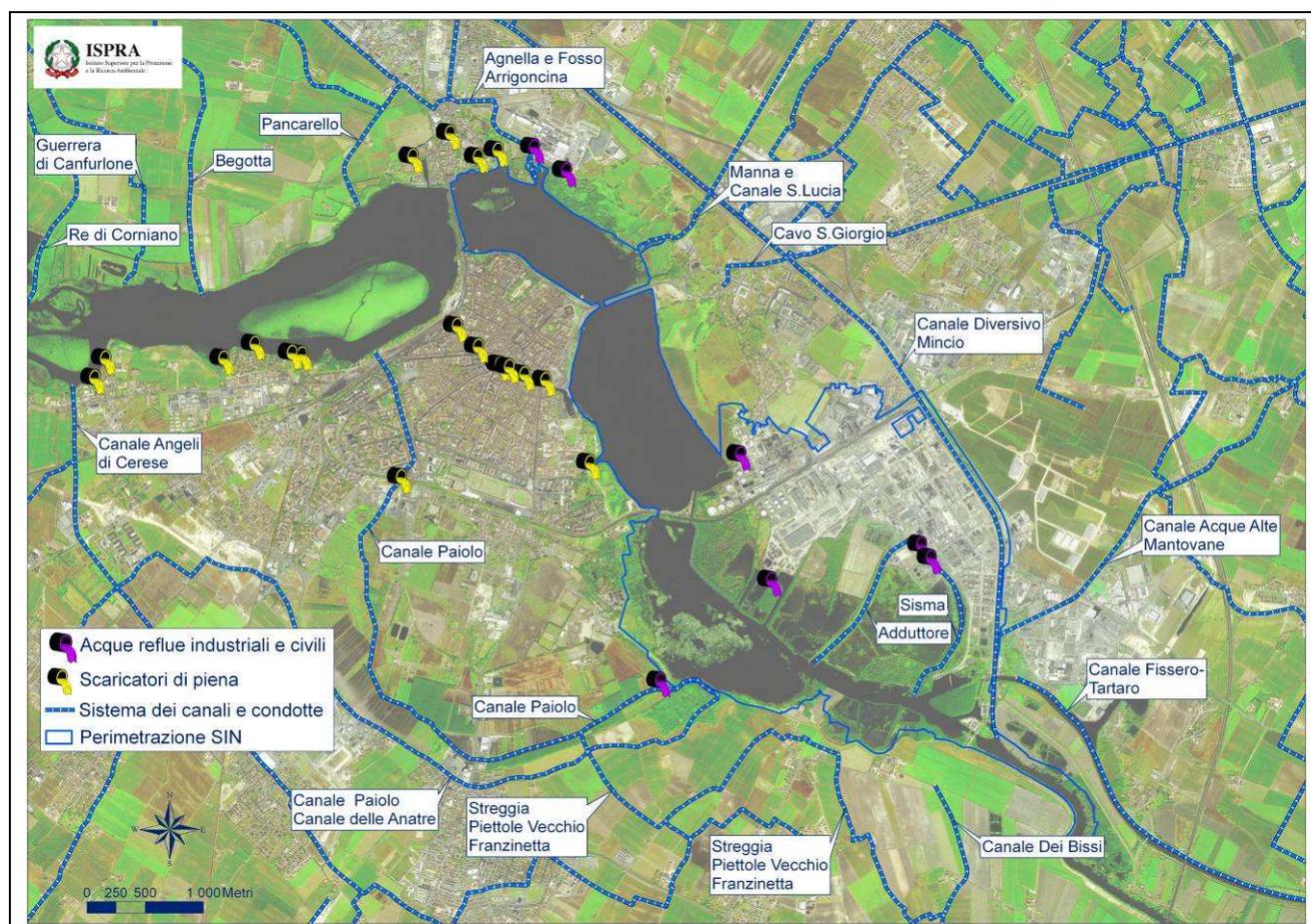


Figura 5. Indicazione dei principali scarichi nei Laghi (fonte Provincia di Mantova)

Tra Goito e Porto, a Nord di Mantova, si trovano numerosi canali che portano acqua alla valle ed al lago Superiore: due restituzioni del Naviglio di Goito (portata complessiva di circa $10 \text{ m}^3/\text{s}$), il Re, il Rio Corniano, il Rio Freddo, il Pancarello Alto e numerosi canali di bonifica che drenano le valli di Soave. Le acque di questi canali (in gran parte a carattere risorgivo), non sono monitorate ma contribuiscono al bilancio idrico del lago Superiore.

Un ramo minore del Pancarello entra nella darsena della canottieri del Mincio, mentre un altro ramo aggira l'abitato di Cittadella e scarica nel lago di Mezzo. Presso il quartiere di Cittadella si immette nel lago di Mezzo anche il Correntino. Nel lago di Mezzo si immettono, inoltre, la Fossa Serena che raccoglie le acque dell'Agnella e del Fosso Cristo e le acque di restituzione della Cartiera Burgo quest'ultima ne preleva e ne restituisce, termicamente arricchiti, $1,5 \text{ m}^3/\text{s}$. Nel lago Inferiore scarica

il cavo S. Giorgio (di questo è prevista la trasformazione in scaricatore del sistema fognario San Giorgio-Lunetta) e la IES (presa e restituzione di $0.28 \text{ m}^3/\text{s}$). In Vallazza prendono e restituiscono acqua gli impianti della Enichem ($5 \text{ m}^3/\text{s}$) e quelli della Bellelli ($0.5 \text{ m}^3/\text{s}$). La restituzione Enichem avviene tramite il canale ex Sisma e l'acqua presenta temperature piuttosto elevate. All'interno della darsena Enichem è stata realizzata la conca di Valdaro e, poco a valle, lo scaricatore Vallazza-Fissero. Dalla riva destra del lago Superiore hanno origine tre canali: il Paiolo, la Fossa Magistrale e il Rio. Il primo raccoglie le colature dei terreni e si immette in Vallazza, dopo aver ricevuto anche lo scarico del depuratore di Mantova. La Fossa Magistrale, tombata, è diventata sostanzialmente un collettore fognario e sversa direttamente nel lago Inferiore, alla chiusa Valsecchi. Il Rio attraversa la città di Mantova, parzialmente intubato, e sfocia in Porto Catena, controllato da un sistema di paratoie e di idrovore ubicato a Ponte Arloto e gestito dal Consorzio Sud Mantova. Tutti gli scarichi sono dotati di strumenti di misura.

Analisi drenaggio urbano

Le condizioni trofiche del sistema dei Laghi mostra come, pur essendo il Mincio un emissario del Garda, la qualità in corrispondenza al centro abitato subisce un notevole peggioramento tanto da rendere incompatibile qualsiasi loro utilizzo escluso quello irriguo per colture non sensibili.

Il decadimento della qualità delle acque è dovuto ad una molteplicità di fattori, tra i quali i più importanti risultano l'inquinamento prodotto dagli scarichi presenti nel territorio (carico puntuale e diffuso) del Comune di Mantova, la scarso ricambio delle stesse, riconducibile ad un valore di portata sempre molto inferiore al valore limite che potrebbe defluire (senza rischi di allagamenti) e la presenza delle attività industriali del Polo petrolchimico.

La mancanza di un sufficiente ricambio favorisce le condizioni anossiche delle acque, riscontrabili con sempre maggiore frequenza nei mesi estivi, e non consente una diluizione soddisfacente del carico di inquinanti riversati in quantità continuamente crescenti nel ricettore.

Il tempo medio di residenza idraulica (teorico), dato dal rapporto tra il volume dei laghi ed il volume d'acqua emunta annualmente dal Garda, è piuttosto basso (0.028 anni, poco più di 10 giorni) e sta ad evidenziare l'elevato tasso di ricambio idrico. Tuttavia, la distribuzione dei tempi reali di ricambio delle acque, nelle diverse aree dei bacini lacustri, non è conosciuta. È presumibile che questi tempi siano relativamente lunghi in alcune aree marginali che più debolmente risentono del flusso di acque fluviali attraverso laghi.

Sistema di collettamento-trattamento acque

Nello studio del prof. Muraca, relativamente al sistema che regola il collettamento ed il successivo trattamento dei reflui civili, si è preso come riferimento il Piano Provinciale di Risanamento delle Acque, riferito alla fine degli anni '80.

Da tale Piano si rileva che la rete fognaria del centro urbano ha uno sviluppo lineare complessivo di circa 50 km, collettando i reflui (civili e industriali) e le acque meteoriche, attraverso un'articolata struttura di condotte che recapitano le acque verso l'impianto di depurazione (trattamento biologico a fanghi attivi ad ossigeno puro con pretrattamento meccanico di grigliatura e dissabbiatura) posto a sud del centro urbano. Sono presenti diversi punti di sfioro con recapito diretto nei Laghi, o indirettamente nel canale Rio, il quale, attraversando il centro storico, crea un collegamento tra il lago Superiore e quello Inferiore. Il sistema ha pendenze molto ridotte con collettori di grandi dimensioni e diverse stazioni di sollevamento, in genere combinate con dispositivi di sfioro delle portate di supero. In particolare, la rete principale è caratterizzata dalla presenza di un grosso canale, il Fosso Magistrale, originariamente destinato a collegare i laghi Superiore ed Inferiore attraverso la Città, oggi completamente tombato e disconnesso ed impiegato solo come serbatoio di accumulo delle acque di supero provenienti dai diversi sfioratori della rete. Lo smaltimento delle

acque miste e delle acque di supero provenienti dai diversi punti della rete fognaria raccolte nel Fosso può avvenire mediante due stazioni di sollevamento, di cui una porta le acque verso il depuratore e l'altra (idrovara Valsecchi) verso il lago Inferiore. Il sollevamento verso il depuratore si inserisce a sua volta in un collettore che riceve ulteriori contributi meteorici ed è dotato anch'esso di dispositivi di sfioro. Il depuratore stesso è, inoltre, stato progettato per trattare solo parzialmente le portate al di sopra di una certa aliquota.

L'impianto per il trattamento delle acque reflue è stato realizzato a partire dalla prima metà degli anni '70 e ha subito in seguito numerosi interventi strutturali e gestionali volti all'ottimizzazione delle rese depurative, all'integrazione di ulteriori processi di trattamento e all'incremento della capacità complessiva di trattamento, fino all'attuale potenzialità nominale di 75.000 abitanti equivalenti. Attualmente, nel complesso sistema depurativo, solo gli elementi eutrofizzanti, quali azoto e fosforo, sono ancora non completamente abbattuti.

Quadro idrogeologico

Di seguito si riporta, ad integrazione e parziale modifica di quanto già contenuto all'interno dei documenti ISPRA (*"Piano di caratterizzazione ambientale dell'area lacuale del sito di bonifica di interesse nazionale Laghi di Mantova e Polo chimico"* e *"Studio di fattibilità per la realizzazione degli interventi di messa in sicurezza di emergenza della falda acquifera"*, entrambi del 2007) in merito al quadro idrogeologico del SIN di Mantova, una breve sintesi sulle *"Indagini integrative propedeutiche alla progettazione preliminare dell'intervento di messa in sicurezza unitaria della falda del SIN Laghi di Mantova e Polo chimico"*, realizzato da Sogesid (prot. ISPRA n. 23193 del 06/07/2010).

Nello Studio di fattibilità ambientale ISPRA, sulla base di tutti i dati pregressi raccolti, veniva delineato il seguente assetto idrogeologico:

- un acquifero "superficiale" costituito da materiali eterogenei, caratterizzato da una falda sospesa, discontinua, circolante in orizzonti relativamente permeabili limoso-sabbiosi e sostenuta da un livello discontinuo impermeabile di limi argillosi, argille e materiali torbosi;
- un acquifero "principale" caratterizzato da terreni a granulometria prevalentemente sabbiosa con presenza di percentuali variabili di materiali fini, ubicato da 4 a 8 metri dal piano campagna e di spessore variabile tra 10 e 30 metri, limitato alla base da un orizzonte limoso argilloso impermeabile tendente a confinare la falda;
- un livello acquifero "profondo" costituito prevalentemente da sabbie di granulometria media, riscontrabile a profondità compresa tra 60 e 80 metri dal piano campagna.

Tra i dati esaminati nello studio, venivano prese in esame le stratigrafie di pozzi e sondaggi ubicati lungo i lati di un poligono che racchiude il sito in oggetto, allo scopo di fornire le informazioni necessarie a sviluppare un modello idrogeologico del sito.

Il piano di indagini integrative realizzato da Sogesid nel 2010, ha fornito informazioni di maggior dettaglio sull'idrogeologia a scala locale. Di particolare rilievo, infatti, risulta la definizione dei complessi idrogeologici e dei livelli di permeabilità in grado di influenzare la circolazione idrica sotterranea, oltre all'acquisizione di dati utili alla definizione delle ipotesi di bilancio idrico per la modellazione. In particolare, lo studio ha previsto:

- rilievo con georadar per la mappatura delle strutture e sottoservizi di interferenza;
- rilievo con magnetometro delle masse ferrose presenti nel sottosuolo;
- prove penetrometriche statiche con piezocono (n. 38 prove) per l'acquisizione di dati inerenti la stratigrafia e la stima del coefficiente di permeabilità di terreni mediante prove di dissipazione condotte fino alla profondità di 46 m dal piano campagna;

- sondaggi geognostici, di cui n. 26 spinti fino alla profondità di 60 m dal piano campagna ed attrezzati con piezometro a tubo aperto per il rilievo della falda, e n. 5 condotti fino alla profondità di 45 m dal piano campagna;
- prelievo di campioni n. 40 indisturbati per le analisi geotecniche, per l'analisi granulometrica, il calcolo dei limiti di Atterberg, e le prove edometriche finalizzate alla determinazione della permeabilità in cella;
- prospezione geoelettrica (n. 8 profili per complessivi 4.300 m lineari) per approfondire la conoscenze del sottosuolo ed individuare la presenza di livelli a diverso grado di saturazione;
- analisi di permeabilità in campo mediante infiltrometro a doppio anello (n. 14 prove) per la valutazione della capacità di infiltrazione superficiale del suolo;
- campionamento ed analisi di acque di falda (n. 23 campioni) e di colonna d'acqua in aree umide (n. 6 campioni);
- campionamento ed analisi dei sedimenti di aree umide (n. 34 campioni) per individuare eventuali sorgenti di contaminazione dovuti a sversamenti passati e di suolo (n. 25 campioni prelevati fino alla profondità di 3 m dal p.c. in corrispondenza dei punti di sondaggio) per una valutazione preliminare della qualità dei terreni soggetti ad escavo di progetto.

Le indagini integrative hanno confermato la presenza di una circolazione idrica all'interno dei termini permeabili della coltre di materiali di riporto, il cui spessore è continuo e variabile tra 1 e 6 metri e di una sottostante sequenza di sabbie e sabbie limose passanti lateralmente a limi argillosi e limi sabbiosi dello spessore variabile e compreso tra 2 e 5 metri. Tale circolazione idrica, di scarso interesse idrogeologico, può essere rilevante dal punto di vista ambientale in quanto in grado di trasferire la contaminazione dalla superficie all'interno.

Al di sotto di tali livelli, l'acquifero principale risulta di tipo "multi falda" e compartimentato per la presenza di orizzonti a varia permeabilità o di livelli impermeabili con discontinuità verticale e orizzontale. Tale acquifero, infatti, è costituito da sequenze di sabbie a grana medio-fine con livelli di ghiaie e subordinatamente sabbie limose a cui si intercalano a diverse profondità ed in modo discontinuo argille limose e limi sabbiosi. Alla base del suddetto acquifero principale è stata rilevata nei sondaggi la presenza di una fitta alternanza di livelli limo-sabbiosi e sabbie limo-argillose con sottili intercalazioni di torba e limi argillosi di diverso spessore ed a varia profondità dal piano campagna. In corrispondenza della sezione S3, ubicata a NE dell'area in oggetto, lungo il canale diversivo del Mincio, sono state rinvenute sabbie fino ad elevate profondità dal piano campagna.

Per quanto riguarda l'acquifero profondo non sono emerse nuove informazioni. Lo studio conferma la probabile presenza, a profondità variabile tra 60 e 100 m dal piano campagna, di un secondo orizzonte acquifero rispetto a quello principale, contenuto all'interno di depositi sabbiosi medio fini dello spessore variabile tra 20 e 50 metri.

Nell'area vasta che comprende il sito in oggetto, la falda freatica che interessa l'acquifero principale, è caratterizzata dalla presenza di un asse di drenaggio il cui andamento segue il corso del Fiume Mincio. Il livello idrometrico dei laghi dell'area rappresenta un limite a flusso imposto per tale falda, che presso il centro abitato di Mantova, nel sottosuolo dell'area urbana, fluisce dal Lago Superiore, dove il livello idrico presenta quota media pari a 17,50 m s.l.m. al lago Inferiore dove il livello si attesta intorno ai 14 m s.l.m.

Nell'area del Polo chimico, ubicato in sinistra idrografica del Mincio, la falda freatica viene alimentata dai flussi provenienti da NE e dai flussi stagionali direttamente provenienti dalle acque superficiali (Laghi e canali).

Una direzione di flusso principale con alimentazione da NE è osservabile anche sulla base delle indagini svolte, con una quota piezometrica della falda freatica che varia da un massimo di 17,2 m s.l.m., ad un minimo di 13,02 m s.l.m.

2.2. Attività di dragaggio

I Laghi sono stati oggetto, negli anni, di numerosi interventi di dragaggio con finalità differenti: estrazione di inerti, navigazione interna, salvaguardia idraulica, “bonifica” delle rive, mantenimento delle caratteristiche idrodinamiche. Purtroppo non sono reperibili informazioni complete a supporto di ciò e gli unici riferimenti, come già ricordato nel Piano di caratterizzazione ISPRA (2007), sono stati reperiti direttamente dal Comune di Mantova e dagli studi dell’Ing. Muraca (2001). Gran parte degli interventi di movimentazione dei fondali sono stati eseguiti dal Genio Civile e dai Magistrati alle acque del Po e della Laguna di Venezia, ma la documentazione di riferimento, quasi esclusivamente in formato cartaceo, non è di agevole consultazione.

Relativamente alle aree lacustri interne al SIN di Mantova, sulla base delle informazioni disponibili, è possibile individuare macroaree a terra utilizzate come colmata dei materiali dragati dai fondali, in particolare per il lago di Mezzo, aree attualmente occupata dai giardini del lungolago e della zona prospiciente il forte di San Giorgio e la torre di Sparafucile; per il lago Inferiore, aree dei depositi sia in riva destra sia in riva sinistra e quella di riempimento dell’insenatura di Villetta Valsecchi.

2.3. Stato di contaminazione delle aree a terra, delle acque sotterranee e delle zone umide circostanti

Le attività industriali maggiormente significative localizzate all'interno del SIN dei Laghi di Mantova e lo stato di contaminazione delle aree a terra prospicienti i laghi, così come risultano nei documenti agli atti del Ministero dell'Ambiente e della Tutela del territorio e del Mare sono riportate di seguito.

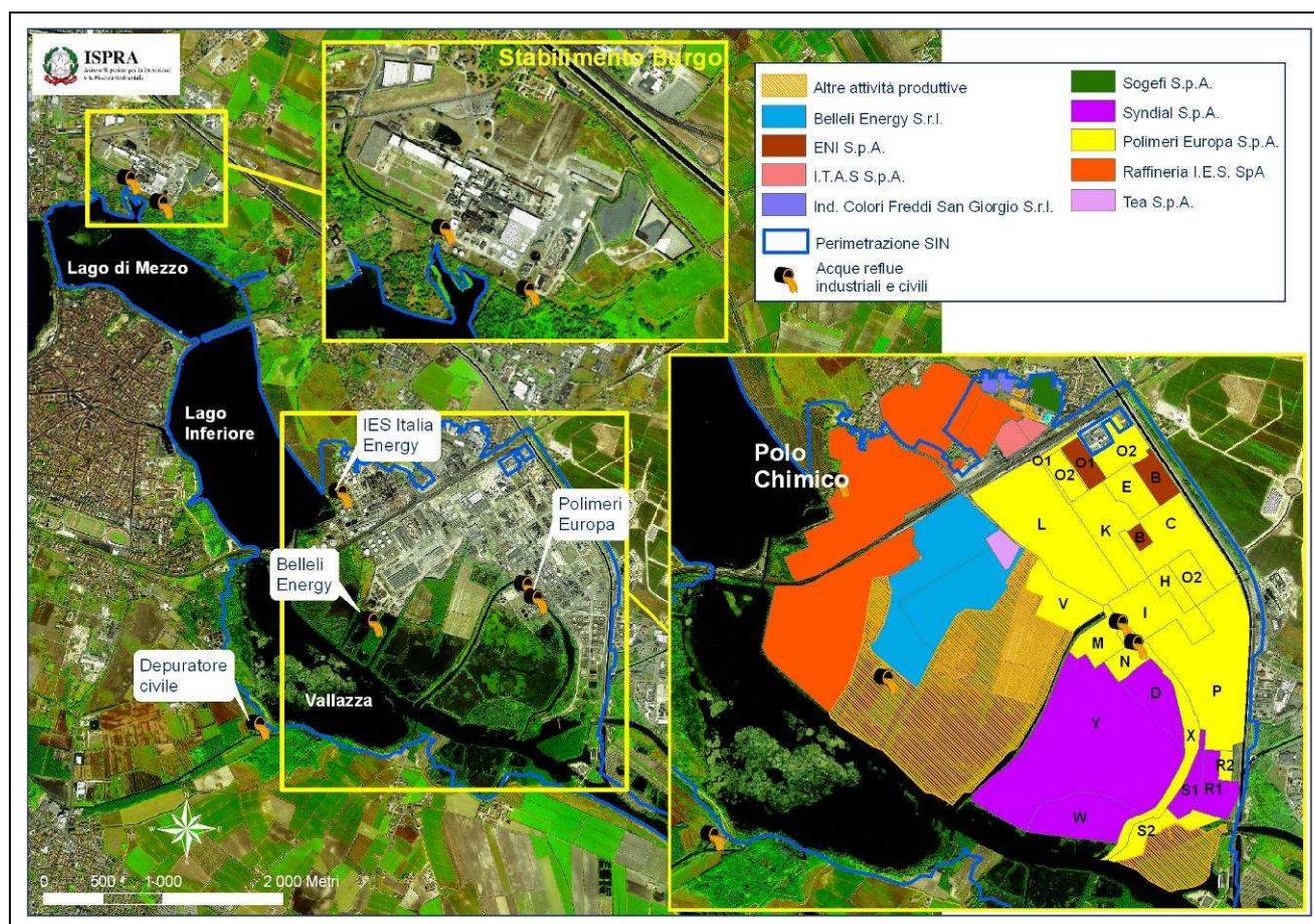


Figura 6. Attività industriali presenti nel SIN Laghi di Mantova (fonte Ministero dell'Ambiente della Tutela del Territorio e del Mare)

Lago di Mezzo

Per quanto concerne il lago di Mezzo, l'attività più significativa è legata alla presenza del complesso produttivo Burgo Group, sito in sponda sinistra del lago e non rientrante nella perimetrazione del polo petrolchimico. L'attività principale è la fabbricazione di carta, da pasta di legno (oggi non più utilizzata) e da pasta di carta disinchiostrata. Da quanto riportato nel documento relativo all'identificazione IPCC del complesso industriale e delle attività sorgenti di emissioni, ai fini dell'autorizzazione integrata ambientale, l'azienda provvede all'alimentazione energetica tramite una centrale termoelettrica a cogenerazione (alimentata a gas metano), alla raccolta in discariche autorizzate dei propri fanghi di disinchiostrazione e ceneri di produzione ed al loro smaltimento tramite l'utilizzo di un termovalorizzatore per la produzione di energia elettrica.

I principali rifiuti prodotti dall'attività sono costituiti da fanghi provenienti sia dalla depurazione delle acque di processo, sia dalla produzione di pasta disinchiostrata, da ceneri e da scarti pulper, in

parte smaltiti all'interno delle proprie discariche controllate. Una parte delle discariche è già stata oggetto di ripristino ambientale; il percolato prodotto dalle discariche, sia quelle coltivate che quelle dismesse, e tutte le acque nere, di trattamento e di dilavamento vengono convogliate e trattate *in situ* dal depuratore autorizzato. Soltanto i pluviali dei piazzali e delle coperture/tetti, esclusi quelli dei piazzali di deposito "cartaccia", sono raccolti dalla rete fognaria acque chiare assieme alle acque di raffreddamento ed inviate direttamente allo scarico finale nel lago, senza subire trattamento.

Gli effluenti sono la principale fonte di impatto ambientale in questo bacino lacustre, in quanto contengono tracce di tutti gli additivi chimici e materie prime utilizzate nelle diverse fasi di processo, ad esempio solidi sospesi quali particelle, fibre e prodotti di carica, cloruri e additivi chimici di processo, tracce di metalli ed inchiostri, derivanti dal processo di disinchiostrazione, tensioattivi ionici, anionici e cationici, derivanti dall'impiego di saponi durante lo stesso processo, solfati, fosfati, nitriti e nitrati.

Non sono stati segnalati incidenti che possano aver causato inquinamento rilevante.

Lago Inferiore

Sul Lago Inferiore si affacciano le industrie:

- I.E.S. S.p.A.,
- I.T.A.S. S.p.A.,
- Industria Colori Freddi San Giorgio S.r.l.,
- Fratelli Posio,
- Claipa S.p.A.,
- Sol S.p.A.,
- Sogefi Filtration S.p.A.

Dal punto di vista ambientale il deposito di sostanze chimiche, materie prime e prodotti di raffineria della I.E.S. riveste una rilevanza maggiore rispetto alle altre realtà produttive presenti, nel seguito illustrate brevemente.

L'Industria Colori Freddi San Giorgio inizialmente produceva colori ad acqua per l'edilizia e smalti a pannello, poi colori con solventi a base di ragia minerale ed infine idropitture. Nell'area di competenza dell'Industria Colori Freddi è stato realizzato un depuratore per le acque di lavaggio delle idropitture.

L'area I.T.A.S. è attualmente composta da due aree: un'area dedicata alla trafilatura della vergella d'acciaio che comprende, oltre ai fabbricati destinati alla produzione, piazzali di manovra ed immagazzinamento, all'interno della quale è inoltre presente un impianto di depurazione delle acque utilizzate nel ciclo produttivo. L'altra area (ex-Monfardini) è ubicata a sud della ferrovia, dismessa da Monteshell ex Total S.I.P.A., le cui attività consistevano in operazioni di svuotamento, lavaggio, sabbiatura, verniciatura, collaudo, travaso e riempimento di bombole GPL, travaso e infustamento di kerosene, lavaggio taniche, automezzi e cisterne.

Le rimanenti attività sono presenti all'interno del sito principalmente con aree di deposito ed immagazzinamento, l'unica azienda produttiva rimane la Sogefi Filtration, con la produzione di filtri per veicoli a motore.

Nell'area di competenza della I.E.S. le attività di caratterizzazione dei suoli hanno evidenziato uno stato di contaminazione legato a superamenti dei limiti di legge (DM 471/99 prima, oggi D.Lgs. 152/06) per BTEX, Idrocarburi leggeri e pesanti e la presenza di un surnatante organico in falda.

Anche nelle area a monte della raffineria, I.T.A.S. e Sogefi Filtration, sono stati riscontrati nei suoli superamenti di Idrocarburi leggeri e pesanti. evidenziano una situazione ben più articolata: la contaminazione, relativa a metalli, composti organici aromatici, composti organici alifatici clorurati cancerogene e non cancerogeni e altre sostanze di chiara origine petrolifera (MTBE, ETBE e

Idrocarburi in genere), diffusa in tutta l'area del polo industriale, ha presentato nel tempo incrementi significativi in termini di concentrazioni di inquinanti determinati rispetto ai limiti di legge a partire dalla *quinta* campagna di monitoraggio condotta nel corso del 2005. Nel corso della *sesta* campagna di monitoraggio (ottobre 2006) le concentrazioni riscontrate presentavano superamenti di almeno 10 volte, se non addirittura 100 volte, il limite tabellare di riferimento (D.Lgs. 152/2006) in alcune aree significative del polo chimico, e precisamente nell'area della I.E.S., nell'area di I.T.A.S., Industria Colori Freddi e Sogefi Filtration, relativamente sia a metalli sia a composti organici aromatici, alifatici cancerogeni e non cancerogeni. I metalli presenti sono Alluminio, Piombo, Arsenico, Ferro e Manganese, gli ultimi tre sono presenti in modo diffuso in quasi tutti i piezometri monitorati. Tra i composti organici, valori particolarmente elevati sono stati determinati per MTBE, Benzene e solventi organoclorurati come Tetracloroetilene e Tricloroetilene.

I dati in valore assoluto e l'andamento delle concentrazioni sono confermati anche dalla *settima* e dall'*ottava* campagna di monitoraggio, condotte rispettivamente a giugno 2007 e giugno-luglio 2008. Durante l'*ottava* campagna di monitoraggio è stata evidenziata la presenza estremamente diffusa di prodotto surnatante, ritenuta sicuramente una delle maggiori criticità dell'intero sito.

Vallazza

Sulla Vallazza si affaccia una parte consistente del sito del petrolchimico, le principali attività industriali presenti sono:

- I.E.S. S.p.A. (Ex Belleli - Area a valle della raffineria – oleodotto),
- Polimeri Europa S.p.A.,
- Syndial S.p.A.,
- Belleli Energy S.r.l.,
- TEA,
- EniPower.

Lo stabilimento petrolchimico presente nel sito risulta essere in attività dal 1956, con numerosi cambi di proprietà lungo tutta la storia produttiva. Le attività inizialmente erano suddivise su quattro cicli produttivi distinti (soda caustica e cloro; etilene, propilene e butene; etilbenzolo, stirolo e materie plastiche da esso derivate; fenolo, acetone, intermedi per detergenza e fibre). Oggi alcune attività sono state dismesse completamente (ad esempio l'impianto Clorosoda e l'impianto Cracking) rimane attiva la produzione di stirolo, con i prodotti ad esso associati come polistirolo, idrogenati, alchifenoli, fenolo ed acetone, da parte della Polimeri Europa.

Sono inoltre attive all'interno del sito le produzioni Syndial e la centrale a turbogas di EniPower, lo stabilimento metalmeccanico Belleli e la raffineria IES, con aree di stoccaggio e deposito.

All'interno delle aree di pertinenza della Polimeri Europa sono presenti discariche esaurite, l'area di discarica delle ceneri del forno inceneritore (area L) e l'area di colmata dei fanghi di dragaggio del canale Sisma (all'interno dell'area P).

Anche le aree di proprietà della Syndial comprendono discariche esaurite, come le aree di colmata dei fanghi mercuriosi di dragaggio del fiume Mincio (all'interno dell'area W) e del canale Sisma (all'interno dell'area S1-Darsena), la zona Collina (area omogenea R1) zona di accumulo di rifiuti di vario tipo legati all'attività svolte nello stabilimento.

Sulla base delle informazioni presenti nella documentazione agli atti del Ministero dell'Ambiente e della Tutela del territorio e del Mare, è emersa una contaminazione sia dei terreni sia delle acque di falda imputabile alle attività presenti nel sito industriale. Sono presenti, tra i composti inorganici, i metalli ed elementi in tracce, in particolare Mercurio, Vanadio, Piombo, Arsenico, ed un'ampia gamma di composti organici, tutti legati alle attività industriali presenti, principalmente idrocarburi

leggeri e pesanti, solventi aromatici, composti alifatici clorurati cancerogeni e non cancerogeni, composti organoalogenati in generale.

Già nel corso della *sesta* campagna di monitoraggio delle acque di falda (ottobre 2006) le concentrazioni riscontrate presentavano superamenti rilevanti, anche 10 volte superiori il limite tabellare di riferimento (D.Lgs. 152/2006), nelle aree di pertinenza di Polimeri Europa, Syndial e SOL, relativamente sia a metalli sia a composti organici aromatici (Benzene) ed Idrocarburi totali. I dati, in valore assoluto, e l'andamento delle concentrazioni sono confermati anche dalla *settima* e dall'*ottava* campagna di monitoraggio, rispettivamente a giugno 2007 e giugno-luglio 2008, durante le quali si conferma la presenza massiccia di surnatante in alcune aree critiche di Polimeri Europa (a valle degli impianti ST20-ST40, nelle aree "ex-cracking" e "parco serbatoi") a valle dello stabilimento della Raffineria IES ed in corrispondenza della zona Collina Syndial (area omogenea R1). Per altro, l'area di competenza di Syndial presenta una falda compromessa anche da composti organici aromatici e clorurati, clorobenzeni, IPA e PCB e metalli

2.4. Vincoli e tutele ambientali nell'area

Come già ampiamente trattato nel Piano di caratterizzazione ISPRA del luglio 2007 (Doc.Rif.#CII-LO-Laghi di Mantova e Polo Chimico-01.04) e richiamato nella Relazione ISPRA dell'agosto 2009 (Doc.Rif.#CII-LO-Laghi di Mantova e Polo Chimico-Relazione-01.07), il SIN di Mantova è completamente inserito all'interno del *Parco Regionale del Fiume Mincio*, istituito ai sensi della L.R. n. 27/1984. Esteso su una superficie complessiva di circa 16.000 ettari e classificato come "parco fluviale", ha ottenuto importanti riconoscimenti quali:

- ✓ Zona di importanza internazionale, specialmente per la presenza di uccelli acquatici, così come definita dalla Convenzione internazionale di Ramsar del 1971;
- ✓ Zona di Protezione Speciale (ZPS) ai sensi della Direttiva 79/409/CEE concernente la conservazione degli uccelli selvatici;
- ✓ Sito di Importanza Comunitaria (SIC) ai sensi della Direttiva 92/43/CEE.

In Figura 7 **Errore. L'origine riferimento non è stata trovata.** è riportata una cartografia con le perimetrazioni delle aree protette.

Il Parco ospita la Riserva regionale "Valli del Mincio", la Riserva regionale "Vallazza" e la Riserva regionale "Castellaro Lagusello". In particolare, nell'area del SIN di Mantova, ricadono sia le Valli del Mincio sia la Vallazza, entrambi inclusi all'interno della Rete Natura 2000.

La Vallazza, per le sue peculiarità ecologiche ed ambientali legate alla presenza di *habitat* naturali e seminaturali prioritari (*habitat* idro-igrofilo con formazioni vegetali tipiche di ambienti umidi planiziali) e non, di flora (specie rare o rarissime, alcune delle quali inserite nella Lista Rossa) e fauna selvatica (importante luogo di sosta nel periodo di doppio passo autunnale e primaverile, nonché di svernamento per numerose specie dell'avifauna; presenza di specie rare quali, ad esempio, l'Airone rosso, il Mignattino e la Sterna comune oltre che di anfobie rare come la rana di Lataste) tipiche dell'area biogeografica continentale, è stata classificata SIC (cod. IT20B00010) e ZPS (cod. IT20B00010).

Analogamente, anche la riserva delle "Valli del Mincio" è stata riconosciuta Zona Ramsar, ZPS e SIC (codici IT20B0009), in quanto costituita da un'estesa zona paludosa, con praterie igrofile e canneti e specie ornitiche rare, legate all'ambiente di transizione acqua-canneto.

Un aspetto centrale nella conservazione dei siti appartenenti alla Rete Natura 2000, previsto direttamente dall'art. 6 dalla Direttiva Habitat (Direttiva 92/43/CEE), relativa alla conservazione degli *habitat* naturali e seminaturali e della flora e fauna selvatica, e dalla Direttiva 79/409/CEE, concernente la conservazione degli uccelli selvatici (Direttiva "Uccelli"), nonché con riferimento alla normativa vigente nazionale (D.P.R. 357/97) e della Regione Lombardia (L.R. 31.03.2008 n. 10

e D.G.R. 30 luglio 2008 – n. VIII/7884 - Misure di conservazione per la tutela delle ZPS lombarde ai sensi del D.M. 17 ottobre 2007 n. 184 - Integrazione alla DGR n. 6648/2008), è la *procedura di valutazione d'incidenza* avente il compito di tutelare i Siti appartenenti alla Rete dal degrado e dalla compromissione ambientale o, comunque, da perturbazioni esterne che potrebbero avere ripercussioni negative sull'ambiente stesso. A valutazione d'incidenza sono sottoposti tutti i piani o progetti, anche quelli non direttamente connessi e necessari alla gestione dei siti di Rete Natura 2000, ma che possono avere incidenze significative su di essi (art. 6 comma 3 della Dir. 92/43/CEE). E' importante sottolineare che sono sottoposti alla stessa procedura anche i progetti o i piani esterni ai siti ma la cui realizzazione può interferire su di essi.

Lo studio d'incidenza deve contenere tutti gli elementi necessari ad individuare e valutare i possibili impatti che l'opera ha sulle specie e sugli *habitat* per cui quel sito è stato designato. I riferimenti per lo studio sono contenuti nell'allegato G del DPR 357/97 e nell'allegato D della D.G.R. 14106 dell'8 agosto 2003. Qualora siano evidenziati impatti (negativi) lo studio deve illustrare le misure mitigative da attuare per minimizzarli.

Infine, in Figura 8, è riportata, per l'area prossima al SIN di Mantova, la localizzazione delle fasce fluviali individuate nel Piano stralcio per l'Assetto Idrogeologico (Autorità di Bacino del fiume Po, 2006), un documento di pianificazione territoriale che prevede espressamente la necessità di ripristinare gli equilibri idrogeologici ed ambientali e il recupero degli ambiti fluviali e del sistema delle acque, attraverso la manutenzione del territorio ed il miglioramento della compatibilità di interventi ed attività sul territorio. Nel piano sono individuate tre fasce:

- Fascia A, o Fascia di deflusso della piena: costituita dalla porzione di alveo interessata dal deflusso della corrente, ovvero costituita dall'insieme di forme fluviali riattivabili durante gli stati di piena;
- Fascia B, o Fascia di esondazione: esterna alla precedente, costituita dalla porzione di alveo interessata da inondazione al verificarsi dell'evento di piena di riferimento. Il limite della fascia si estende fino al punto in cui le quote naturali del terreno sono superiori ai livelli idrici corrispondenti alla piena di riferimento, ovvero sino alle opere idrauliche di controllo delle inondazioni (argini o altre opere di contenimento), dimensionate per la stessa portata;
- Fascia C, o Area di inondazione per piena catastrofica: costituita dalla porzione di territorio esterna alla precedente, che può essere interessata da inondazione al verificarsi di eventi di piena più gravosi di quelli di riferimento.

In tale contesto il SIN di Mantova risulta incluso nel limite di fascia B – C.

Pertanto, si fa presente come qualsiasi azione di bonifica e ripristino ambientale dovrà tener conto delle peculiarità ambientali presenti e del regime vincolistico esistente, facendo sì che gli obiettivi di bonifica siano perseguiti in armonia con la tutela della diversità biologica e, in particolare, degli *habitat* e specie animali e vegetali presenti.

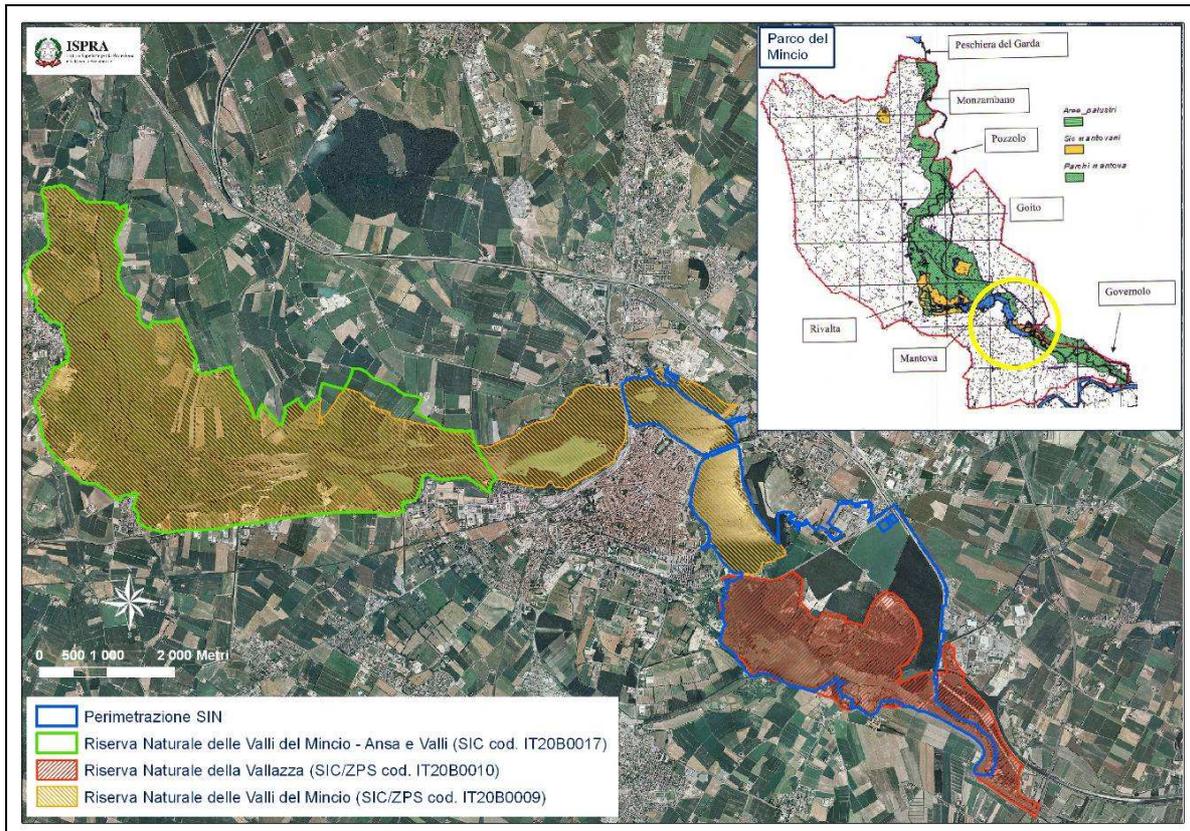


Figura 7. Estensioni e perimetrazioni delle aree protette incluse nel SIN

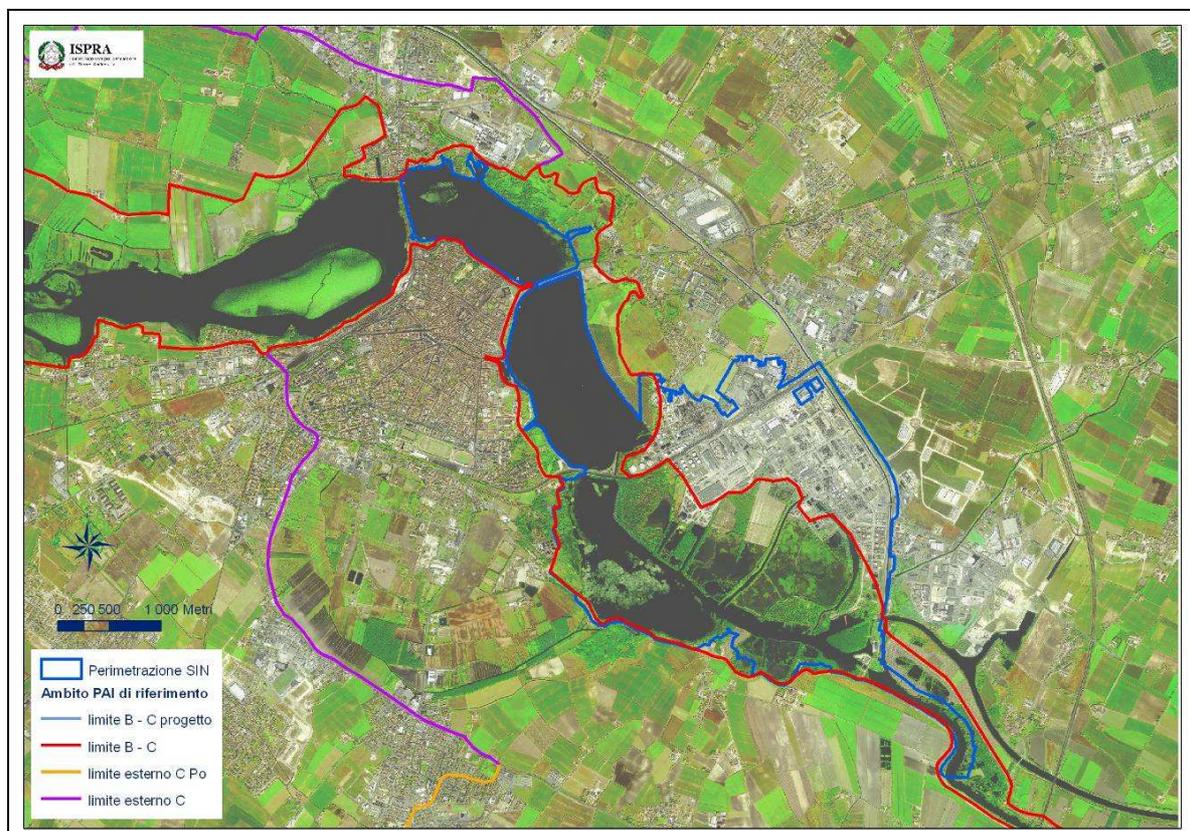


Figura 8. Piano per l'Assetto Idrologico. Limiti di fasce fluviali (Fonte Provincia di Mantova)

3. INDAGINI INTEGRATIVE FINALIZZATE ALL'INDIVIDUAZIONE DI VALORI DI FONDO

Per una corretta valutazione dello stato di qualità dei fondali, anche in relazione al contributo antropico che ha interessato, e continua ad interessare, l'area lacustre inclusa nel SIN di Mantova, ISPRA ha eseguito un'indagine più approfondita su alcune stazioni di sedimento (Figura 9), studiando la distribuzione verticale di potenziali contaminanti in carote di sedimento analizzate con modalità “*in continuo*”, al fine di riconoscere eventuali contributi di origine antropica ed individuare i livelli privi di contaminazione.

Sono state, inoltre, eseguite nelle medesime stazioni di sedimento, indagini di tipo radiometrico, allo scopo di determinare le velocità di sedimentazione dell'area mediante determinazione di radionuclidi a vita breve (^{210}Pb e ^{137}Cs) e ipotizzare l'evoluzione temporale dell'inquinamento antropico. Le indagini radiometriche sono state eseguite dal CNR-ISMAR di Bologna.

I risultati di entrambi gli studi sono riportati nel documento “Valutazione dei risultati della caratterizzazione ambientale dell'area lacuale del sito di bonifica di interesse nazionale “Laghi di Mantova e Polo chimico” – Relazione relativa all'esecuzione delle analisi sulle carote “in continuo” e delle analisi radiochimiche” (rif. doc. ISPRA # CII-LO-Laghi di Mantova e Polo Chimico-Relazione-01.07_Integrazione, Allegato 1) inviato al Ministero dell'Ambiente con nota prot. n. 24879 del 22/07/2010.

Entrambi gli studi sono stati successivamente integrati tra loro al fine di individuare valori di fondo per l'area d'indagine di alcuni parametri (metalli ed elementi in traccia), funzionali all'individuazione di idonei interventi di risanamento e bonifica dell'area. Tali valori vanno ad aggiornare quelli riportati nel documento ISPRA (rif. doc. ISPRA # CII-LO-Laghi di Mantova e Polo Chimico-Relazione-01.07, Agosto 2009), che erano stati preliminarmente proposti prima del completamento dei suddetti studi. Preliminarmente a tale confronto i dati derivanti dalle analisi chimiche (metalli ed elementi in tracce, IPA e PCB) sulle carote in continuo sono stati prima normalizzati secondo una composizione granulometrica standard (ICES, 2000), al fine di eliminare la variabilità determinata dalle caratteristiche granulometriche dei sedimenti stessi, e successivamente elaborati con approccio statistico. In particolare, al fine di riconoscere meglio similitudini tra gruppi di variabili, è stata effettuata l'analisi delle componenti principali (PCA). Si tratta di un'analisi statistica di tipo esplorativo, comunemente usata per formulare ipotesi sul comportamento delle variabili (Shaw, 2003). Nel caso specifico, la PCA è stata applicata per individuare gruppi di contaminanti con comportamenti diversi, al fine di interpretarne, se possibile, l'origine naturale o antropica. Inoltre, sulla stessa matrice è stata applicata l'analisi bivariata, per individuare coppie di analiti caratterizzati da simile distribuzione. È stato applicato l'indice ρ di Spearman, che in statistica non parametrica è utilizzato per evidenziare correlazioni anche non lineari tra due variabili (Corder and Foreman, 2009).

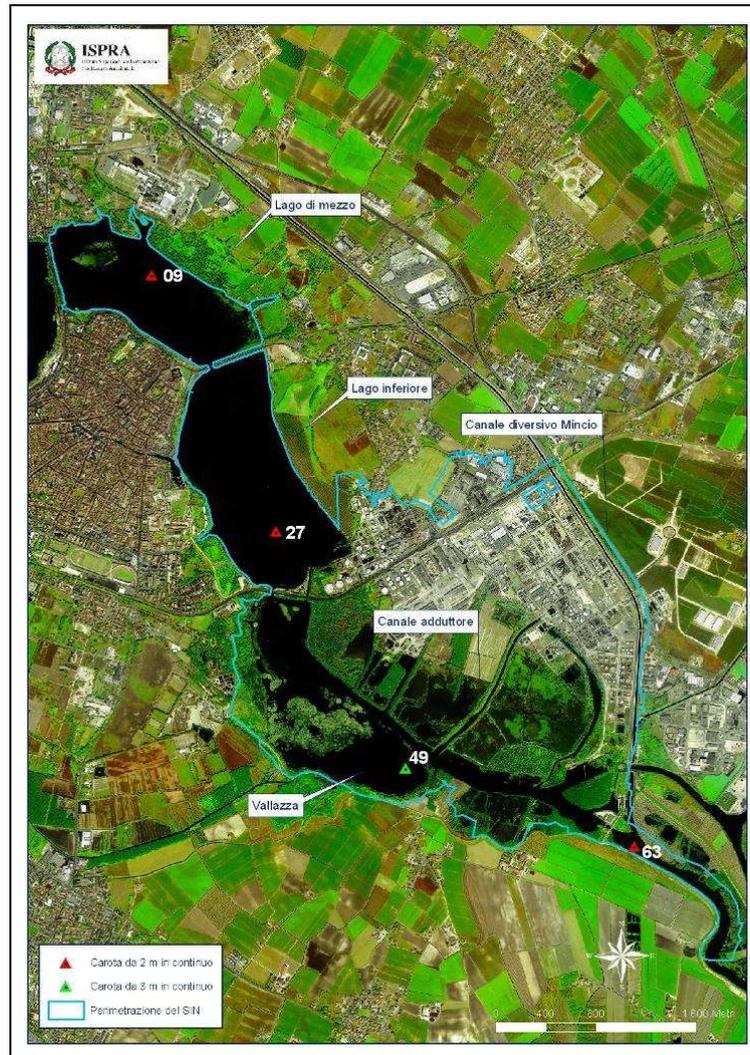


Figura 9. Ubicazione delle stazioni dove sono state eseguiti carotaggi in continuo e radiodatazioni

Quanto emerso dall'analisi statistica, è stato quindi confrontato con i risultati emersi dallo studio geocronologico; ovvero sono stati considerati per il calcolo dei valori di fondo, solo quei livelli che, sulla base dell'andamento delle concentrazioni dei metalli ed elementi in tracce nei profili verticali e dei risultati dello studio geocronologico, potessero essere considerati non soggetti ad impatto antropico. Per ogni elemento è stato calcolato un valore limite della concentrazione naturale, eliminando preventivamente gli *outliers*, che rappresentano anomalie geochimiche, applicando preventivamente un'analisi esplorativa dei dati (Matschullat et al., 2000).

3.1. Analisi dei dati derivanti dallo studio delle carote in continuo e delle datazioni

Di seguito si riportano, per ciascuna delle carote analizzate, i principali risultati dell'elaborazione eseguita e del confronto con le datazioni eseguite.

Carota n. 9 (codice LM 01/0009)

Il diagramma a dispersione delle prime 2 componenti della PCA (Figura 10) mostra la presenza di quasi tutti gli analiti su valori elevati della prima componente (gruppo X), mentre le frazioni granulometriche si dispongono lungo la seconda. Questo evidenzia come la distribuzione della maggior parte degli analiti risulti indipendente dalla granulometria del sedimento e come tutti i metalli ed elementi in traccia siano strettamente correlati tra loro ad eccezione di As, IPA e PCB che si discostano dal principale gruppo di variabili.

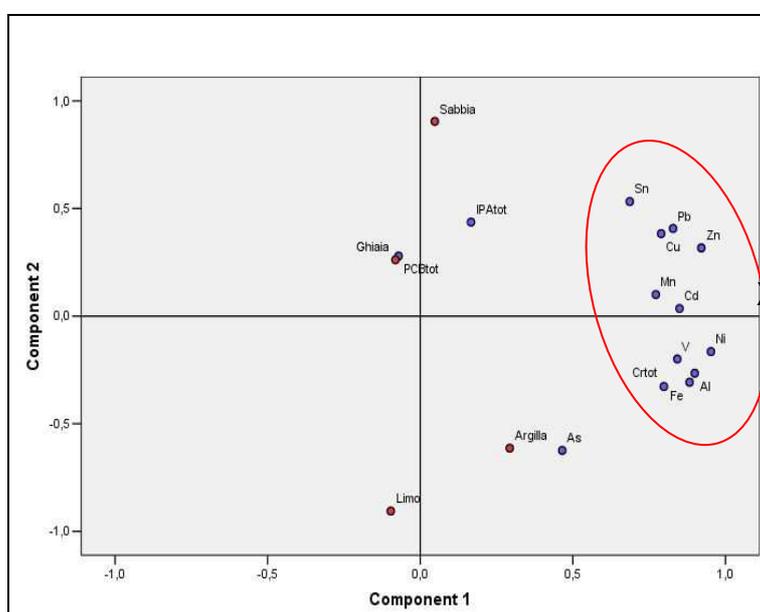


Figura 10. PCA: le componenti 1 e 2 spiegano rispettivamente il 47.9% e il 21.9% della varianza

Questa stretta correlazione, ben evidenziata anche dall'analisi bivariata, corrisponde ad una distribuzione simile delle concentrazioni lungo la verticale delle carote, che viene ben illustrata dal diagramma con i valori del primo fattore rispetto alla profondità, in cui si osservano i valori più elevati tra 20 e 10 cm di profondità (Figura 11). Poiché in questo gruppo sono compresi anche i contaminati organici, IPA e PCB, è ragionevole supporre che anche metalli ed elementi in traccia dello stesso gruppo, avendo simile distribuzione, abbiano la medesima origine.

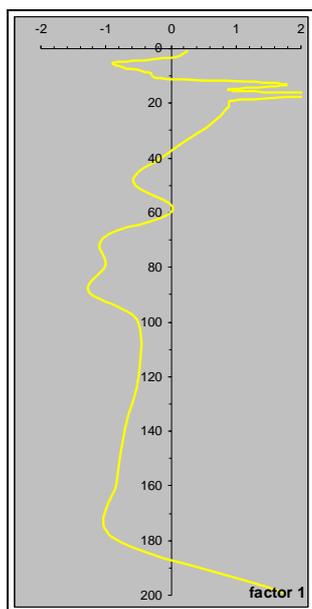


Figura 11. Distribuzione verticale dei valori del fattore 1 della PCA che descrive la distribuzione degli analiti del gruppo X

In Figura 12 è riportato il profilo verticale, totale e normalizzato, di As e Cd. Per quanto riguarda As il profilo della concentrazione totale mostra valori piuttosto stabili e risulta privo di un arricchimento indicativo di contributo antropico, mentre il profilo normalizzato presenta addirittura i valori più elevati nella porzione basale della carota. Per quanto riguarda il Cd, si osserva che, nonostante entrambi i profili mostrino le massime concentrazioni nei livelli superficiali, soprattutto dall'esame del profilo normalizzato non è possibile riconoscere un rilevante arricchimento indicativo di una contaminazione di origine antropica. Tuttavia, visto che per la maggior parte degli elementi (Al, Cd, Cr, Cu, Fe, Ni, Pb, Sn e Zn) si riconosce la massima concentrazione negli stessi livelli, tra 13 e 17 cm di profondità, non è da escludere un limitato apporto dovuto ad attività antropiche.

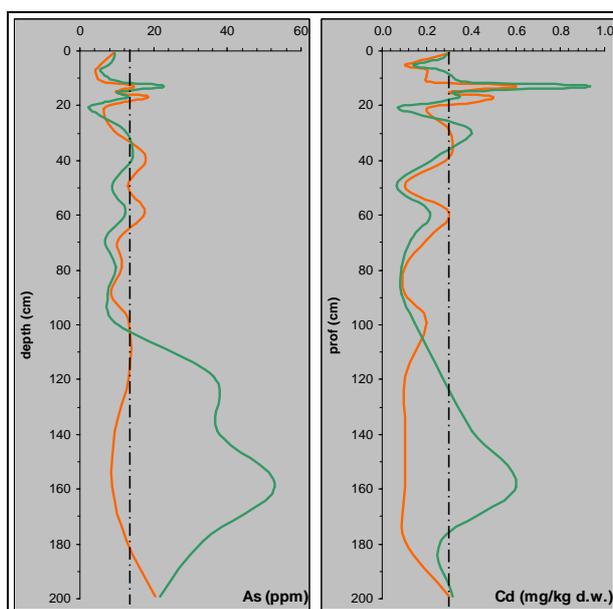


Figura 12. Profilo delle concentrazioni totali (arancio) e normalizzate (verde)

Lo studio radiometrico effettuato su questa carota ha evidenziato un tasso di sedimentazione medio di 0.18 cm/anno per gli ultimi 100 anni. In base a questo dato è possibile dedurre che i livelli a -17 cm e -13 cm corrispondano rispettivamente al 1914 e al 1936, date sicuramente antecedenti l'avvio delle principali attività industriali nell'area. Analogamente, il picco dei PCB a -9 cm corrisponderebbe al 1950. Considerando che l'attività del polo industriale è iniziata nel 1956, e considerando la profondità dei picchi dei contaminanti, sembra probabile che il tasso di sedimentazione medio nei 20 cm superficiali sia superiore a quello calcolato sulla base del profilo del ^{210}Pb per i livelli compresi tra -18 e -9 cm.

La valutazione dei dati chimici porta a dedurre per questa carota un basso grado di impatto antropico. La scarsa concordanza tra i profili dei dati chimici e i risultati della geocronologia conferma la difficoltà di individuare in maniera univoca un arricchimento delle concentrazioni di metalli ed elementi in traccia attribuibile all'industrializzazione dell'area studiata.

Carota n. 27 (codice LM 01/0027)

Dall'analisi della PCA (Figura 13) risulta evidente la separazione delle variabili in due gruppi distinti A e B, tra loro non correlati. Il gruppo A, che include la maggior parte degli analiti e le frazioni fini del sedimento, mostra valori elevati per la prima componente. Il gruppo B, costituito da As, Fe, Al, V e Cr, mostra valori elevati della seconda componente. In particolare, l'influenza della composizione granulometrica sulla distribuzione degli analiti del gruppo A è dimostrata dal posizionamento di tutte le frazioni granulometriche lungo la prima componente. Le correlazioni esistenti tra le variabili incluse in ciascun gruppo sono confermate dai valori dell'indice di Spearman dell'analisi bivariata.

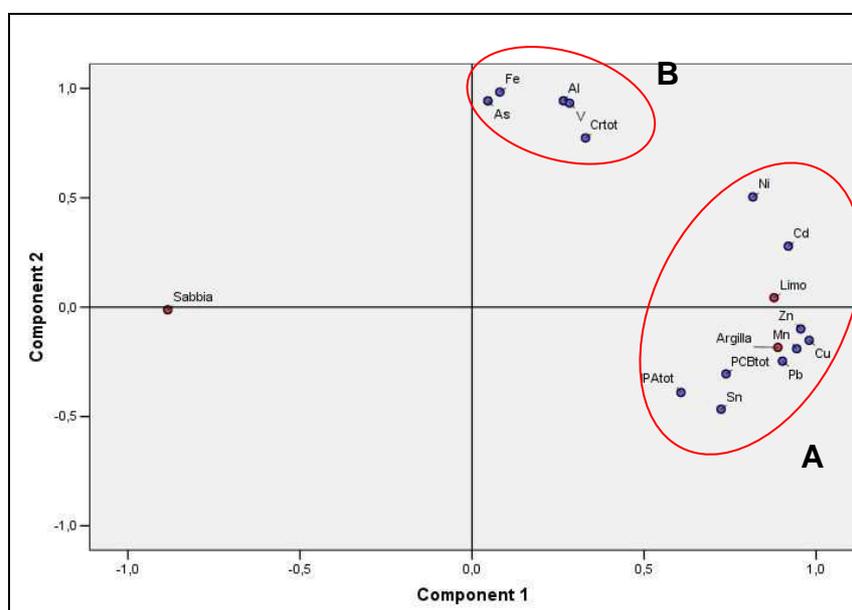


Figura 13. PCA: le componenti 1 e 2 spiegano rispettivamente il 51.4% e il 28.8% della varianza

L'andamento degli analiti del gruppo A è descritto dal profilo del fattore 1, mentre quello degli analiti del gruppo B è descritto dal profilo del fattore 2 (Figura 14).

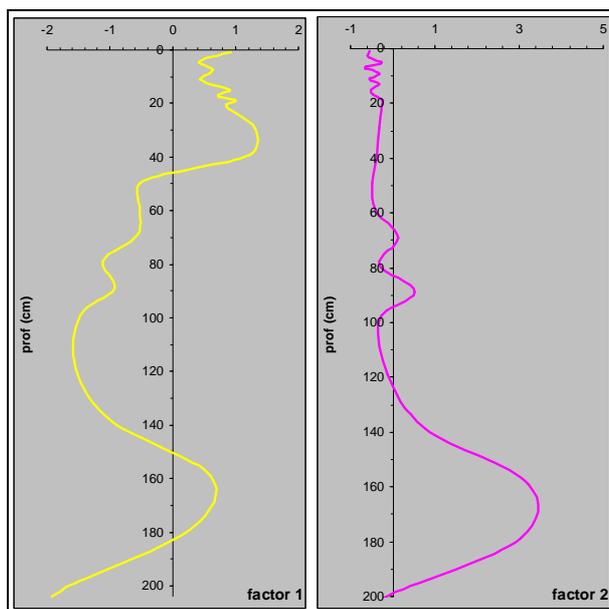


Figura 14. Distribuzione verticale dei valori del fattore 1 e 2 della PCA

Nel primo caso si osservano valori stabilmente elevati nei 40 cm superficiali della carota, anche se sono presenti valori relativamente elevati anche nella porzione inferiore. Nel secondo caso i valori più elevati sono concentrati nella porzione basale della carota. Vista la distribuzione del fattore 1 e la presenza dei contaminanti antropici (IPA e PCB) nel gruppo A, è possibile ipotizzare un contributo di origine antropica per i metalli pesanti inclusi in questo gruppo. Inoltre, si osserva una significativa contaminazione da IPA e, in minor misura e solo in alcuni livelli, da PCB (Figura 15).

A causa dell'elevata variabilità granulometrica della carota, che passa da una netta dominanza di frazione fine nella parte più superficiale, alla quasi esclusiva presenza di sabbia nella parte basale, al fine di valutare il trend della possibile contaminazione è corretto, più che negli altri casi, considerare il profilo normalizzato delle concentrazioni. Vista la coincidenza dei picchi di concentrazione di Cd e IPA, è possibile ipotizzare che le massime concentrazioni di Cd registrate - 49 cm siano riferibili all'attività industriale. Al contrario, dal bottom a -59 cm non si riconoscono segnali di arricchimenti di origine antropica e quindi non si evidenzia impatto antropico.

Tra gli analiti compresi nel gruppo B della PCA, As raggiunge considerevoli concentrazioni. Tuttavia, dal profilo di Figura 15 non è possibile individuare un *trend* indicativo di un arricchimento di origine antropica.

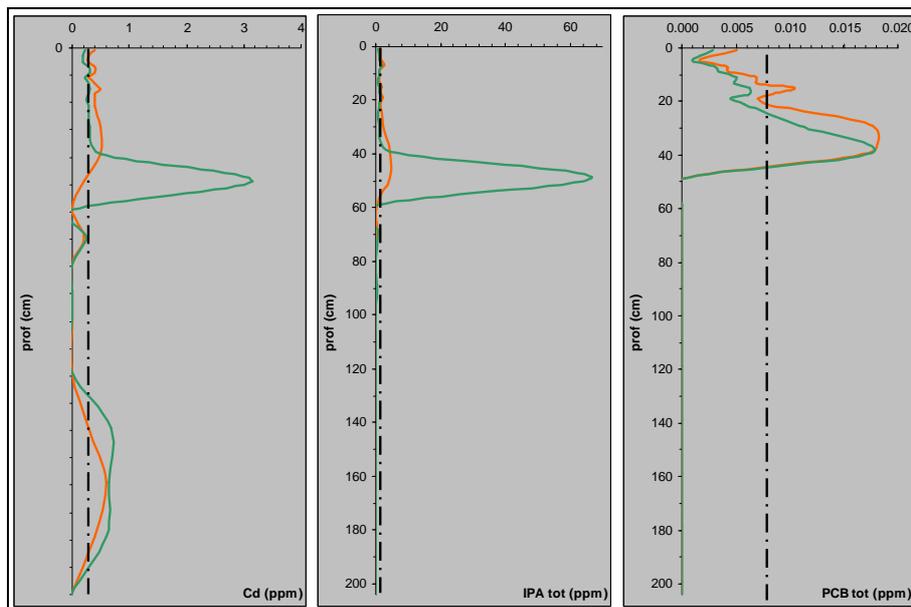


Figura 15. Profilo delle concentrazioni totali (arancio) e normalizzate (verde) appartenenti al gruppo A

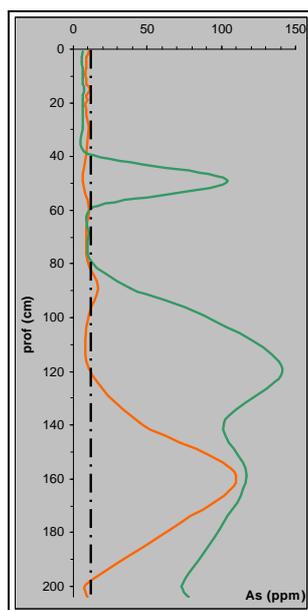


Figura 16. Profilo della concentrazione totale (arancio) e normalizzata (verde) di As, appartenente al gruppo B

Lo studio geocronologico ha calcolato un tasso di sedimentazione di circa 0.56 cm/anno per i 24 cm superficiali, che sono stati interpretati come sedimento deposto dopo l'ultima operazione di dragaggio, effettuata negli anni '60. Considerando valida questa interpretazione e considerando che le attività industriali sono iniziate nel 1956, ci si aspetterebbe di trovare le massime concentrazioni in questa porzione della carota, mentre le massime concentrazioni di Cd, IPA e PCB sono state individuate tra -50 e -40.

La valutazione dei dati chimici porta a dedurre per questa carota un basso grado di impatto antropico, con l'eccezione di una significativa contaminazione da IPA. Il confronto con i dati radiometrici conferma la difficoltà di individuare un arricchimento delle concentrazioni di metalli ed elementi in traccia attribuibile con certezza all'industrializzazione dell'area studiata.

Carota n. 49 (codice LM 01/0049)

La PCA evidenzia l'esistenza di due gruppi distinti di variabili (Figura 17): nel primo e più consistente gruppo (A), che mostra valori elevati per la prima componente, rientrano l'argilla e quasi tutti i metalli ed elementi in traccia ricercati; il gruppo B comprende, invece, As e Cd e mostra i massimi valori per la seconda componente. Gli IPA, mostrano valori prossimi allo zero sia per la prima che per la seconda componente.

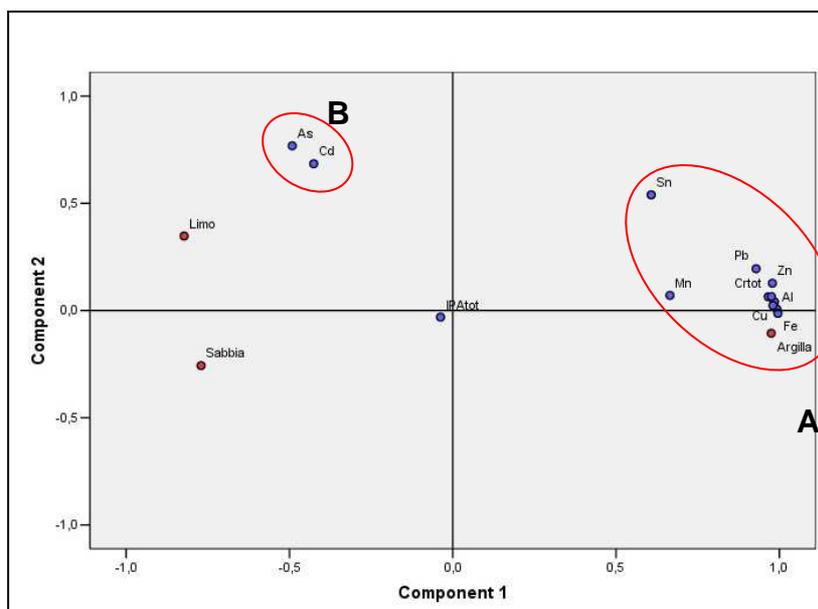


Figura 17. PCA : le componenti 1 e 2 spiegano rispettivamente il 69,5% e il 10,33% della varianza

Il trend dei due gruppi di variabili (Figura 18) è ben descritto dal profilo verticale del fattore 1 (gruppo A) e del fattore 2 (gruppo B). Si osserva che per il primo fattore i valori più elevati sono presenti nella porzione superiore della carota, al di sopra di -140 cm. Questo trend potrebbe essere indicativo di un arricchimento di origine antropica.

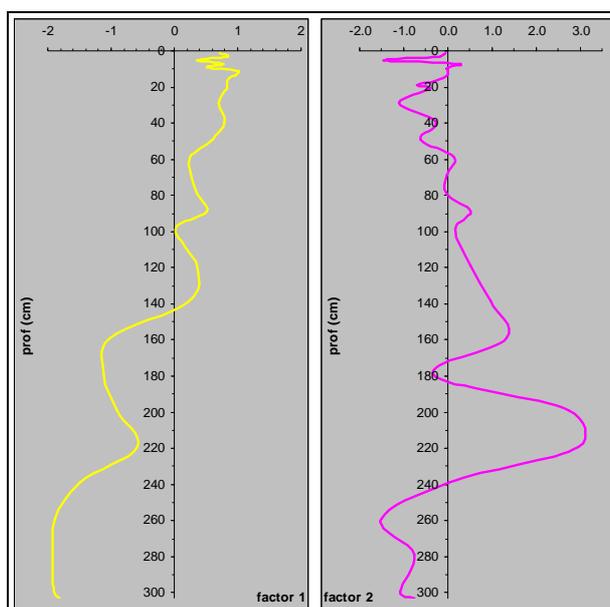


Figura 18. Distribuzione verticale dei valori del fattore 1 e 2 della PCA

Dall'esame dei profili delle concentrazioni di Fe e Mn si osserva un netto incremento dei valori al di sopra dei -160 cm, non presente nel profilo normalizzato, che può essere determinato più dalla variabilità granulometrica che da un aumento dell'apporto. Per Cr e Ni, invece, sia il profilo totale che quello normalizzato mostrano un incremento delle concentrazioni con valori che, mediamente, risultano più elevate sopra i -140 cm portando ad ipotizzare un contributo antropico. Lo studio radiometrico, per l'assenza sia di ^{137}Cs che di ^{210}Pb ipotizza la mancanza di sedimentazione recente e l'assenza di IPA e PCB porterebbe a confermare questa ipotesi. In tal caso risultano di difficile interpretazione le concentrazioni più elevate di Cr e Ni, riscontrate soprattutto al di sopra di -140 cm.

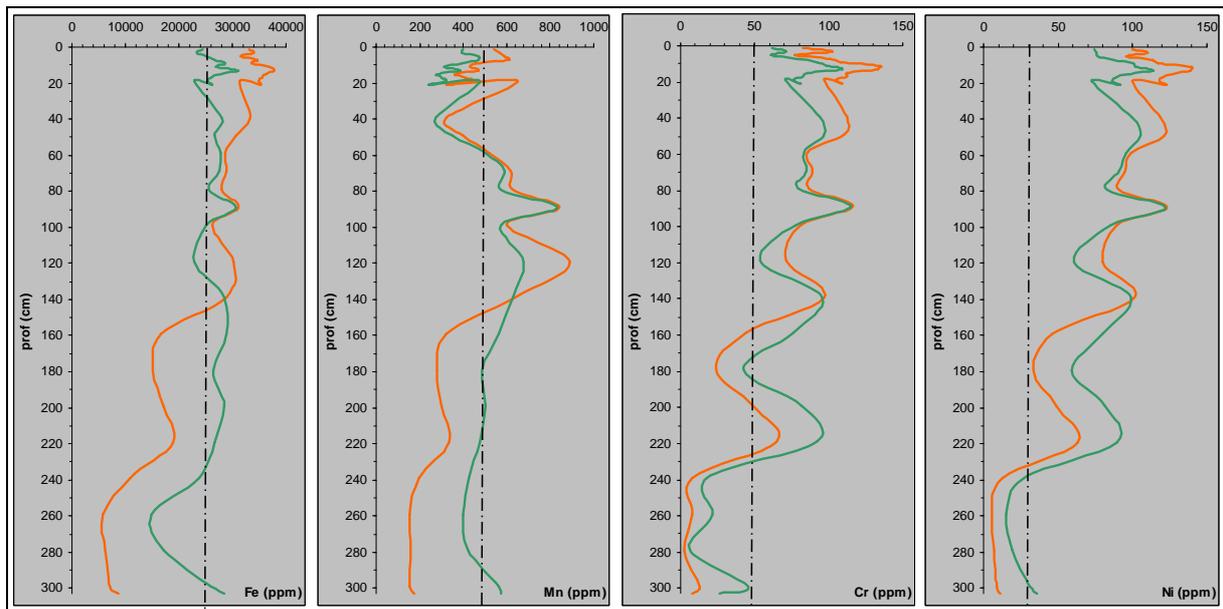


Figura 19. Profilo delle concentrazioni totali (arancio) e normalizzate (verde) degli analiti del gruppo A

Carota n. 63 (codice LM 01/0063)

La PCA evidenzia l'esistenza di due principali gruppi di analiti (Figura 20). Il gruppo A, con valori elevati per la prima componente e valori prossimi allo 0 per la seconda, comprende Al, As, Cd, Cu, Pb, V, Zn, IPA e PCB; mentre il gruppo B, costituito da Mn, Fe, Ni, Cr e argilla, mostrano valori elevati per la seconda componente.

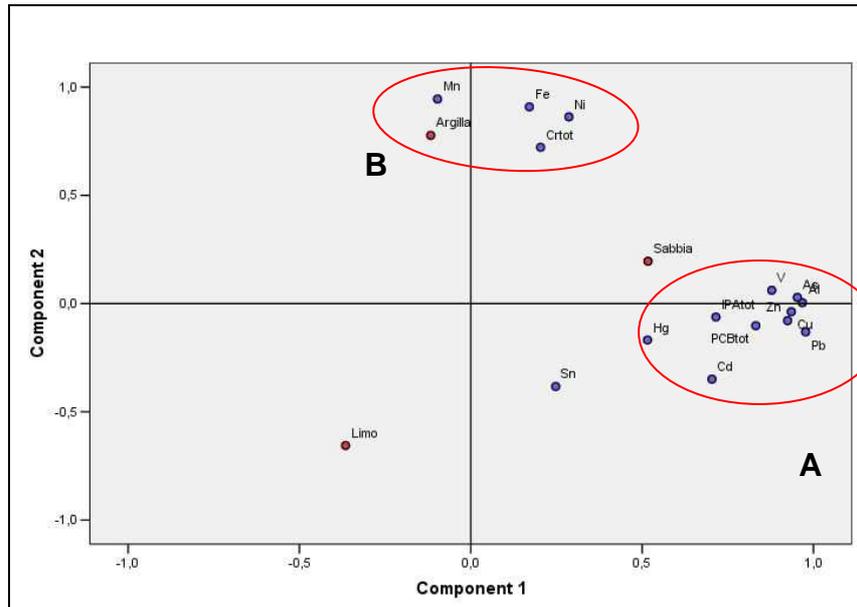


Figura 20. PCA della carota LM 01/0063. La prima e la seconda componente spiegano rispettivamente il 43.9% e il 24.5% della varianza

L'analisi bivariata conferma una correlazione positiva tra le variabili incluse nello stesso gruppo, ma evidenzia anche alcune correlazioni tra analiti appartenenti a gruppi diversi come, ad esempio, Fe con Al ($\rho=0.578$), Pb ($\rho=0.427$), V ($\rho=0.392$), IPA ($\rho=0.426$) e PCB ($\rho=0.467$). Anche Sn, che non può essere incluso in nessuno dei gruppi principali mostrando valori bassi sia per la prima che la seconda componente, registra correlazione positiva con analiti del gruppo A come Cd ($\rho=0.471$), Cu ($\rho=0.389$) e Zn ($\rho=0.445$).

Dall'esame del profilo verticale dei fattori della PCA (Figura 21) si osserva che il fattore 1 presenta valori più elevati e una maggiore variabilità nella porzione basale, dal fondo a -130 cm, e una maggiore stabilità nella parte superiore, mentre il fattore 2 mostra una certa variabilità lungo tutta la carota.

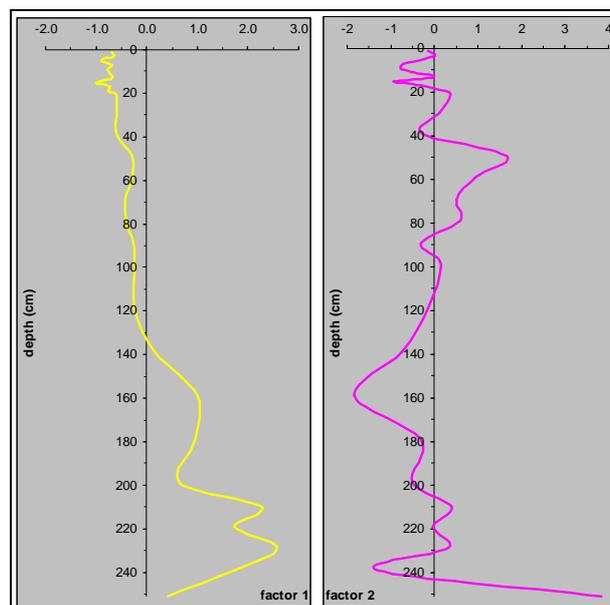


Figura 21. Distribuzione verticale dei valori dei fattori 1 e 2 della PCA

Dato che il gruppo A include IPA e PCB, contaminanti da considerare a prevalente o esclusiva origine antropica, è lecito supporre che gli altri analiti dello stesso gruppo, che mostrano una simile distribuzione, abbiano origine analoga.

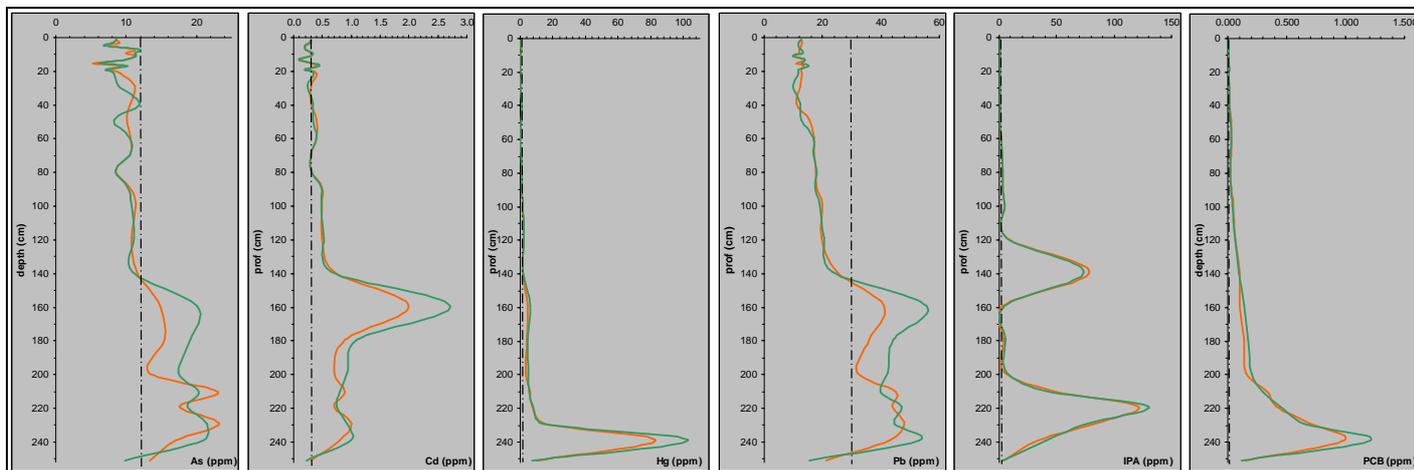


Figura 22. Profilo delle concentrazioni totali (arancio) e normalizzate (verde) degli analiti del gruppo A

Dalla Figura 22 si osservano, per tutti i metalli ed elementi in traccia, concentrazioni significative nella porzione basale della carota, dal fondo (253 cm) fino a -120/-140 cm, analogamente ai contaminanti organici, che può essere associato ad un contributo di origine antropica.

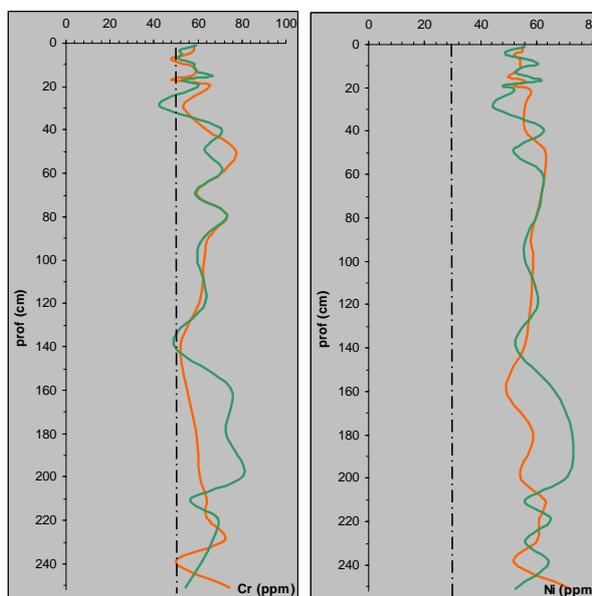


Figura 23. Profilo della concentrazione totale (arancio) e normalizzata degli analiti del gruppo B

Il profilo verticale degli analiti del gruppo B mostra valori piuttosto stabili lungo tutta la carota e, per quanto riguarda soprattutto il Ni, le concentrazioni sono piuttosto elevate (Figura 23). In base a questi dati è possibile affermare che nella carota LM63 esiste una significativa contaminazione di

origine antropica che, nel caso di un set di analiti (gruppo A) viene a diminuire in tempi più recenti, mentre per altri elementi (gruppo B), non mostra rilevanti variazioni.

Inoltre, le elevate concentrazioni di PCB alla base della carota indicano per questi livelli un'età non anteriore al 1956, anno di inizio dell'attività industriale nell'area, e portano quindi a dedurre per questa stazione di campionamento una velocità di sedimentazione media molto elevata, non inferiore a 4.8 cm/y. Questo dato è confrontabile con il tasso di sedimentazione di 6.27 cm/anno calcolato dallo studio radiometrico sulla base dell'individuazione del picco di ^{137}Cs , corrispondente all'evento Chernobyl.

3.2. Determinazione dei valori di fondo

In base allo studio dei profili verticali dei contaminati e ai risultati dello studio radiometrico è stato possibile pertanto selezionare, per ciascuna carota, quei livelli non soggetti a contaminazione antropica, utili a definire i valori di fondo per metalli ed elementi in traccia. Si è scelto di includere nel calcolo dei valori di fondo solo quei livelli per i quali sia lo studio dei profili che quello radiometrico abbiano indicato in maniera concorde l'assenza di contributi di origine antropica. In particolare:

- ❑ Carota n. 6: dal fondo a -21 cm.
- ❑ Carota n. 27: dal fondo a -59 cm.
- ❑ Carota n. 49: in questa carota, nonostante lo studio radiometrico indichi l'assenza di sedimentazione recente, per alcuni metalli ed elementi in traccia sono stati individuati arricchimenti di possibile origine antropica nella porzione superiore della carota, al di sopra di -139 cm. Di conseguenza, si è tenuto conto dell'intervallo inferiore tale livello.
- ❑ Carota n. 63: tutti i livelli sono interessati da impatto antropico e dunque in questa carota nessun livello può essere considerato idoneo per il calcolo dei valori di fondo.

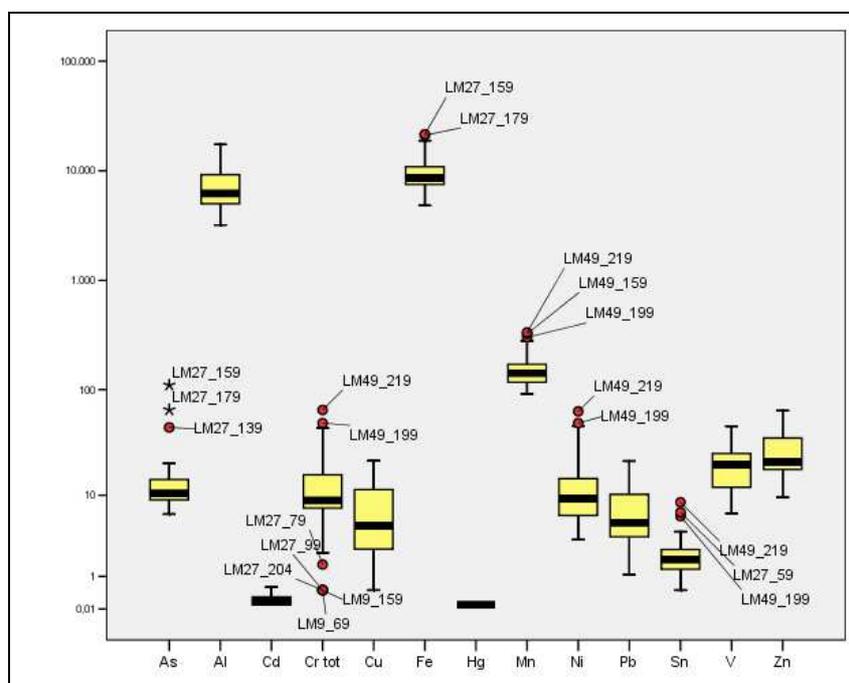


Figura 24. Boxplot delle concentrazioni dei metalli ed elementi in traccia (mg kg⁻¹ p.s.) nei livelli privi di impatto antropico. I cerchi rossi indicano gli *outliers* (valori superiori o inferiori 1.5 volte la lunghezza del box) e gli asterischi i valori estremi (superiori o inferiori 3 volte la lunghezza del box)

Per ciascun metallo ed elemento in traccia sono stati individuati *outliers* e valori estremi di metalli ed elementi in traccia mediante creazione di *boxplot* (Figura 24). Questi valori sono stati eliminati dal database in quanto considerati anomalie geochimiche. Una volta effettuata questa operazione è stato calcolato, per ciascun elemento, il valore soglia della concentrazione naturale (VF: Valore di Fondo) secondo la formula:

$$VF = \text{media} + 2\sigma$$

dove σ è la deviazione standard (Matschullat et al. 2000). Per quanto riguarda il Mercurio si deve considerare che il valore di fondo è stato calcolato sulla base del limite di rilevabilità e non della concentrazione effettiva, poiché nei campioni considerati, privi di contributi antropici, questo elemento risultava sempre sotto il limite di rilevabilità. Di seguito si riporta il rispettivo valore di fondo per i metalli (Tabella 1).

Metalli	Al	As	Cd	Cr	Cu	Fe	Hg	Mn	Ni	Pb	Sn	V	Zn
Valore di fondo	15450	18.4	0.4	33.5	20.7	16956	0.3	229	30.5	17.2	3.6	41.1	56.5

Tabella 1. Valore della concentrazione naturale dei metalli ed elementi in traccia considerati. Le concentrazioni sono espresse in mg kg^{-1} p.s.

4. ELABORAZIONI DEI RISULTATI AI FINI DELLA BONIFICA E CALCOLO DEI VOLUMI DI SEDIMENTO CONTAMINATO

Ai fini della valutazione dello stato qualitativo ambientale dell'area indagata, sono stati elaborati i risultati provenienti dalle determinazioni analitiche riportate nella Relazione Preliminare (rif. doc. ISPRA # CII-LO-Laghi di Mantova e Polo Chimico-Relazione-01.07, Agosto 2009).

Tali elaborazioni sono state eseguite in funzione della densità/distribuzione dei dati disponibili e della contaminazione riscontrata; in particolare sono stati presi in considerazione i parametri più significativi, ossia i metalli (As, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, V e Zn) e, tra i composti organici, gli Idrocarburi pesanti C>12 ed alcuni singoli IPA.

Al fine di poter gestire al meglio i dati, è stato creato un database Access[®] all'interno del quale sono stati importati tutti i risultati delle analisi.

I risultati associati alle stazioni di campionamento sono stati ricondotti in un unico sistema di riferimento (datum WGS84) ed una proiezione (UTM fuso 32) e successivamente importati in un sistema GIS appositamente definito.

Nella fase successiva sono state eseguite tutte le analisi statistiche descrittive di base dei risultati delle caratterizzazioni per avere un'indicazione (analisi esplorativa) dei dati a disposizione, permettendone una prima descrizione e confronto (andamenti, eventuali anomalie, *hot spot*, ecc.).

Successivamente sono stati definiti gli analiti da sottoporre ad elaborazione geostatistica, ritenuti maggiormente significativi tra tutti quelli indagati.

I risultati delle attività di caratterizzazione sono stati elaborati applicando diverse tecniche e metodologie geostatistiche, al fine di stimare l'andamento tridimensionale dei parametri chimico-fisici analizzati sui campioni puntuali di sedimento.

Per la stima della distribuzione nello spazio delle principali caratteristiche chimiche e fisiche dei sedimenti, l'area di indagine è stata discretizzata con griglia tridimensionale di elaborazione di celle di dimensioni 150x150x0.25m. Pur avendo caratterizzato in profondità uno spessore di sedimento pari a 3 m, la distribuzione dei campioni ha consentito di effettuare una stima coerente dei parametri sino ad una profondità di 1 m (4 strati consecutivi) dalla superficie del sedimento per l'intera area di indagine, ad esclusione del lago Superiore e del corso del fiume Mincio a nord (zone esterne al SIN di Mantova), per le quali si sono campionate ed analizzate poche stazioni con la finalità di valutare, in generale, le condizioni al contorno al di fuori del SIN. Nelle aree della Vallazza e del canale basso Mincio è stato possibile estendere la griglia di elaborazione sino alla profondità di 2 m (8 strati consecutivi), avendo un numero di campioni significativo.

Si sottolinea che per il canale adduttore è stato possibile elaborare solo i primi 25 cm (primo strato della griglia). Per i livelli caratterizzati, ma non elaborati, è stata dunque possibile la sola rappresentazione puntuale dei risultati complessivi. La griglia di elaborazione è quindi funzione sia della densità che dell'estensione del campionamento lungo il piano orizzontale e verticale, nonché della quantità di informazioni disponibili. Sulla base di tali criteri la griglia definita è stata utilizzata per consentire una valutazione quantitativa della distribuzione nello spazio dei diversi parametri.

In Figura 25 si riportano le griglie con le quali è stato discretizzato il volume relativo all'area di indagine.



Figura 25. Griglie utilizzate per la discretizzazione delle aree oggetto di studio ai fini della stima della distribuzione spaziale delle principali caratteristiche fisico-chimiche dei sedimenti

4.1. Valori di riferimento utilizzati per le elaborazioni

Al fine di definire la qualità dei sedimenti e la successiva gestione, i risultati analitici sono stati valutati rispetto ai seguenti valori:

- i valori di fondo calcolati da ISPRA, così come riportati nel par. 3.2;
- i valori di intervento proposti da ISPRA, sulla base del criterio ecotossicologico del PEL (Probabile Effect Level), che individua il livello chimico di un determinato contaminante al quale corrisponde, con elevata probabilità, il rischio di riscontrare effetti tossici nei confronti della comunità acquatica (Long et al., 1995; McDonald, 1994);
- i valori di concentrazione limite della colonna B della Tab. 1, dell'All. 5 al Titolo V alla Parte IV del D. Lgs. 152/06 (nel seguito, colonna B Tab. 1 del D. Lgs. 152/06) per tutti i parametri analizzati, utilizzato ai soli fini della gestione dei sedimenti contaminati;

- i valori limite per la classificazione dei “pericolosi” così come riportato nell’Allegato D del D. Lgs 152/2006 Parte IV - Titolo I e II.

4.2. Metodologia per l’elaborazione dei dati di caratterizzazione

Le metodologie applicate per le elaborazioni della stima delle concentrazioni chimiche e delle frazioni granulometriche verranno brevemente descritte nei paragrafi successivi.

Metodo utilizzato per la stima delle concentrazioni chimiche (Block kriging)

Questo metodo, variante del più noto *kriging ordinario*, utilizza il variogramma (modello tridimensionale della variabilità spaziale) per stimare la concentrazione media all’interno di un blocco, ovvero all’interno di ogni singola cella della griglia tridimensionale costruita nell’area di indagine. Per ottenere la concentrazione media all’interno dei blocchi ciascuno di questi viene discretizzato in un certo numero di blocchi più piccoli, in ognuno dei quali viene calcolata la concentrazione puntuale nel suo baricentro; l’insieme di tutte le concentrazioni ottenute viene poi mediato e costituirà la concentrazione media del blocco più grande.

Il vantaggio del *block kriging*, rispetto al *kriging ordinario*, consiste nell’ottenere delle stime più precise e, soprattutto, nell’associare al blocco un valore rappresentativo di tutto il suo volume e non solo del suo baricentro.

Tale metodo è stato applicato per ogni singolo analita ritenuto maggiormente significativo tra tutti quelli indagati.

Metodo utilizzato per la stima delle frazioni granulometriche (Block co-kriging)

Questo metodo permette di stimare contemporaneamente le percentuali delle diverse classi granulometriche (ghiaia, sabbia, limo e argilla) rispettando in ogni punto il vincolo che impone che la somma totale delle diverse percentuali sia sempre cento.

Inizialmente sono stati costruiti i variogrammi diretti ed incrociati delle frazioni granulometriche, ovvero i modelli tridimensionali della variabilità spaziale delle percentuali dei passanti ai singoli vagli e delle loro correlazioni; una volta costruiti i variogrammi, questi sono stati utilizzati per stimare, tramite il *block co-kriging*, le percentuali medie di ogni frazione granulometrica.

Le concentrazioni elaborate sono state rappresentate utilizzando delle scale lineari di colori gradualmente. Per la rappresentazione dei metalli e degli IPA Benzo(a)antracene e benzo(a)pirene è stata creata una scala graduale costituita da 40 classi, con l’aggiunta del colore viola nel caso si trattasse di sedimenti definiti “pericolosi”. La scala contiene i riferimenti ai valori di fondo, ai limiti di intervento, ai valori di Colonna B Tab.1 del D.Lgs.152/06 ed ai valori dell’Allegato D Parte IV D.Lgs.152/06, utilizzati anche per le rappresentazioni puntuali restituite nel documento ISPRA (rif. doc.# CII-LO-Laghi di Mantova e Polo Chimico-Relazione-01.07). I colori scelti per la definizione delle scale gradualmente fanno riferimento alla simbologia impiegata per le rappresentazioni puntuali. Pertanto le scale variano gradualmente dal celeste al viola, attraverso il passaggio dalle tonalità di verde, giallo e rosso, rappresentative dei limiti utilizzati. Nel dettaglio, il passaggio dalle tonalità di celeste a quelle del verde avviene in corrispondenza del superamento del valore di fondo individuato da ISPRA, dal verde al giallo in corrispondenza del superamento del Limite di Intervento ISPRA, dal giallo al rosso in corrispondenza del superamento del valore di Colonna B Tab.1 del D.Lgs.152/06; infine il colore viola è stato utilizzato per indicare il superamento del valore dell’Allegato D Parte IV D.Lgs.152/06.

Per rappresentare le concentrazioni elaborate degli idrocarburi pesanti è stata creata una scala di 40 classi, ma i soli colori utilizzati sono il verde ed il rosso, in quanto per questi composti, al momento,

non è stato individuato né il valore di fondo né il limite di intervento. In questo caso pertanto la scala varierà tra i colori verde e rosso.

Infine per la creazione della scala dell'Acenafte non sono stati utilizzati né il rosso, né il viola, poiché non sono determinati né il valore di Colonna B Tab.1 del D.Lgs.152/06, né il valore dell'Allegato D Parte IV D.Lgs.152/06. Tale scala varia dunque tra il celeste ed il giallo.

La rappresentazione utilizzata ha permesso di dare il massimo risalto alla variabilità delle concentrazioni elaborate.

4.3. Risultati delle indagini granulometriche effettuate sui sedimenti

I risultati delle indagini granulometriche eseguite sui sedimenti e relative al dato puntuale, sono stati visualizzati nella Relazione di ISPRA del 2009 (doc. rif. # CII-LO-Laghi di Mantova e Polo Chimico-Relazione-01.07). In particolare, per quanto riguarda la distribuzione areale, si osserva una generale diminuzione della granulometria a partire dal Lago di Mezzo fino all'asta fluviale sud. Per quanto riguarda la distribuzione verticale dei sedimenti è possibile riconoscere, per il Lago Inferiore e la Vallazza, un distinto aumento della granulometria nei livelli al di sotto del primo metro di profondità.

Di seguito, si riportano le elaborazioni relative alle caratteristiche granulometriche per strati consecutivi di sedimento pari a 25 cm, fino alla profondità di 1 m, dove risultano complete le caratterizzazioni eseguite (da Figura 26 a Figura 29).

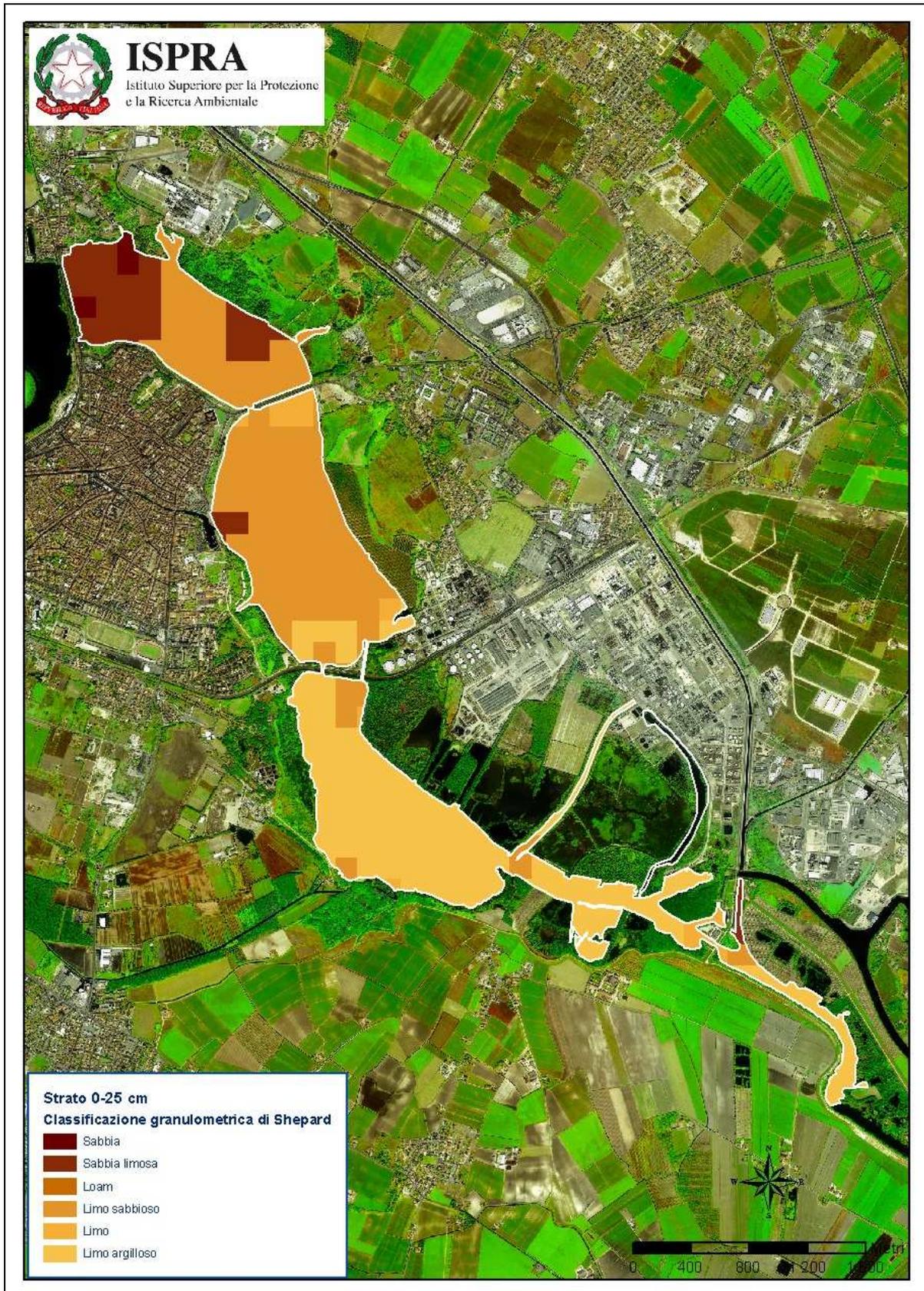


Figura 26. Classificazione granulometrica dei sedimenti secondo Shepard (0-25 cm)

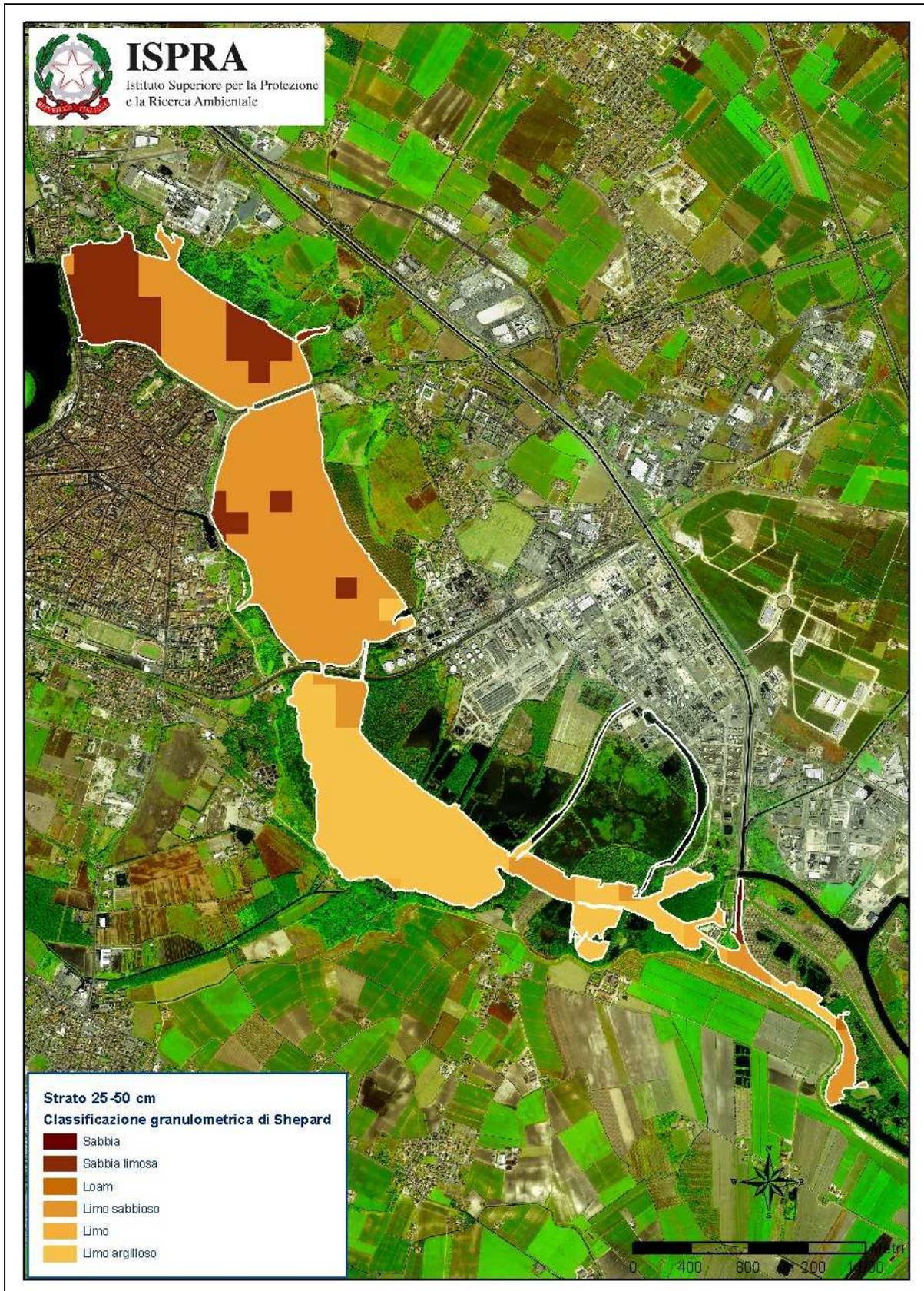


Figura 27. Classificazione granulometrica dei sedimenti secondo Shepard (25-50 cm)

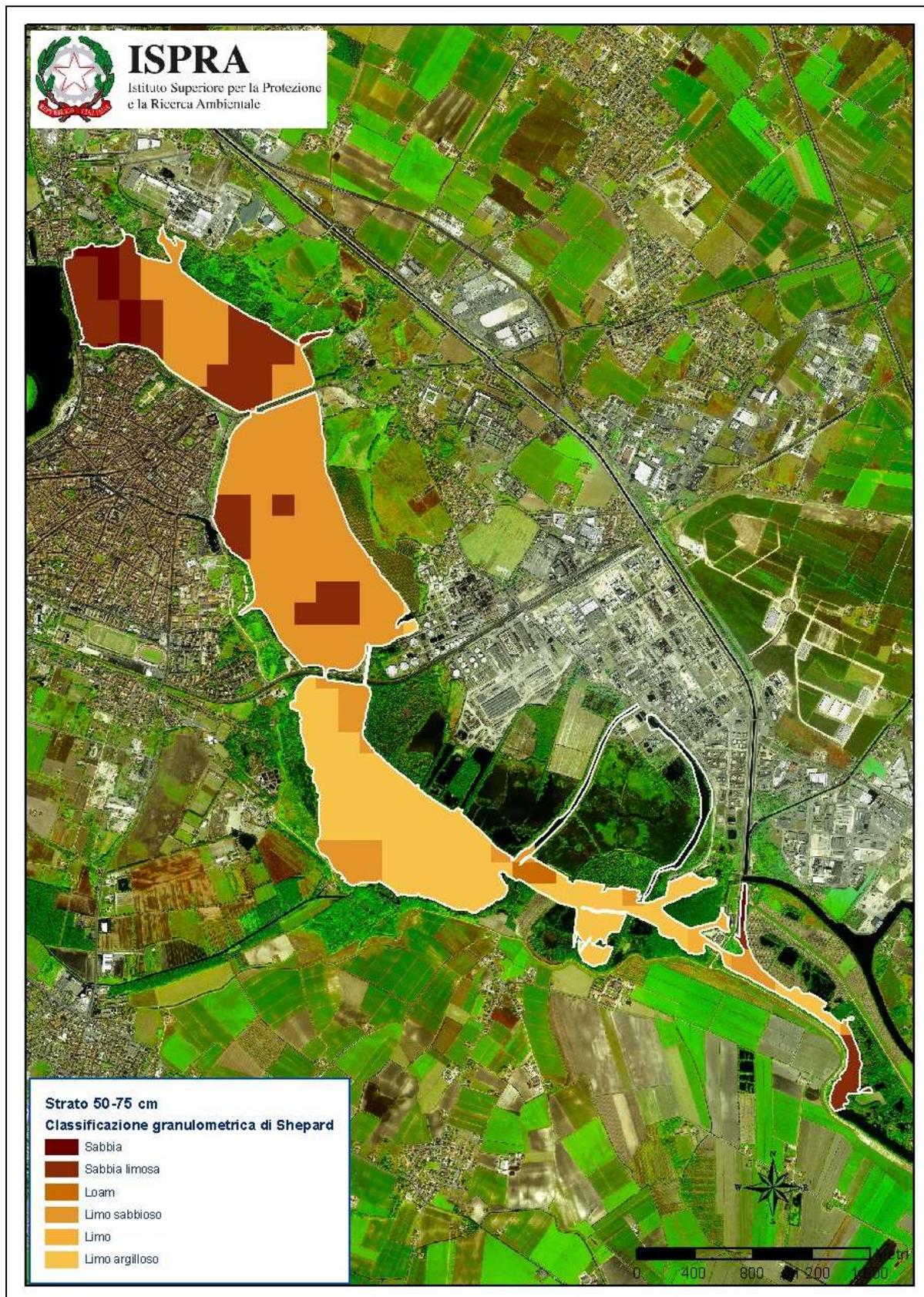


Figura 28. Classificazione granulometrica dei sedimenti secondo Shepard (50-75 cm)

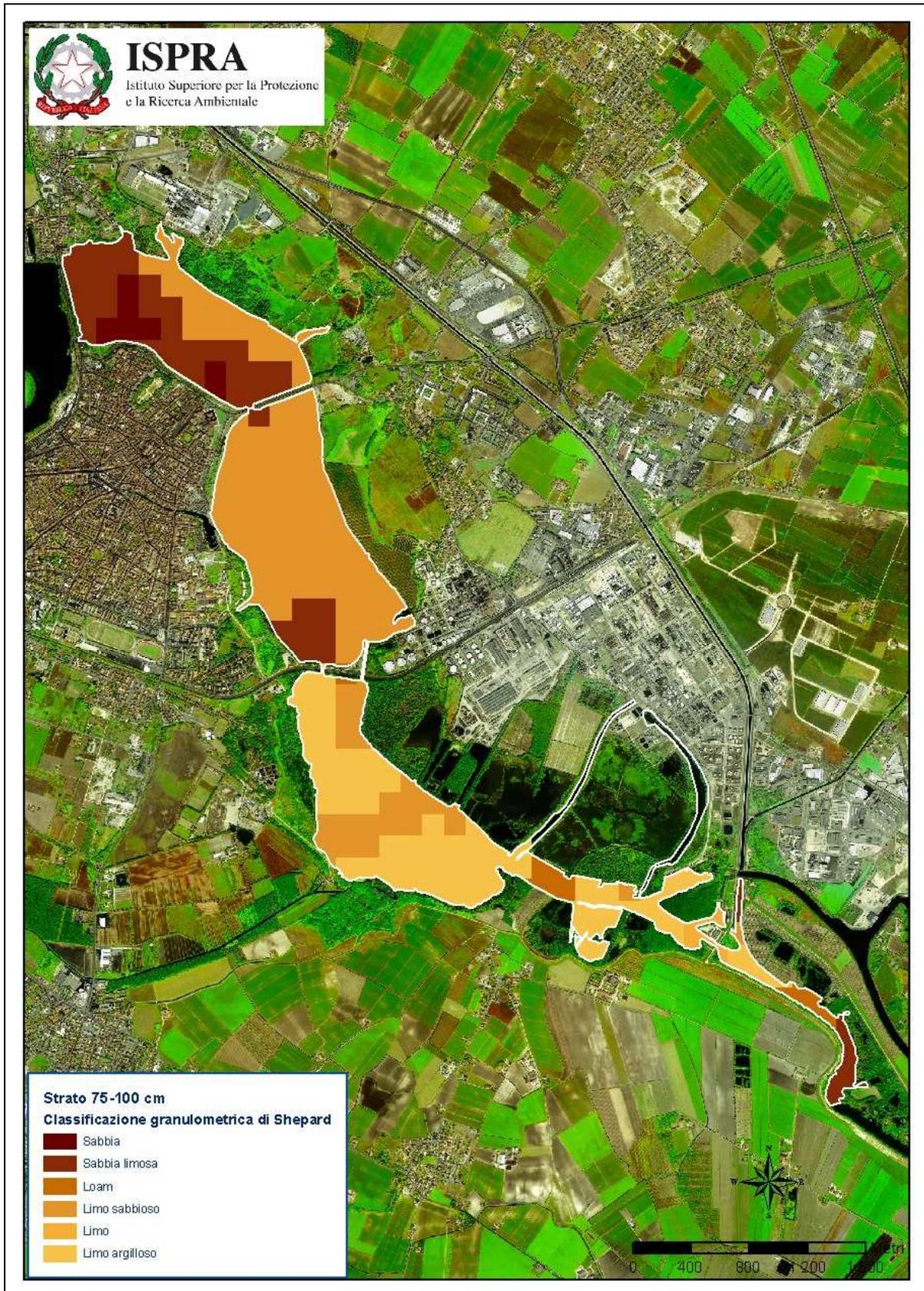


Figura 29. Classificazione granulometrica dei sedimenti secondo Shepard (75-100 cm)

4.4. Valutazione dello stato qualitativo ambientale

Nel presente paragrafo si riportano le rappresentazioni delle elaborazioni relative ai singoli parametri considerati. Laddove il numero di campioni non è stato sufficiente a garantire un'elaborazione efficace, sono state comunque riportate le rappresentazioni puntuali dei parametri chimici interessati dall'elaborazioni, sino alla massima profondità indagata.

Il **Mercurio (Hg)** è l'elemento che, tra tutti i metalli ed elementi in traccia analizzati, presenta le concentrazioni più elevate.

Lago di Mezzo

Dall'osservazione dell'elaborazioni rappresentate, relative al primo metro di sedimento indagato (da Figura 30 a Figura 33), si osservano concentrazioni inferiori al valore di fondo. Tali concentrazioni anche in profondità, a partire da 100 cm sino a 200 cm, sono state determinate in un numero ridotto di stazioni campionate.

Lago Inferiore

Nel primo metro le concentrazioni maggiori del valore di intervento sono state evidenziate nell'area antistante il Porto Catena, dove sboccano i principali canali della città di Mantova.

Al di sotto del primo metro, dove non è stato possibile effettuare un'elaborazione efficace, i risultati, relativi lo spessore di sedimento indagato compreso tra 1 m e 3 m, presentano concentrazioni inferiori al valore di fondo in tutto il lago, ad esclusione della darsena IES, nella quale si evidenziano concentrazioni superiori al valore di intervento a profondità significative (150-200 cm).

Vallazza e fiume Mincio

Il tratto maggiormente interessato dalla contaminazione si estende dall'area valliva sino al tratto del Fiume Mincio caratterizzato, oltre il Fornice di Formigosa. Nel dettaglio, in prossimità del polo chimico e del canale Sisma, si riscontra una contaminazione vicina al valore di intervento per i sedimenti superficiali sino allo spessore di 125 cm, localizzati principalmente nell'area umida su sponda destra e nella darsena ex EniChem, che sembrano comportarsi come aree di accumulo.

Tuttavia, le concentrazioni di Mercurio più elevate sono state riscontrate al di sotto dei primi 50 cm di sedimento indagato ed interessano la darsena ex EniChem ed il tratto più meridionale del sito, lungo il corso del Mincio, dove arrivano a superare il valore di soglia presente nella colonna B Tab. 1 del D.Lgs. 152/06, pari a 5 mg/kg s.s., nei livelli elaborati da 75 cm a 2 m (da Figura 33 a Figura 37). La presenza di elevate concentrazioni di Mercurio negli strati più profondi, fino a 3 metri nell'area del basso Mincio, è spiegabile con la vicinanza della foce del canale Sisma, dove confluiva lo scarico dell'impianto cloro – soda dello stabilimento Montedipe/Montedison, ora Polimeri Europa, attivo sino al 1991, e con l'elevata velocità di sedimentazione riscontrata in quest'area (rif. doc. ISPRA # CII-LO-Laghi di Mantova e Polo Chimico-Relazione-01.07_Integrazione, Luglio 2010, Allegato 1). Inoltre, come riportato nel paragrafo 5.2.1 della Relazione Preliminare relativa i risultati delle attività di caratterizzazione (rif. doc. ISPRA CII-LO-Laghi di Mantova e Polo Chimico-Relazione-01.07) nell'area a valle del polo chimico è stata determinata un'elevata frequenza di granuli di sicura origine antropica fino alla profondità di 3 m, collegati presumibilmente alla produzione del PVC.

La contaminazione da Mercurio presente nella Vallazza è stata riscontrata anche nell'area in prossimità dello sbocco del canale Paiolo, limitatamente ai primi 50 cm, con concentrazioni elaborate che si attestano nell'intorno del valore di intervento.

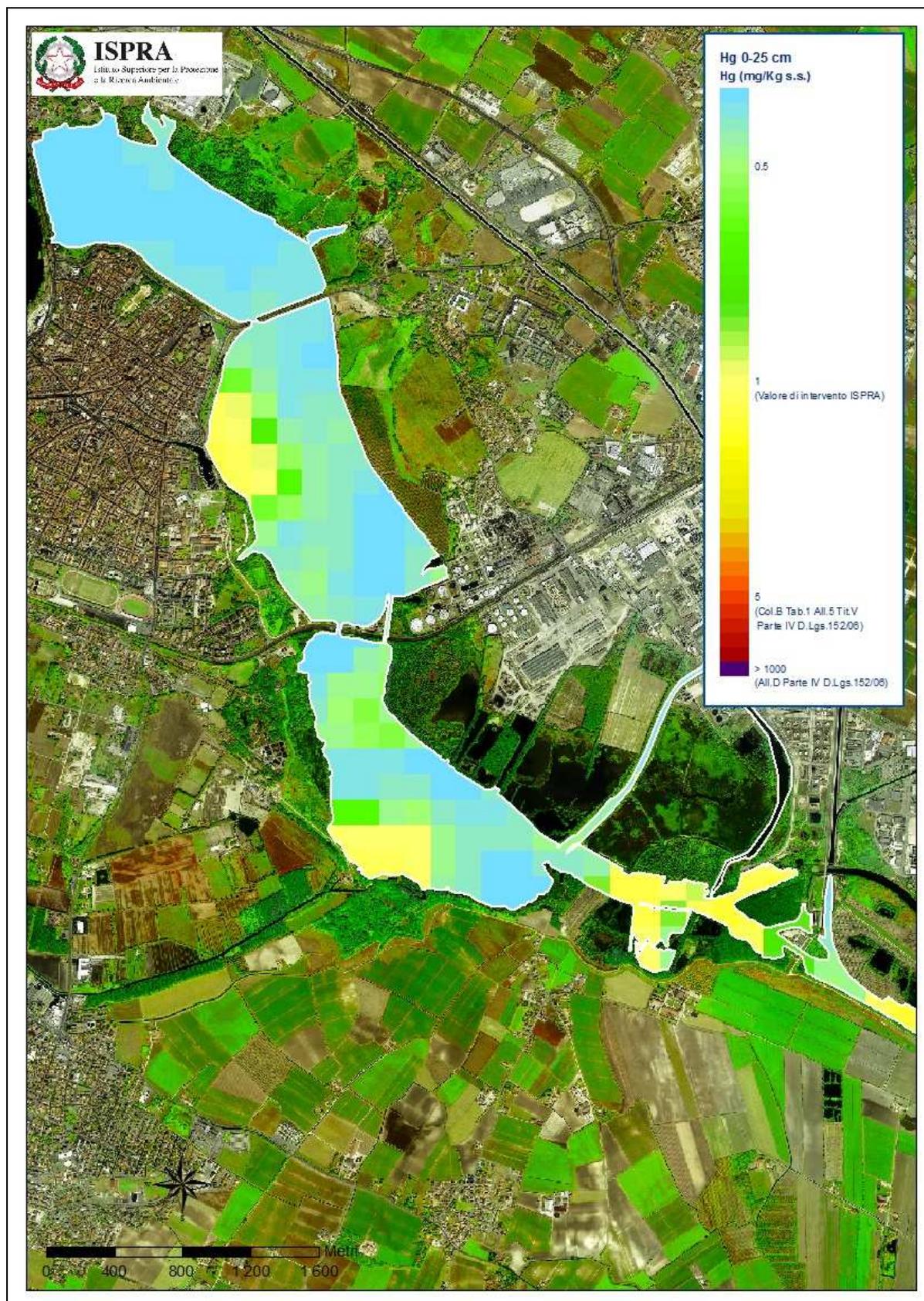


Figura 30. Elaborazioni relative al Mercurio per lo strato 0 – 25 cm

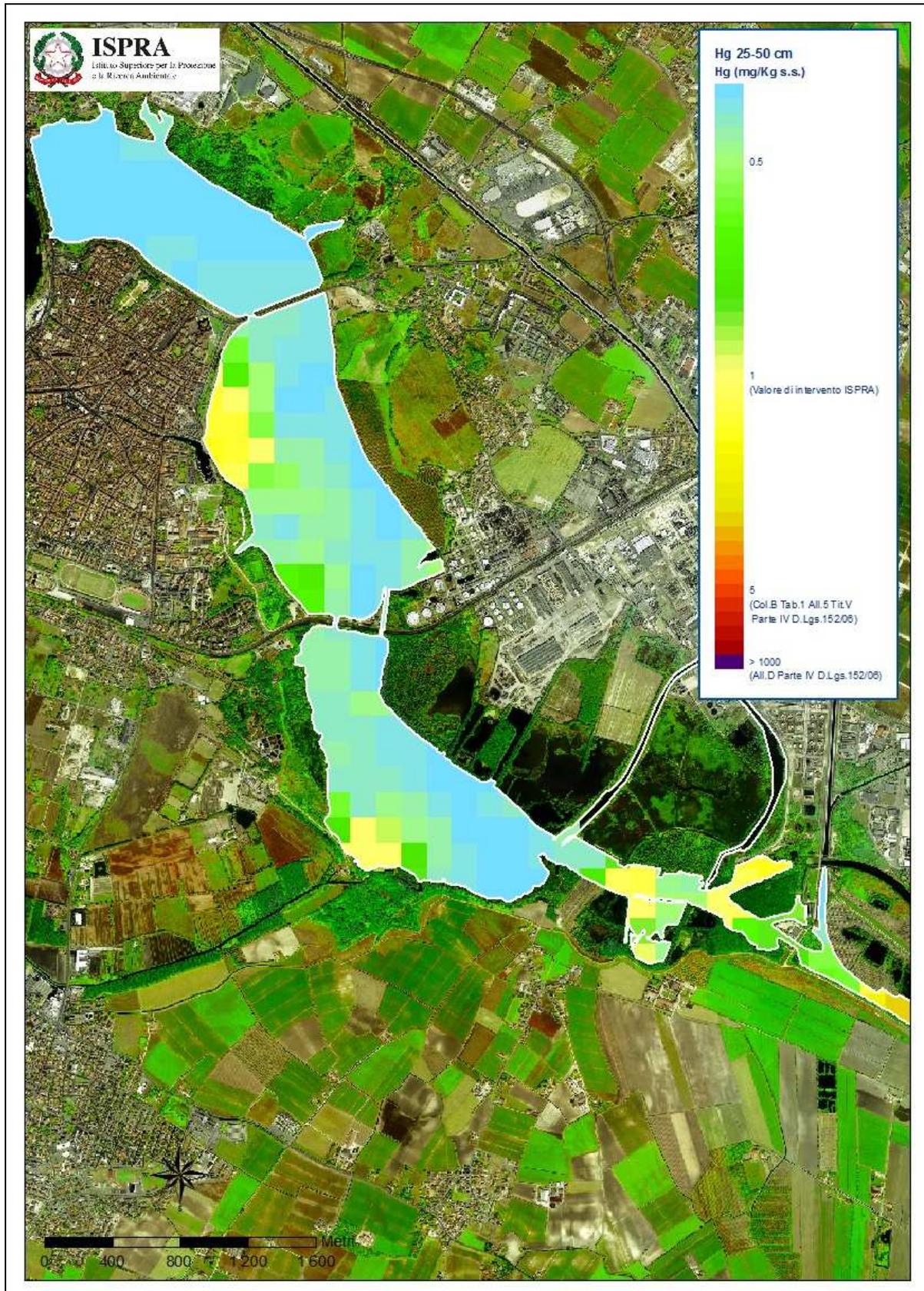


Figura 31. Elaborazioni relative al Mercurio per lo strato 25 – 50 cm

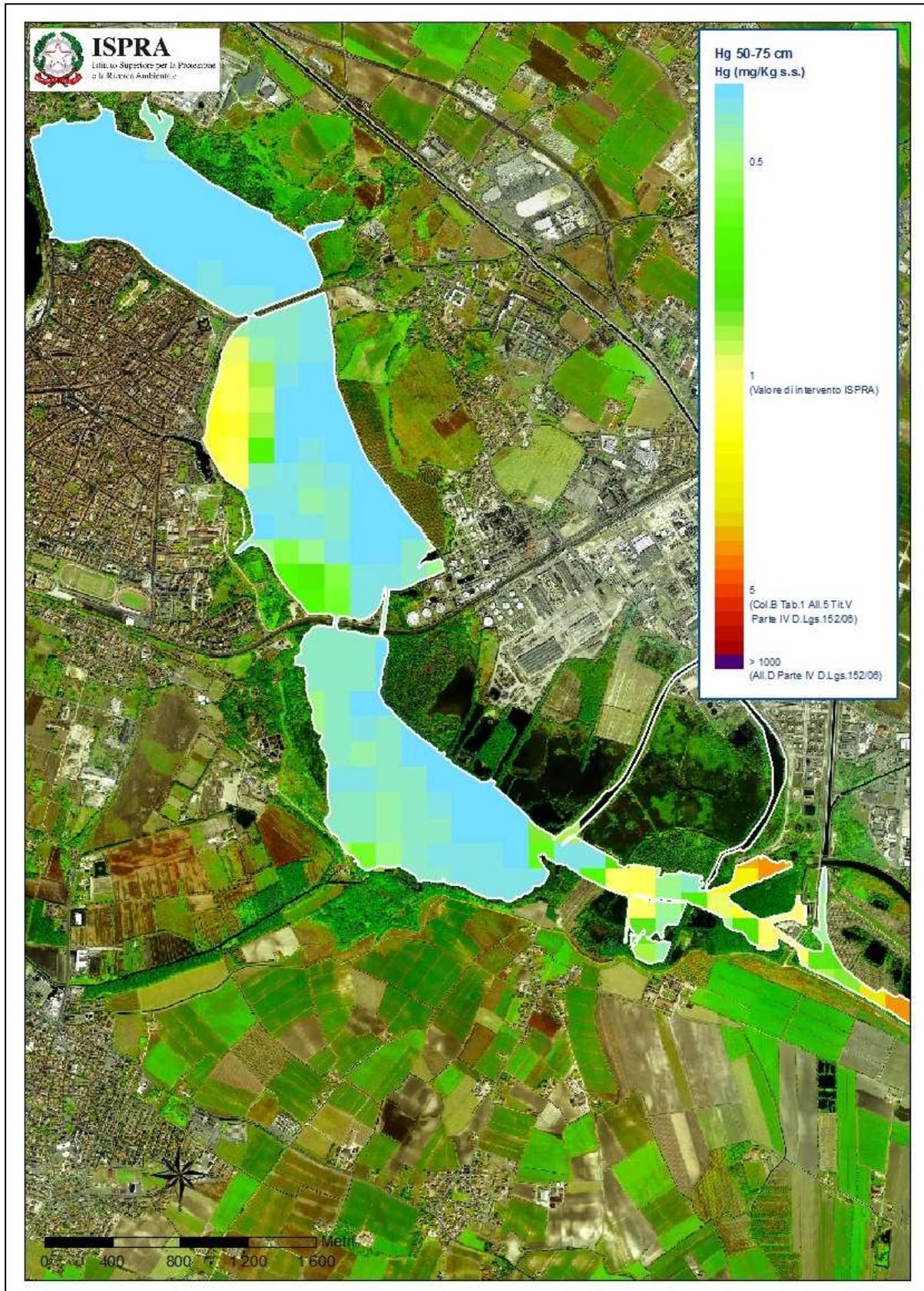


Figura 32. Elaborazioni relative al Mercurio per lo strato 50 – 75 cm

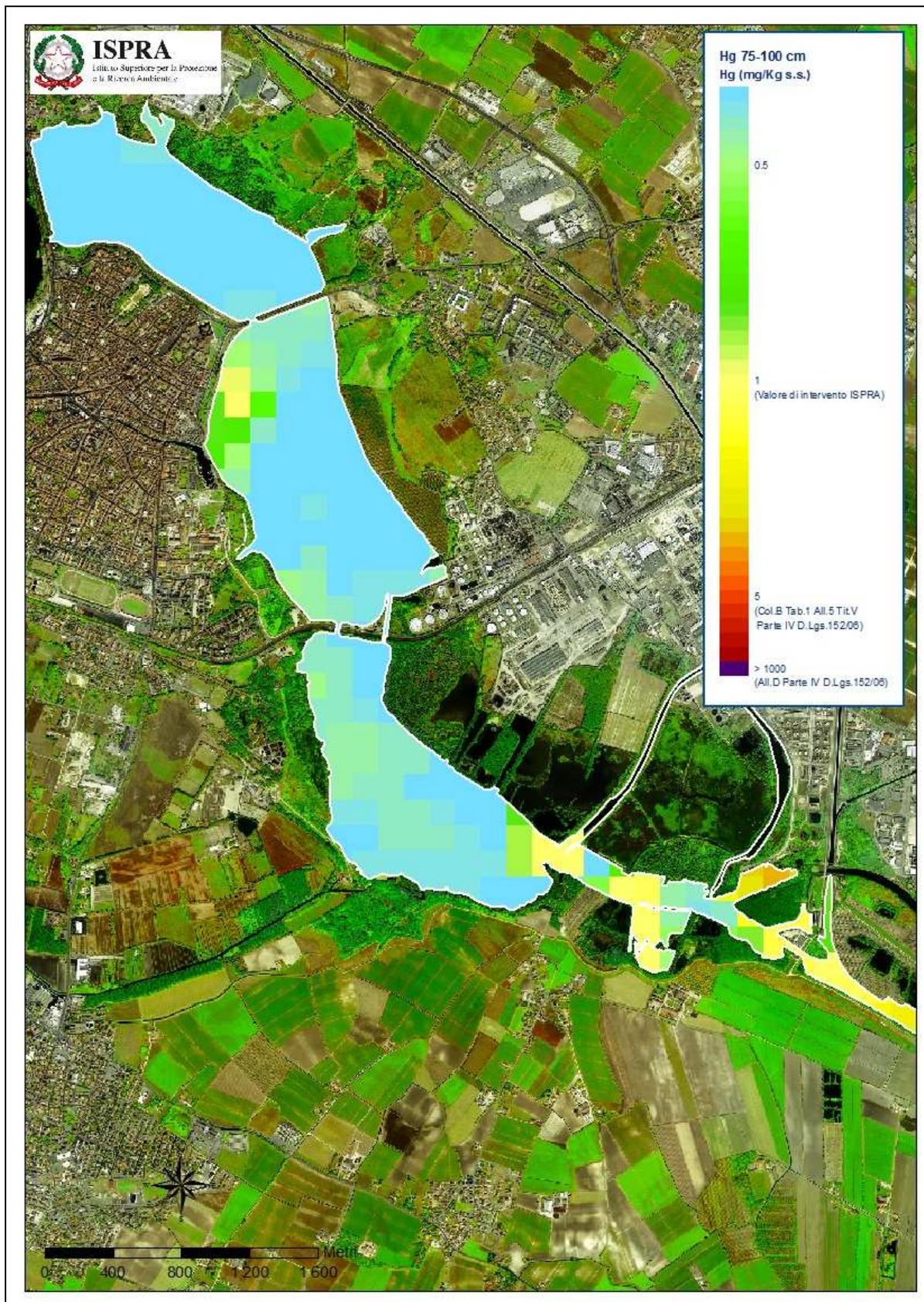


Figura 33. Elaborazioni relative al Mercurio per lo strato 75 – 100 cm

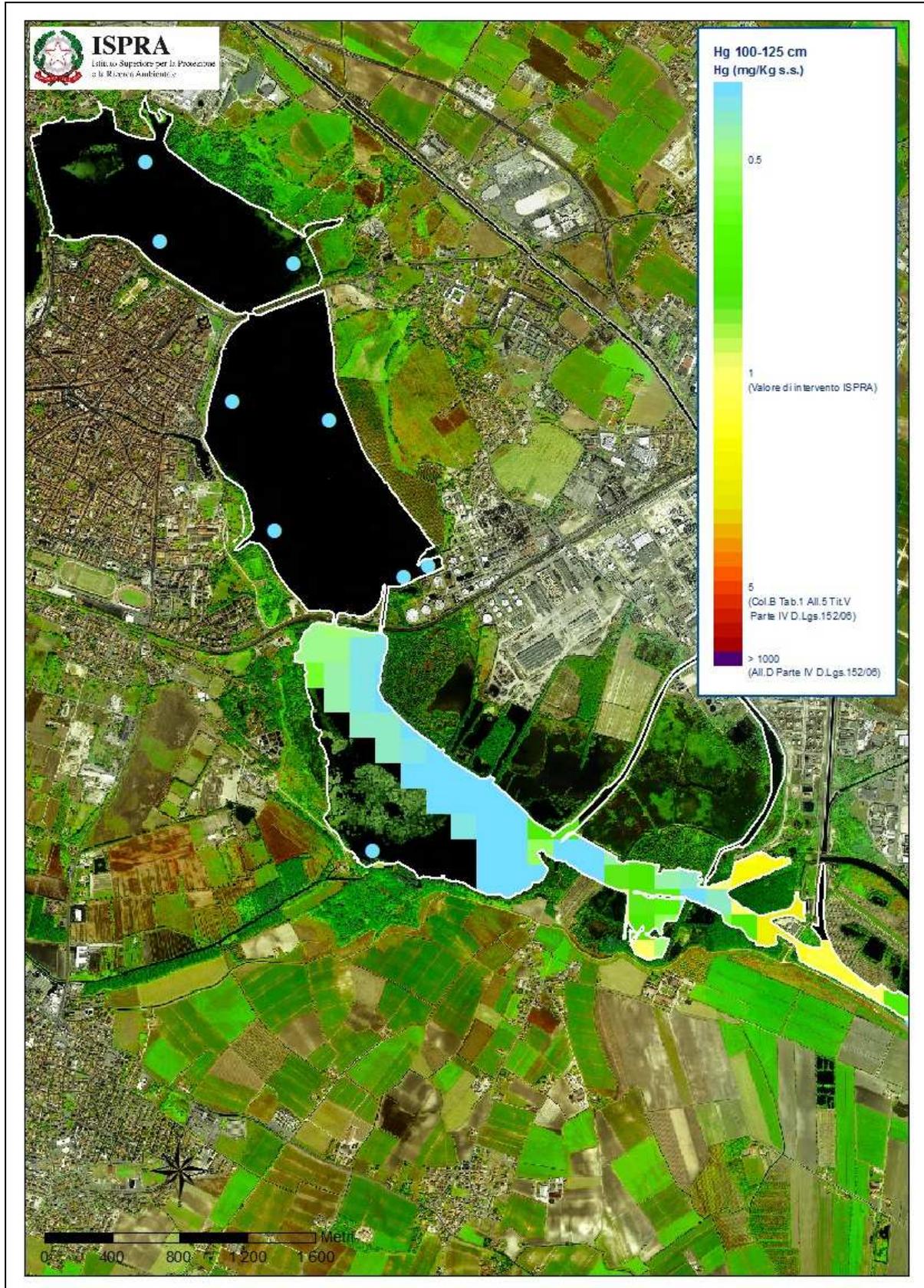


Figura 34. Elaborazioni relative al Mercurio per lo strato 100 – 125 cm

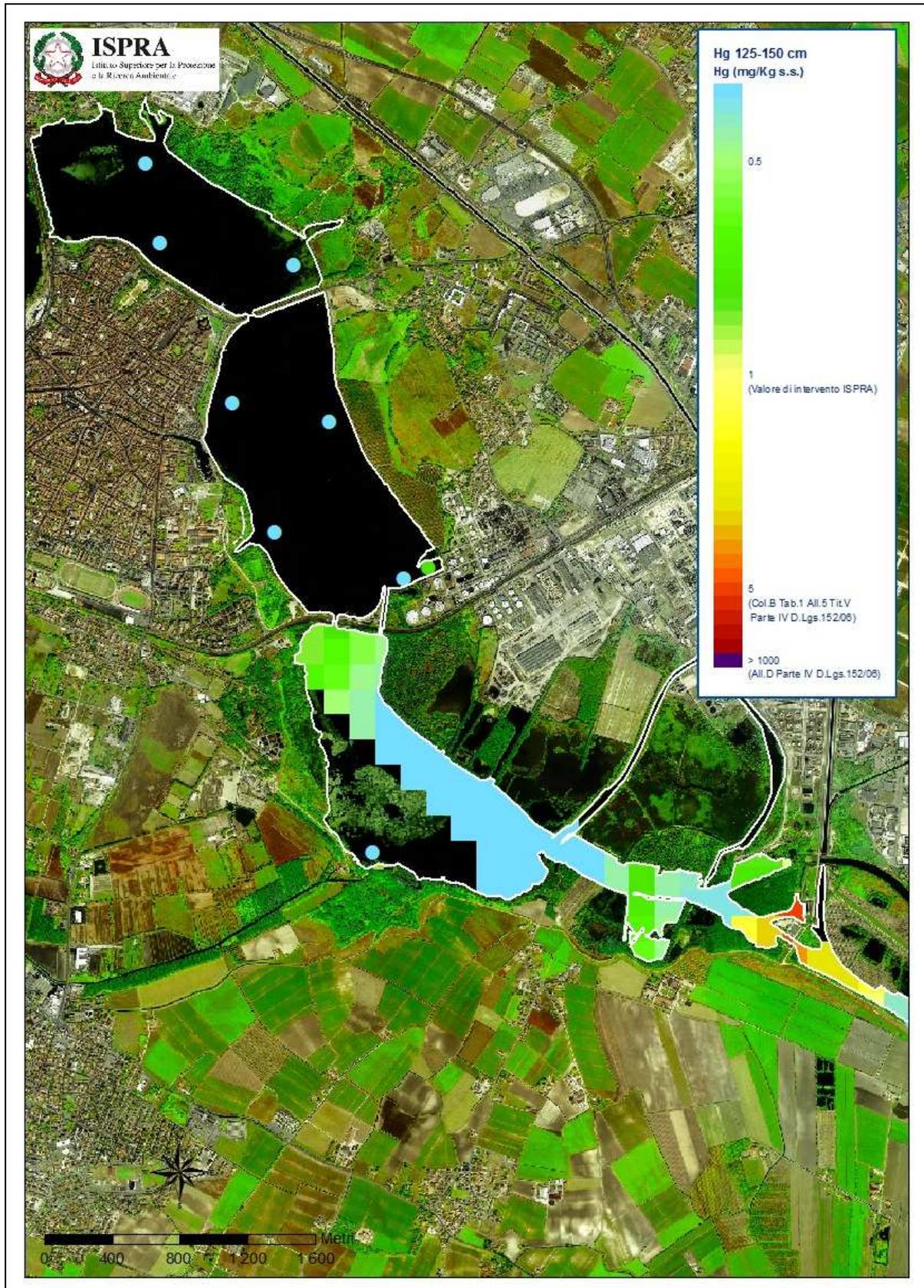


Figura 35.Elaborazioni relative al Mercurio per lo strato 125 – 150 cm

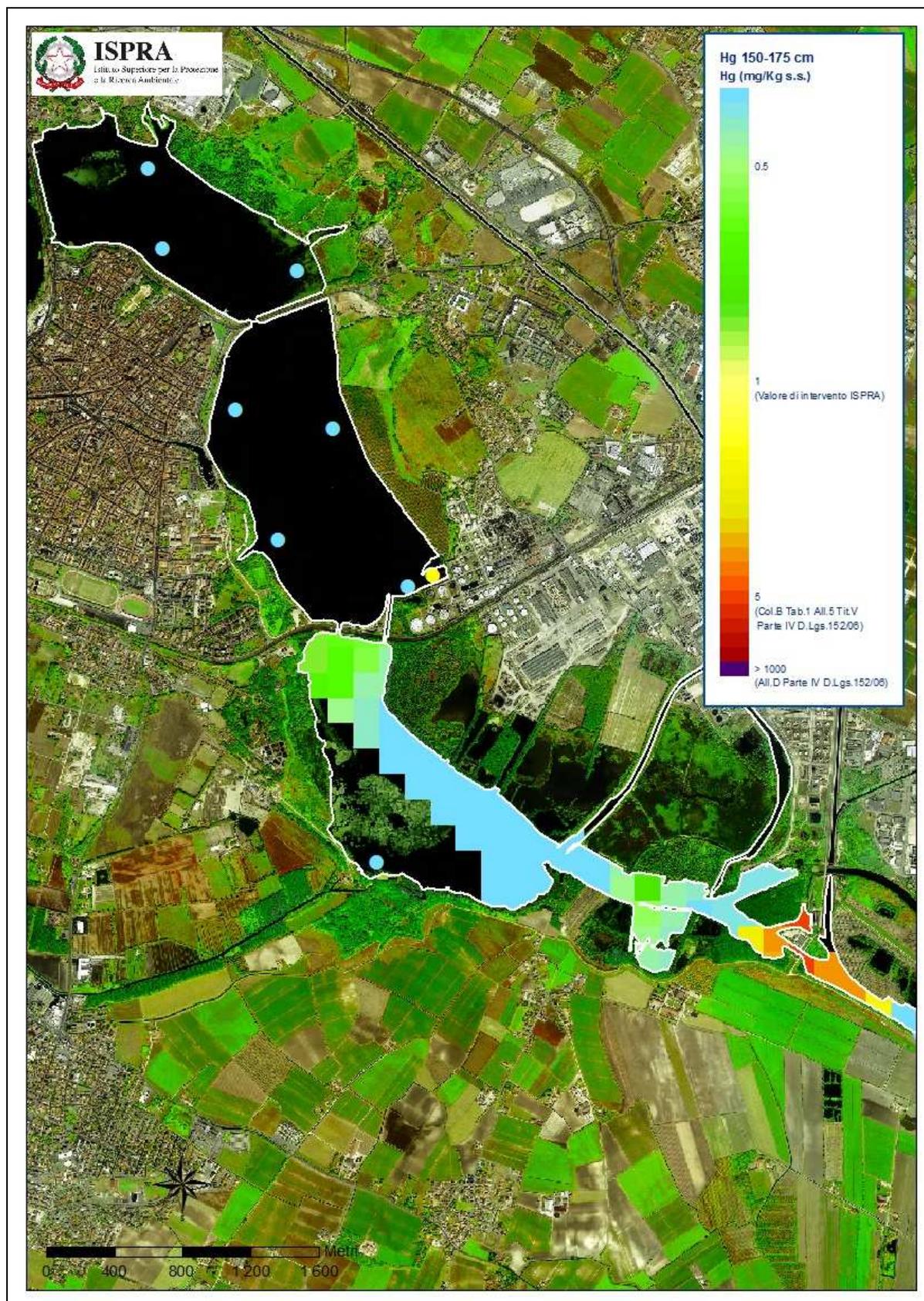


Figura 36. Elaborazioni relative al Mercurio per lo strato 150 – 175 cm

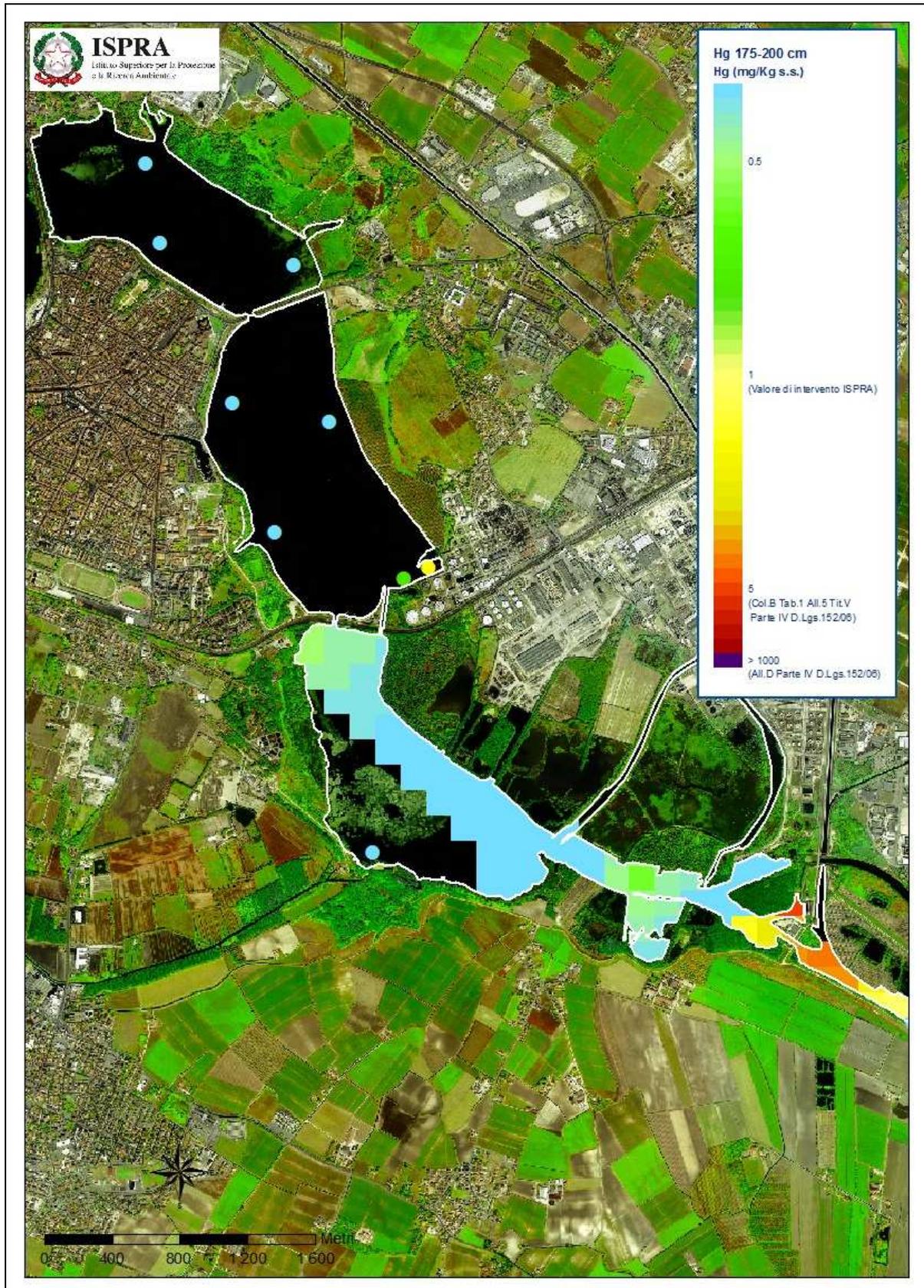


Figura 37. Elaborazioni relative al Mercurio per lo strato 175 – 200 cm

Gli **Idrocarburi pesanti (C>12)** contribuiscono in modo significativo alla contaminazione del sito. Non essendo possibile definire il TEL o il PEL, il valore di riferimento, a soli fini gestionali, è la colonna B della Tabella 1 del D. Lgs. 152/06, come per altro già utilizzato per la rappresentazione grafica dei risultati delle attività di caratterizzazione (Rif. Doc.#CII-LO-Laghi di Mantova e Polo Chimico-Relazione-01.07, Agosto 2009). Di seguito, dalla Figura 38 alla Figura 45, si riportano le rispettive elaborazioni.

Lago di Mezzo

Le concentrazioni degli Idrocarburi C>12 tendono a mantenersi superiori al valore soglia previsto dalla colonna B della Tab. 1 del D. Lgs. 152/06 solo all'interno della darsena delle cartiere Burgo, per tutto lo spessore di sedimento elaborato (primo metro). Per il resto il lago di Mezzo presenta concentrazioni elaborate sempre inferiori al suddetto valore, sebbene sia evidente la loro presenza in maniera diffusa in prossimità della città e del canale di comunicazione con il lago Inferiore, principalmente entro i primi 50 cm di sedimento elaborati.

Lago Inferiore

Entro il primo metro di sedimento indagato, la presenza di Idrocarburi è localizzata in modo significativo in corrispondenza della darsena IES, con concentrazioni che superano il valore soglia previsto dalla colonna B della Tab. 1 del D. Lgs. 152/06, e presentano un andamento crescente all'aumentare della profondità.

Si osserva la presenza di Idrocarburi anche in prossimità dell'area di Porto Catena e comunque degli scarichi della città, sebbene le concentrazioni non siano mai molto elevate e si rileva, con l'aumentare della profondità, una tendenza alla diminuzione dei livelli determinati e dell'estensione delle aree interessate.

Al di sotto del primo metro elaborato, in corrispondenza della darsena IES le concentrazioni si mantengono su valori comunque significativi, facendo ipotizzare una situazione di accumulo e/o un apporto costante da parte della falda.

Vallazza e fiume Mincio

Entro i primi 50 cm di sedimento elaborato si osservano superamenti del valore soglia previsto dalla colonna B della Tab. 1 del D. Lgs. 152/06 nell'area in prossimità dello sbocco del canale Paiolo e nel canale adduttore (relativamente allo spessore 0-25 cm).

Al di sotto del primo metro di sedimento indagato, sono presenti superamenti, del valore soglia sopra riportato, localizzati nel tratto più meridionale del sito, a ridosso del Fornice di Formigosa, sino a 200 cm ed oltre, in coincidenza dei superamenti già evidenziati per il mercurio.

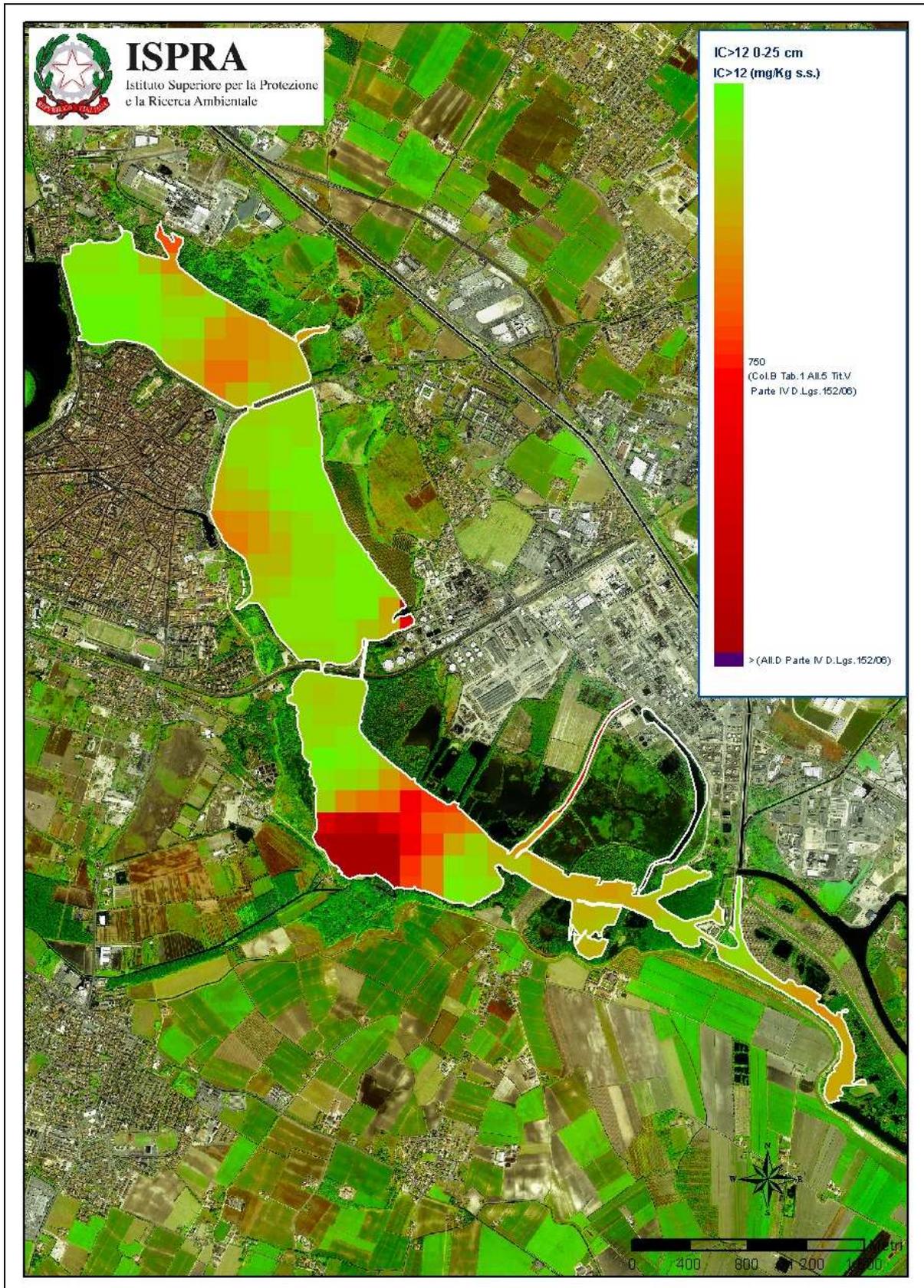


Figura 38. Elaborazioni relative agli Idrocarburi pesanti per lo strato 0 – 25 cm

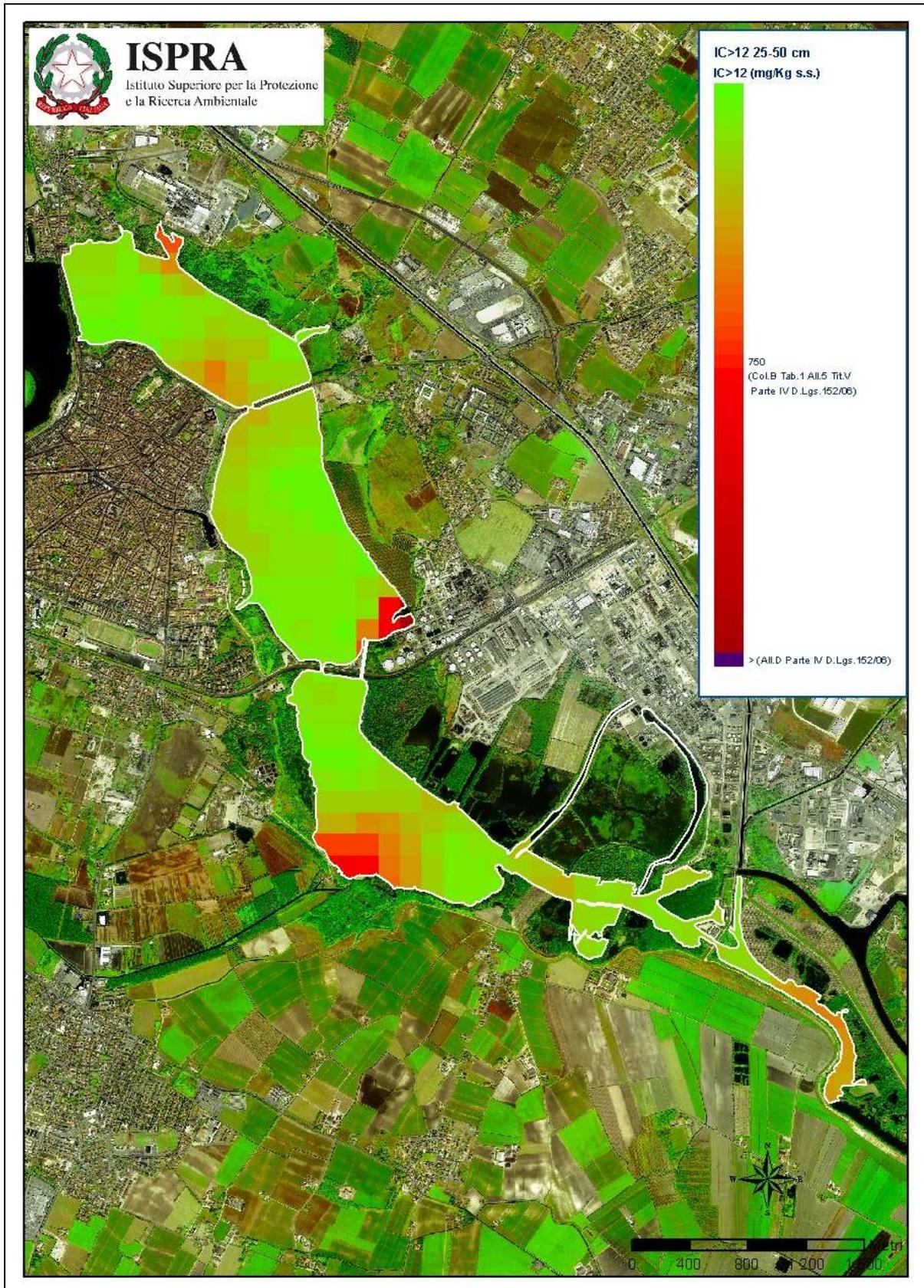


Figura 39. Elaborazioni relative agli Idrocarburi pesanti per lo strato 25 – 50 cm

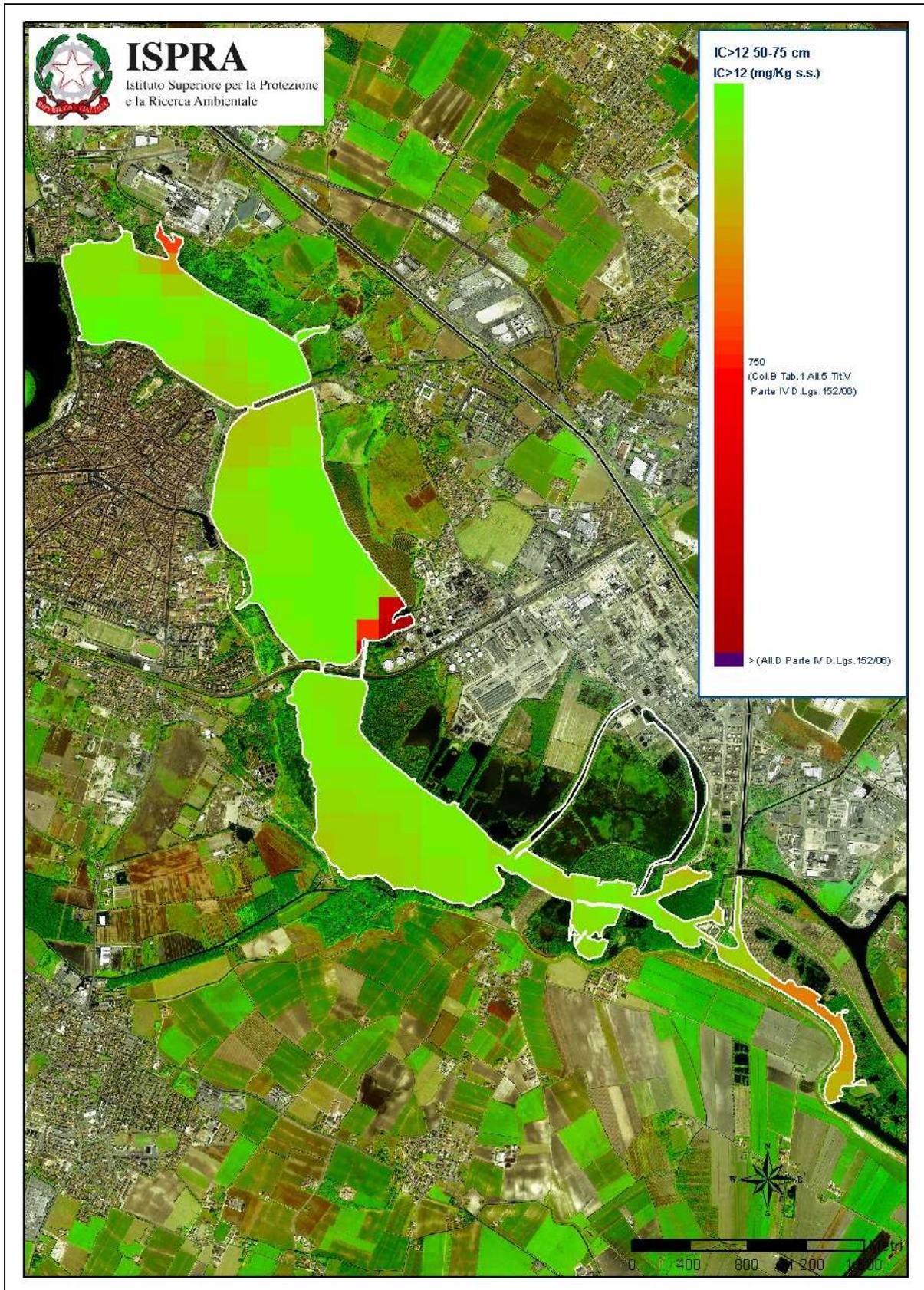


Figura 40. Elaborazioni relative agli Idrocarburi pesanti per lo strato 50 – 75 cm

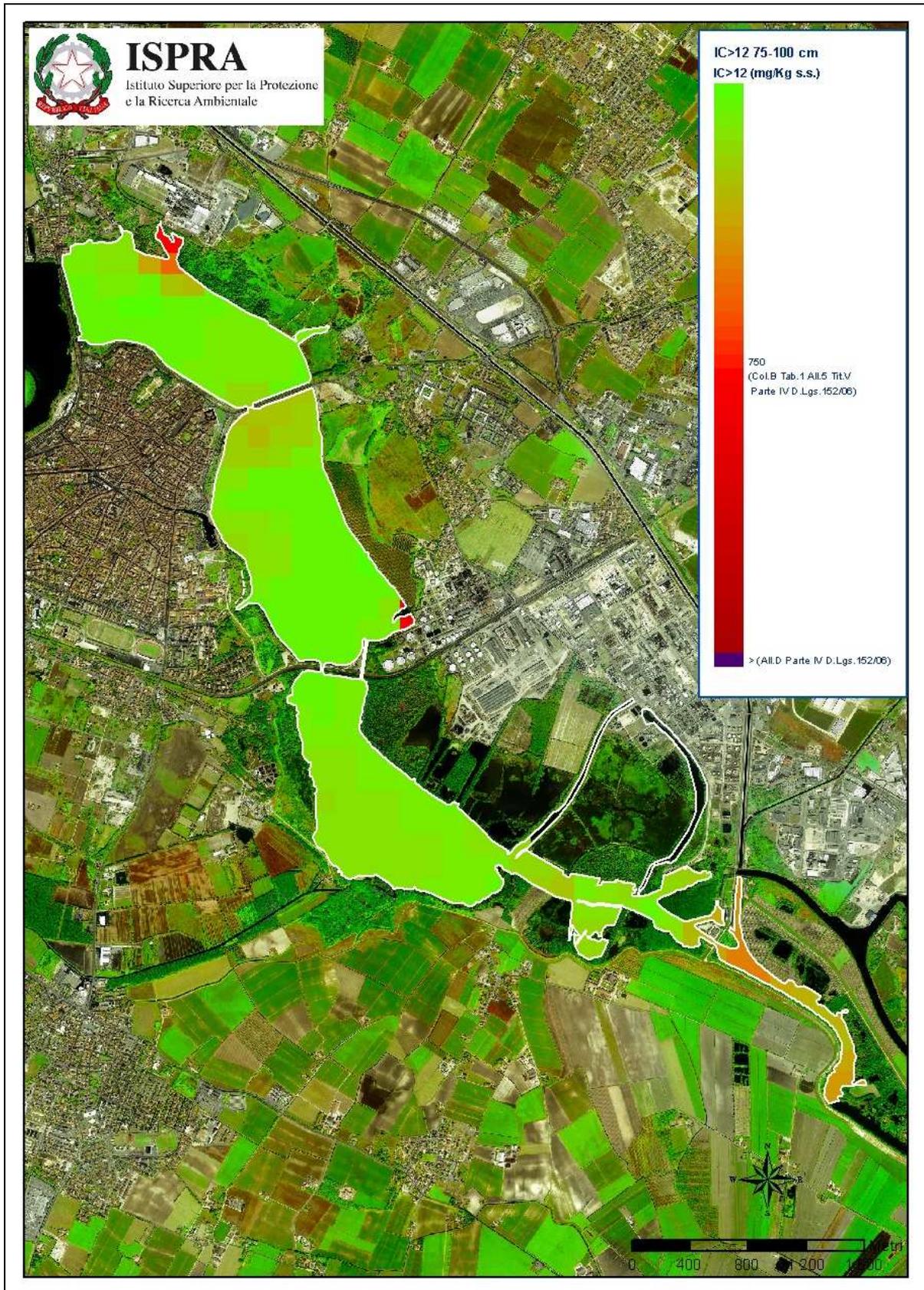


Figura 41. Elaborazioni relative agli Idrocarburi pesanti per lo strato 75 – 100 cm

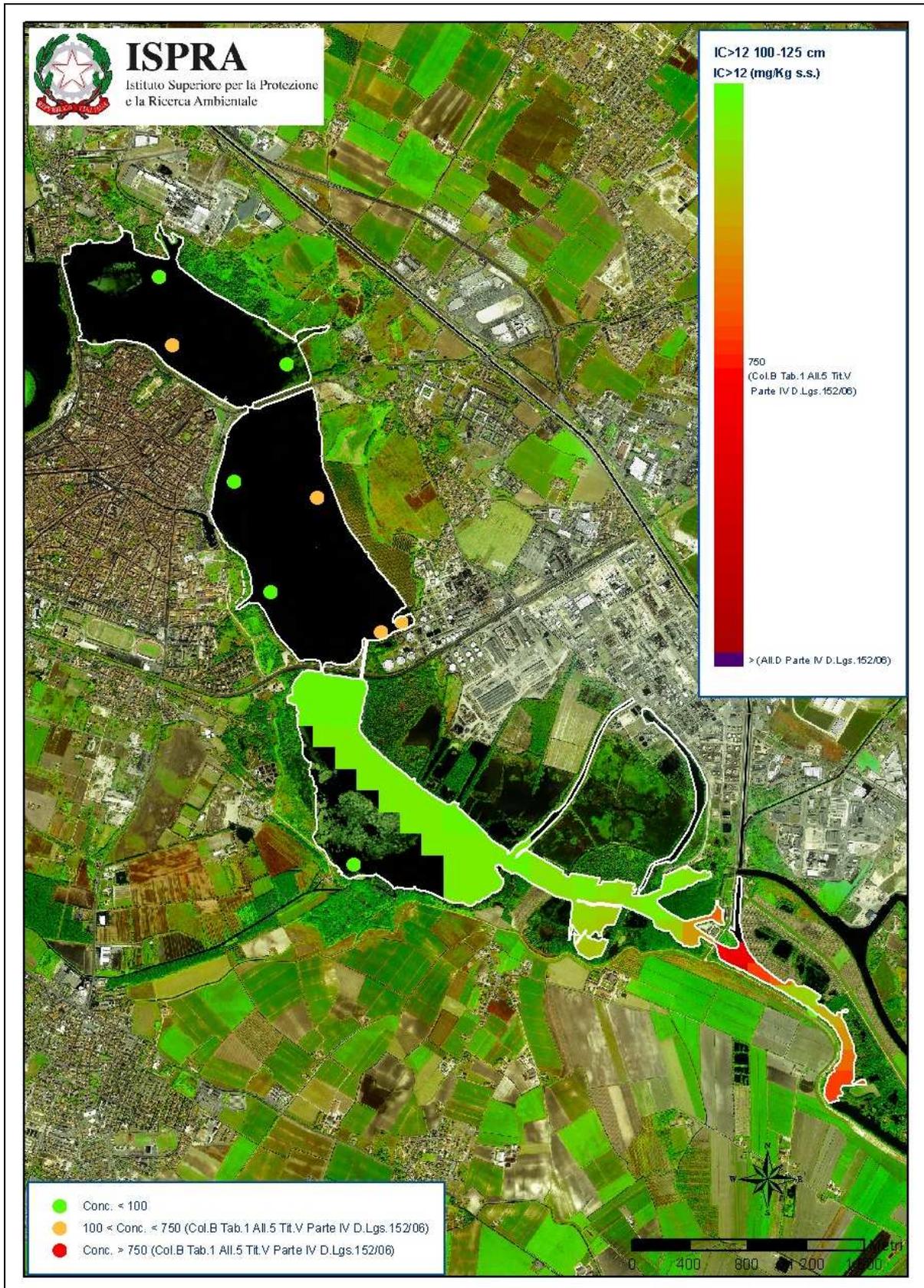


Figura 42. Elaborazioni relative agli Idrocarburi pesanti per lo strato 100 – 125 cm

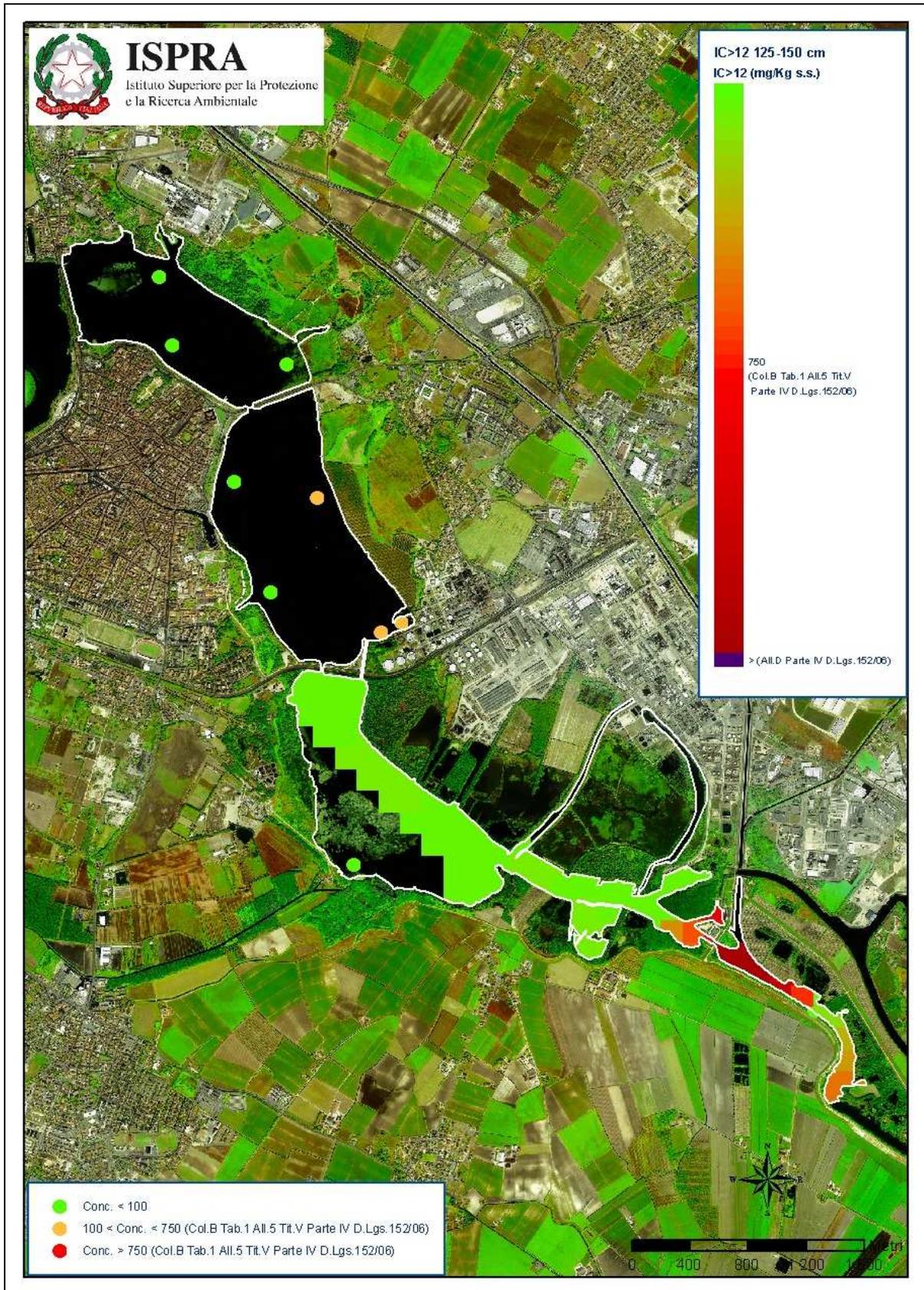


Figura 43. Elaborazioni relative agli Idrocarburi pesanti per lo strato 125 – 150 cm

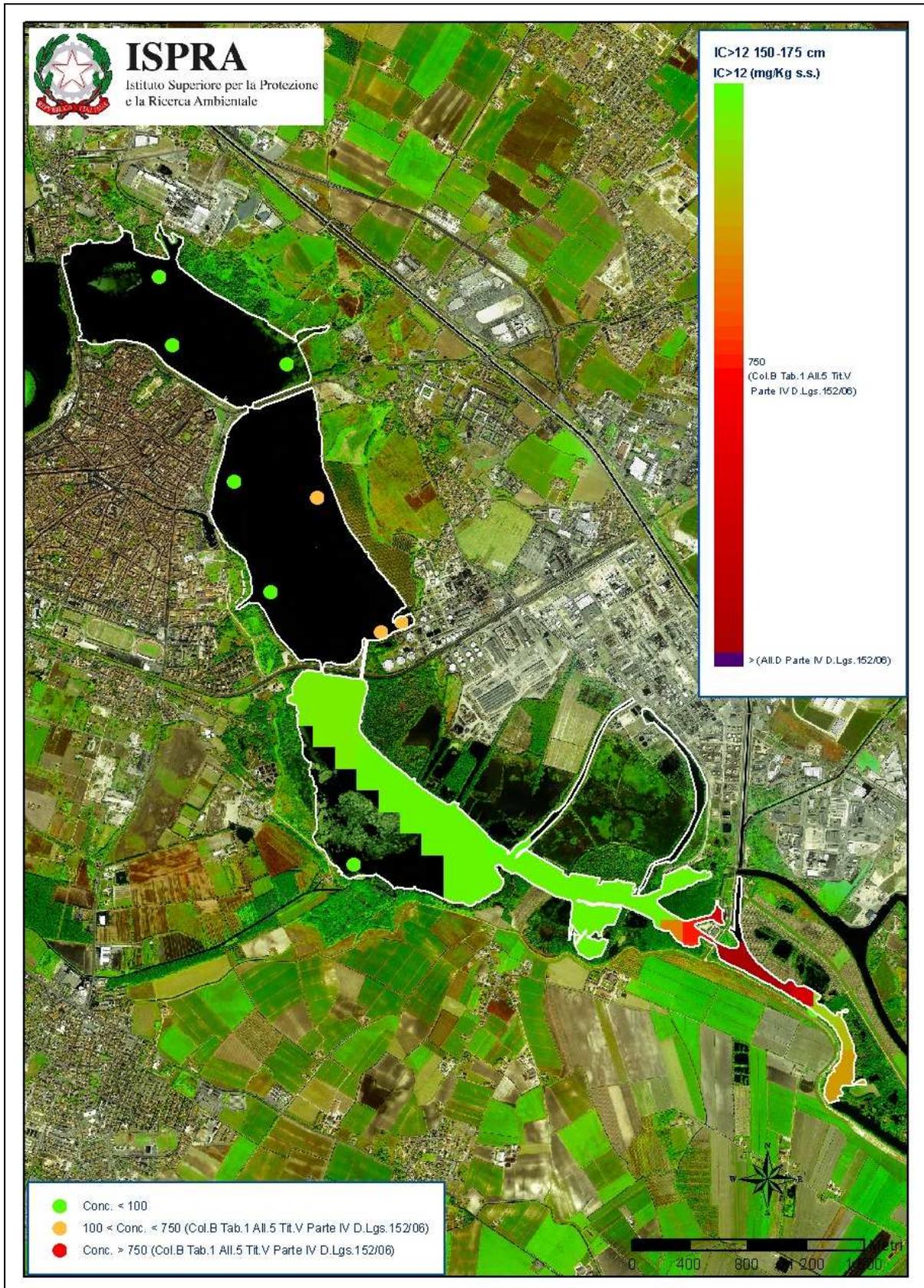


Figura 44. Elaborazioni relative agli Idrocarburi pesanti per lo strato 150 – 175 cm

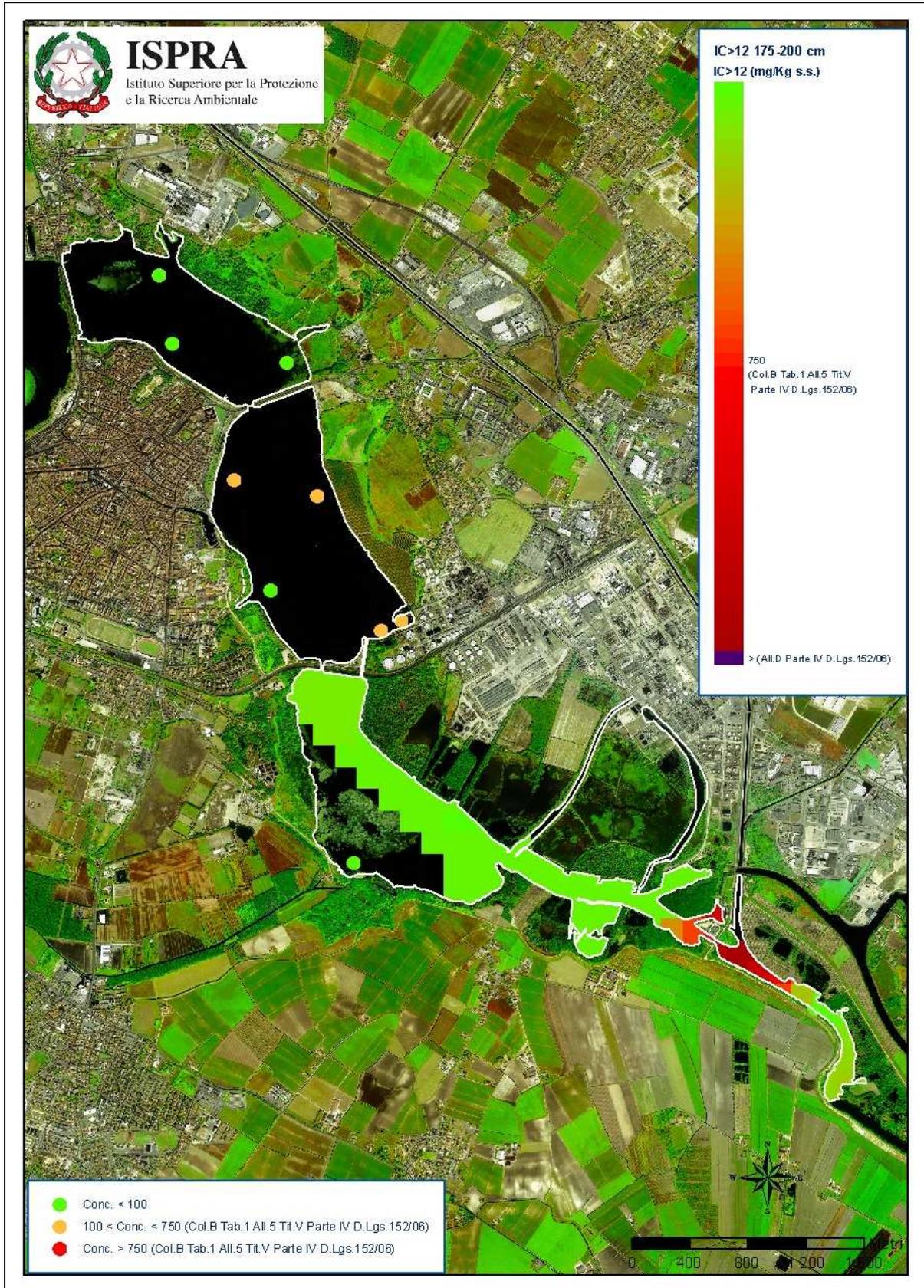


Figura 45. Elaborazioni relative agli Idrocarburi pesanti per lo strato 175 – 200 cm

Anche l'**Arsenico (As)** contribuisce in maniera significativa all'individuazione di sedimenti contaminati, sebbene le concentrazioni più elevate interessino gli strati più profondi.

Come si può osservare dalle elaborazioni riportate (dalla Figura 46 alla Figura 53), i primi 25 cm di tutto il sito presentano concentrazioni di Arsenico al di sotto del valore di intervento. Ad eccezione del lago di Mezzo, quest'andamento si mantiene anche negli strati sottostanti, nel lago Inferiore sino ai 75 cm, mentre nella Vallazza per tutto il primo metro di sedimento elaborato.

Lago di Mezzo

Al di sotto dei primi 25 cm, in corrispondenza della sponda sinistra nella parte più settentrionale del sito si osservano concentrazioni elevate di Arsenico, con valori che, nello strato 25-50 cm si avvicinano al valore soglia previsto dalla colonna B della Tab. 1 del D. Lgs. 152/06 e che superano il valore di intervento negli strati sottostanti entro il primo metro di sedimento elaborato.

Al di sotto del primo metro, negli strati più profondi sino a 2,5 m, sono state determinate concentrazioni che superano il suddetto valore soglia in prossimità della sponda destra, in corrispondenza della città.

Lago Inferiore

Nei primi 75 cm di sedimento indagato le concentrazioni sono molto vicine, se non addirittura inferiori, al valore di fondo; con l'aumentare della profondità, a partire dal livello 75 – 100 cm, nell'area settentrionale, a ridosso del Ponte San Giorgio, si evidenziano concentrazioni superiori al valore di intervento, mentre al di sotto del primo metro, nell'area interna alla darsena IES e nell'area antistante il Lungolago dei Gonzaga, le concentrazioni determinate superano il valore soglia previsto dalla colonna B Tab. 1 del D.Lgs. 152/06.

In tali aree in passato sono stati depositati materiali provenienti da attività di dragaggio, ma dalle informazioni raccolte non si hanno, tuttavia, indicazioni in termini quantitativi né qualitativi.

Vallazza e fiume Mincio

Le concentrazioni elaborate si mantengono prossime al valore di fondo in tutta l'area sino alla profondità di 1 m.

In corrispondenza del primo metro di sedimento indagato, nell'area a ridosso del Fornice di Formigosa, si osservano concentrazioni elaborate prossime al valore soglia previsto in colonna B Tab. 1 del D.Lgs. 152/06.

Negli strati più profondi, sino ai 2 m, in prossimità della diga Masetti, compaiono concentrazioni prossime al valore di intervento, seguendo un andamento molto simile a quello già discusso per il mercurio e gli idrocarburi pesanti (C>12).

Altri elementi contribuiscono alla determinazione della qualità ambientale dei sedimenti caratterizzati, tra i metalli il Cadmio, ed in misura minore Zinco, Rame, Cromo totale, Nichel, Piombo e Vanadio, mentre tra i composti organici, alcuni Idrocarburi Policiclici Aromatici (IPA), ossia Acenaftene, Benzo(a)antracene ed in misura minore Benzo(a)pirene.

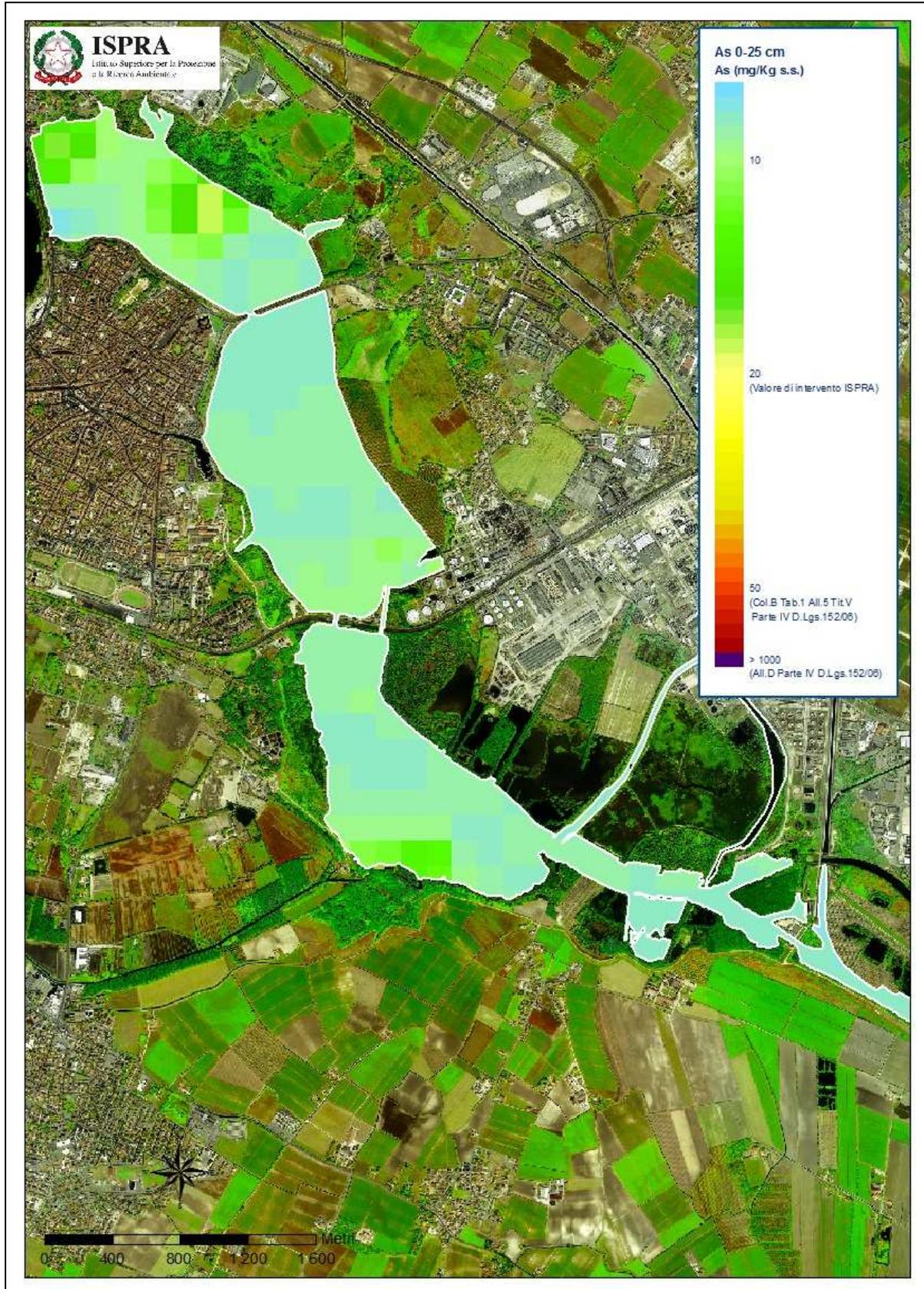


Figura 46. Elaborazioni relative all'Arsenico per lo strato 0 – 25 cm

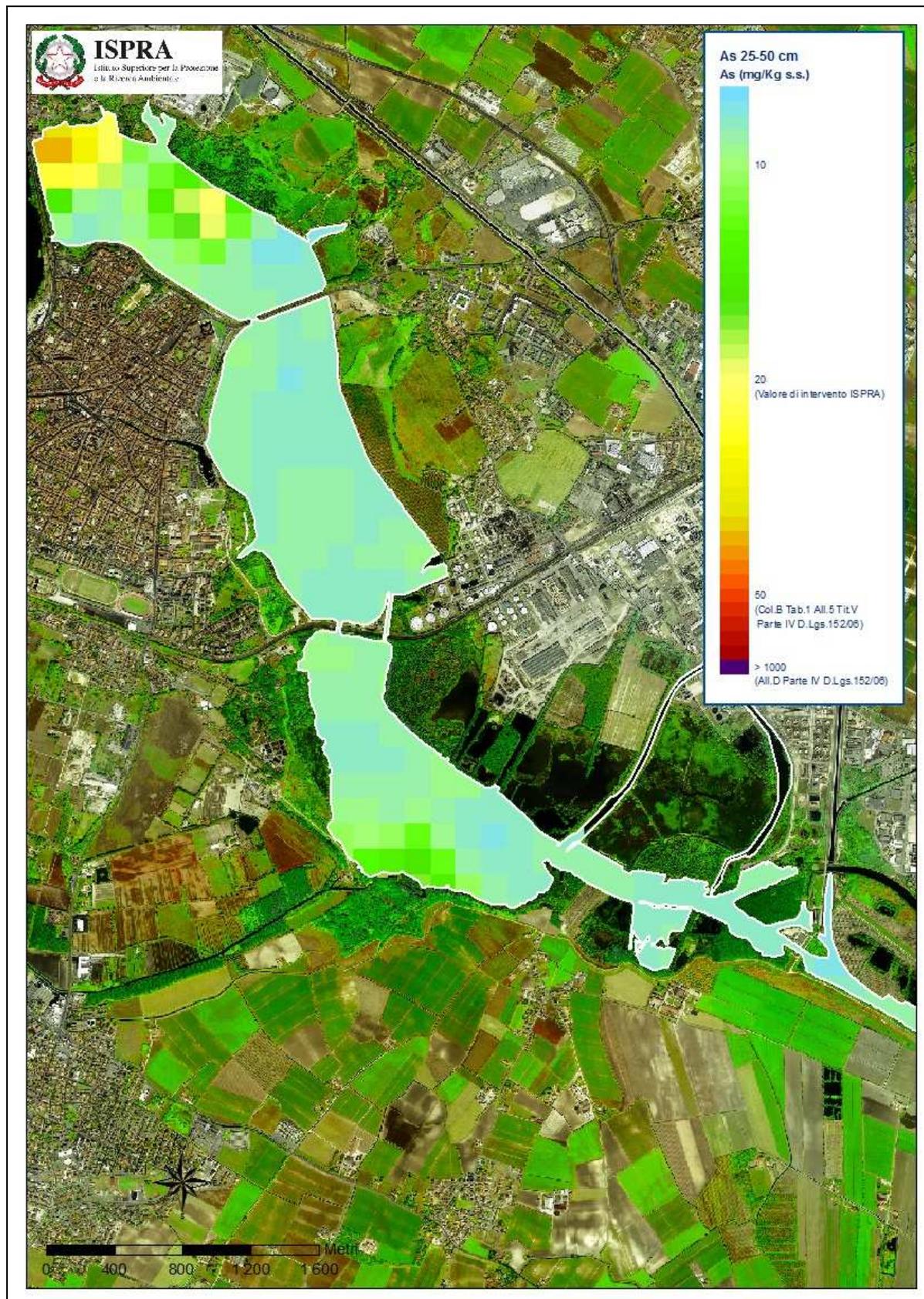


Figura 47. Elaborazioni relative all' Arsenico per lo strato 25 – 50 cm

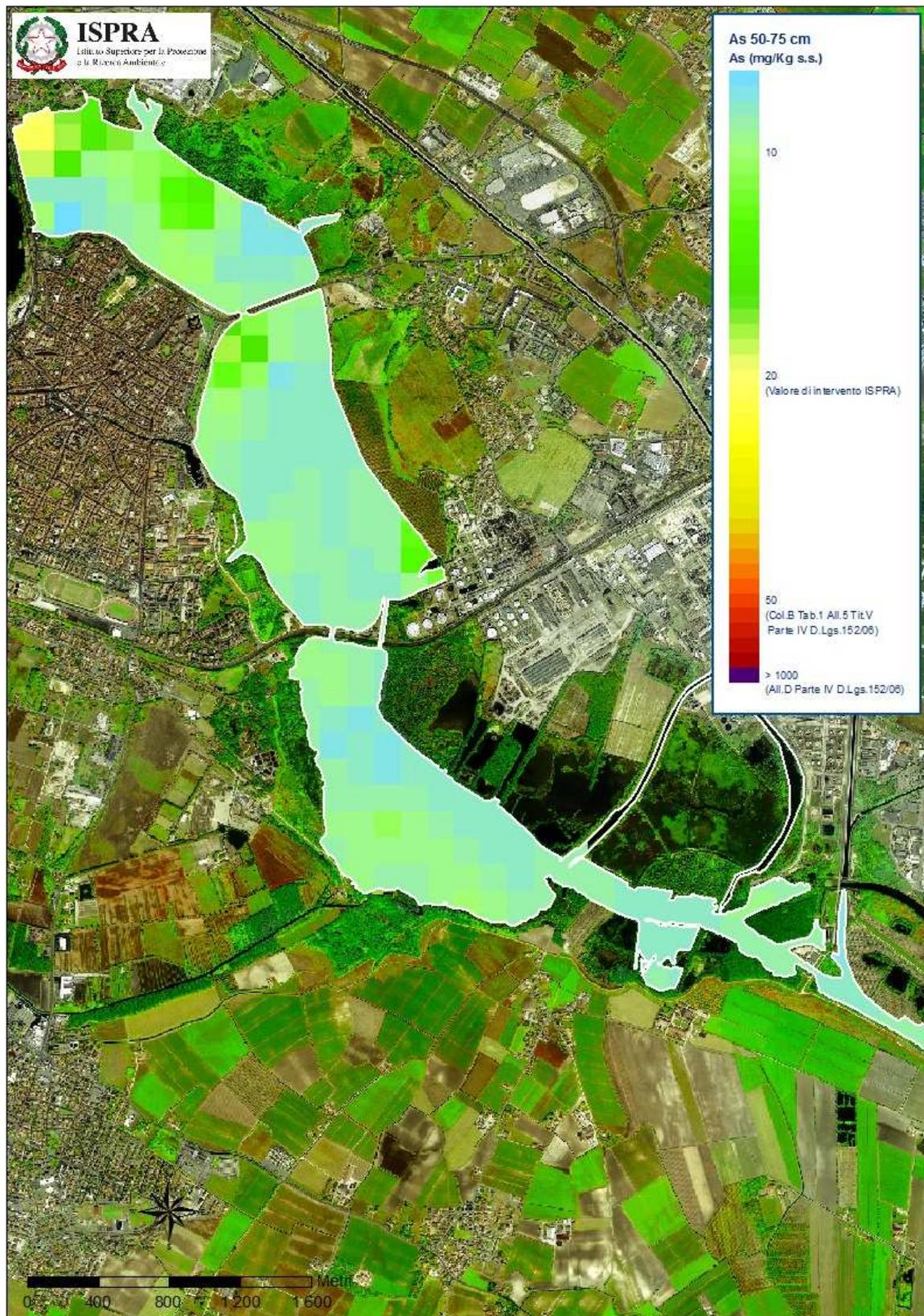


Figura 48. Elaborazioni relative all'Arsenico per lo strato 50 – 75 cm

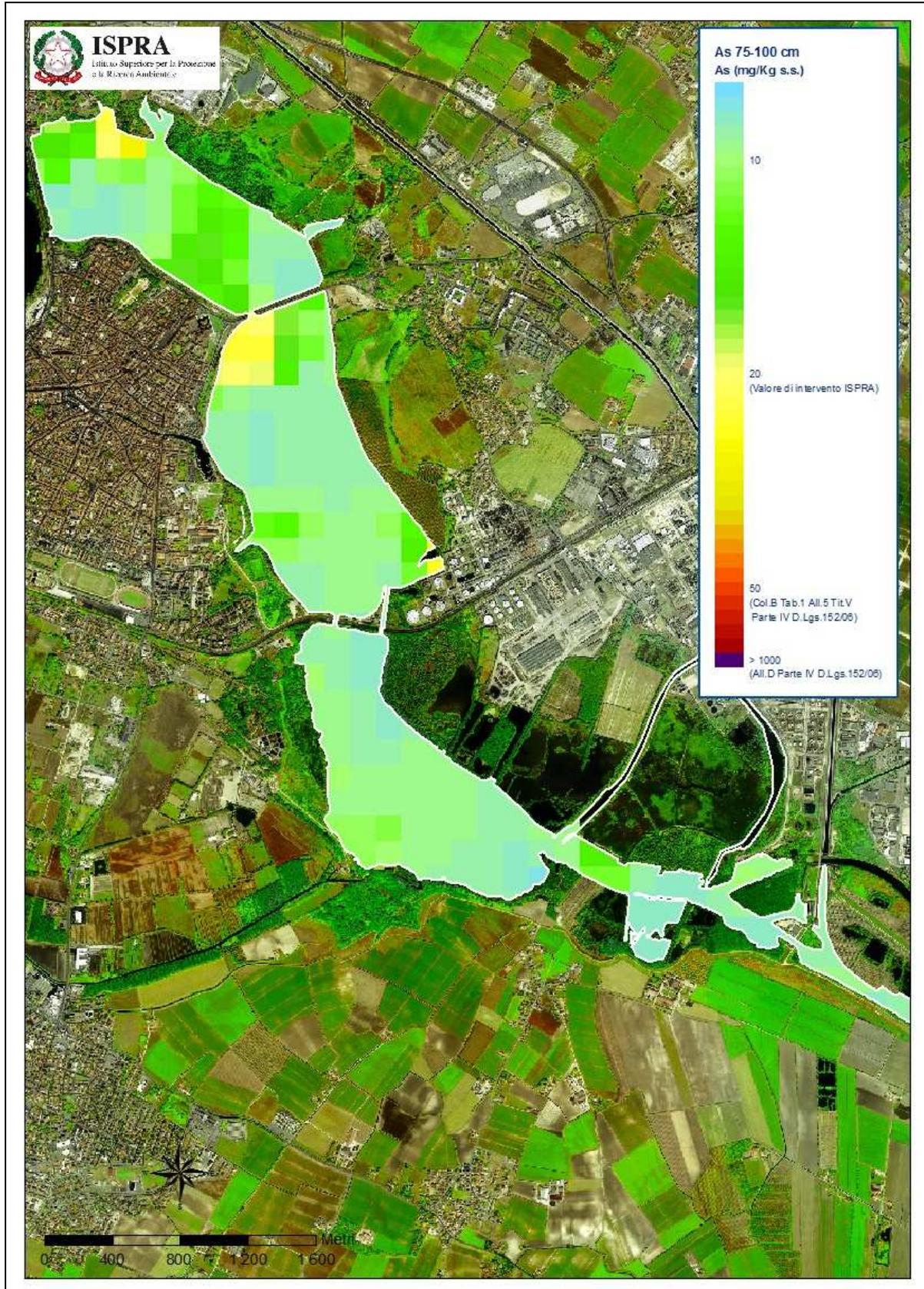


Figura 49. Elaborazioni relative all'Arsenico per lo strato 75 – 100 cm

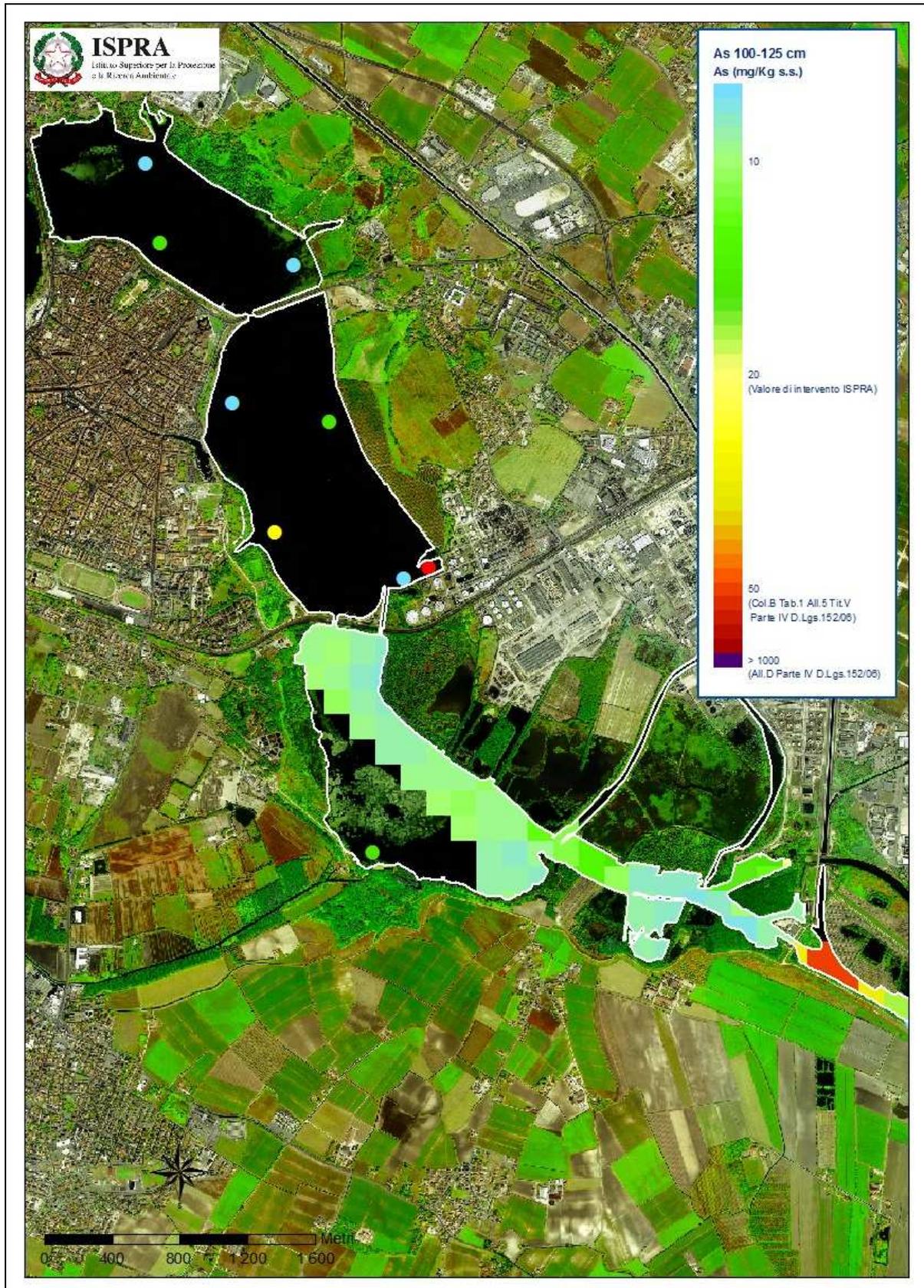


Figura 50. Elaborazioni relative all'Arsenico per lo strato 100 – 125 cm

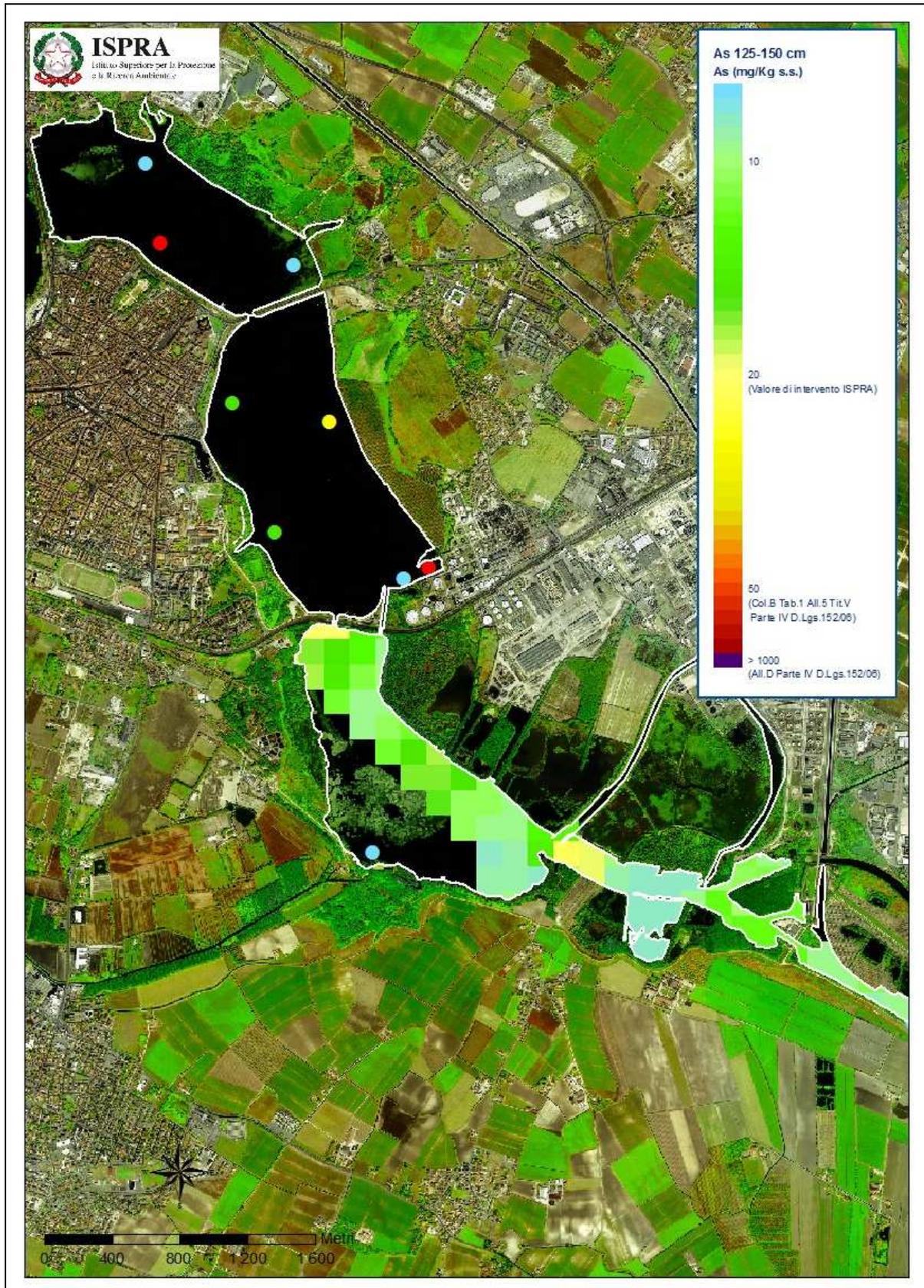


Figura 51. Elaborazioni relative all'Arsenico per lo strato 125 – 150 cm

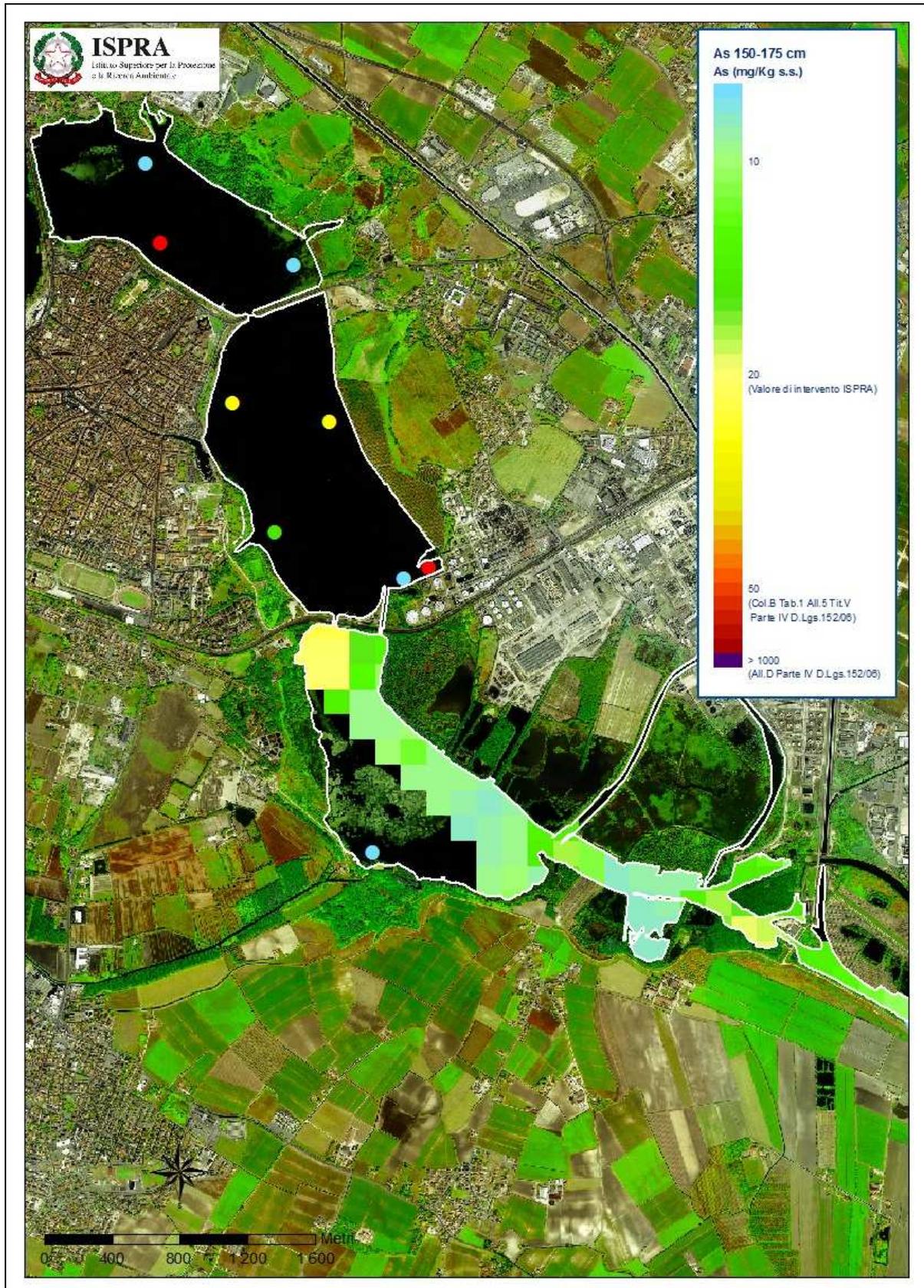


Figura 52. Elaborazioni relative all'Arsenico per lo strato 150 – 175 cm

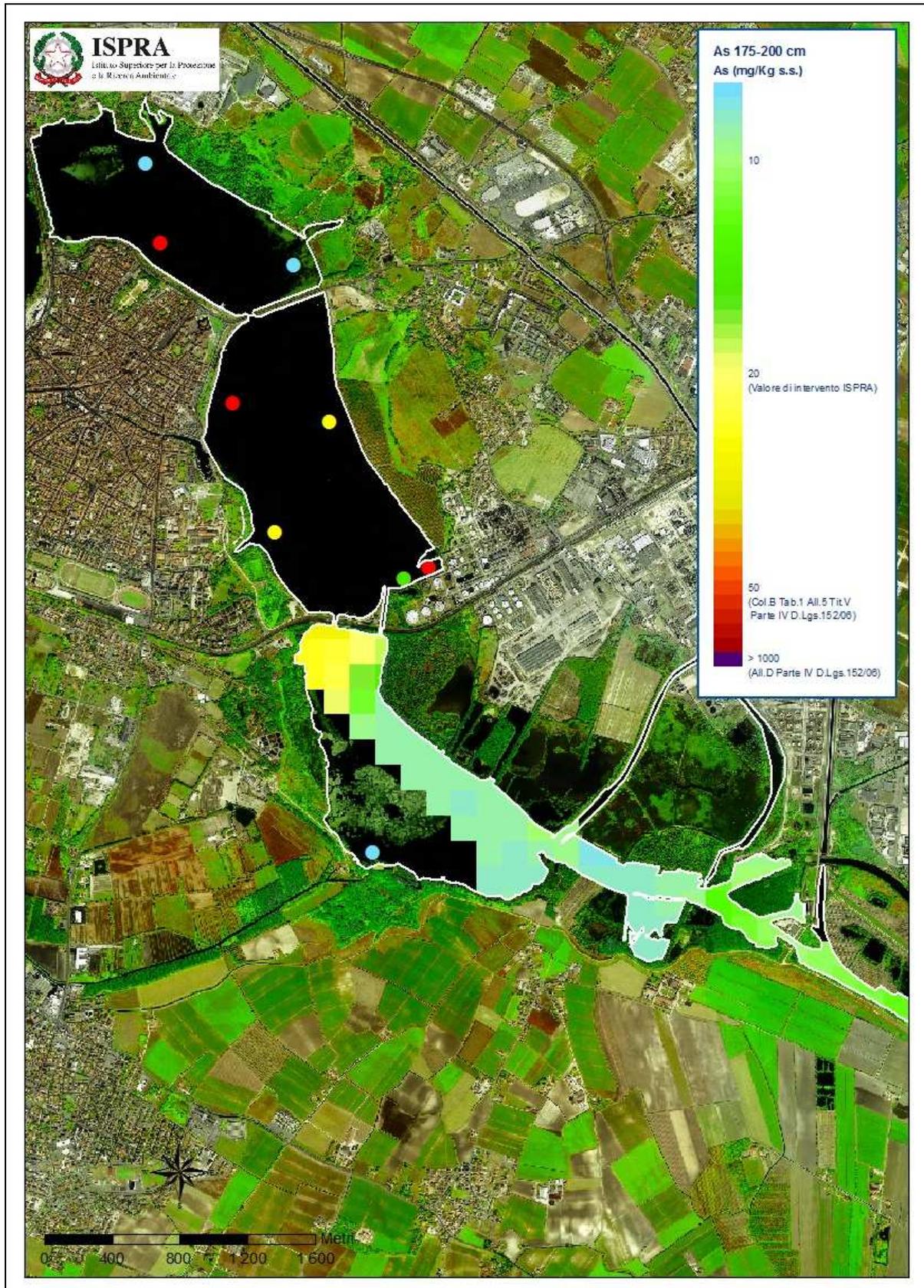


Figura 53. Elaborazioni relative all'Arsenico per lo strato 175 – 200 cm

Per quanto concerne i metalli, il **Cadmio (Cd)**, pur non raggiungendo concentrazioni molto elevate, è presente in maniera diffusa in tutte le aree indagate, e mostra un andamento diverso dagli altri parametri analizzati (dalla Figura 54 alla Figura 61)

Lago di Mezzo

La presenza di Cadmio in concentrazioni superiori al valore di intervento è stata osservata nelle seguenti aree: in corrispondenza della darsena delle cartiere Burgo, in prossimità del Lungolago dei Gonzaga e del ponte San Giorgio, in prossimità del ponte dei Mulini.

Al di sotto del primo metro, le concentrazioni determinate sono pari al valore di fondo, ad eccezione della stazione in prossimità del Lungolago dei Gonzaga dove sono state determinate concentrazioni superiori al valore di intervento anche a 2 m di profondità.

Lago Inferiore

Il Lago Inferiore è l'area meno interessata dalla presenza di Cadmio. Entro i primi 50 cm le concentrazioni elaborate superiori al valore di intervento interessano l'area in prossimità della sponda destra, al di sopra del polo chimico.

Nei livelli più profondi, intorno ai 175 cm sino a 2 m, sono presenti concentrazioni che superano il valore di intervento in prossimità dell'area cittadina e della sponda destra.

Vallazza e fiume Mincio

I superamenti del valore di intervento interessano l'intera area della Vallazza ed il corso meridionale del Mincio.

In profondità, intorno ai 150 cm, si localizzano nella zona in prossimità del Fornice di Formigosa, a valle del quale si osservano superamenti anche ai 3 metri di profondità, in maniera analoga a quanto già osservato per il Mercurio.

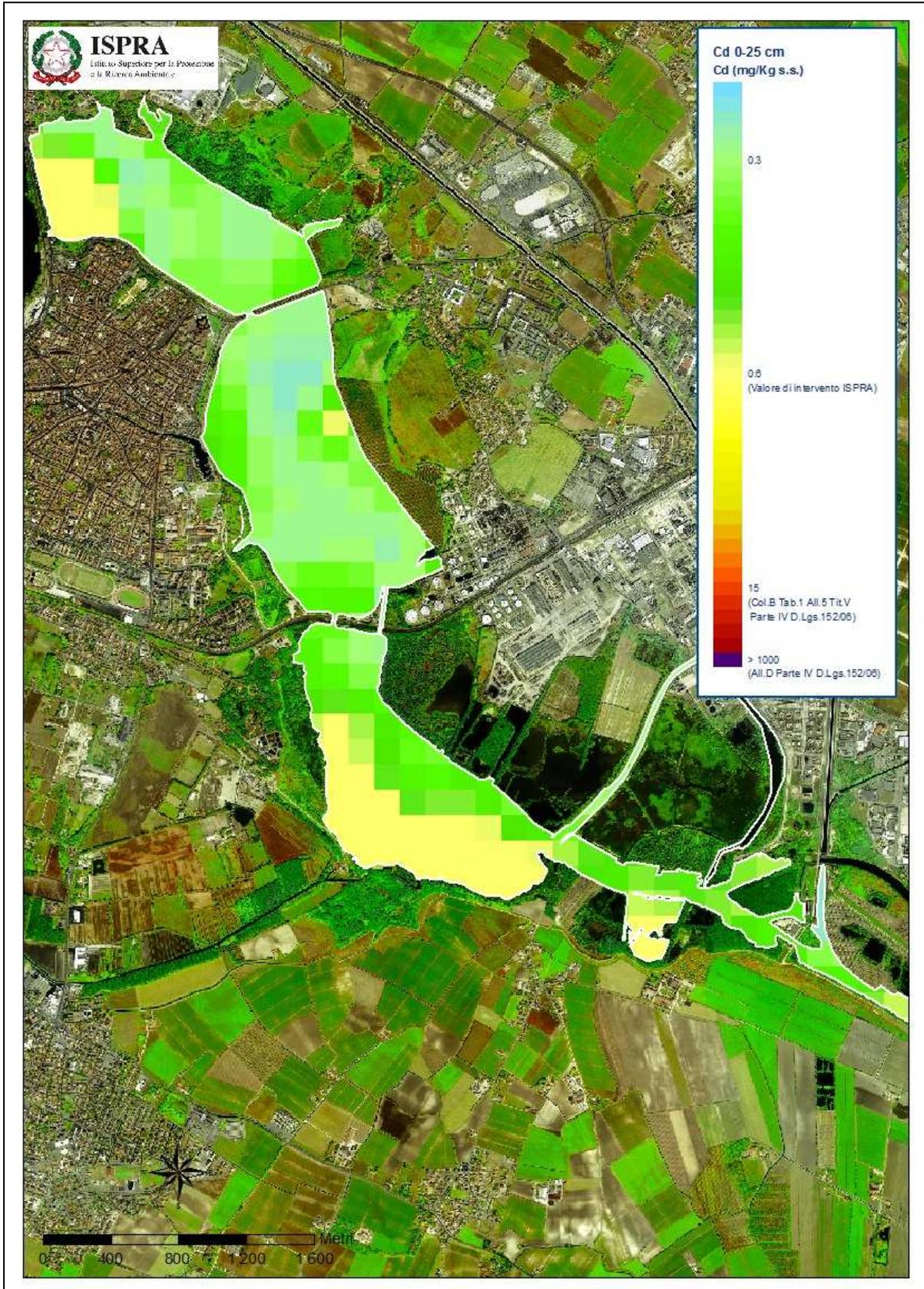


Figura 54. Elaborazioni relative al Cadmio per lo strato 0 – 25 cm

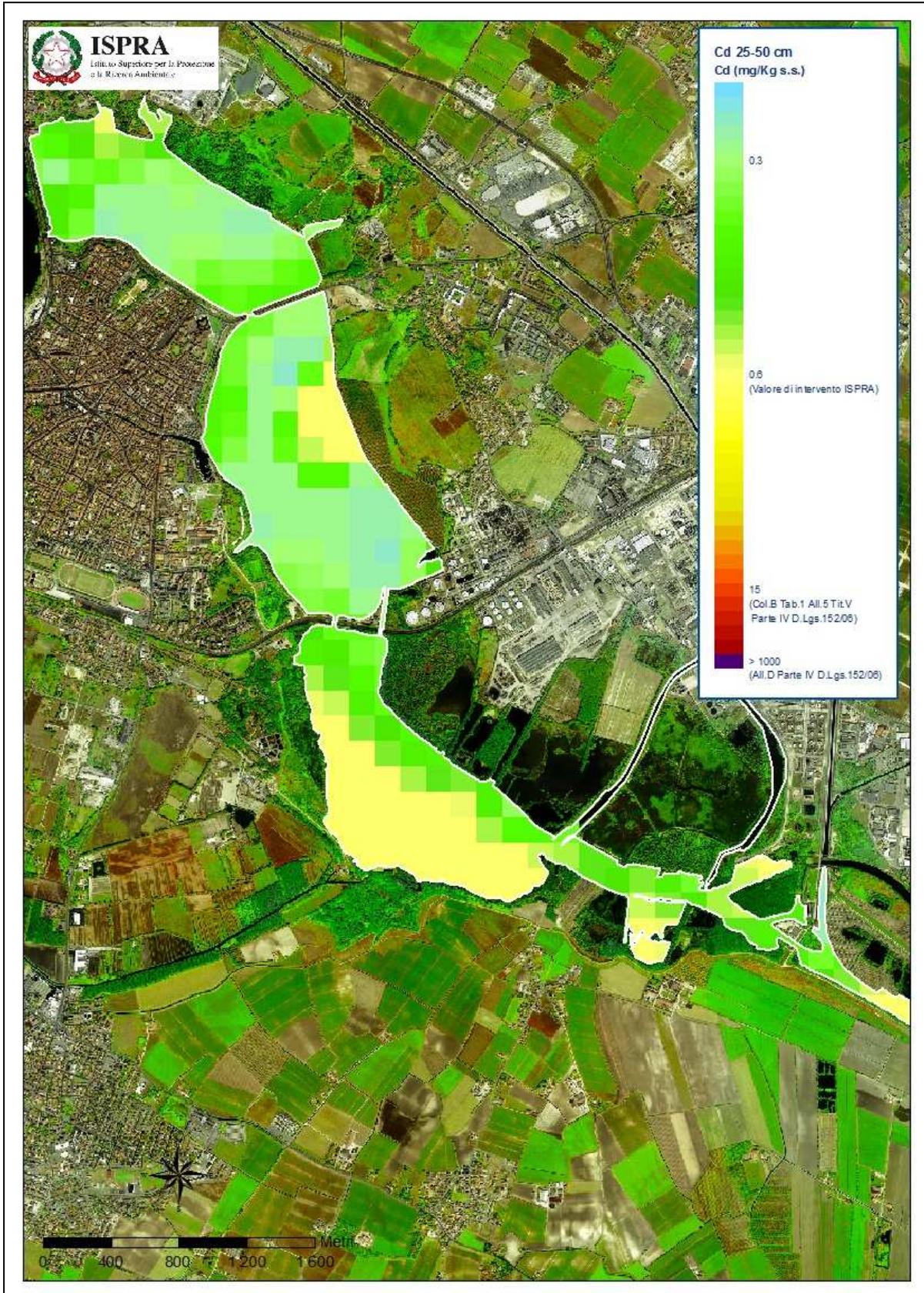


Figura 55. Elaborazioni relative al Cadmio per lo strato 25 – 50 cm

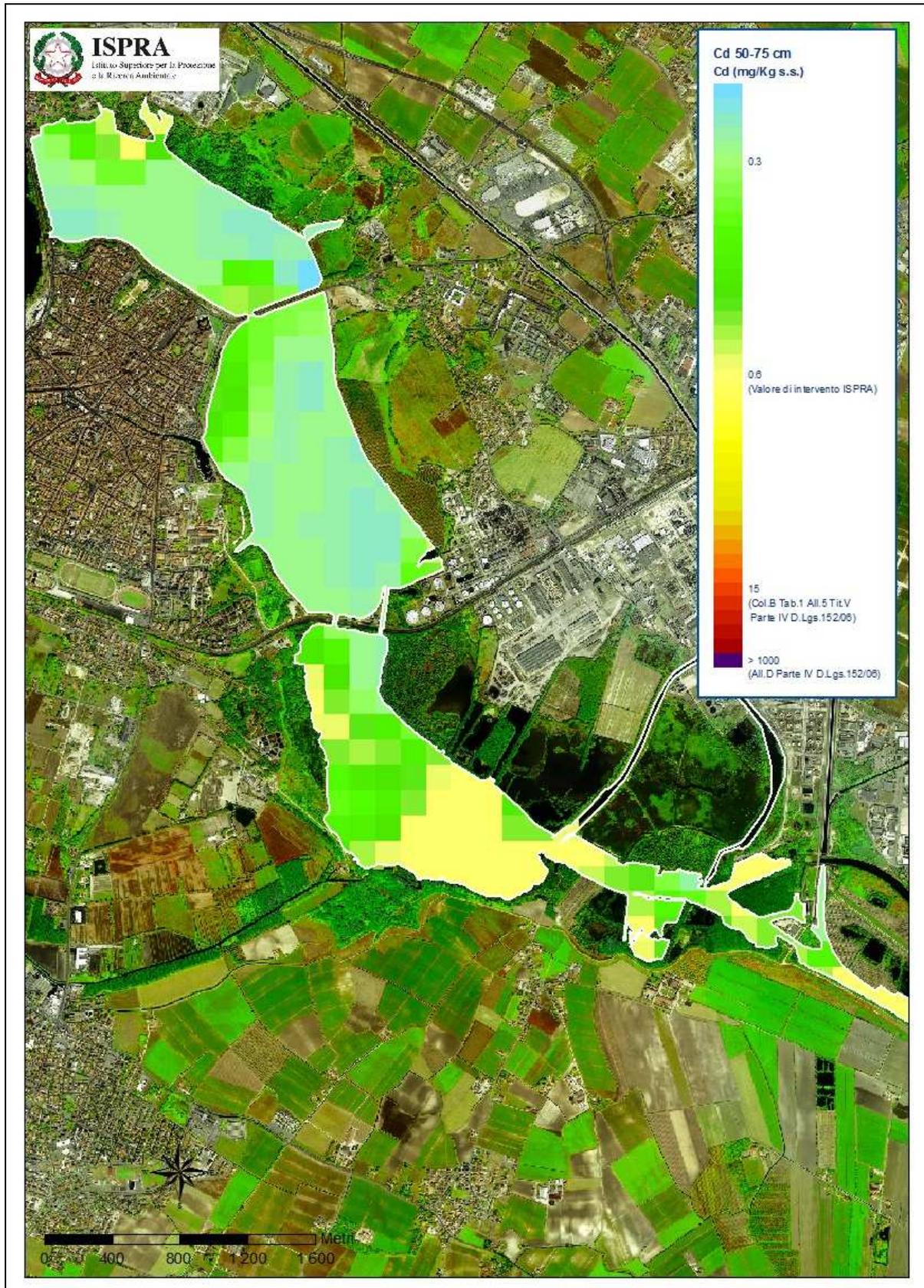


Figura 56. Elaborazioni relative al Cadmio per lo strato 50 – 75 cm

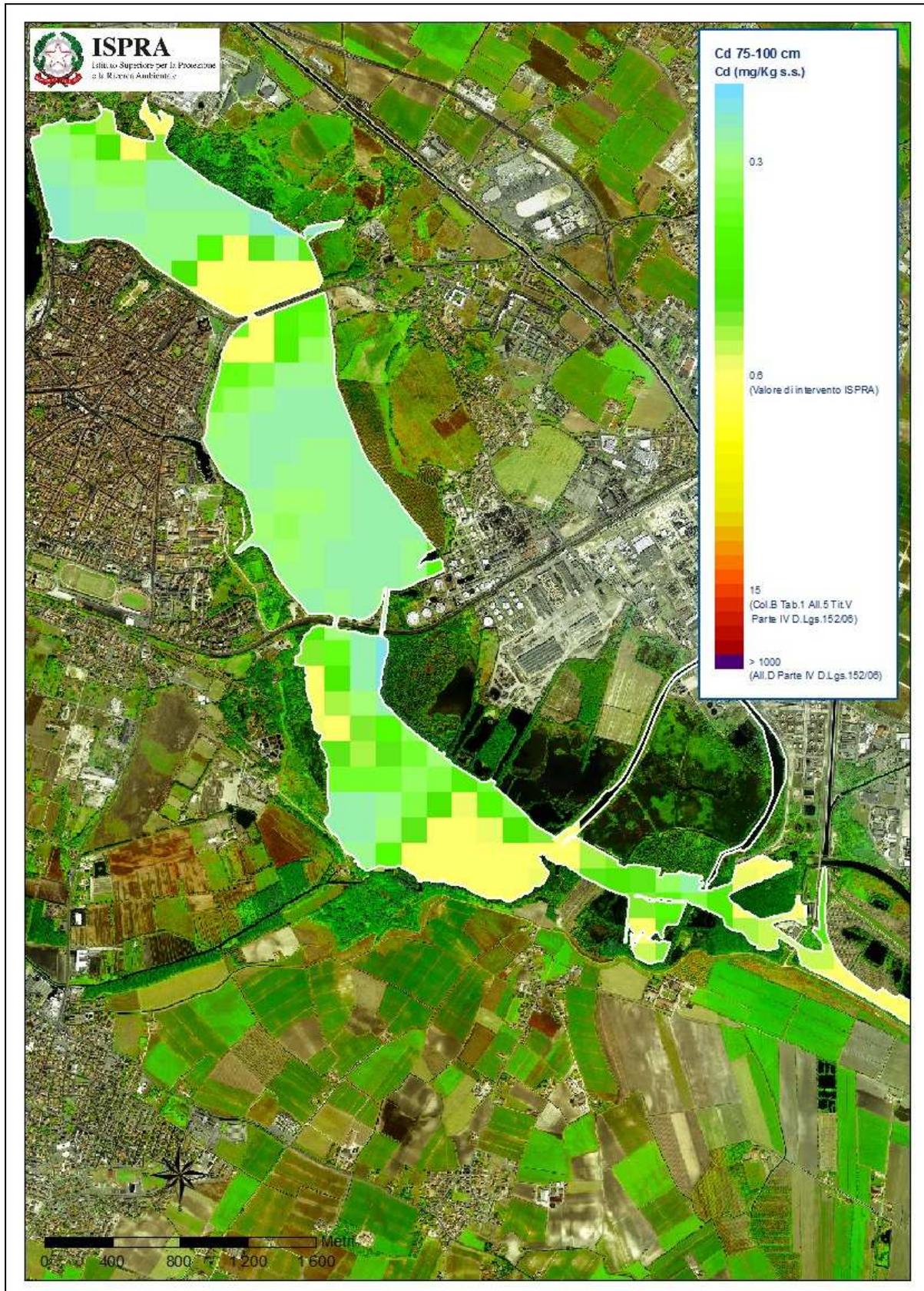


Figura 57. Elaborazioni relative al Cadmio per lo strato 75 – 100 cm

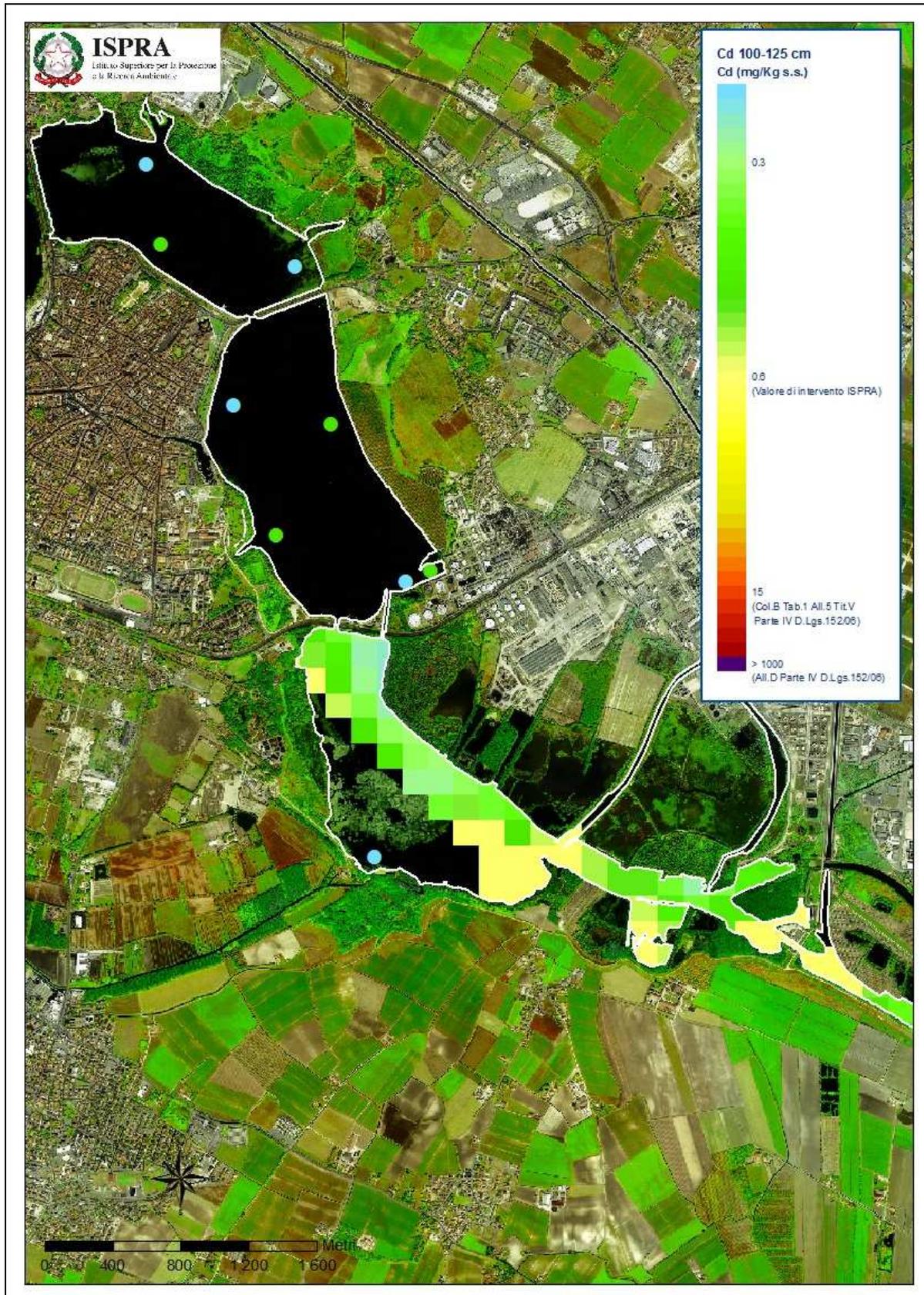


Figura 58. Elaborazioni relative al Cadmio per lo strato 100 – 125 cm

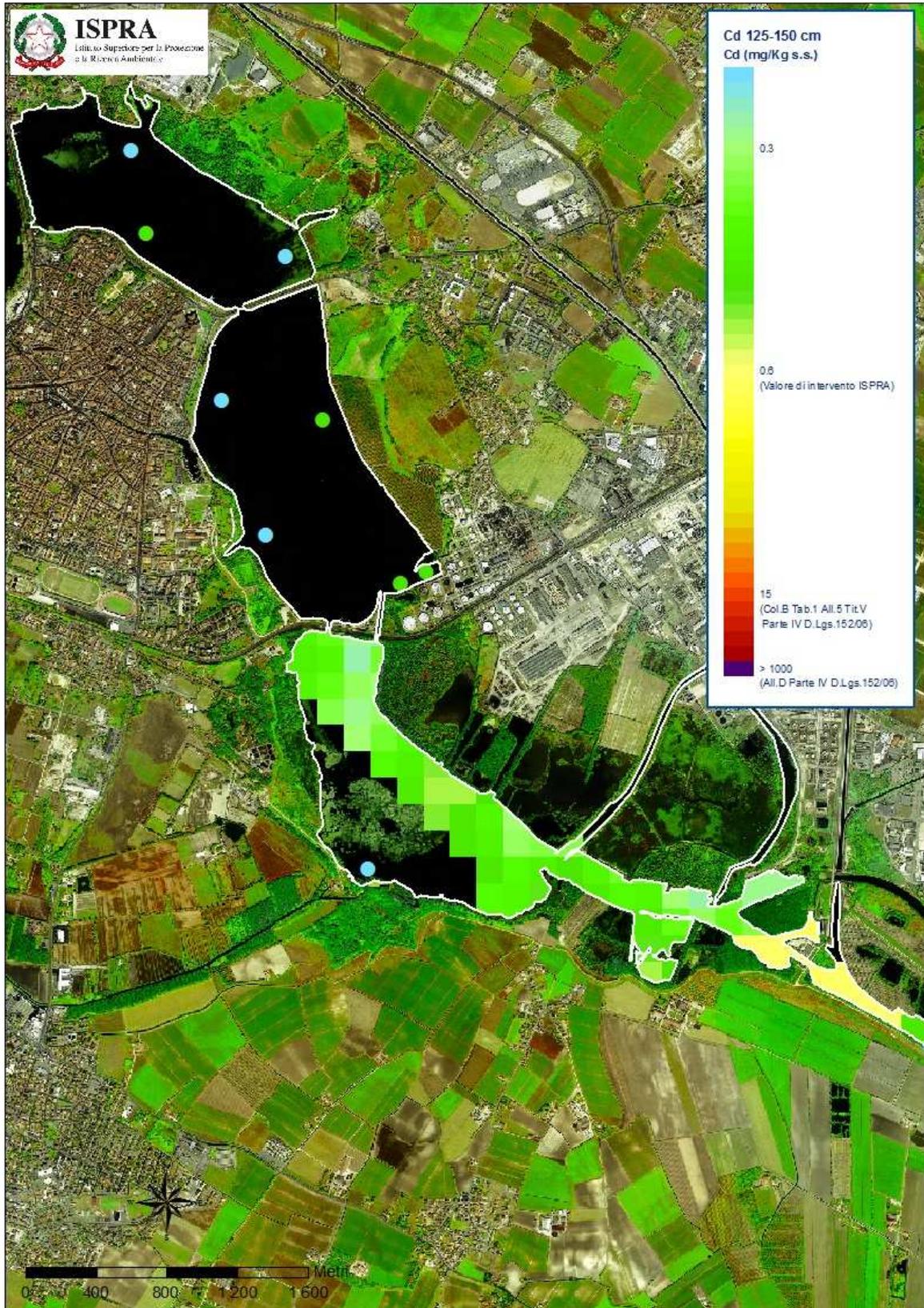


Figura 59. Elaborazioni relative al Cadmio per lo strato 125 – 150 cm

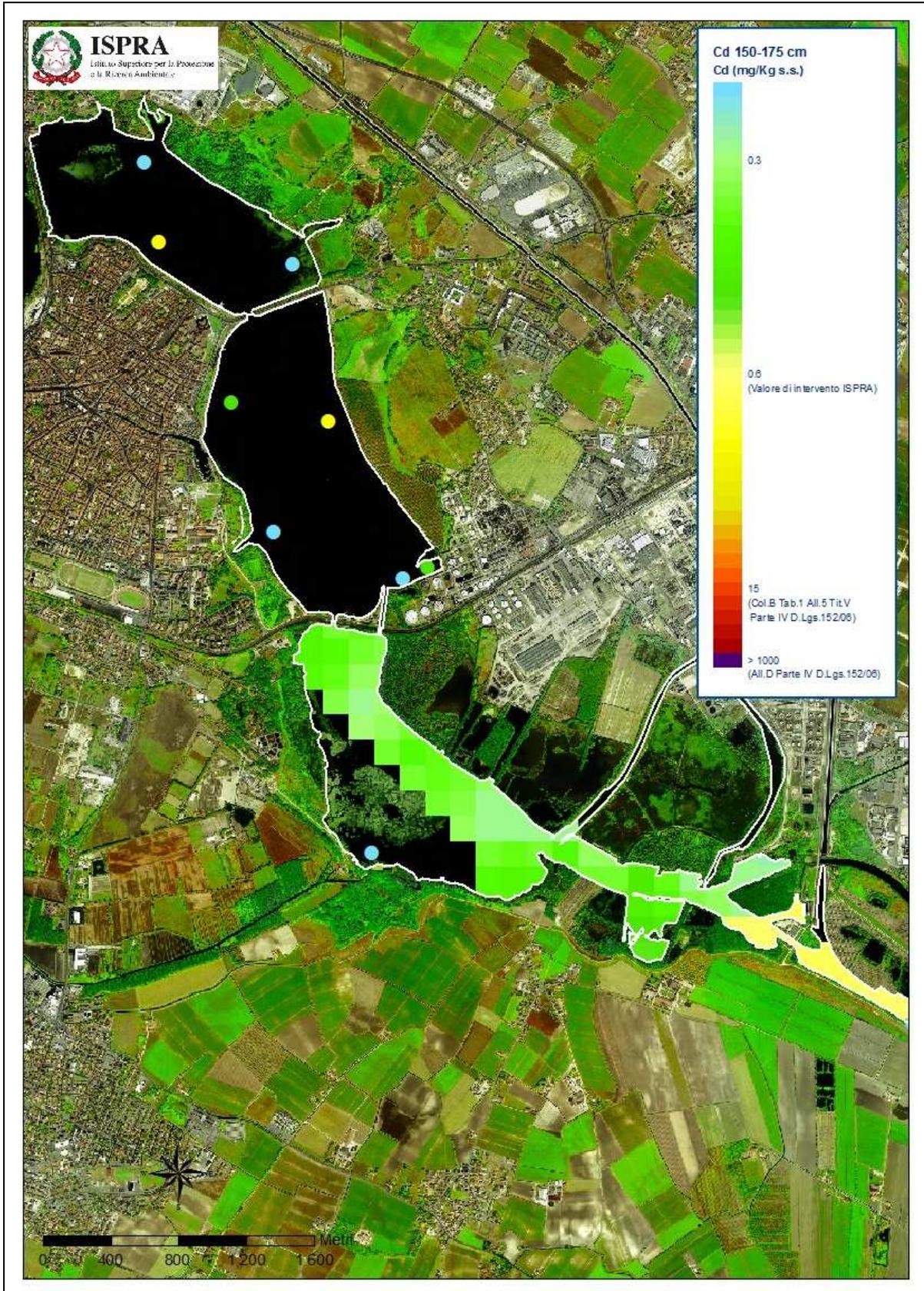


Figura 60. Elaborazioni relative al Cadmio per lo strato 150 – 175 cm

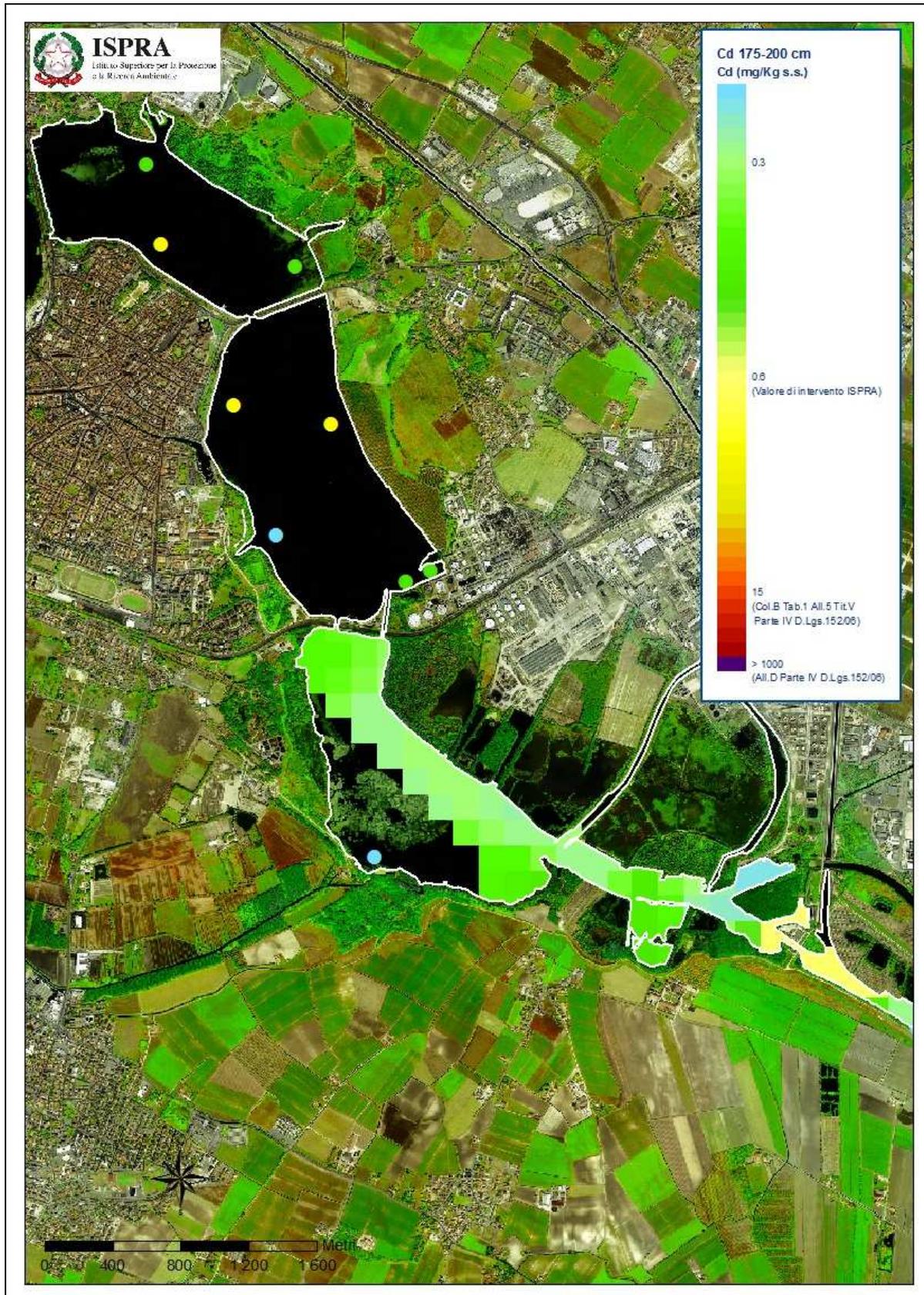


Figura 61. Elaborazioni relative al Cadmio per lo strato 175 – 200 cm

Tra gli altri metalli citati, lo **Zinco** presenta alcune specifiche aree di accumulo, con concentrazioni che superano il valore di intervento (dalla Figura 62 alla Figura 69).

Lago di Mezzo

La presenza dei superamenti del valore di intervento è limitata alla darsena delle cartiere Burgo, per tutto il metro di sedimento elaborato.

In tutta la rimanente area, per tutto lo spessore elaborato nonché lungo i livelli profondi caratterizzati oltre il primo metro, le concentrazioni elaborate sono inferiori o prossime al valore di fondo.

Lago Inferiore

Le concentrazioni che superano il valore di intervento sono presenti entro i primi 75 cm di sedimento elaborato, localizzate in prossimità del porto Catena e la darsena IES.

In tutta la rimanente area, per tutto lo spessore elaborato nonché lungo i livelli profondi caratterizzati oltre il primo metro, le concentrazioni elaborate sono inferiori o prossime al valore di fondo.

Vallazza e fiume Mincio

Le concentrazioni che superano il valore di intervento sono presenti entro i primi 50 cm di sedimento elaborato, localizzate in prossimità nell'area in prossimità dello sbocco del canale Paiolo.

In tutta l'area, all'aumentare della profondità, le concentrazioni elaborate tendono a diminuire, avvicinandosi al valore di fondo, pur mantenendo, nel tratto meridionale in prossimità del Fornice di Formigosa, valori significativi anche nei livelli profondi (125-200 cm).

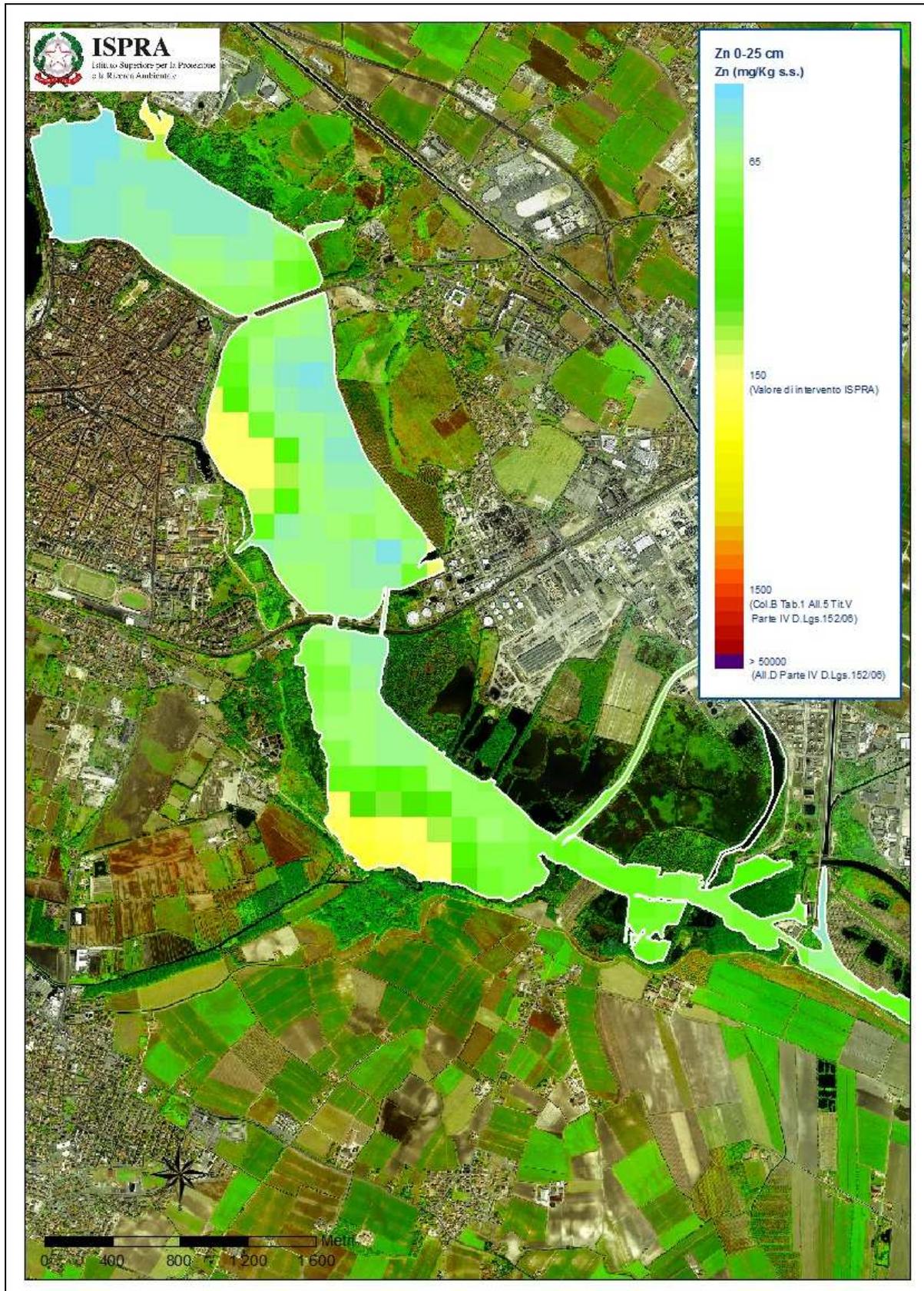


Figura 62. Elaborazioni relative allo Zinco per lo strato 0 – 25 cm

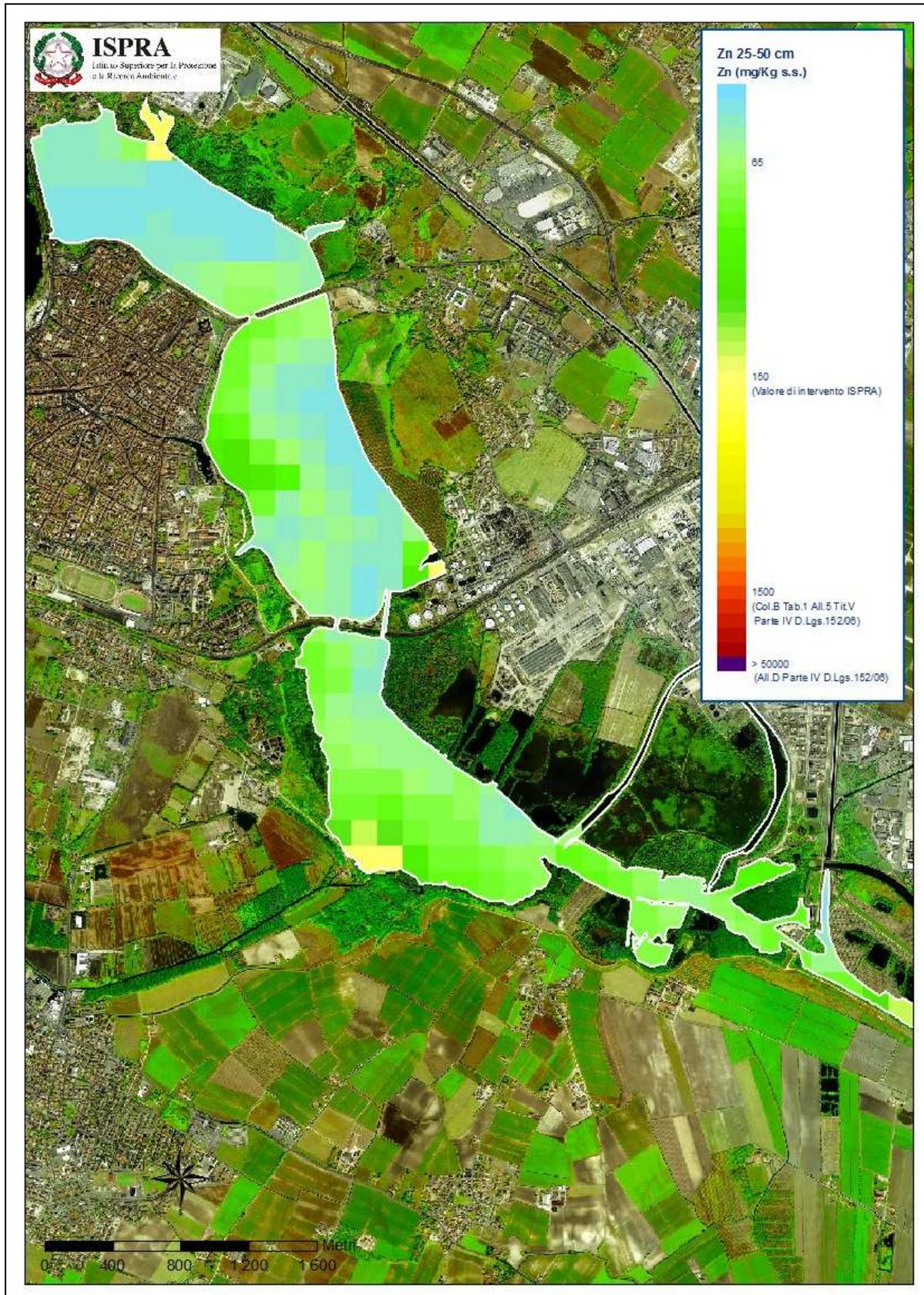


Figura 63. Elaborazioni relative allo Zinco per lo strato 25 – 50 cm

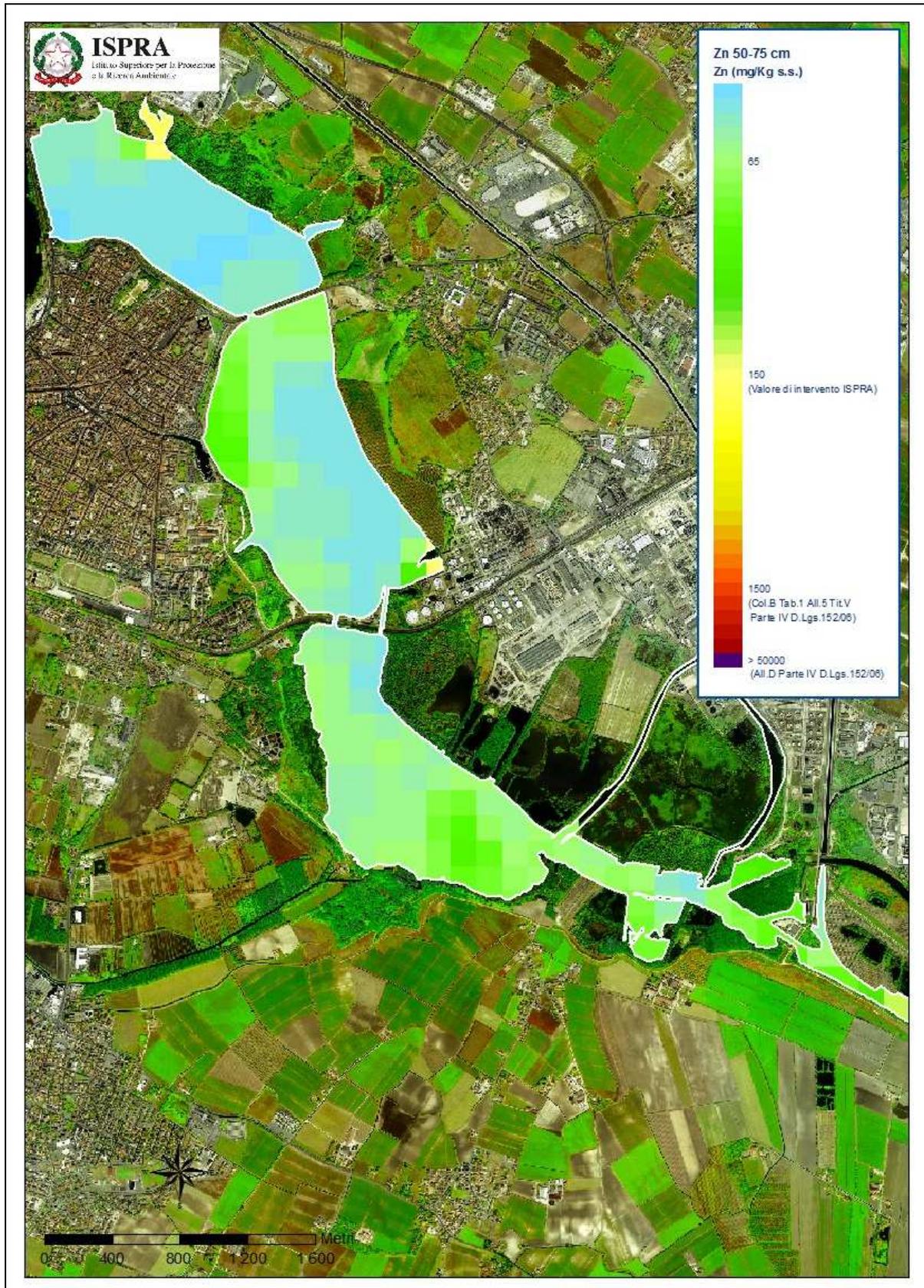


Figura 64. Elaborazioni relative allo Zinco per lo strato 50 – 75 cm

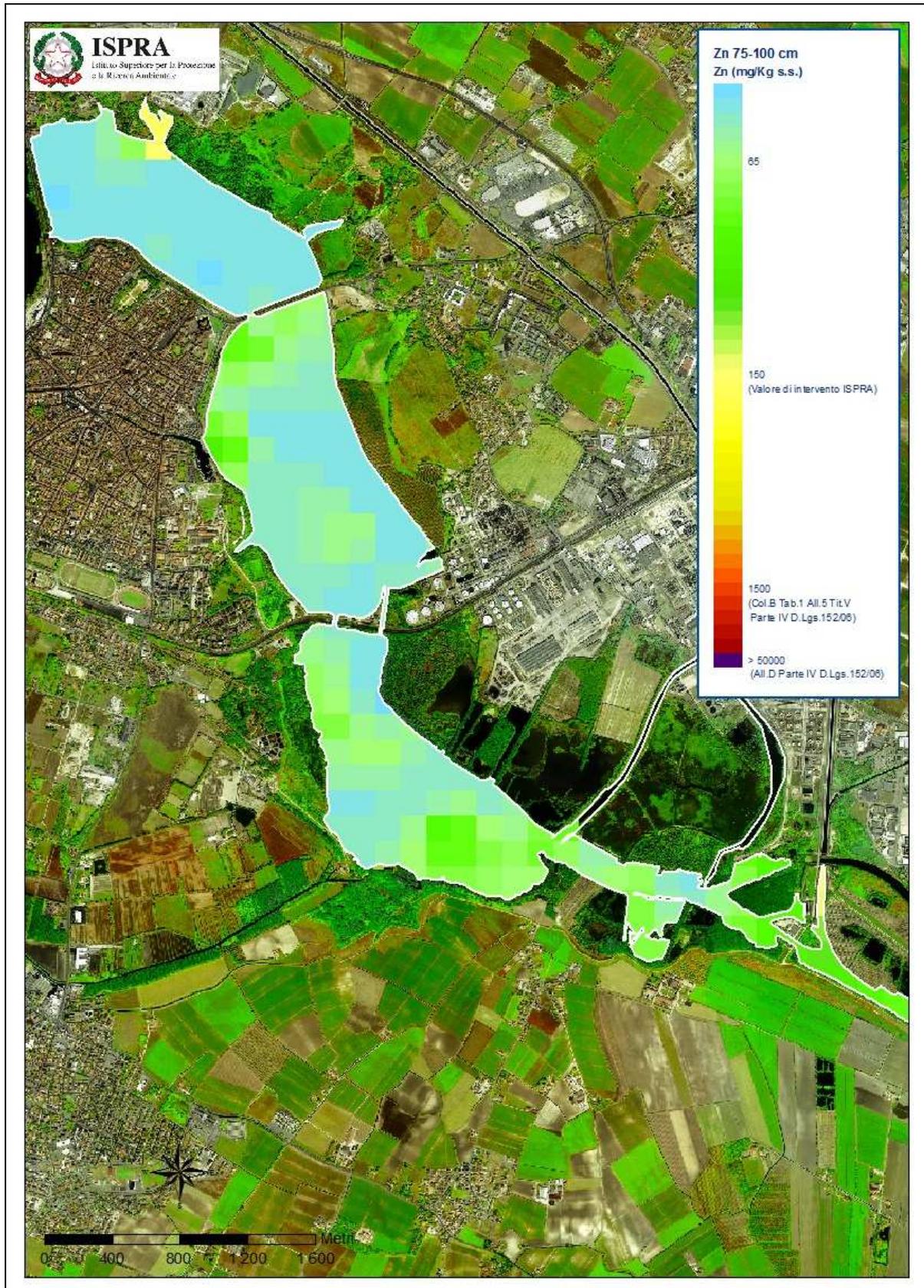


Figura 65. Elaborazioni relative allo Zinco per lo strato 75 – 100 cm

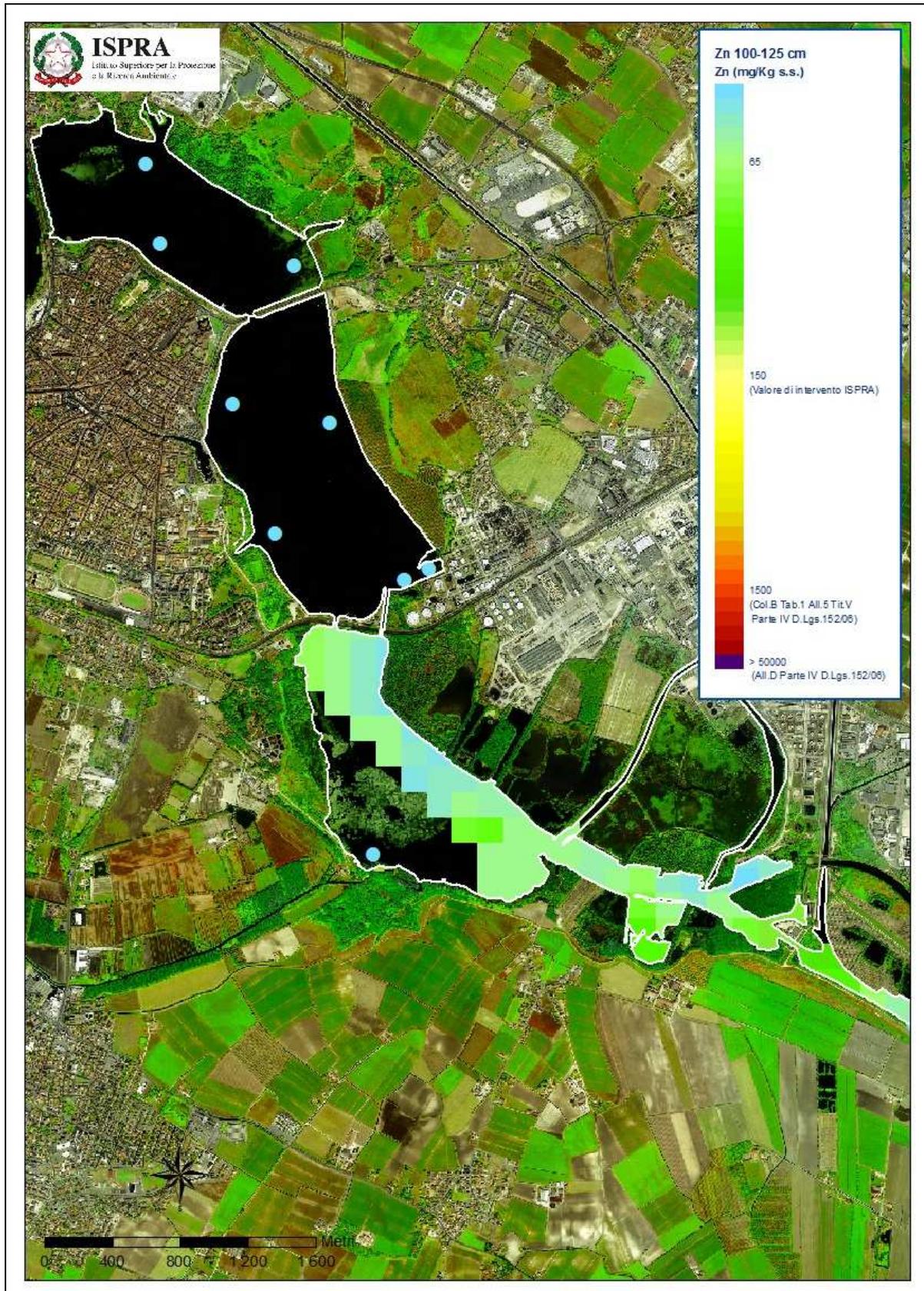


Figura 66. Elaborazioni relative allo Zinco per lo strato 100 – 125 cm

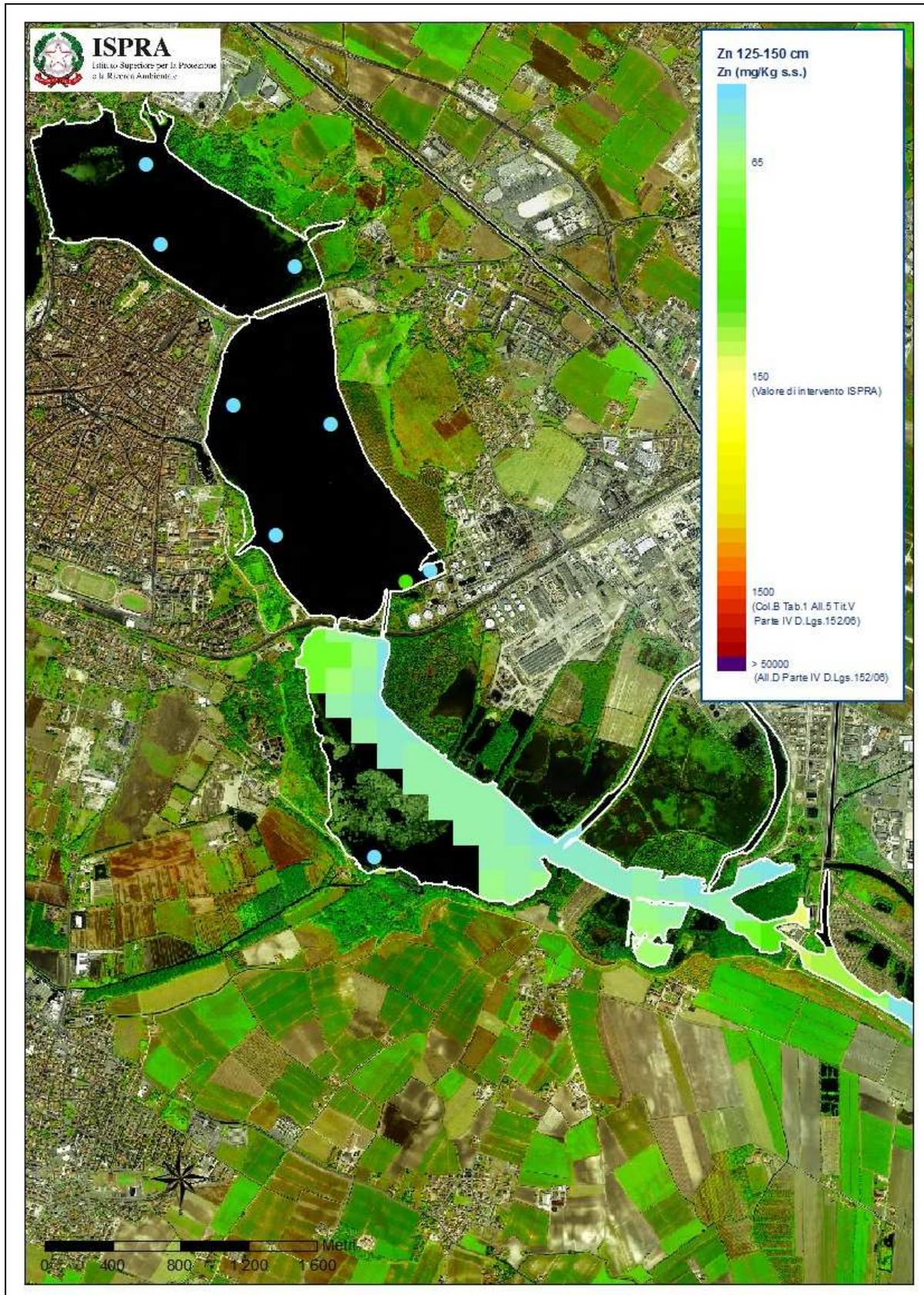


Figura 67. Elaborazioni relative allo Zinco per lo strato 125 – 150 cm

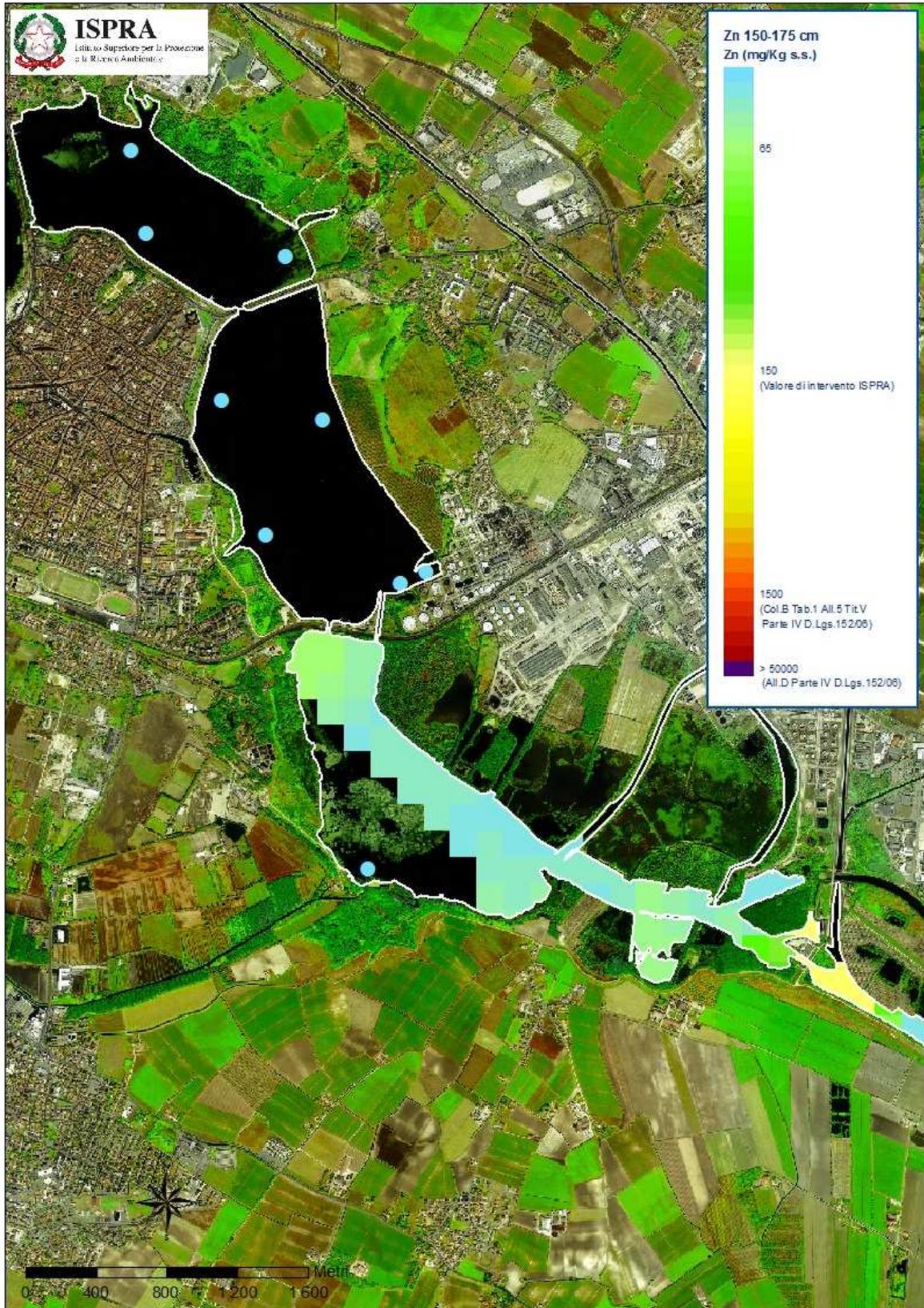


Figura 68. Elaborazioni relative allo Zinco per lo strato 150 – 175 cm

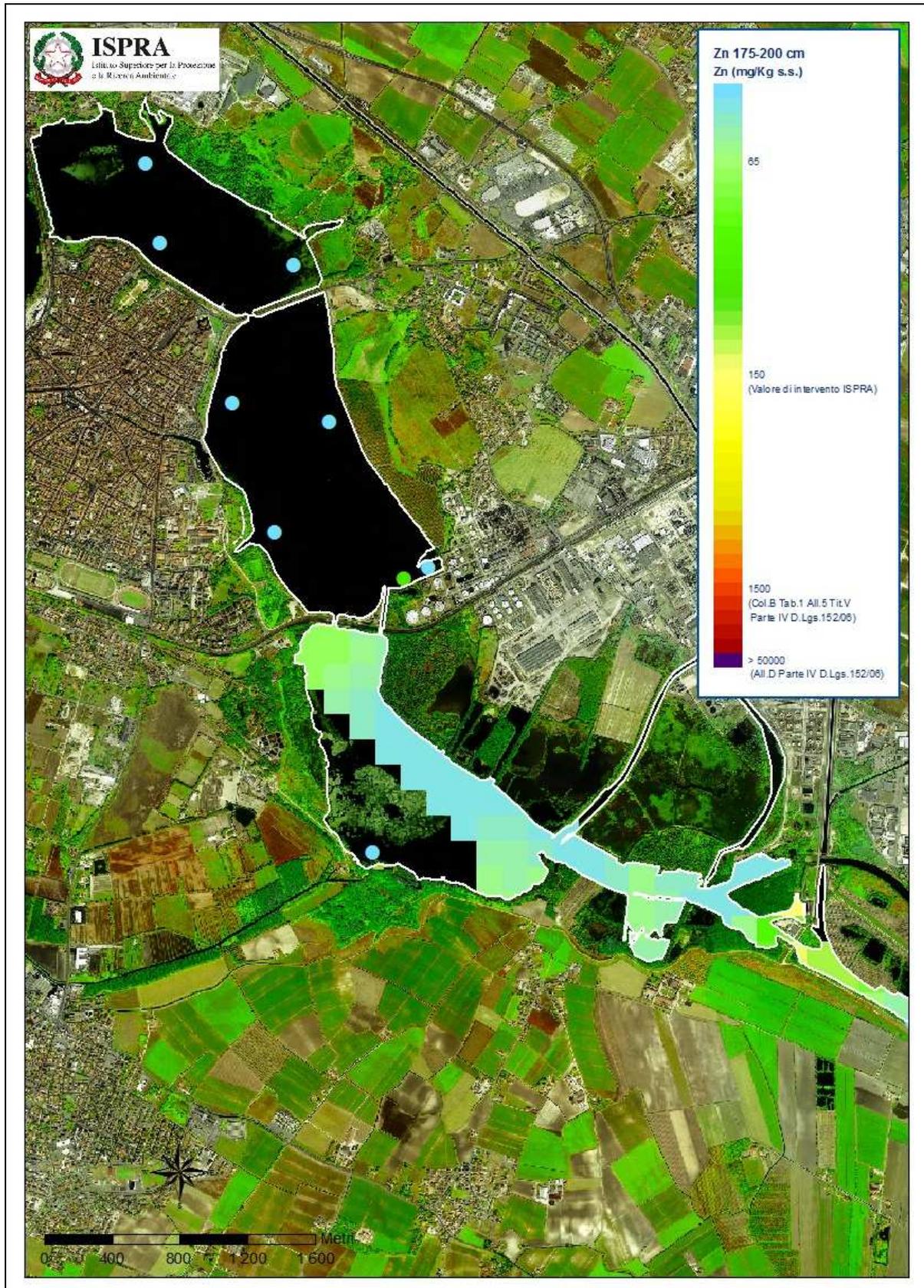


Figura 69. Elaborazioni relative allo Zinco per lo strato 175 – 200 cm

Il **Rame** non presenta situazioni di criticità particolarmente significative. Tuttavia, l'andamento delle concentrazioni elaborate, pur mantenendosi inferiori al valore di intervento, ricalca quello dello Zinco, con concentrazioni più significative nell'area della Vallazza e del fiume Mincio, dove nei primi 25 cm si osservano concentrazioni prossime al valore di intervento in prossimità dello sbocco del canale Paiolo e dell'area valliva. Si vedano le immagini seguenti dalla Figura 70 alla Figura 77.

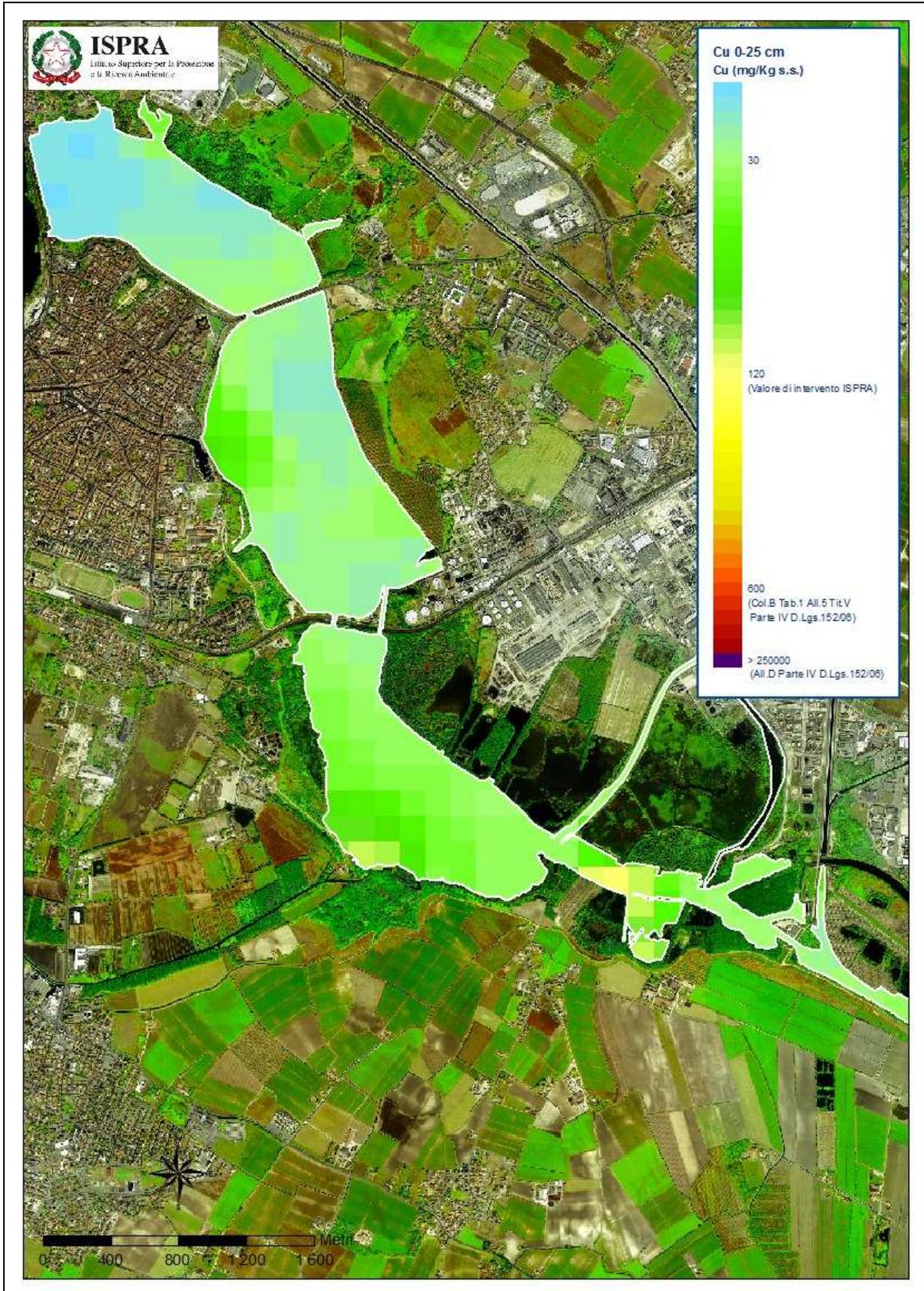


Figura 70. Elaborazioni relative al Rame per lo strato 0 – 25 cm

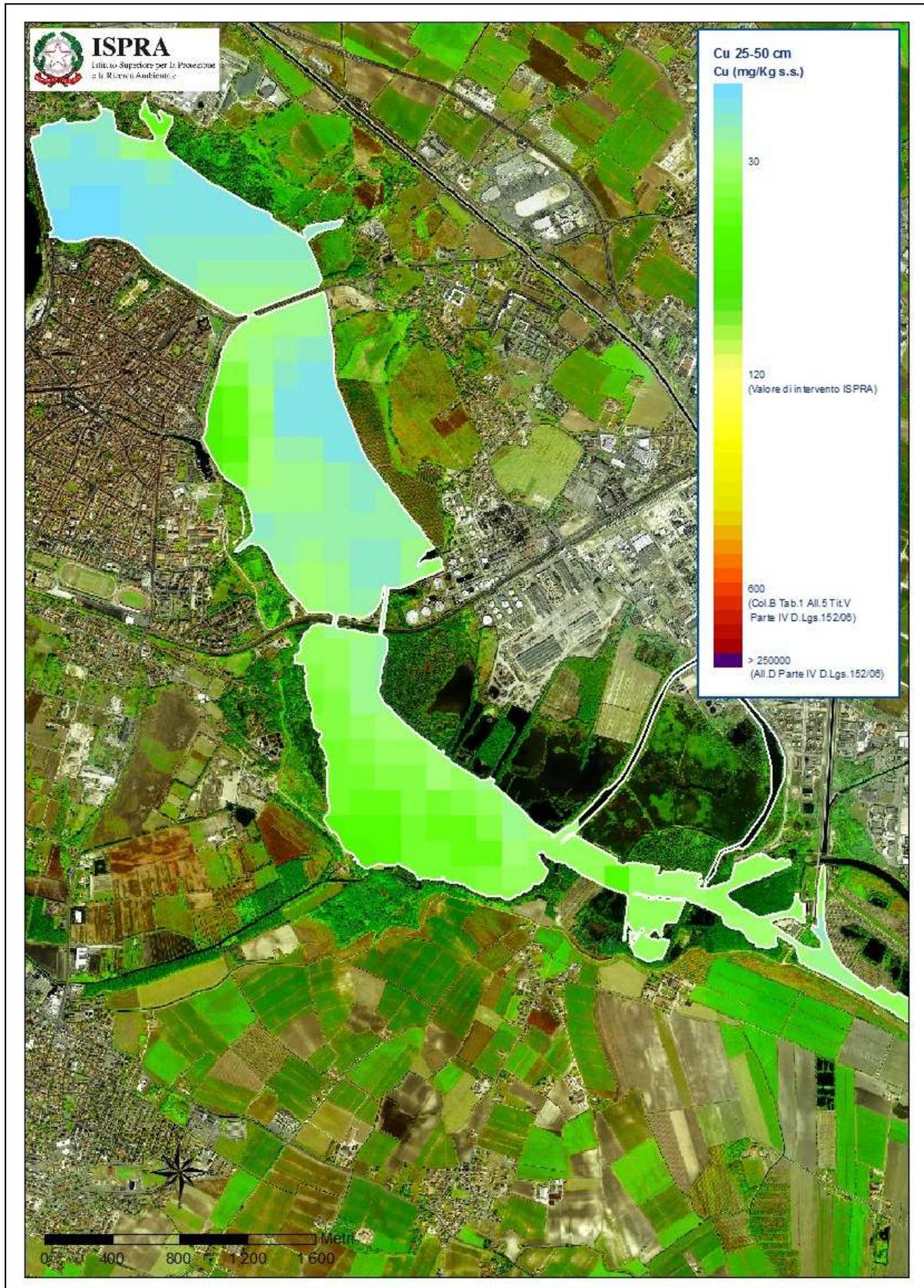


Figura 71. Elaborazioni relative al Rame per lo strato 25 – 50 cm

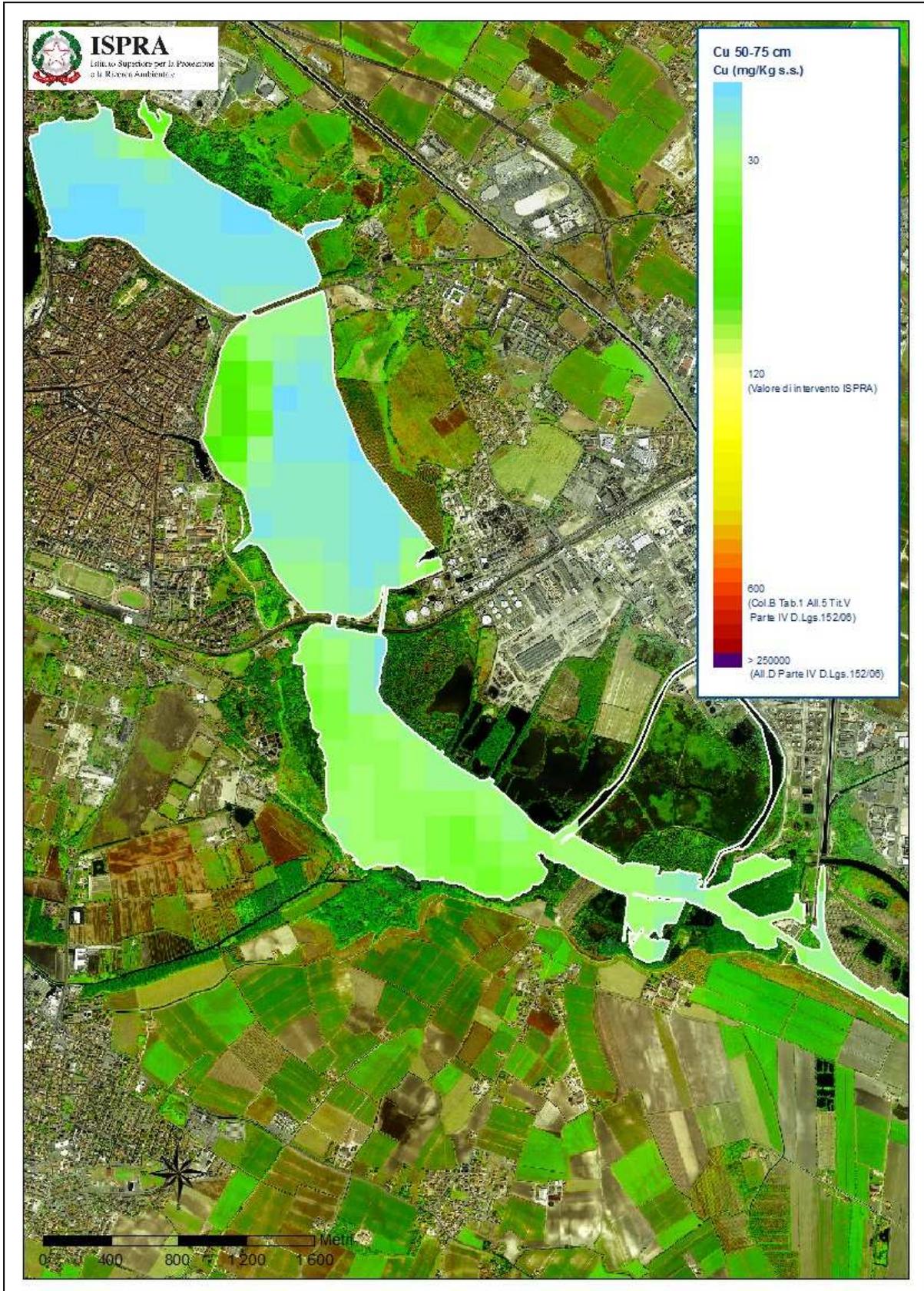


Figura 72. Elaborazioni relative al Rame per lo strato 50 – 75 cm

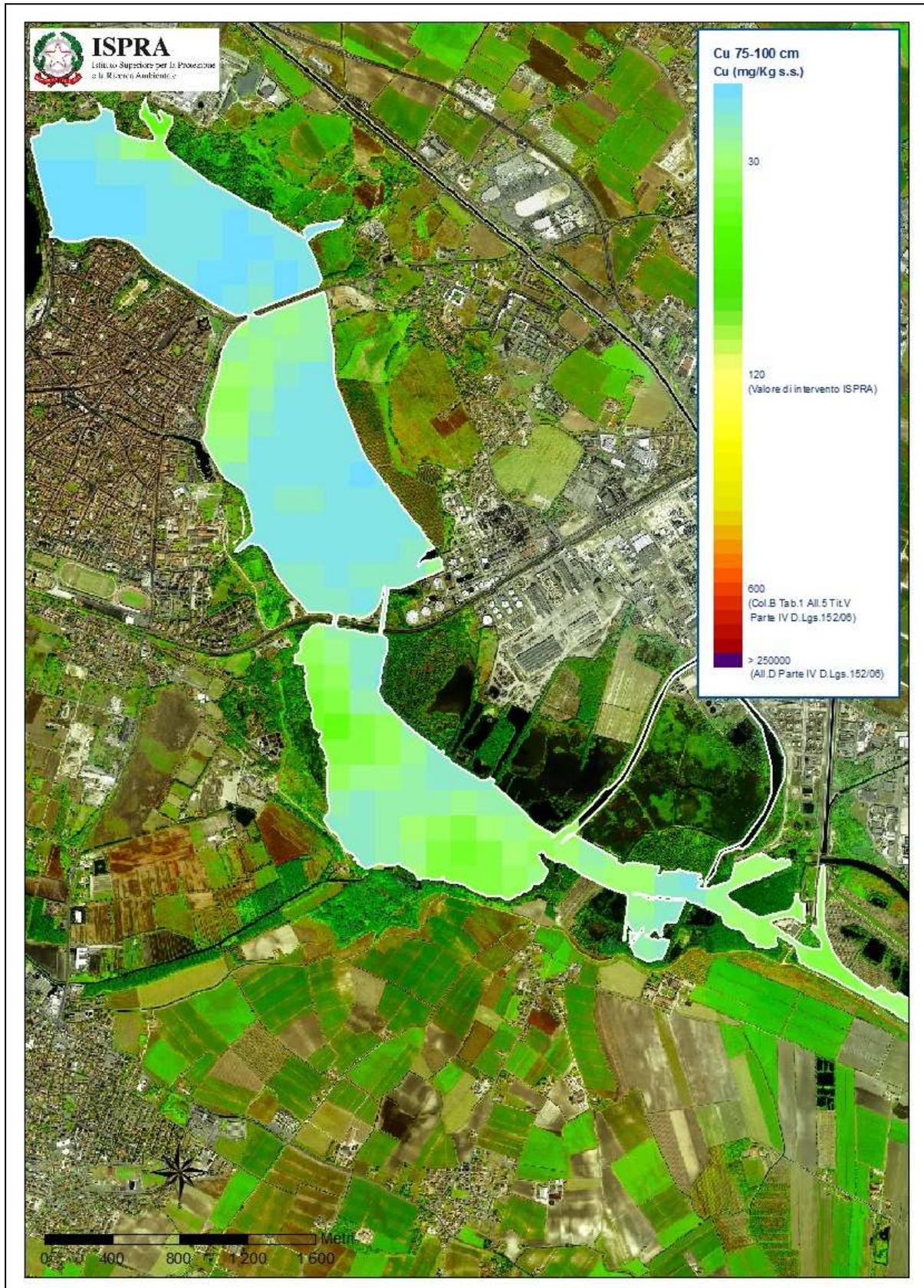


Figura 73. Elaborazioni relative al Rame per lo strato 75 – 100 cm

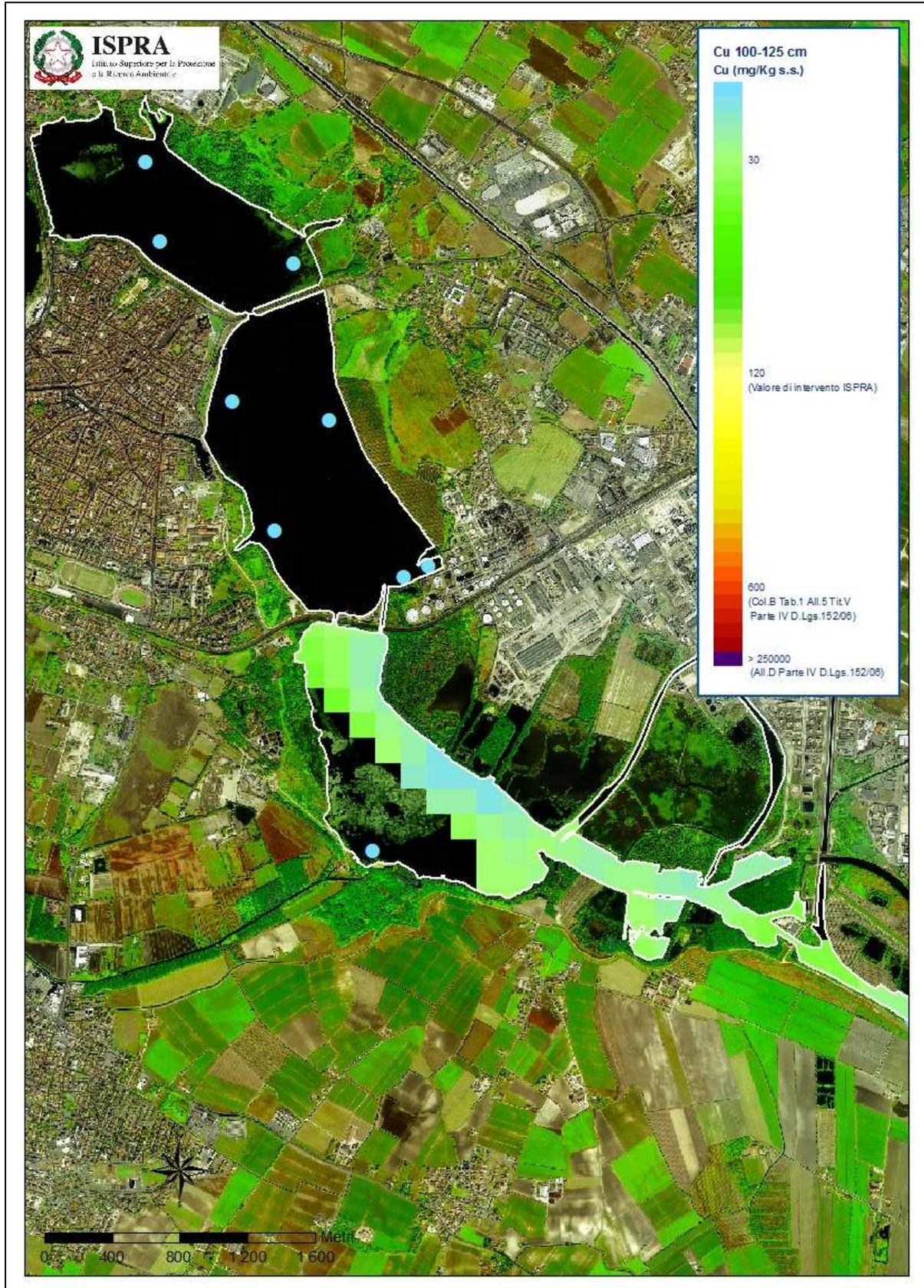


Figura 74. Elaborazioni relative al Rame per lo strato 100 – 125 cm

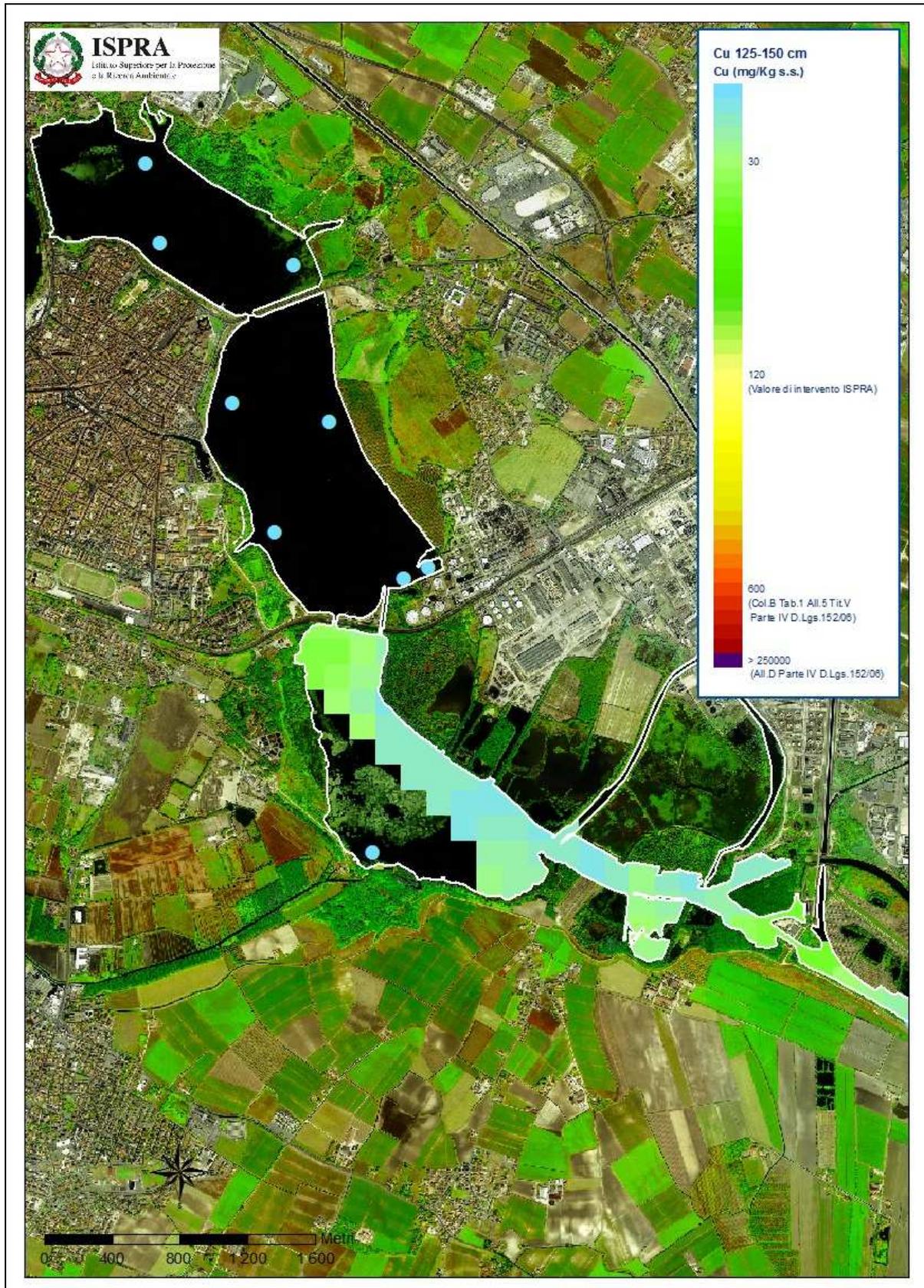


Figura 75. Elaborazioni relative al Rame per lo strato 125 – 150 cm

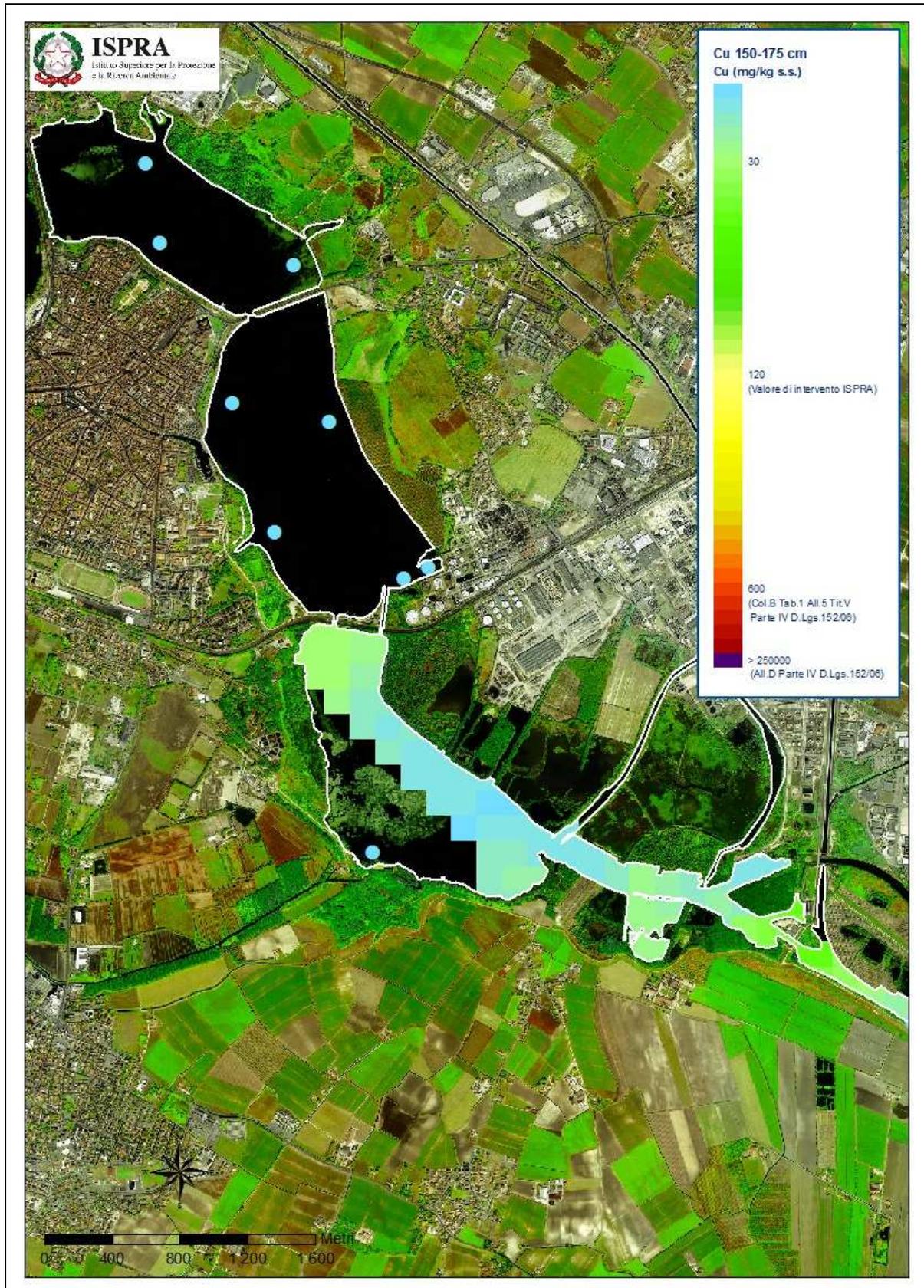


Figura 76. Elaborazioni relative al Rame per lo strato 150 – 175 cm

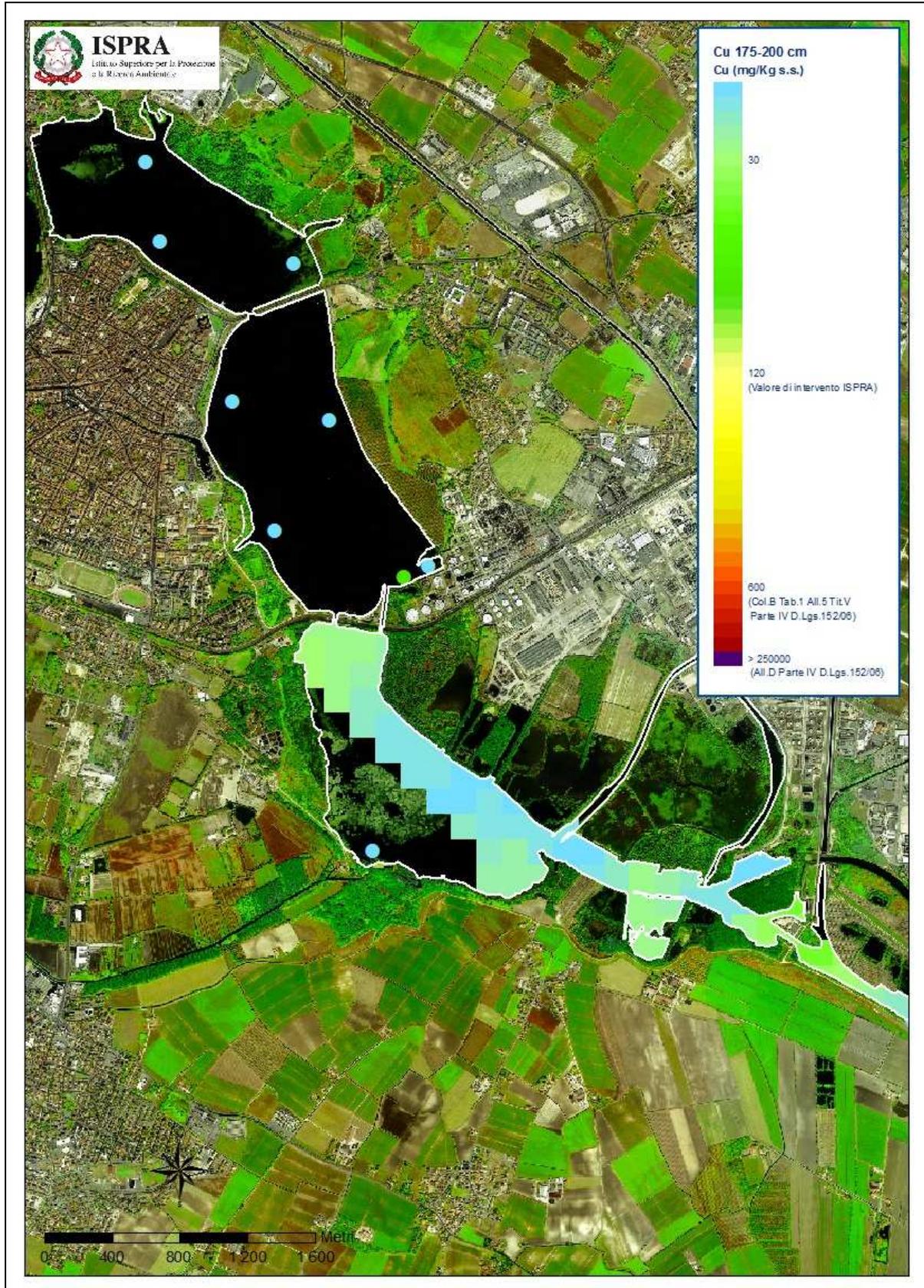


Figura 77. Elaborazioni relative al Rame per lo strato 175 – 200 cm

Per quanto concerne i rimanenti metalli, **Cromo totale** (dalla Figura 78 alla Figura 85) e **Nichel** (dalla Figura 86 alla Figura 93) presentano un andamento molto simile, con concentrazioni elaborate che superano i valori di intervento, anche oltre il primo metro, solo nell'area della Vallazza, in maniera piuttosto diffusa.

Nei rimanenti laghi le concentrazioni elaborate risultano inferiori al valore di fondo.

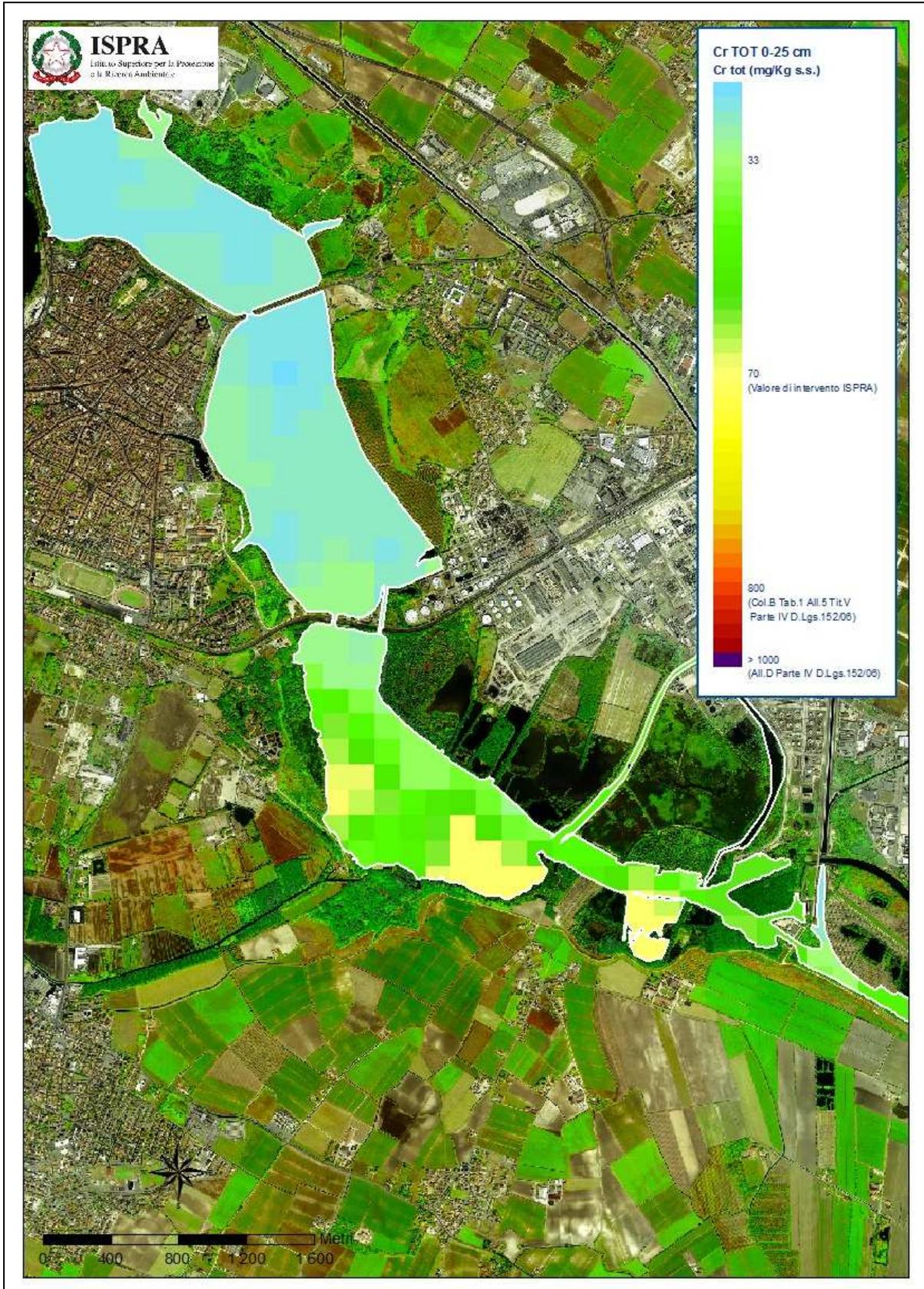


Figura 78. Elaborazioni relative al Cromo totale per lo strato 0 – 25 cm

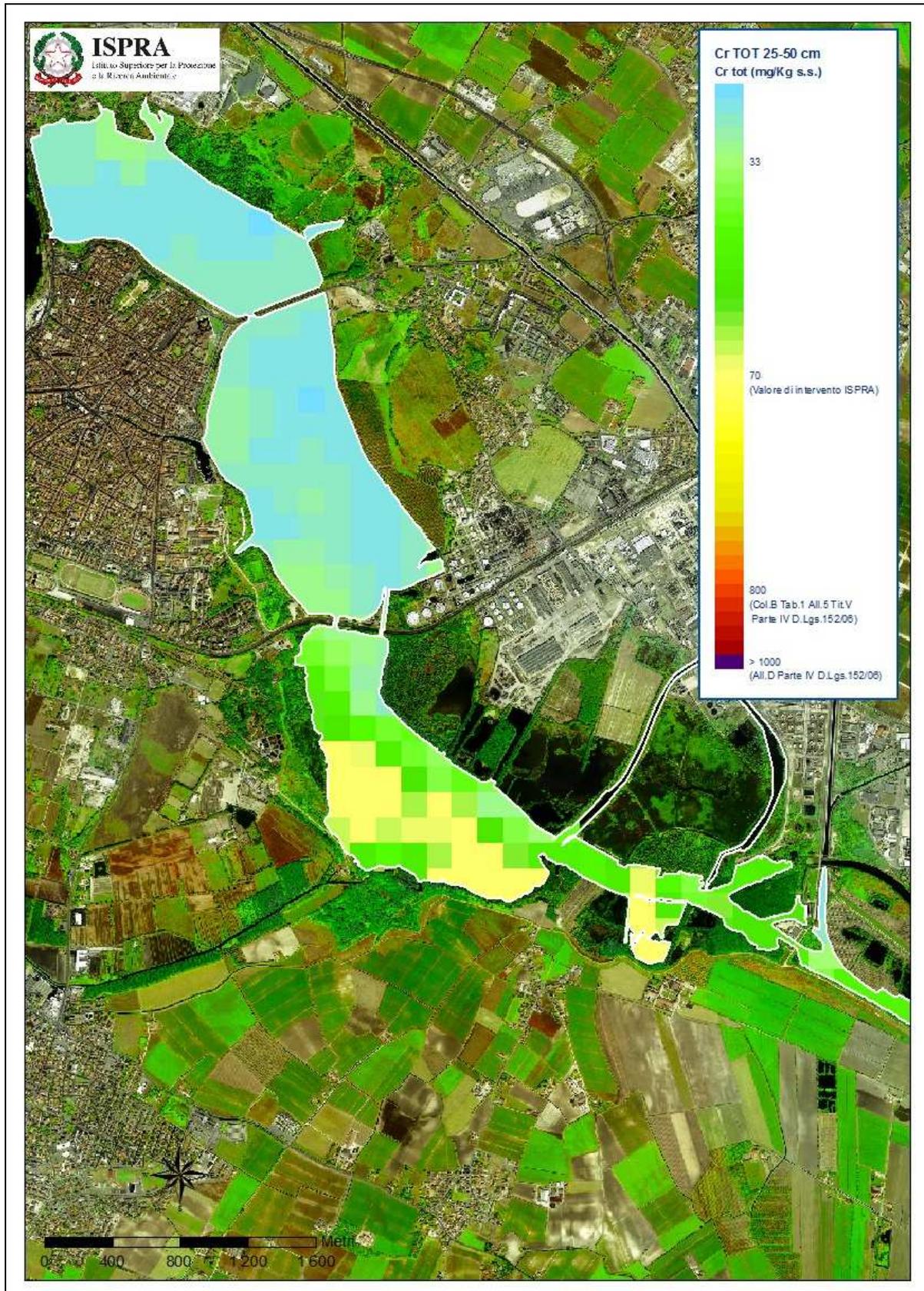


Figura 79. Elaborazioni relative al Cromo totale per lo strato 25 – 50 cm

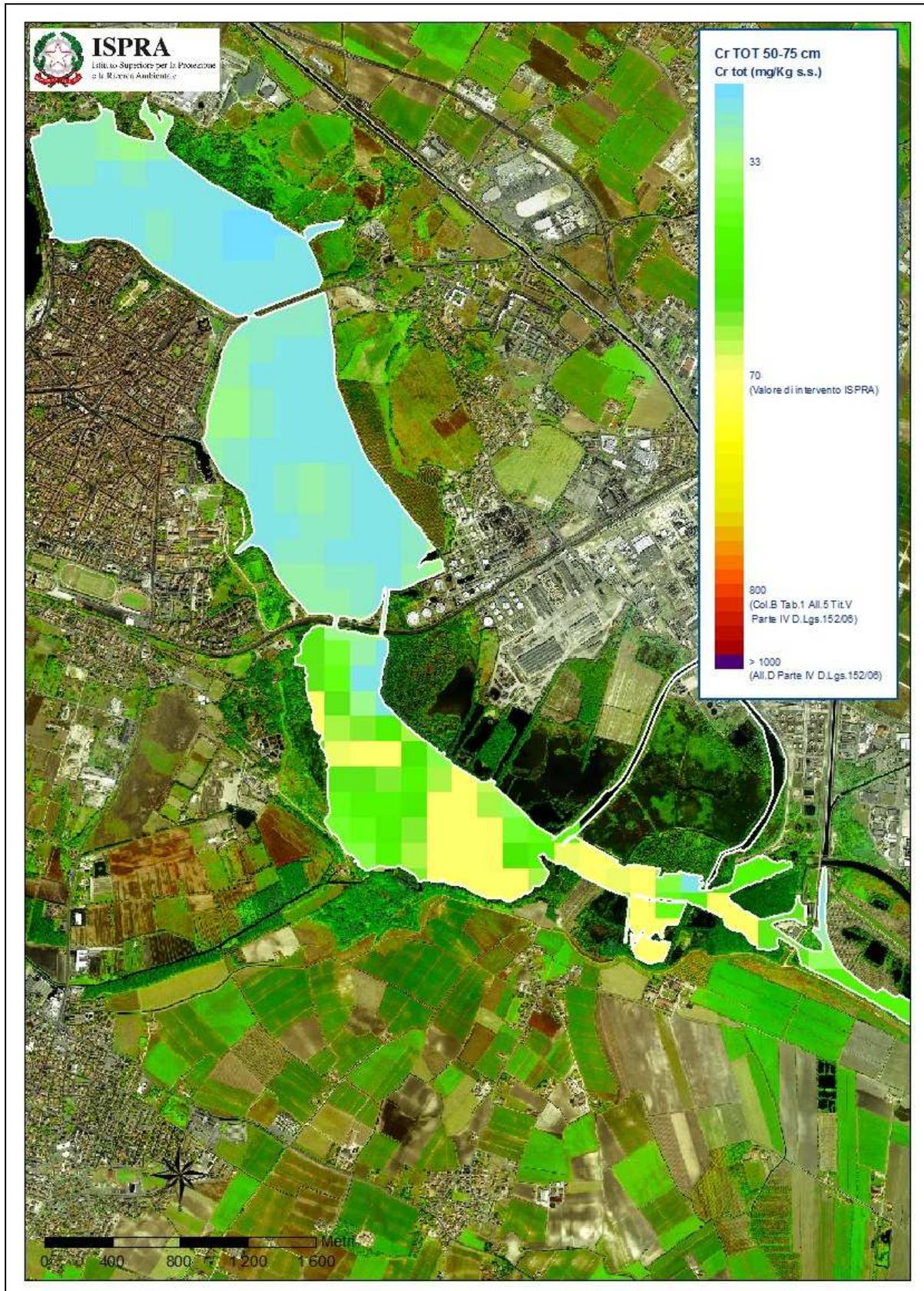


Figura 80. Elaborazioni relative al Cromo totale per lo strato 50 – 75 cm

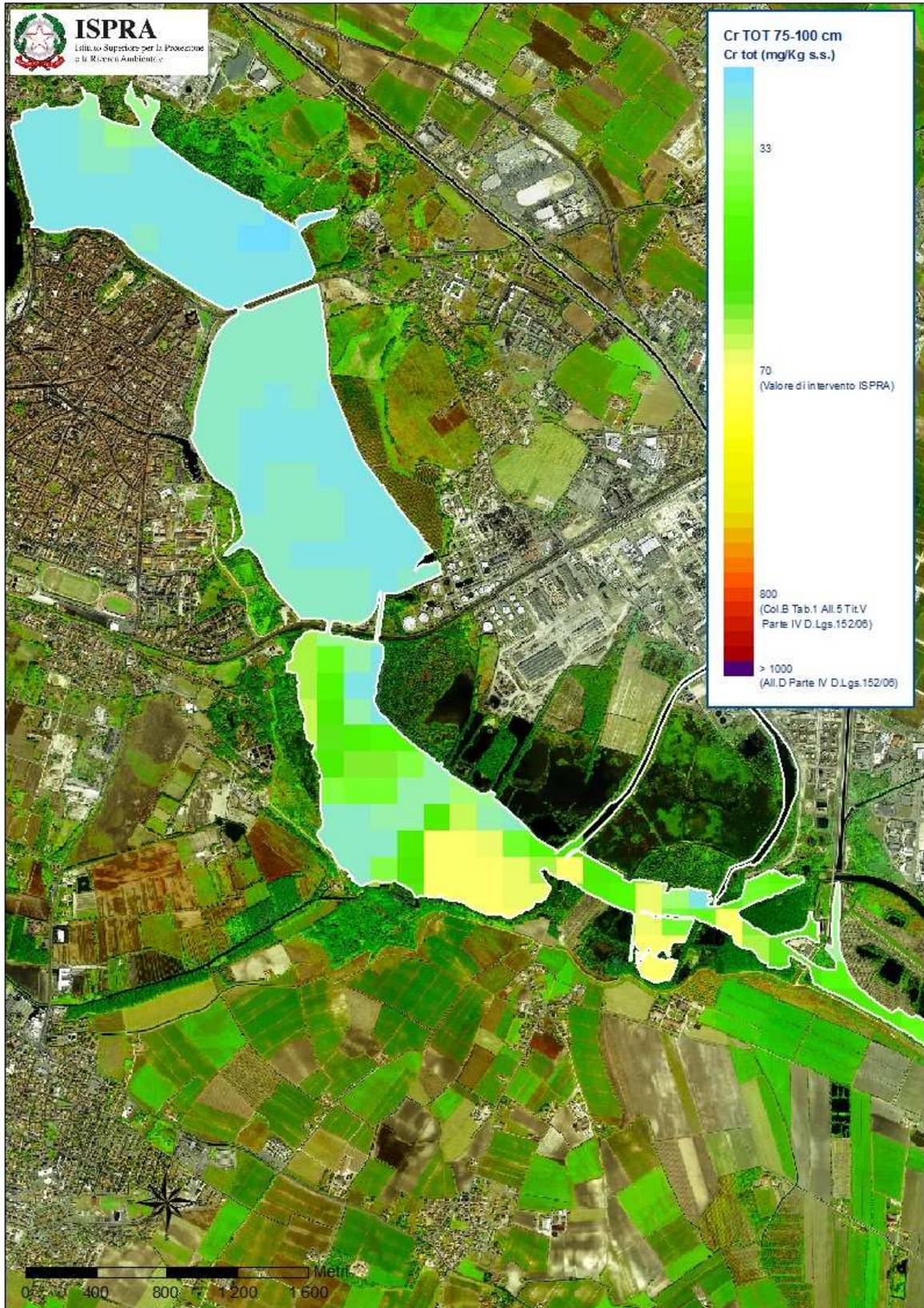


Figura 81. Elaborazioni relative al Cromo totale per lo strato 75 – 100 cm

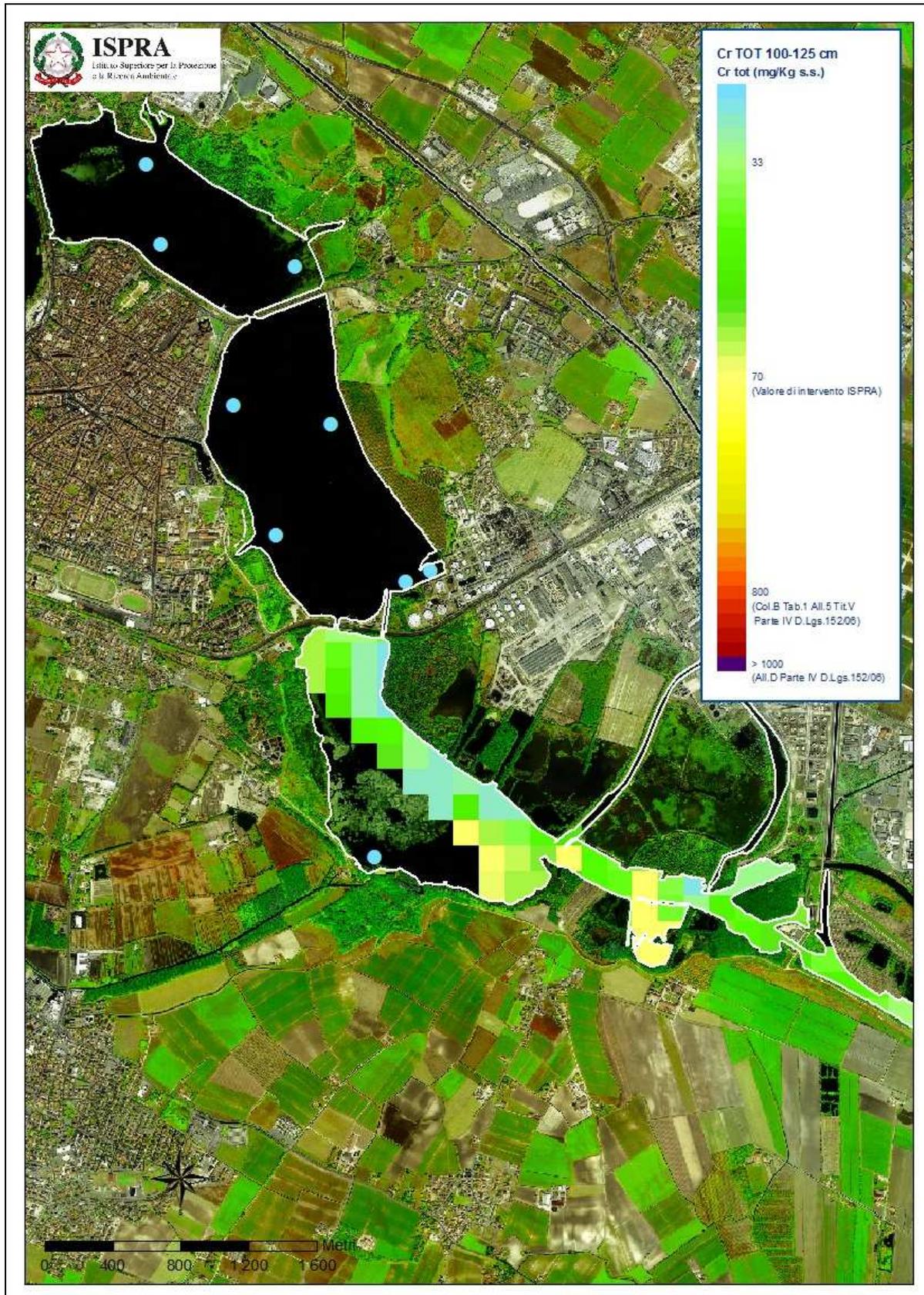


Figura 82. Elaborazioni relative al Cromo totale per lo strato 100 – 125 cm

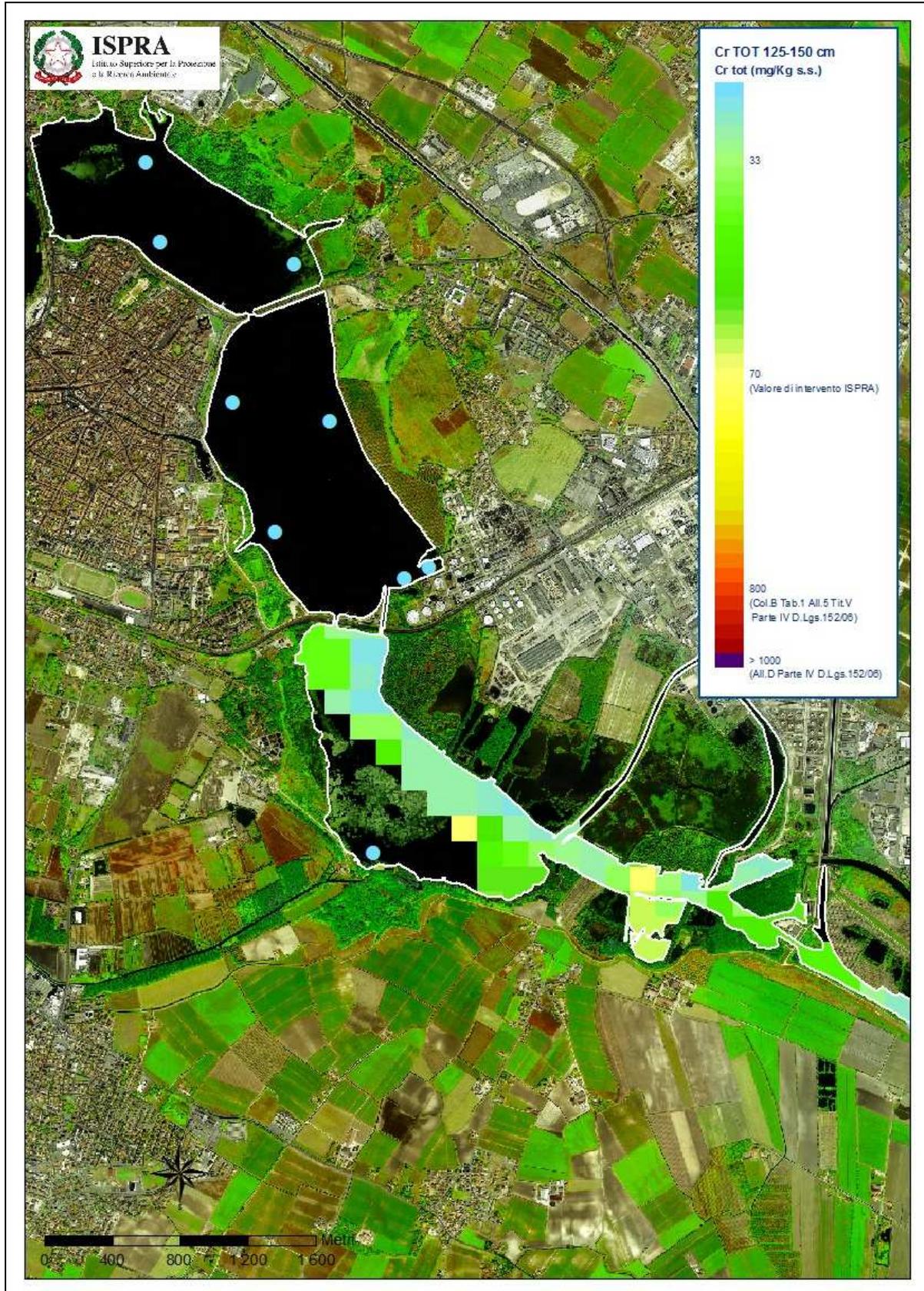


Figura 83. Elaborazioni relative al Cromo totale per lo strato 125 – 150 cm

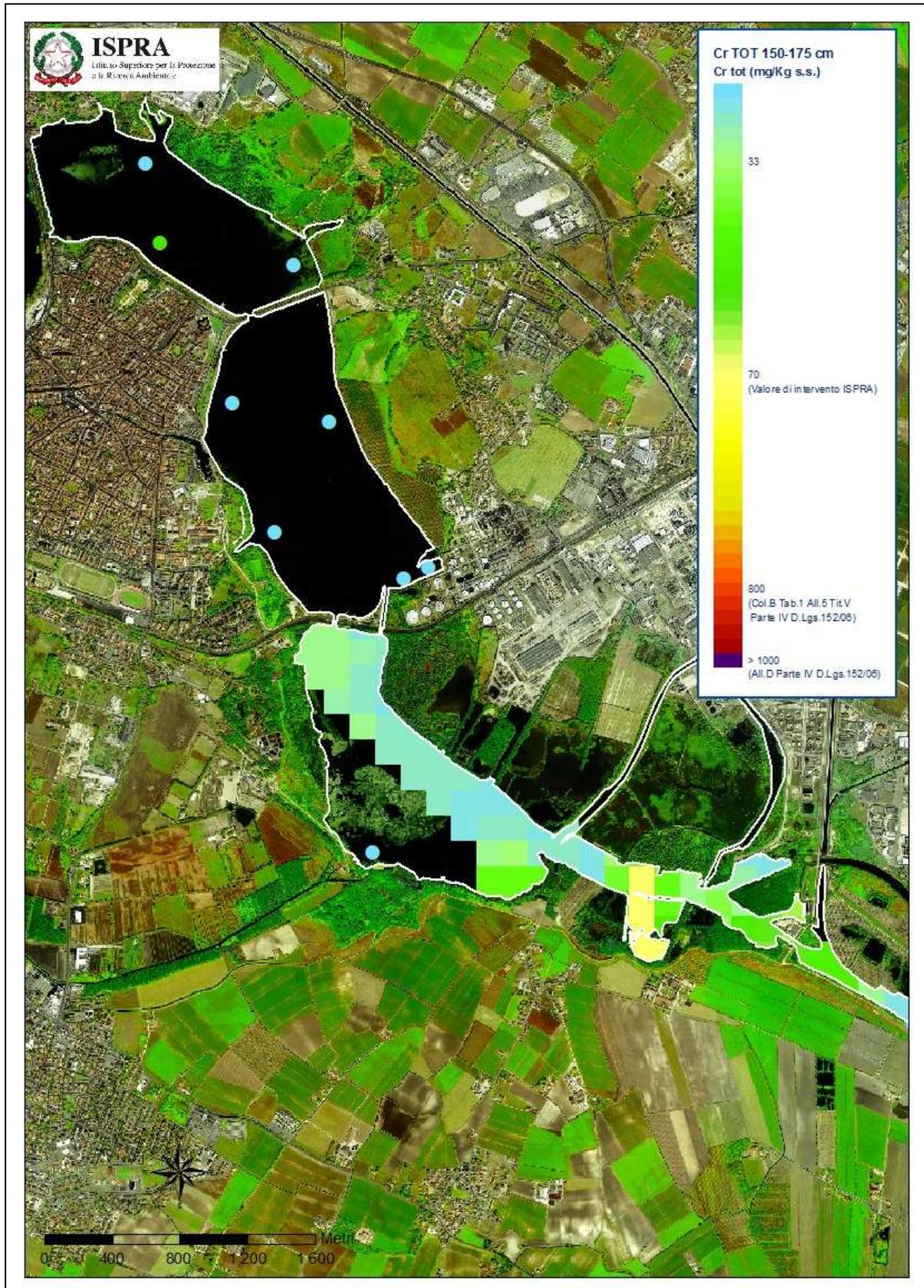


Figura 84. Elaborazioni relative al Cromo totale per lo strato 150 – 175 cm

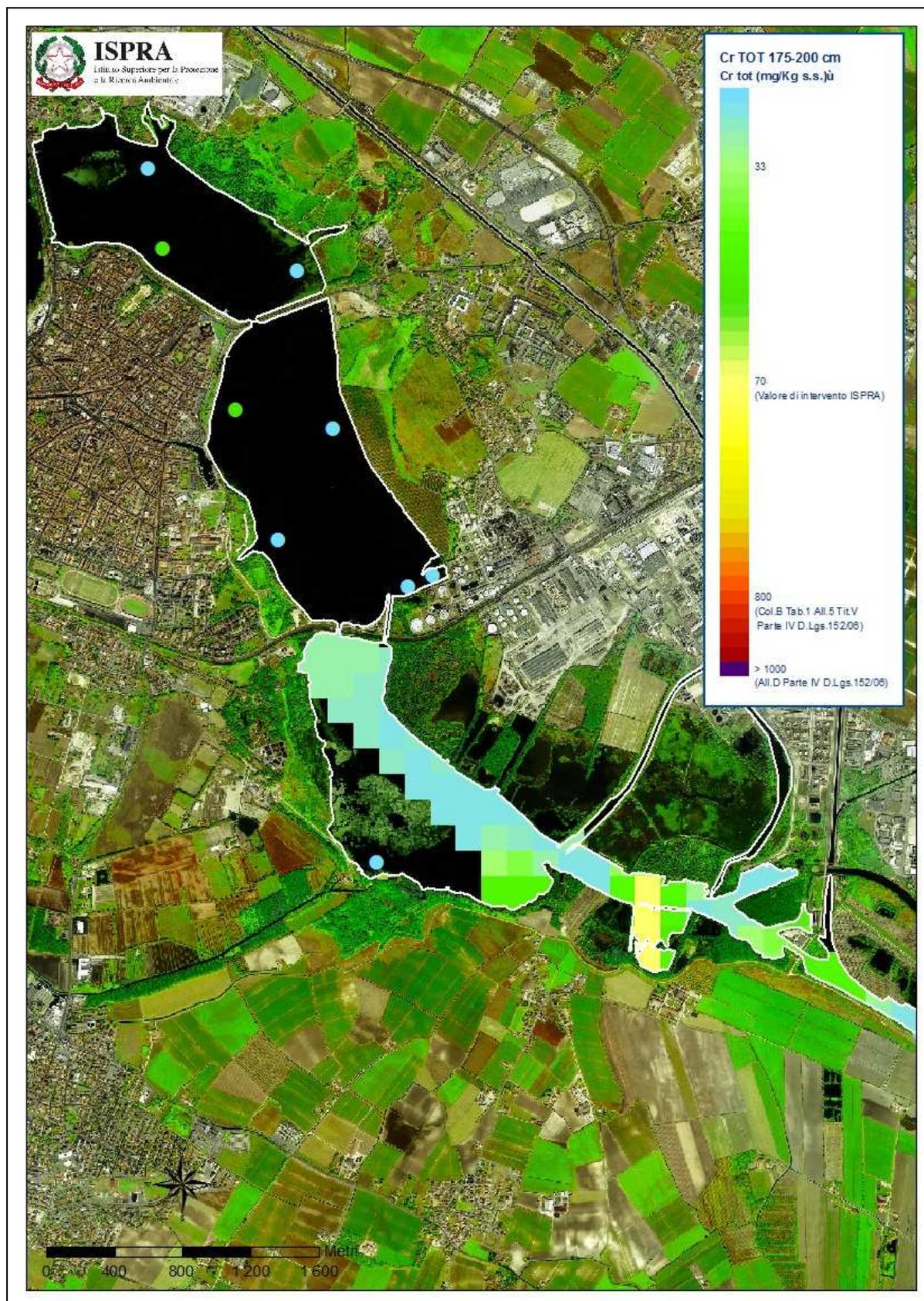


Figura 85. Elaborazioni relative al Cromo totale per lo strato 175 – 200 cm

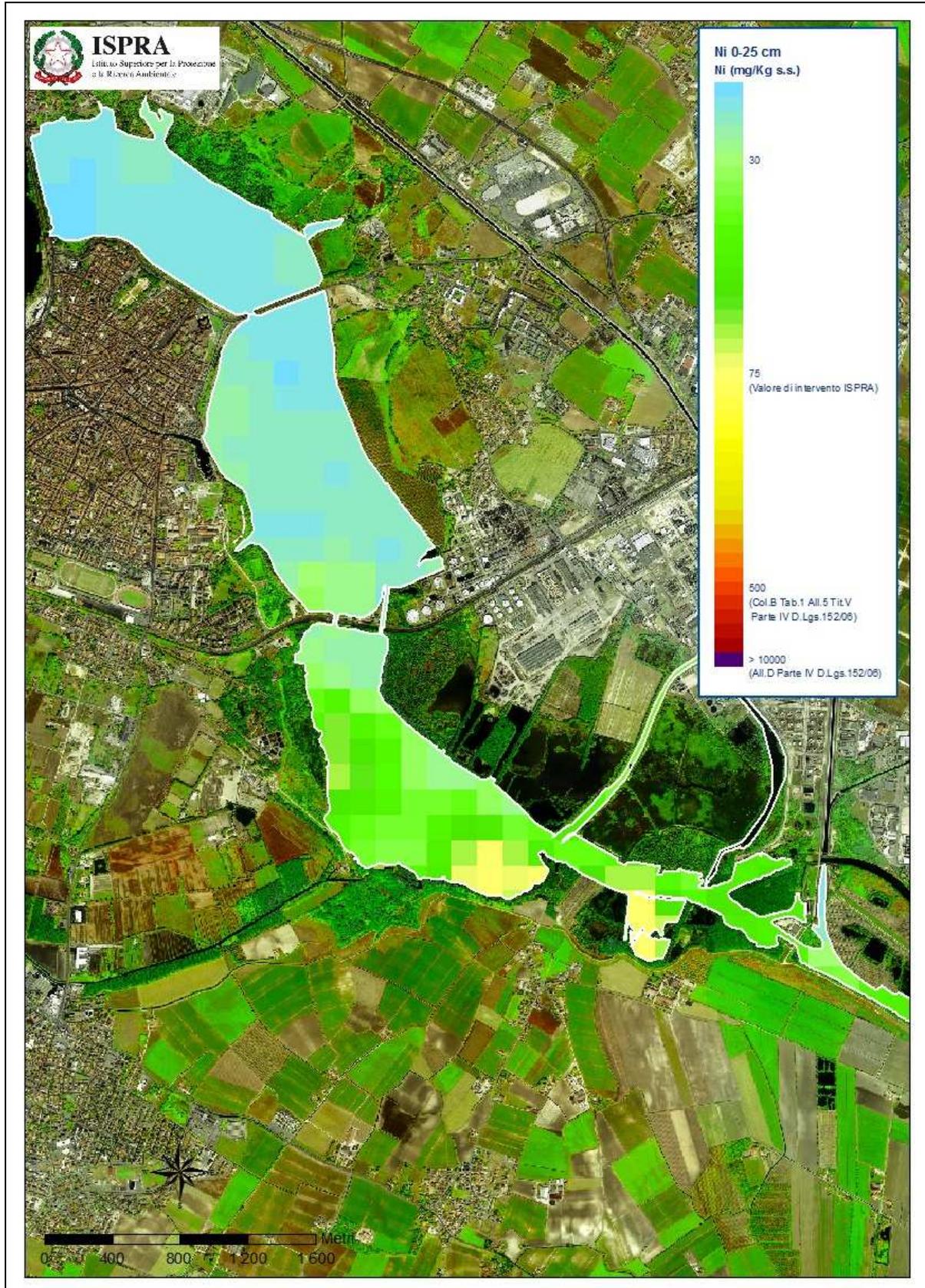


Figura 86. Elaborazioni relative al Nichel per lo strato 0 – 25 cm

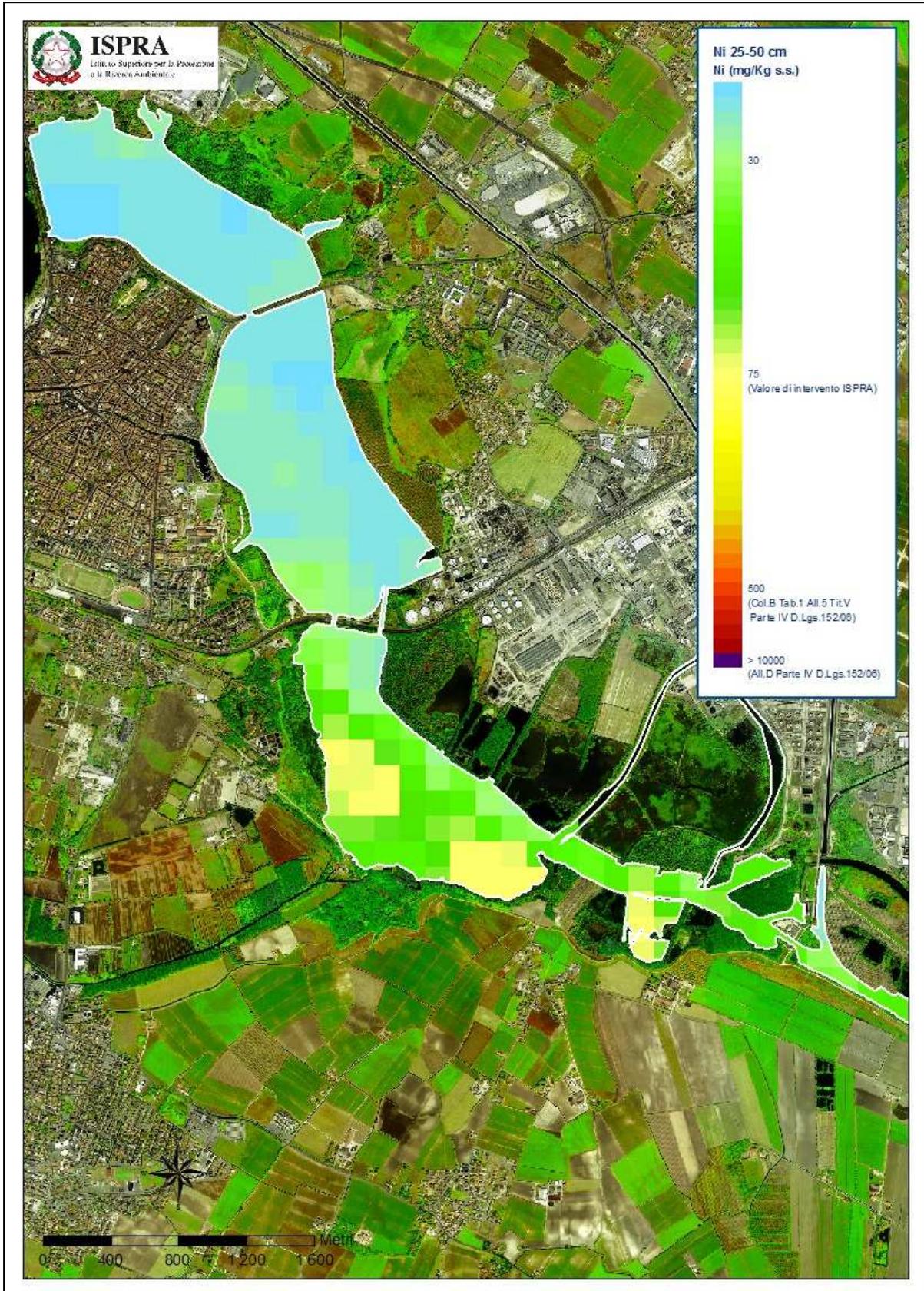


Figura 87. Elaborazioni relative al Nichel per lo strato 25 – 50 cm

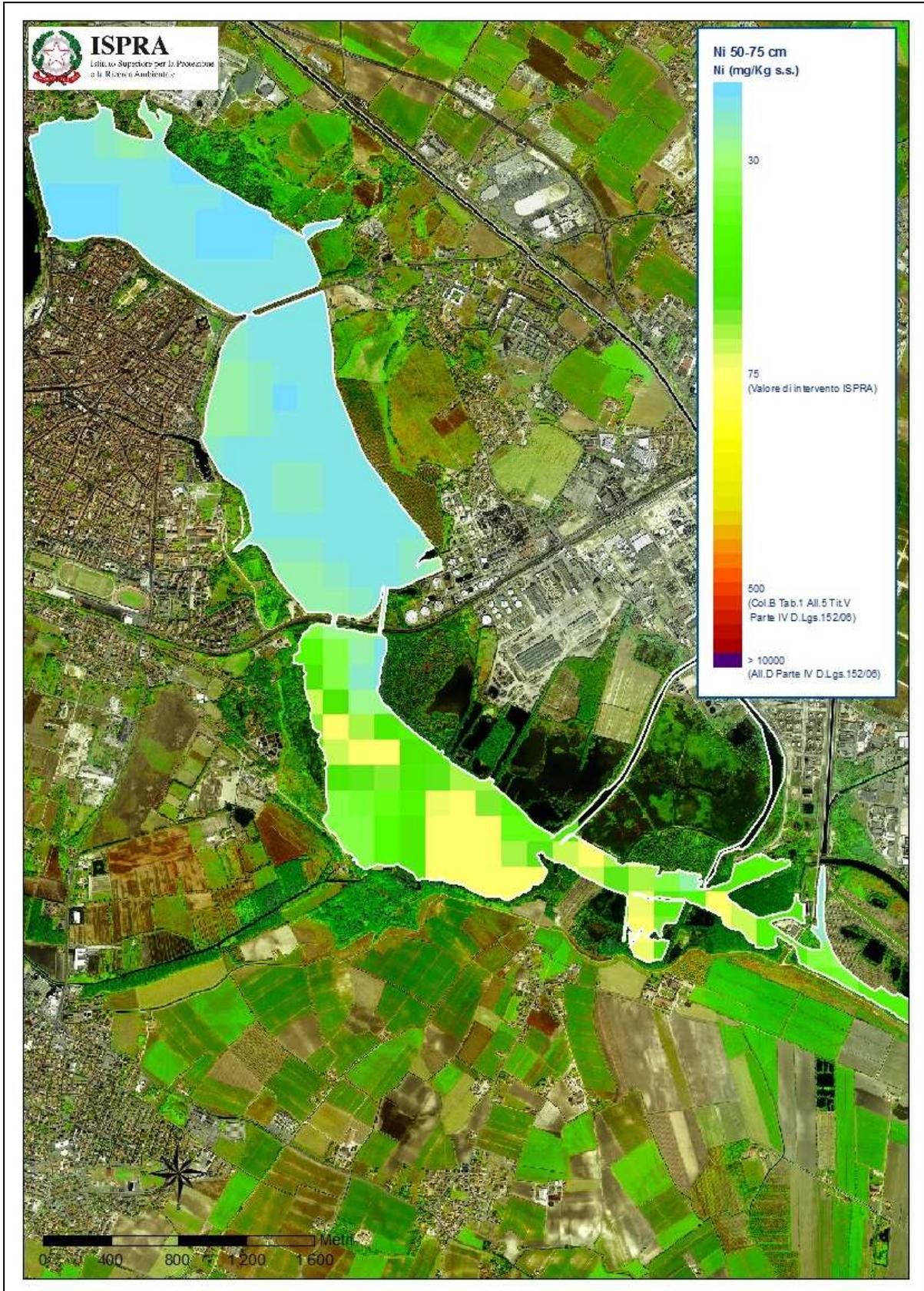


Figura 88. Elaborazioni relative al Nichel per lo strato 50 – 75 cm

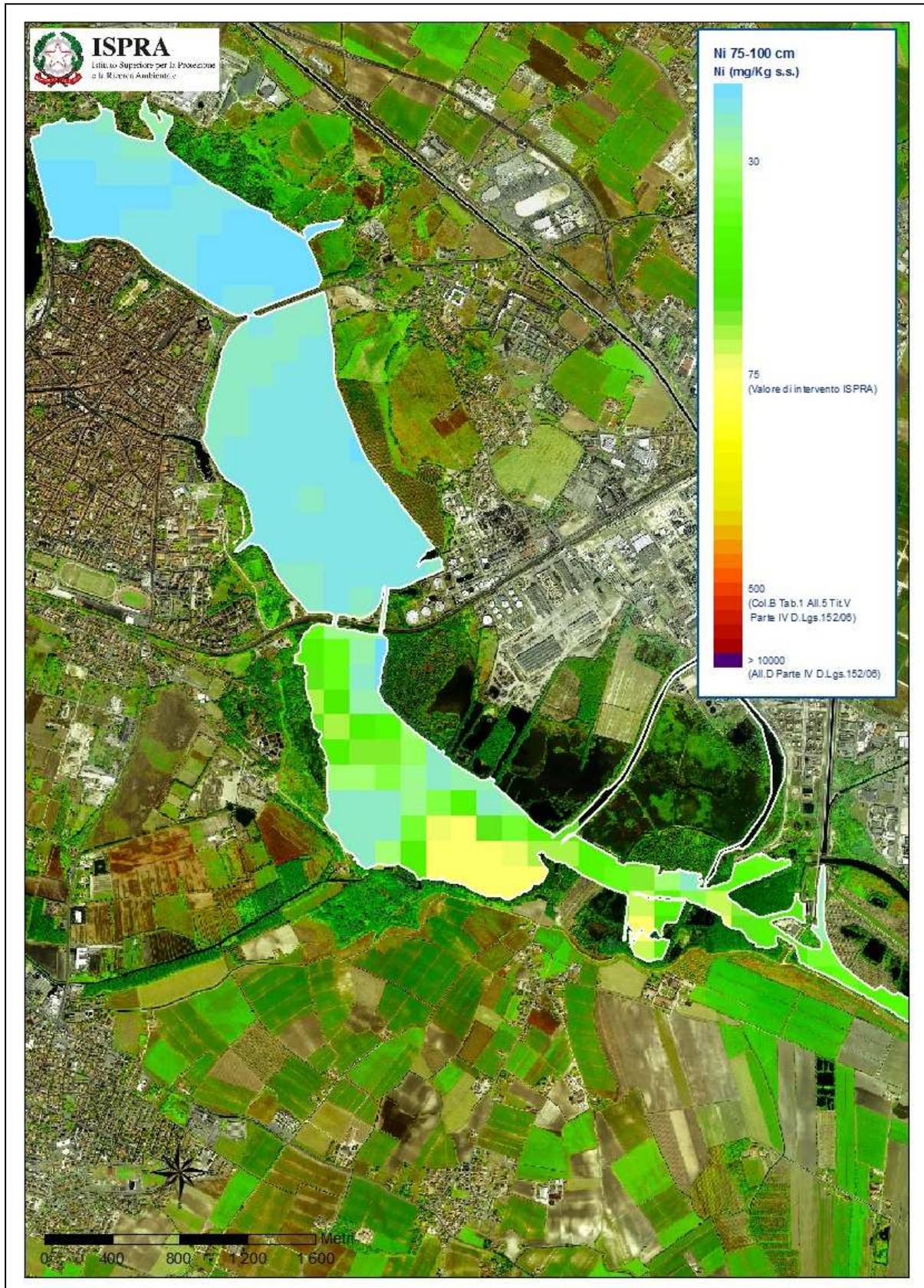


Figura 89. Elaborazioni relative al Nichel per lo strato 75 – 100 cm

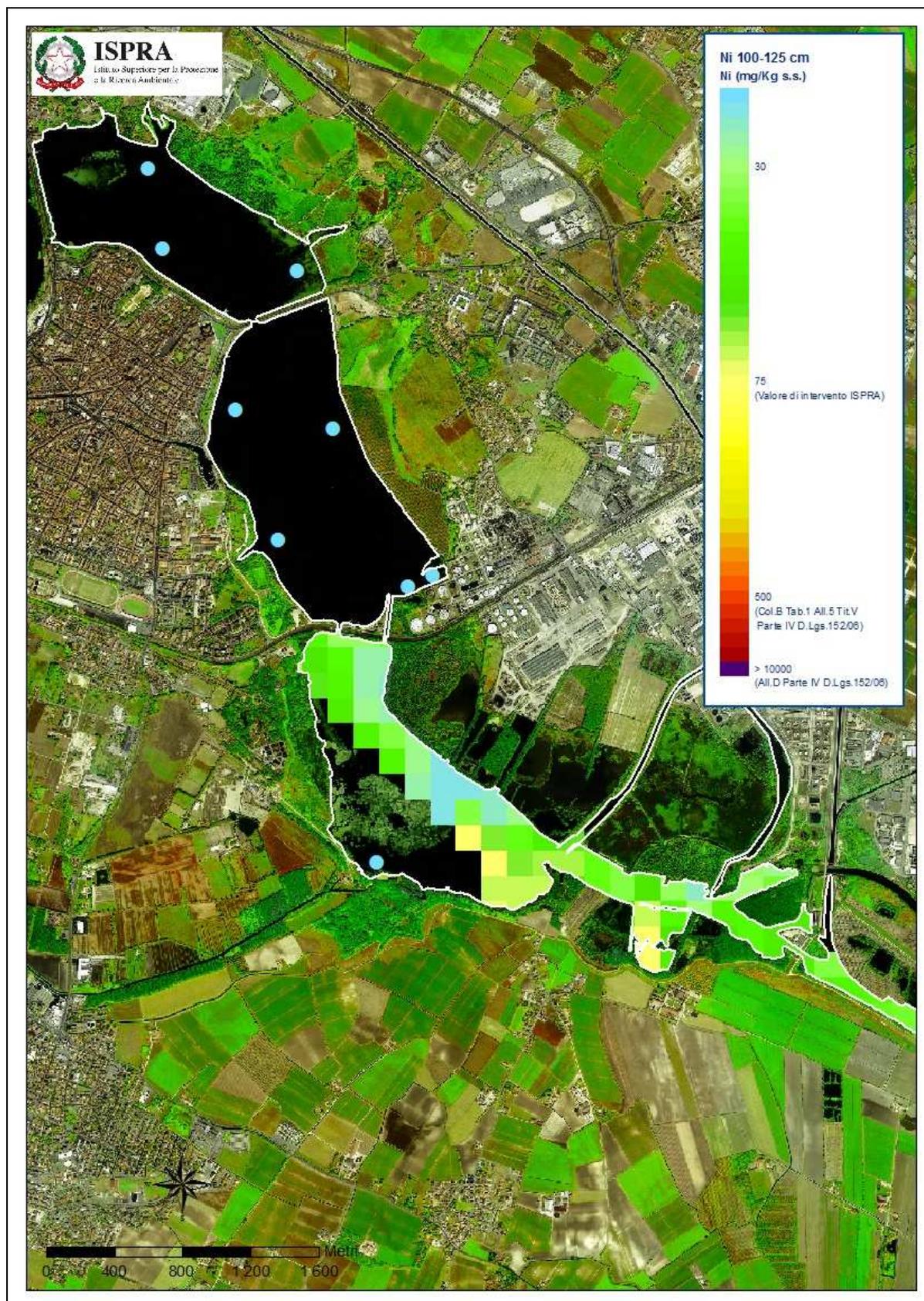


Figura 90. Elaborazioni relative al Nichel per lo strato 100 – 125 cm

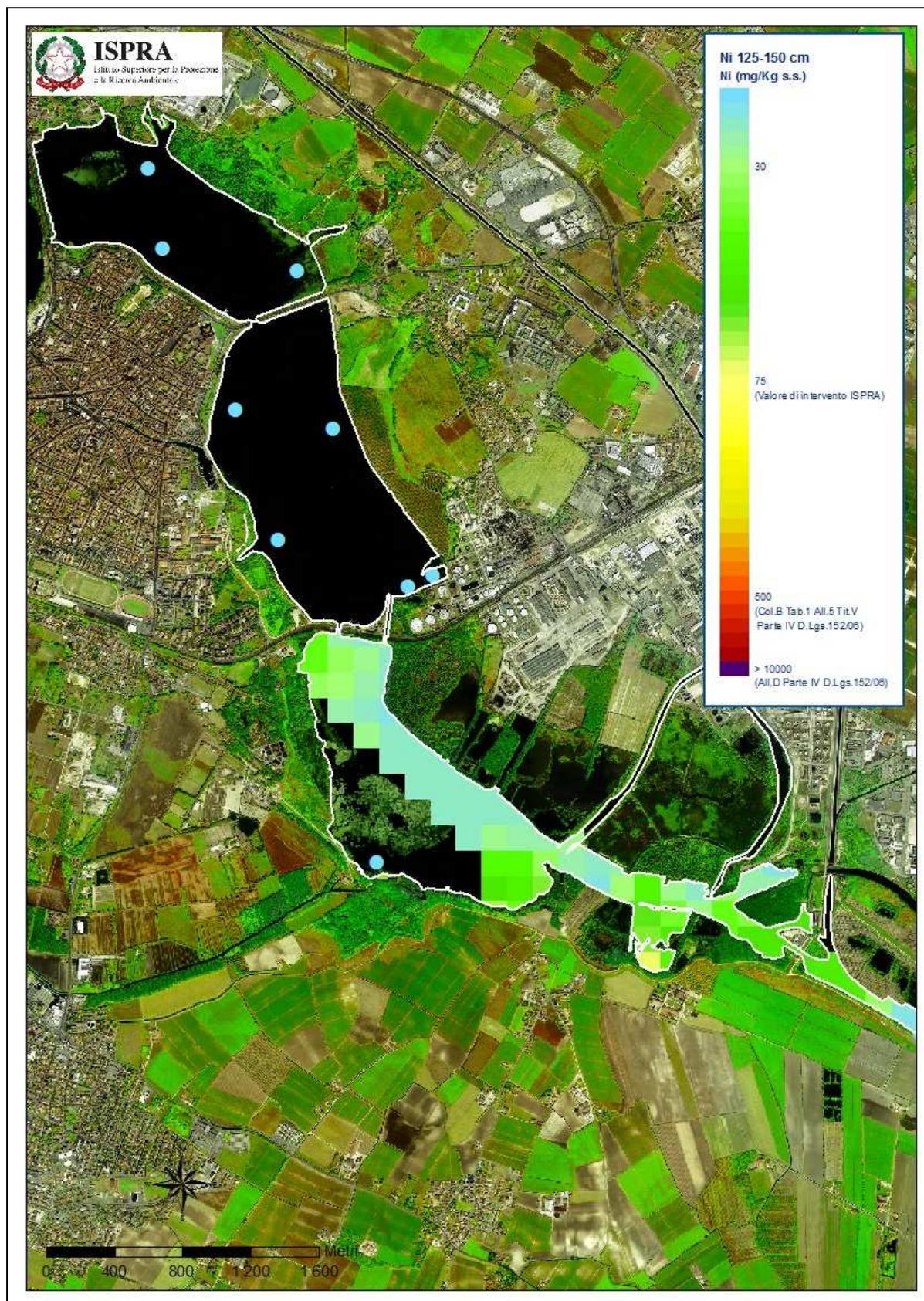


Figura 91. Elaborazioni relative al Nichel per lo strato 125 – 150 cm

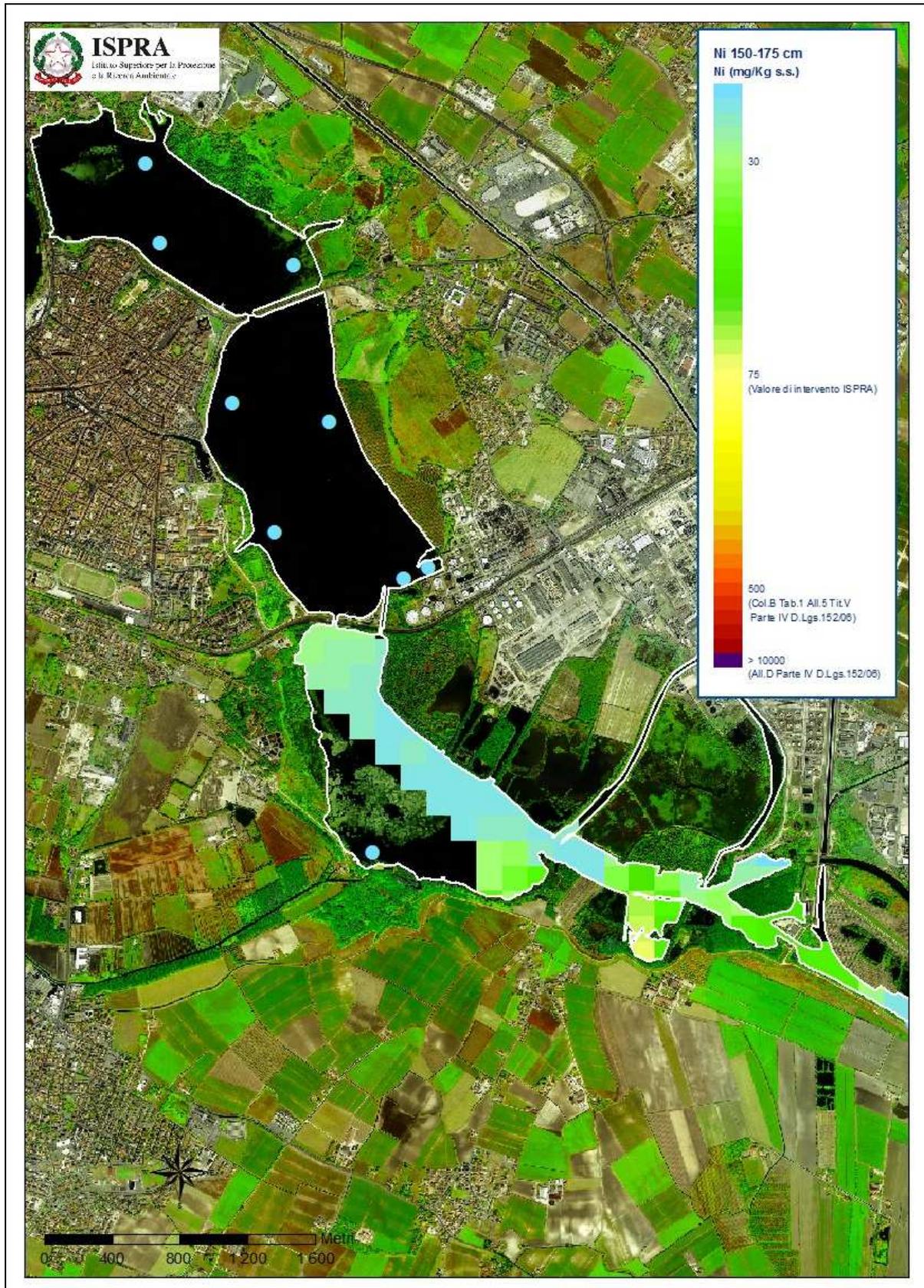


Figura 92. Elaborazioni relative al Nichel per lo strato 150 – 175 cm

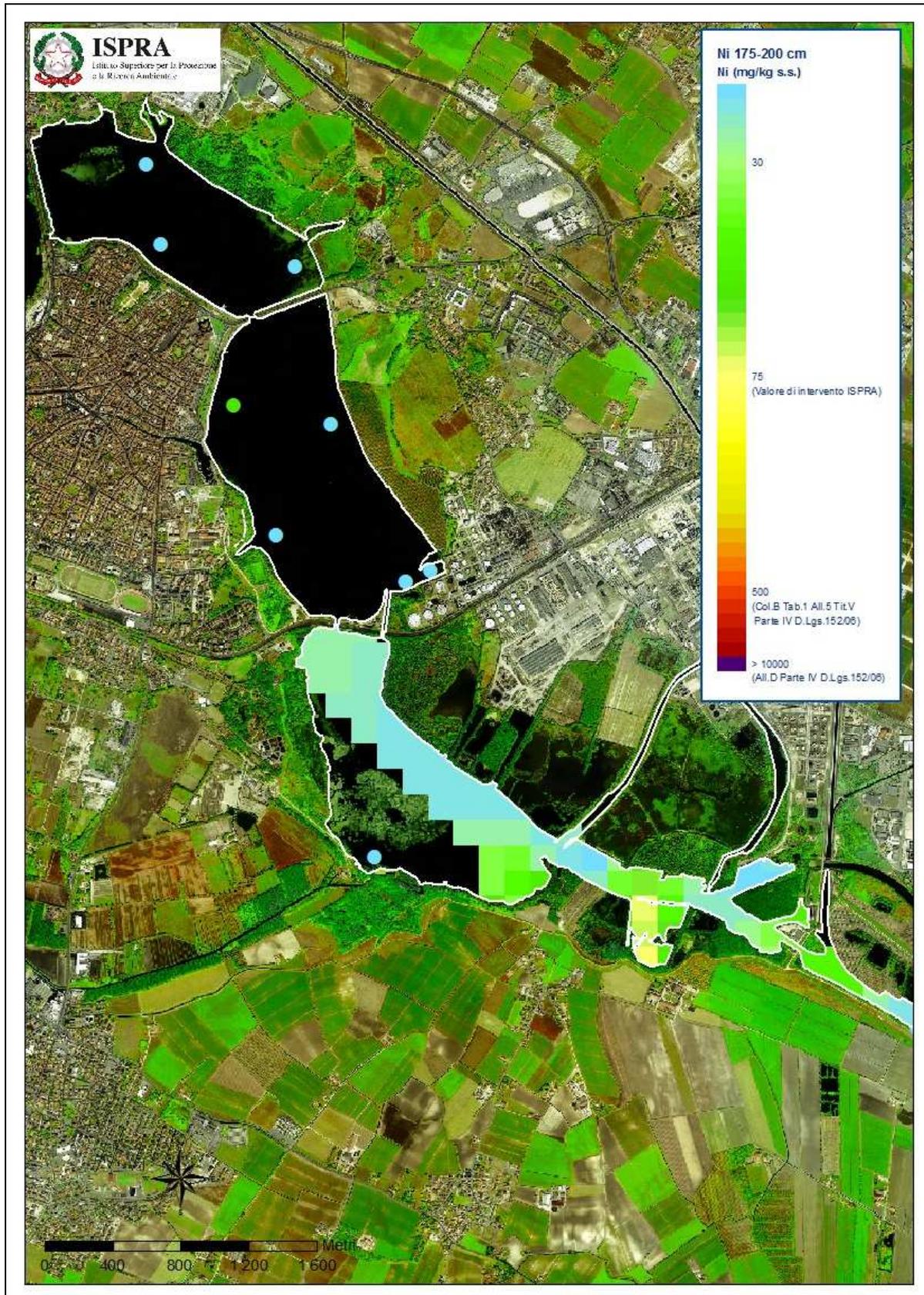


Figura 93. Elaborazioni relative al Nichel per lo strato 175 – 200 cm

Anche il **Piombo**, (dalla Figura 94 alla Figura 101) non presenta situazioni di criticità particolarmente significative, ad eccezione dell'area antistante porto Catena (lago Inferiore) e l'area in prossimità dello sbocco del canale Paiolo (Vallazza).

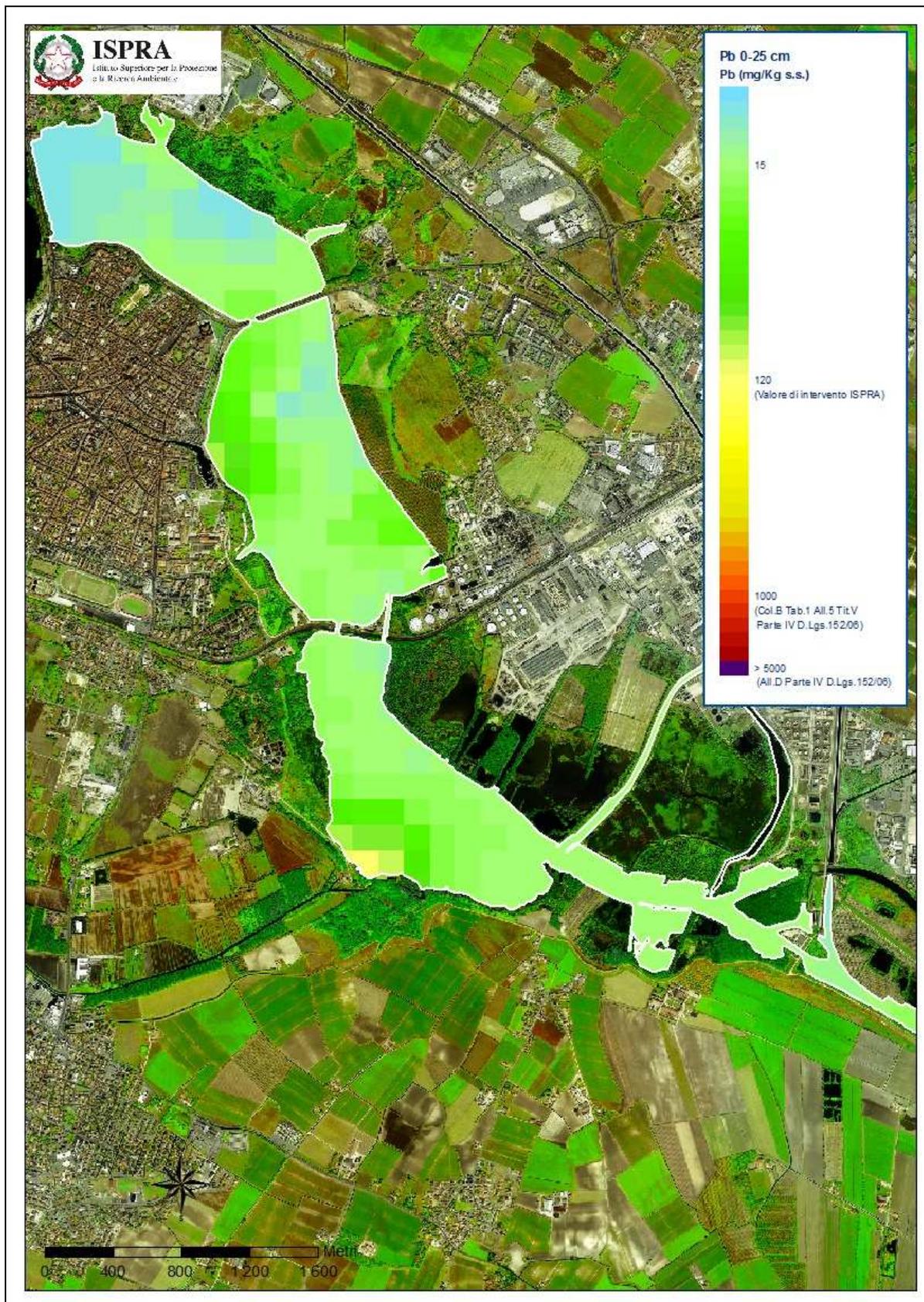


Figura 94. Elaborazioni relative al Piombo per lo strato 0 – 25 cm

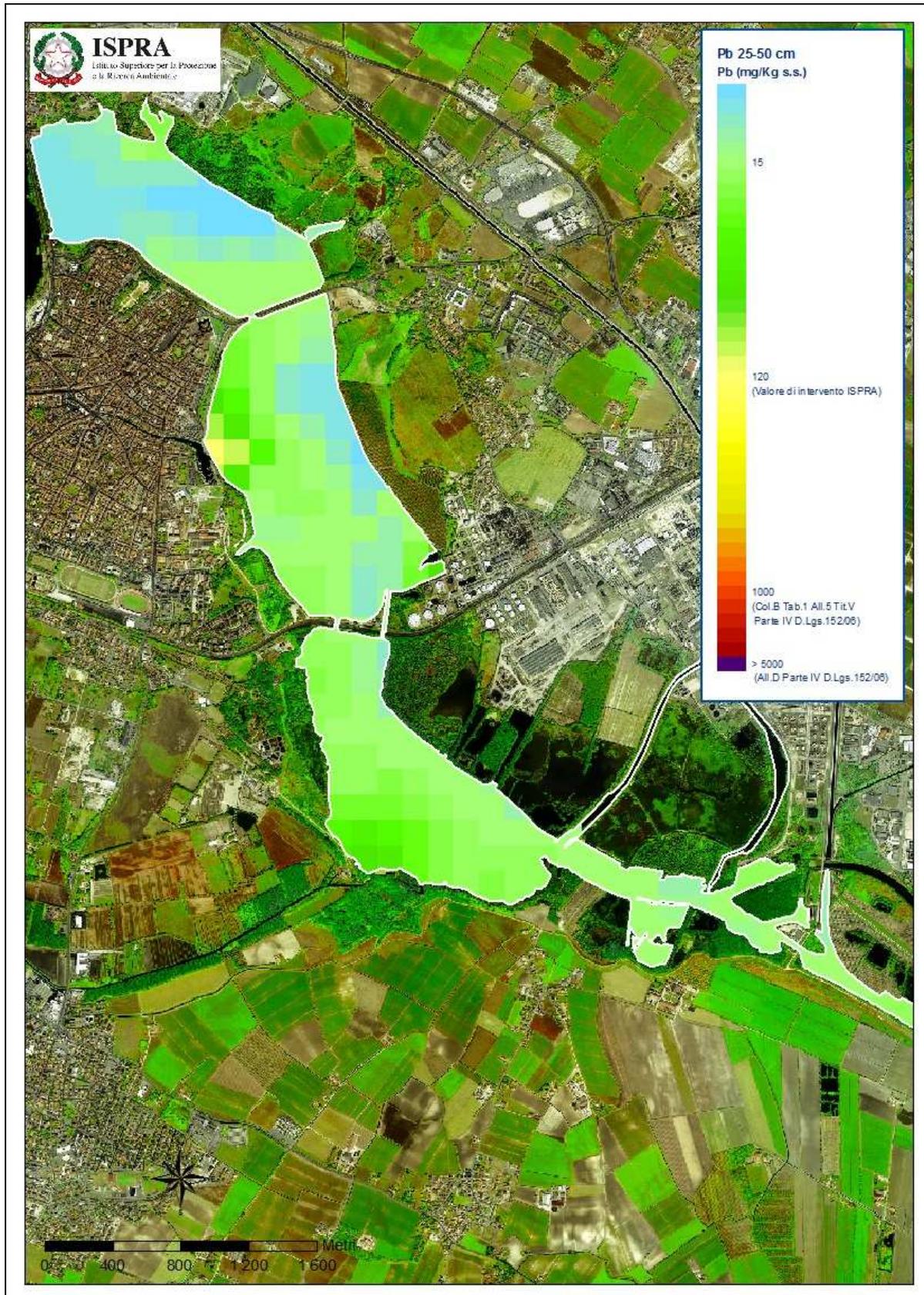


Figura 95. Elaborazioni relative al Piombo per lo strato 25 – 50 cm

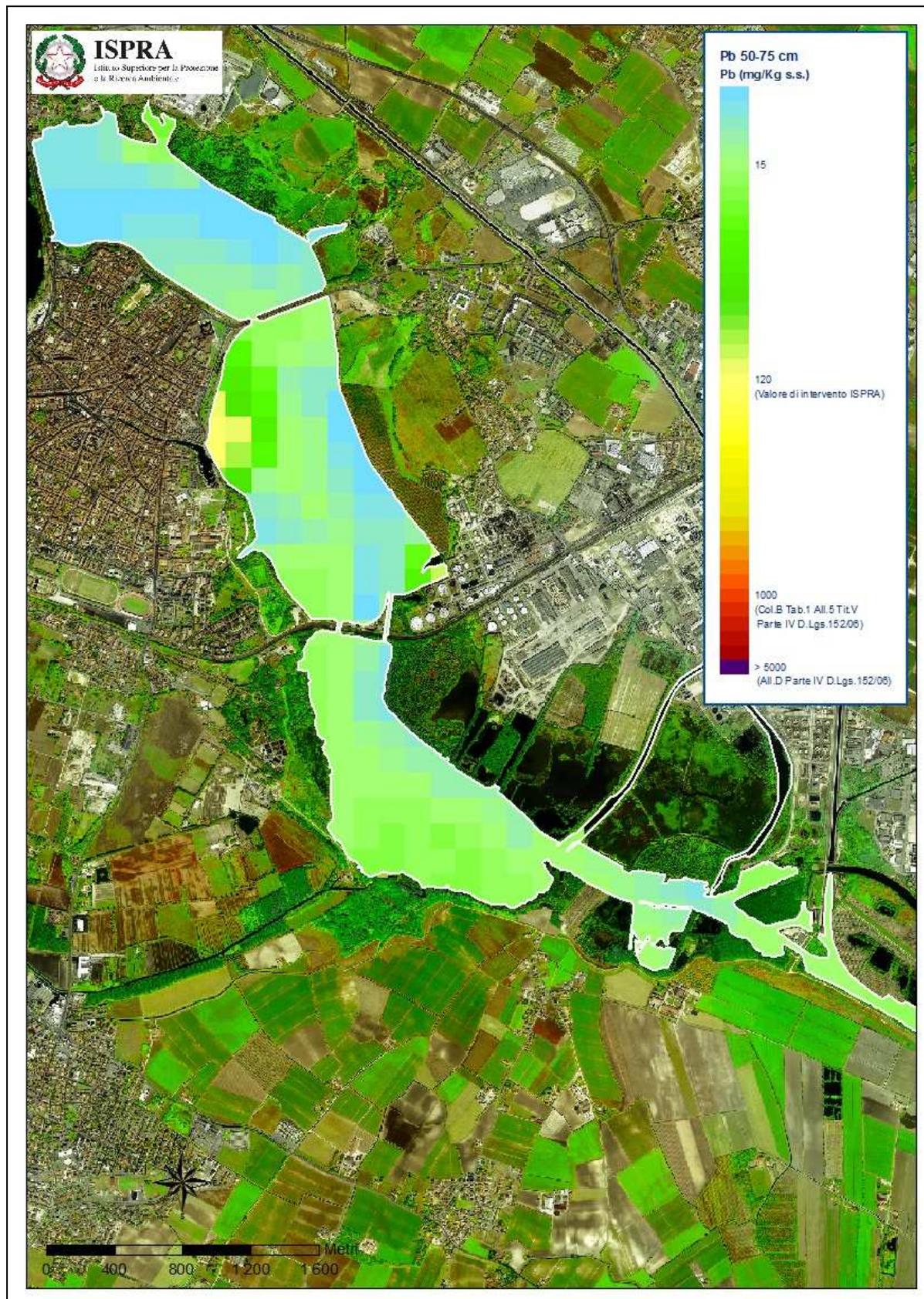


Figura 96. Elaborazioni relative al Piombo per lo strato 50 – 75 cm

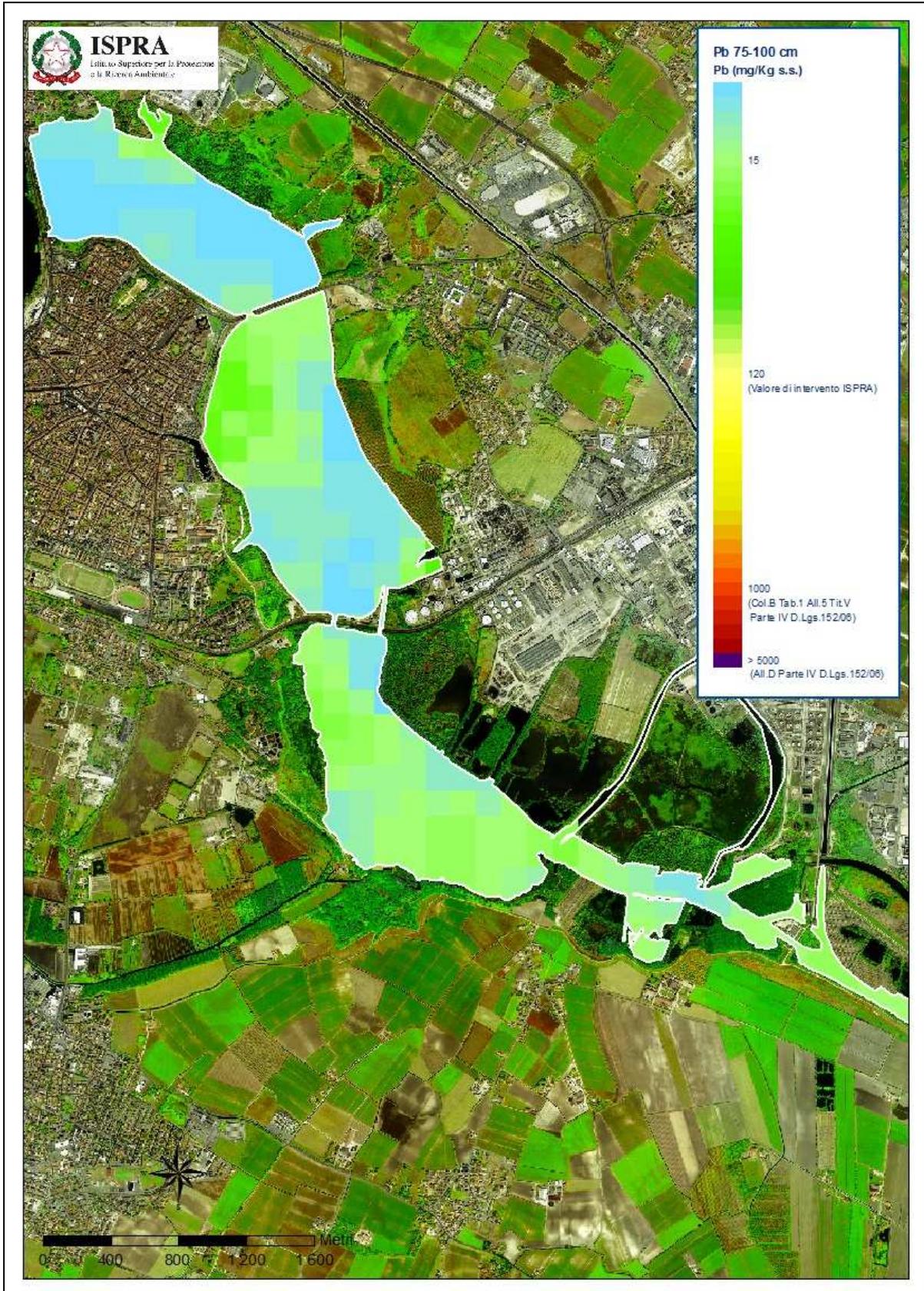


Figura 97. Elaborazioni relative al Piombo per lo strato 75 – 100 cm

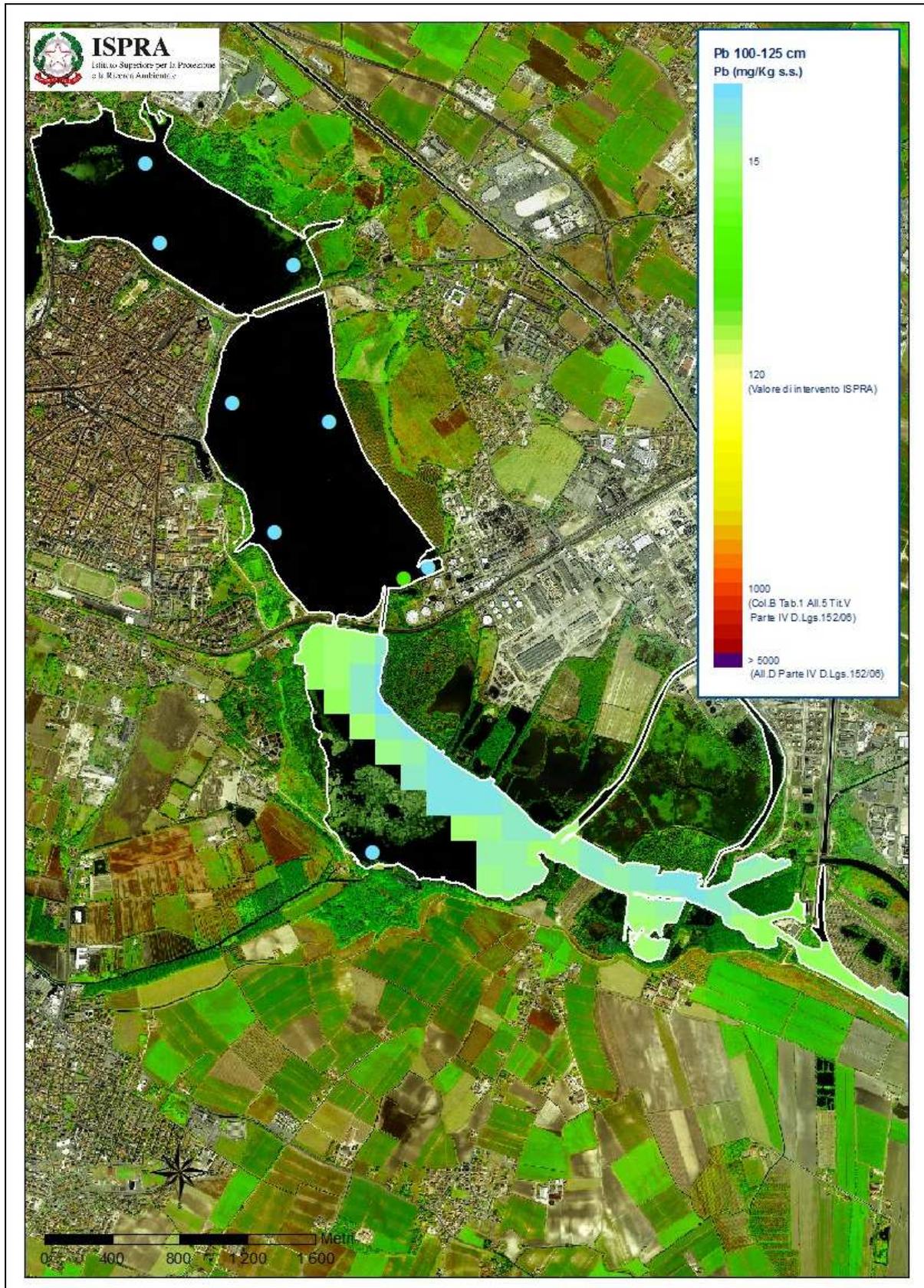


Figura 98. Elaborazioni relative al Piombo per lo strato 100 – 125 cm

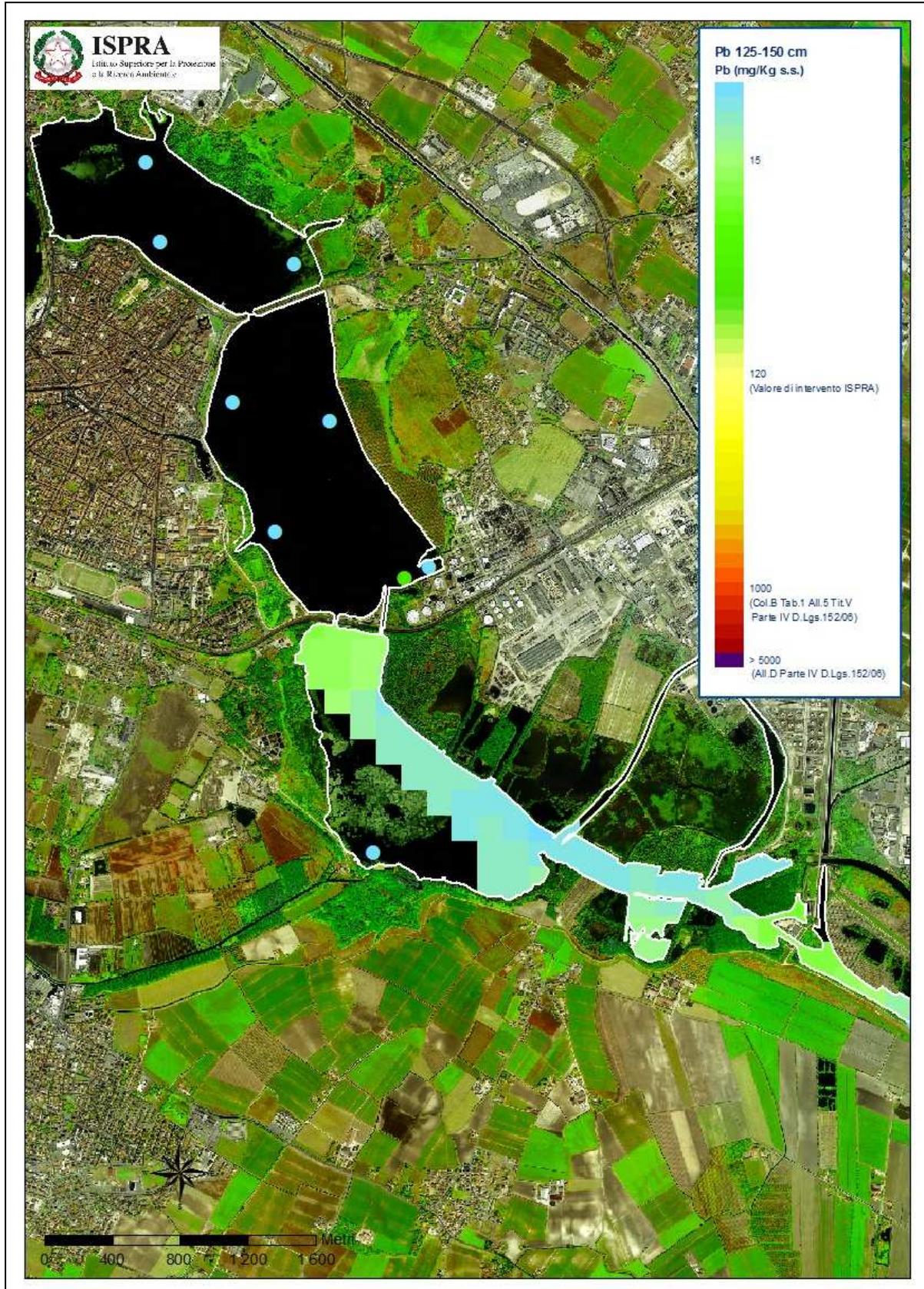


Figura 99. Elaborazioni relative al Piombo per lo strato 125 – 150 cm

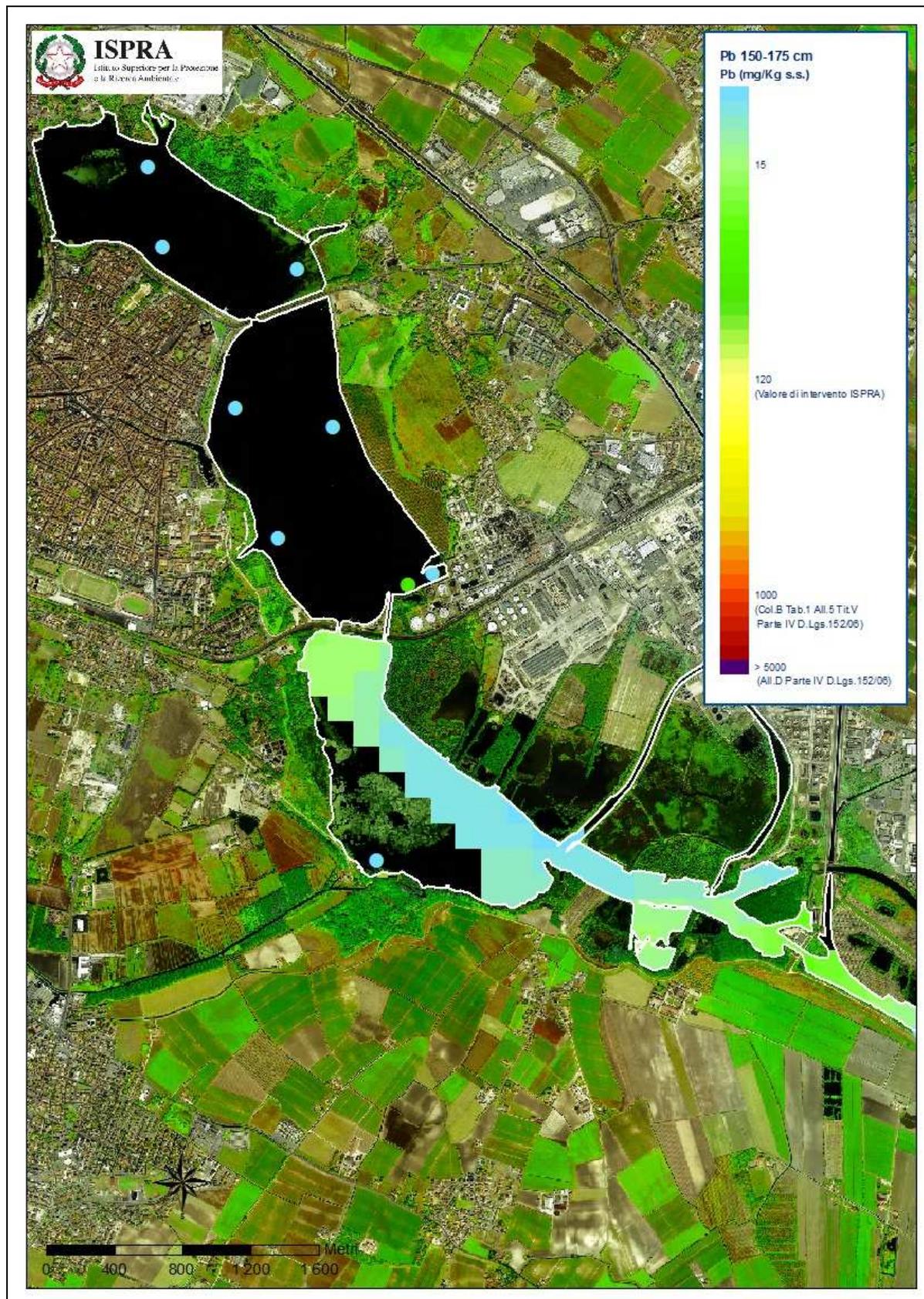


Figura 100. Elaborazioni relative al Piombo per lo strato 150 – 175 cm

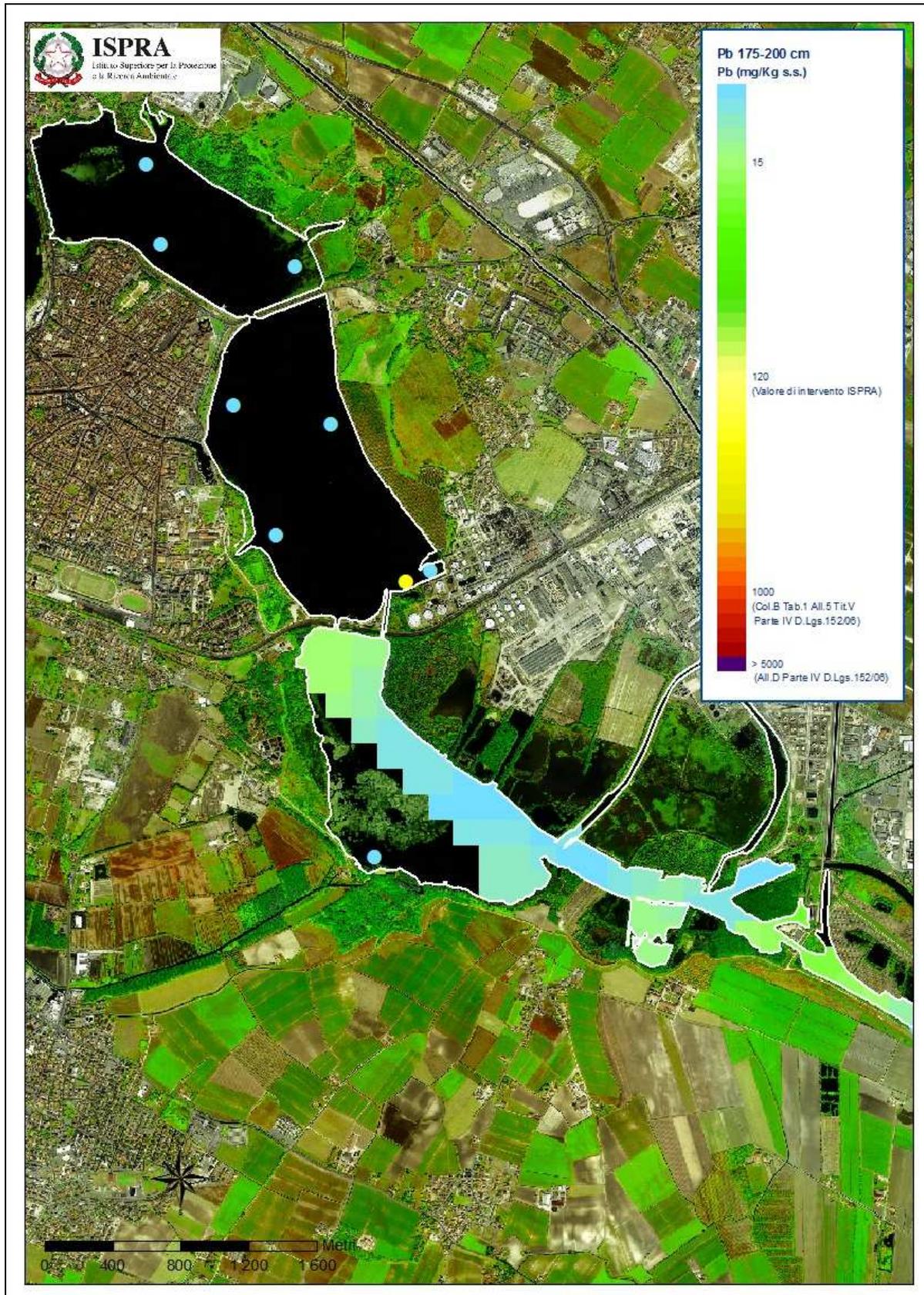


Figura 101. Elaborazioni relative al Piombo per lo strato 175 – 200 cm

Tra i metalli il **Vanadio** presenta concentrazioni prossime al valore di intervento che interessano l'area della Vallazza, a partire da i 25 cm entro il primo metro di sedimento elaborato; mentre nei restanti laghi le concentrazioni si mantengono prossime al valore di fondo (dalla Figura 102 alla Figura 109).

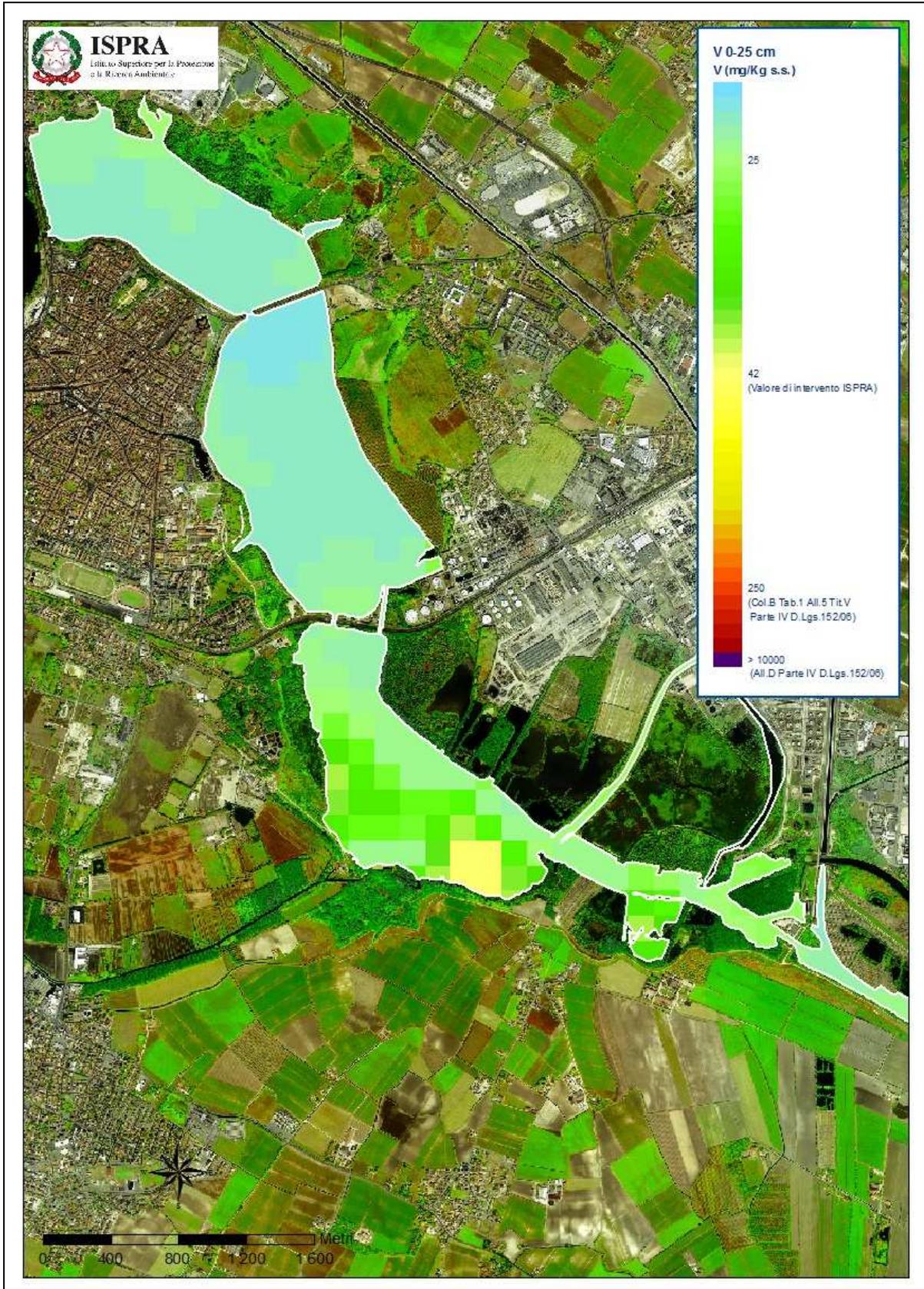


Figura 102. Elaborazioni relative al Vanadio per lo strato 0 – 25 cm

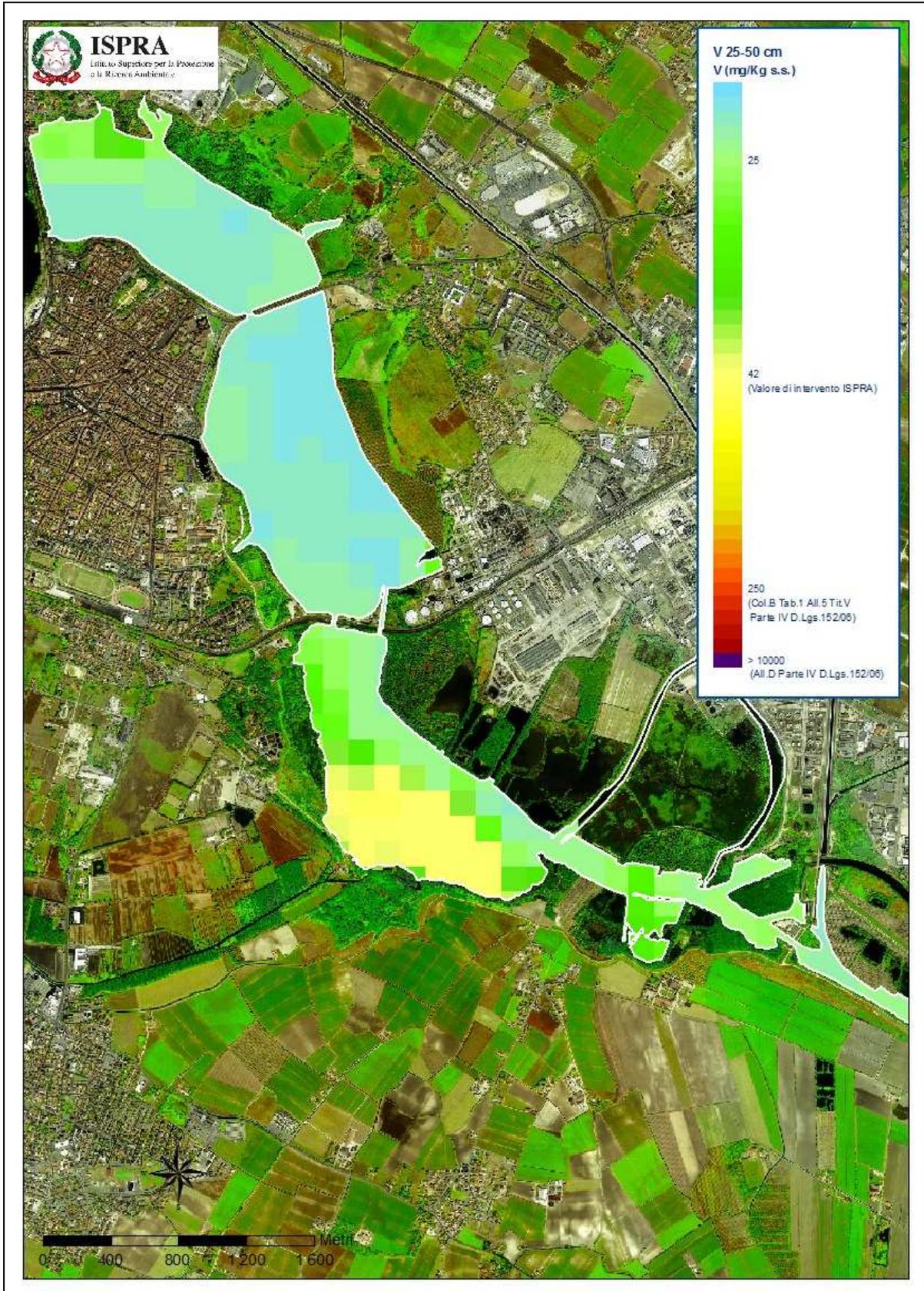


Figura 103. Elaborazioni relative al Vanadio per lo strato 25 – 50 cm

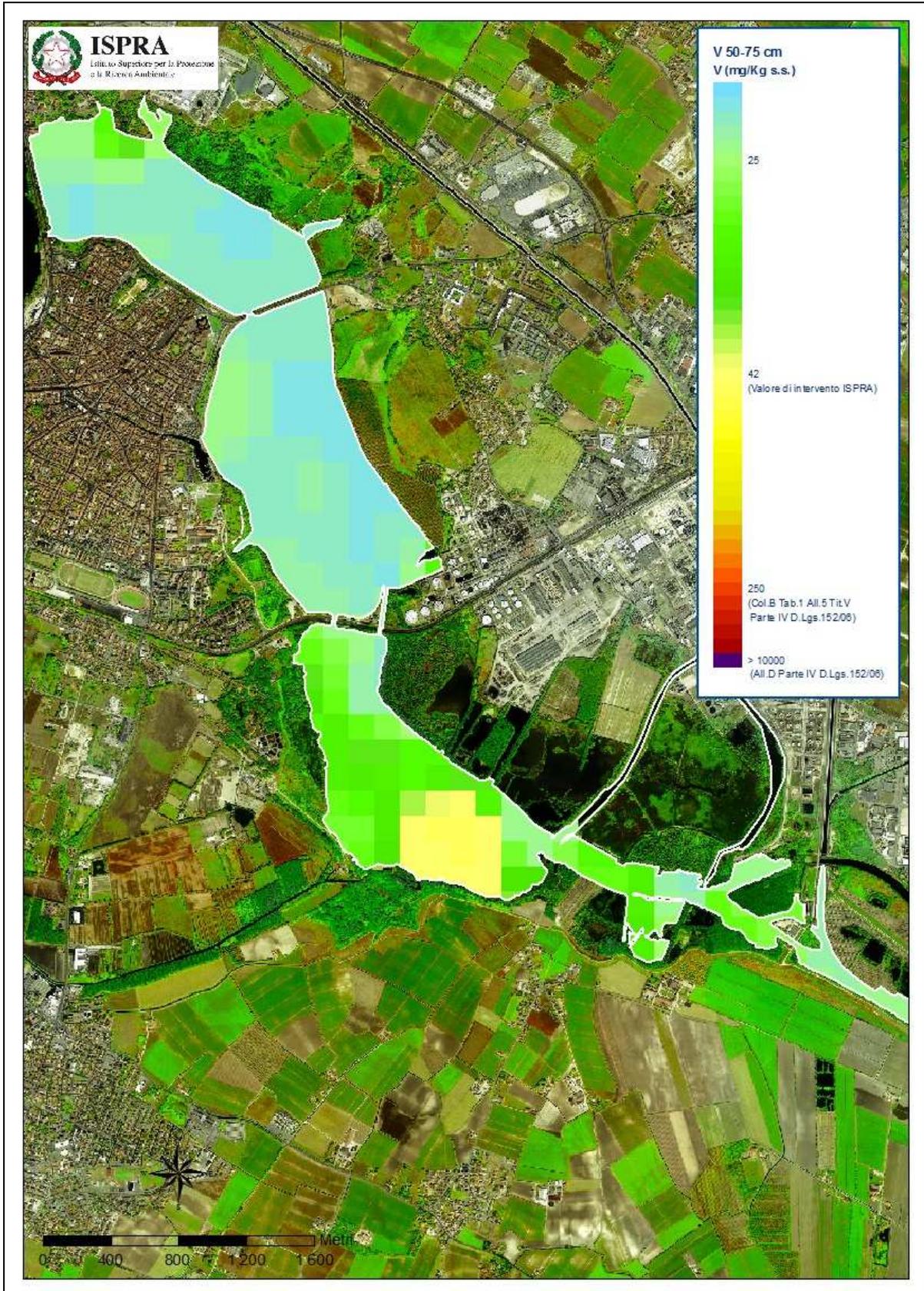


Figura 104. Elaborazioni relative al Vanadio per lo strato 50 – 75 cm

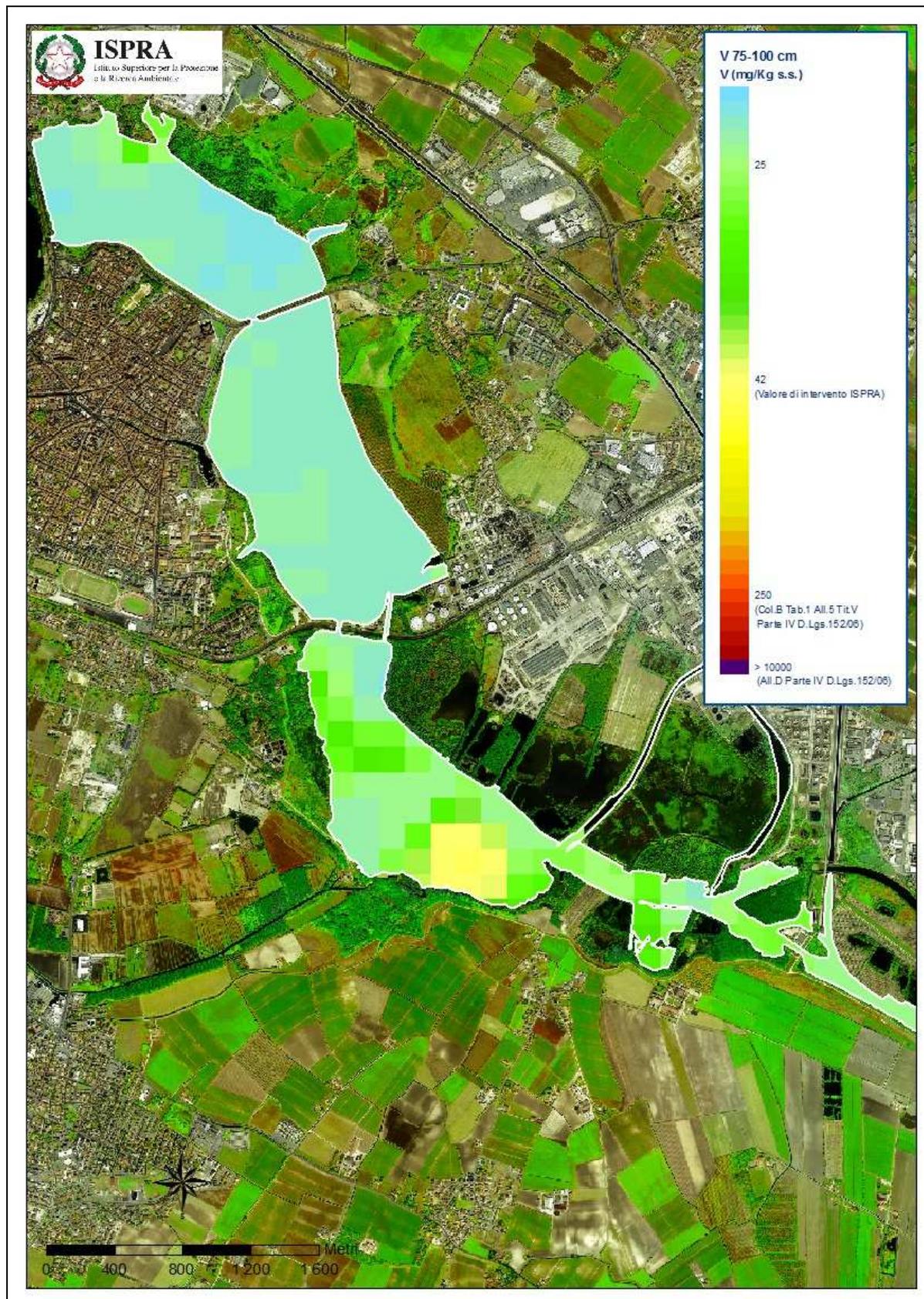


Figura 105. Elaborazioni relative al Vanadio per lo strato 75 – 100 cm

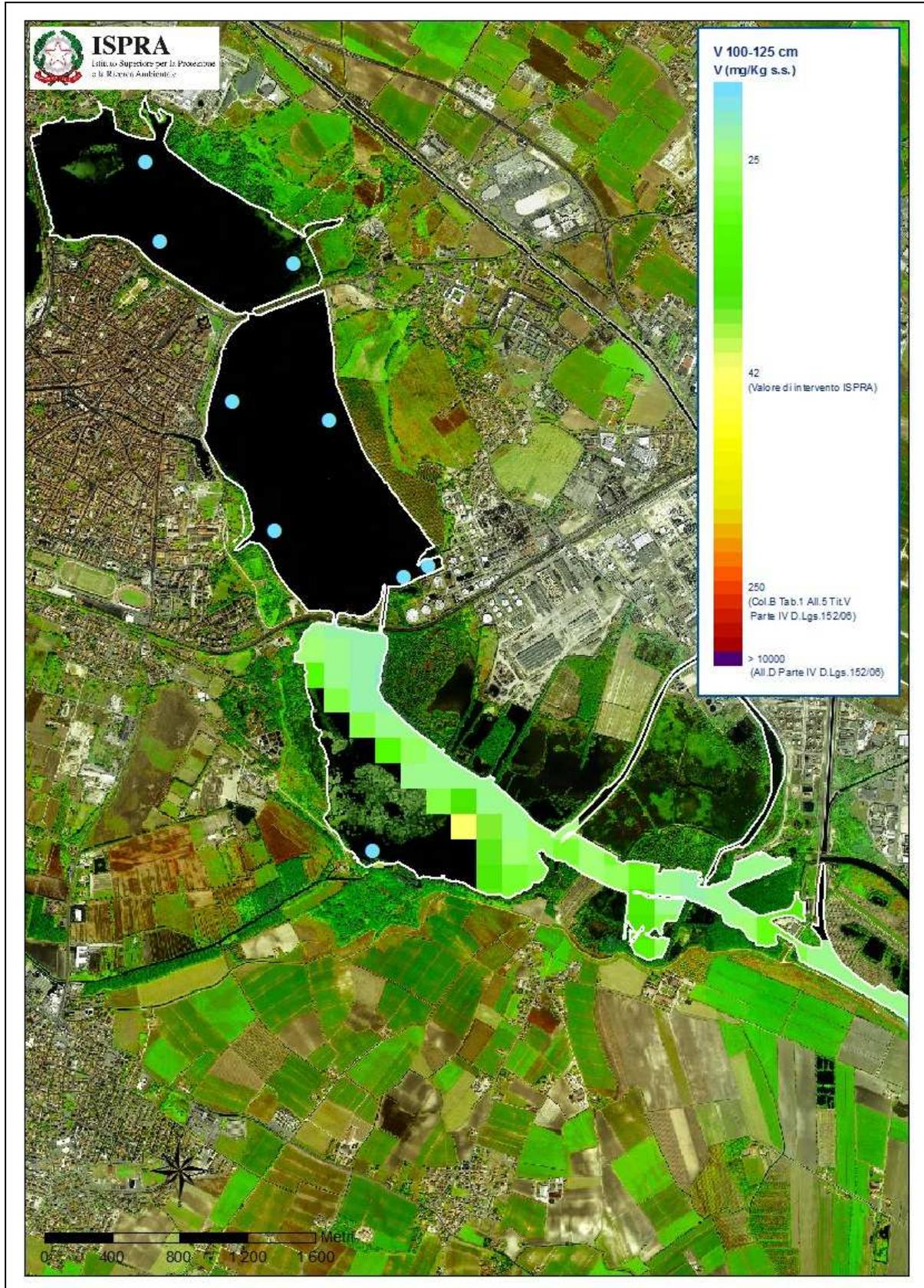


Figura 106. Elaborazioni relative al Vanadio per lo strato 100 – 125 cm

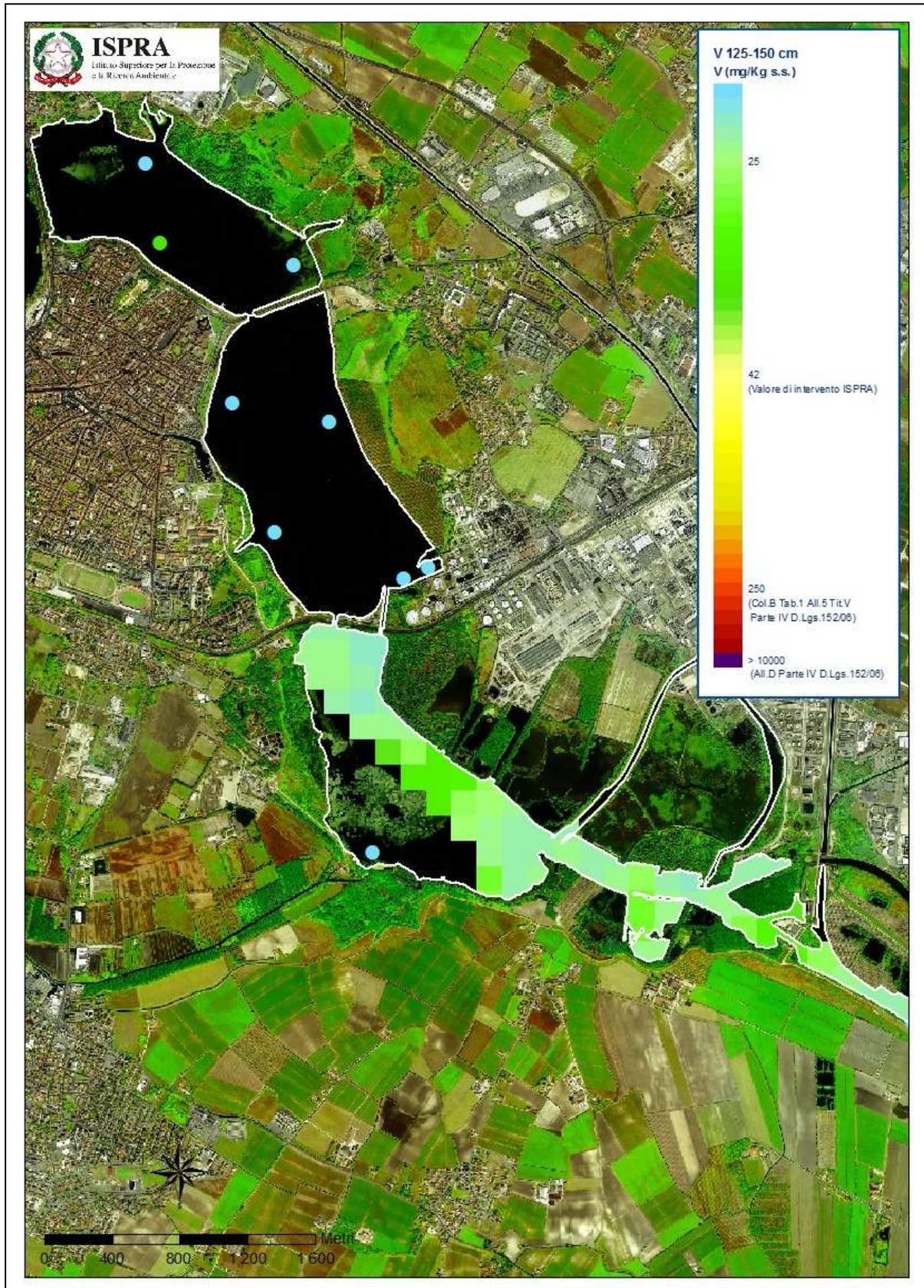


Figura 107. Elaborazioni relative al Vanadio per lo strato 125 – 150 cm

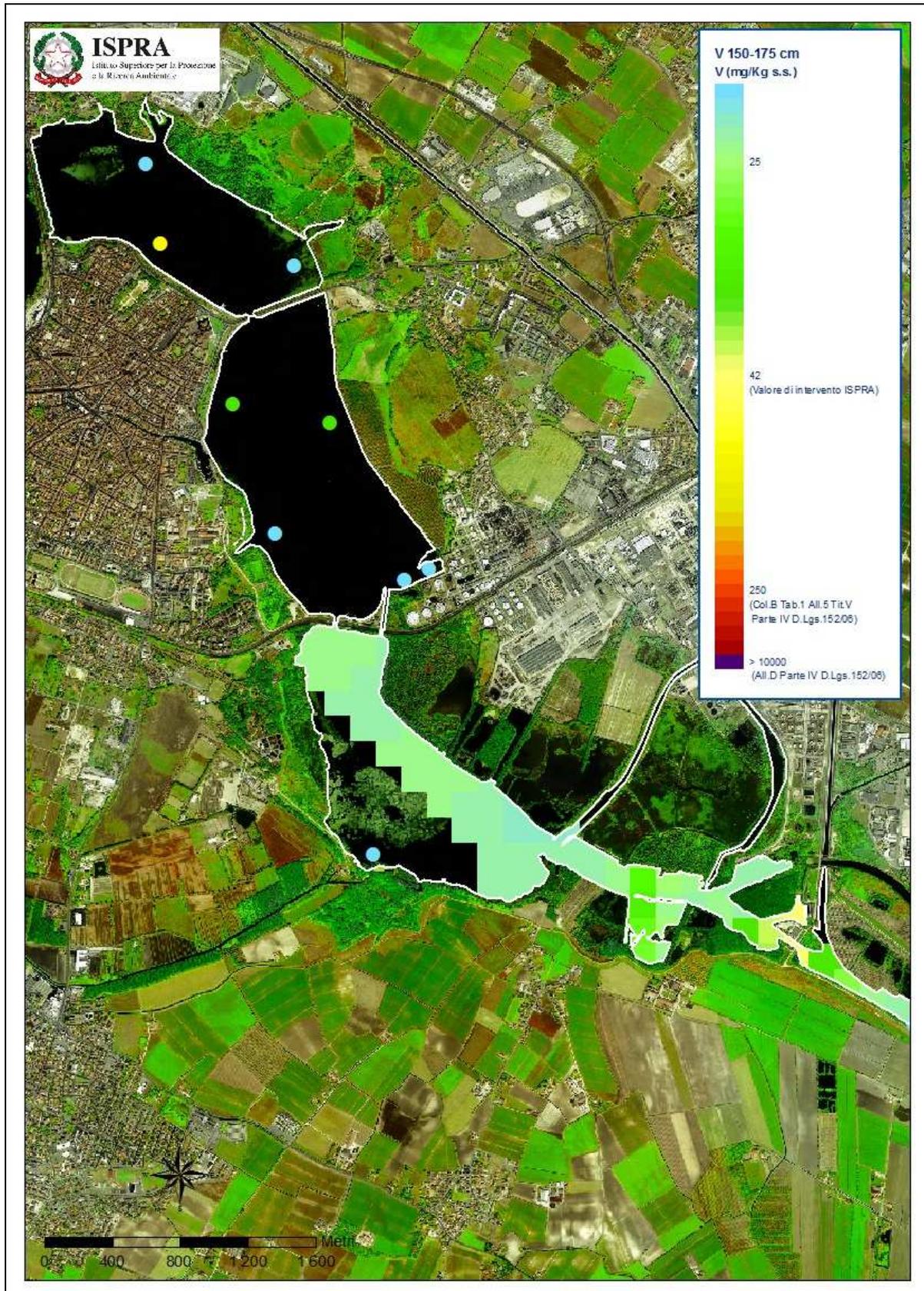


Figura 108. Elaborazioni relative al Vanadio per lo strato 150 – 175 cm

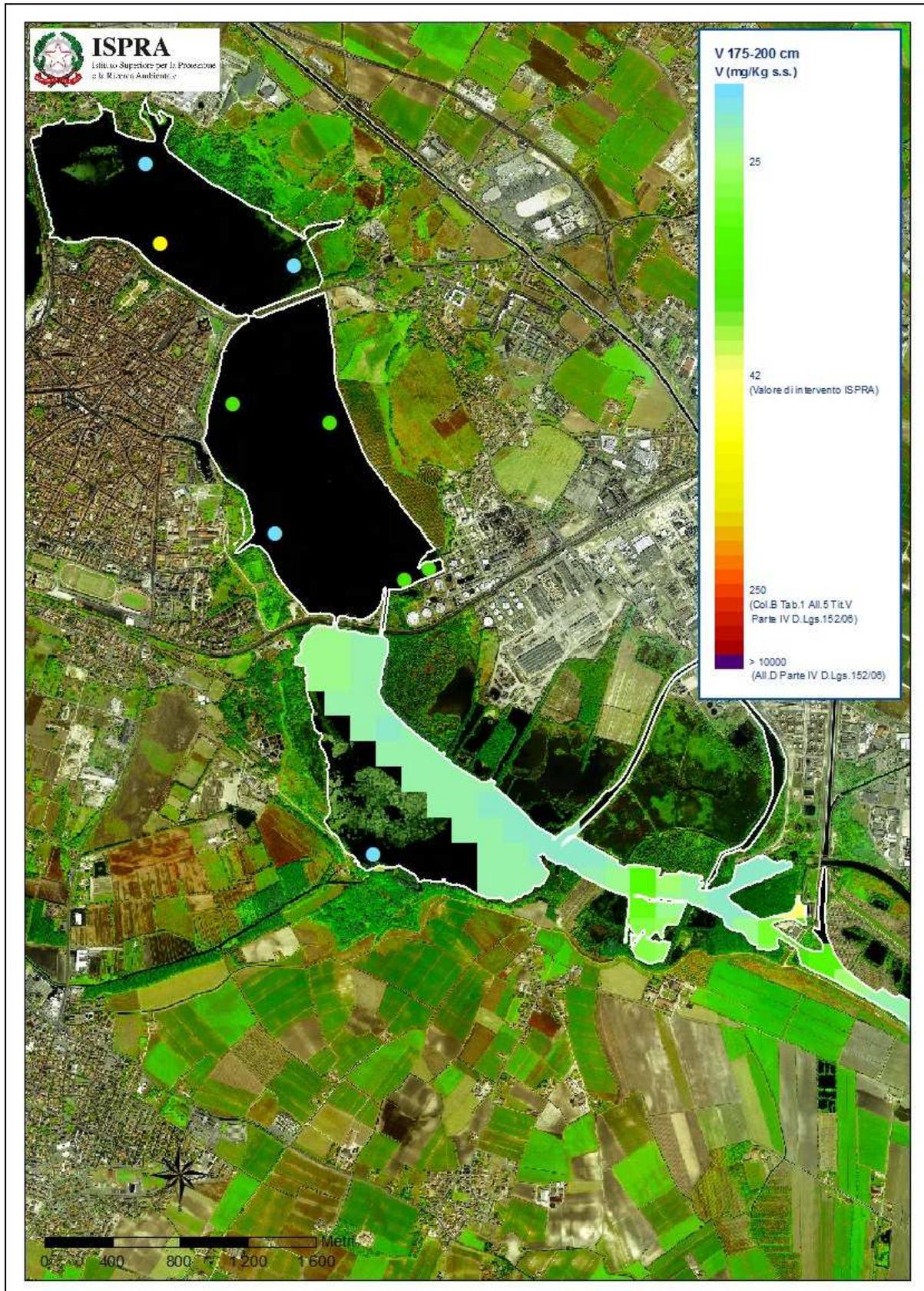


Figura 109. Elaborazioni relative al Vanadio per lo strato 175 – 200 cm

Le concentrazioni di Idrocarburi Policiclici Aromatici (**IPA**), evidenziano nel primo metro di sedimento indagato i superamenti dei rispettivi valori di intervento per **Acenaftene**, **Benzo(a)antracene** ed in misura minore al **Benzo(a)pirene**, che interessano il lago Inferiore nell'area in prossimità del porto Catena e della darsena IES.

Mentre, al di sotto del primo metro sono presenti superamenti dei suddetti valori di intervento nel tratto meridionale della Vallazza e nel tratto del fiume Mincio caratterizzato, per tutto lo spessore di sedimento elaborato (dalla Figura 110 alla Figura 133).

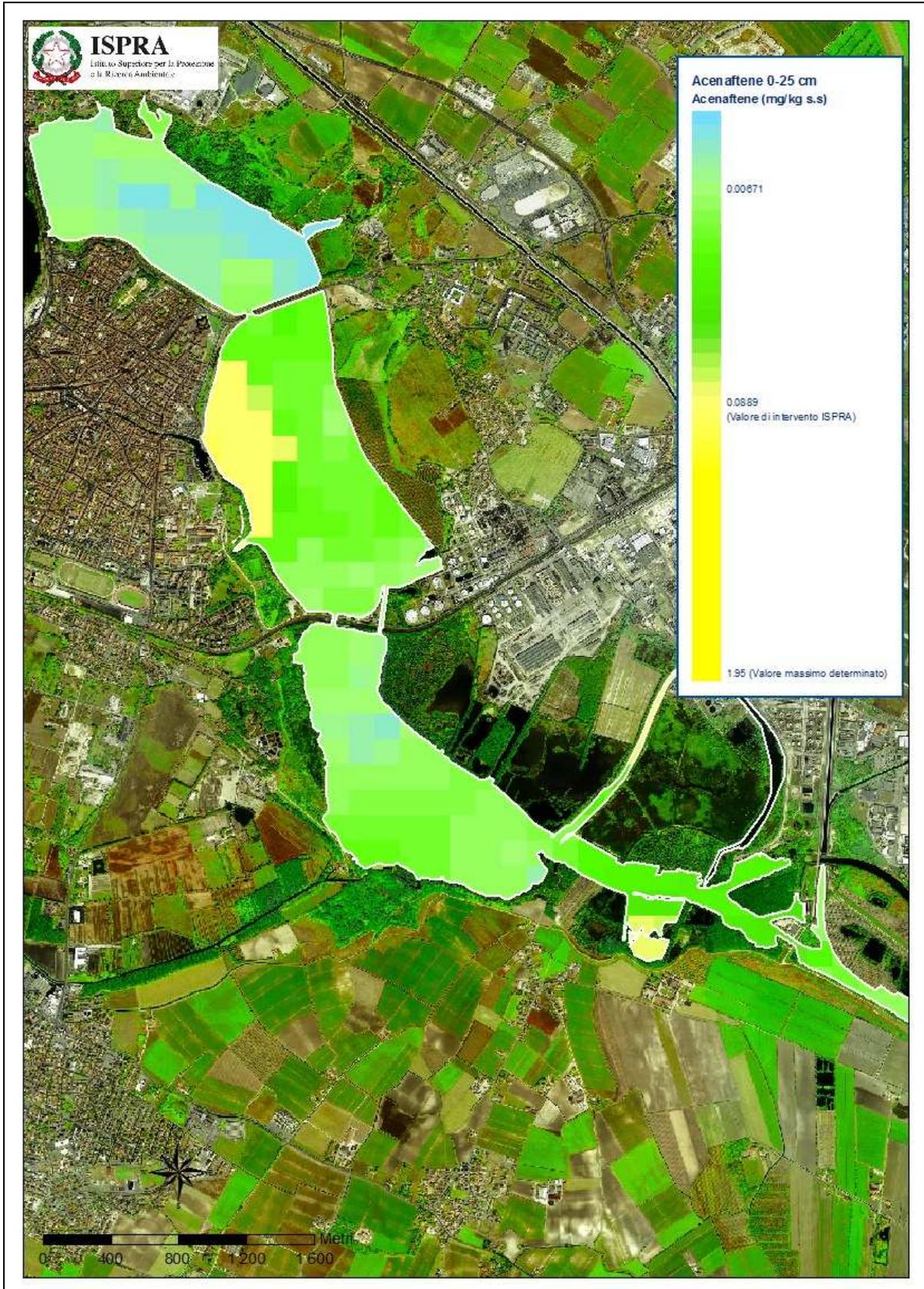


Figura 110. Elaborazioni relative all' Acenafene per lo strato 0 – 25 cm

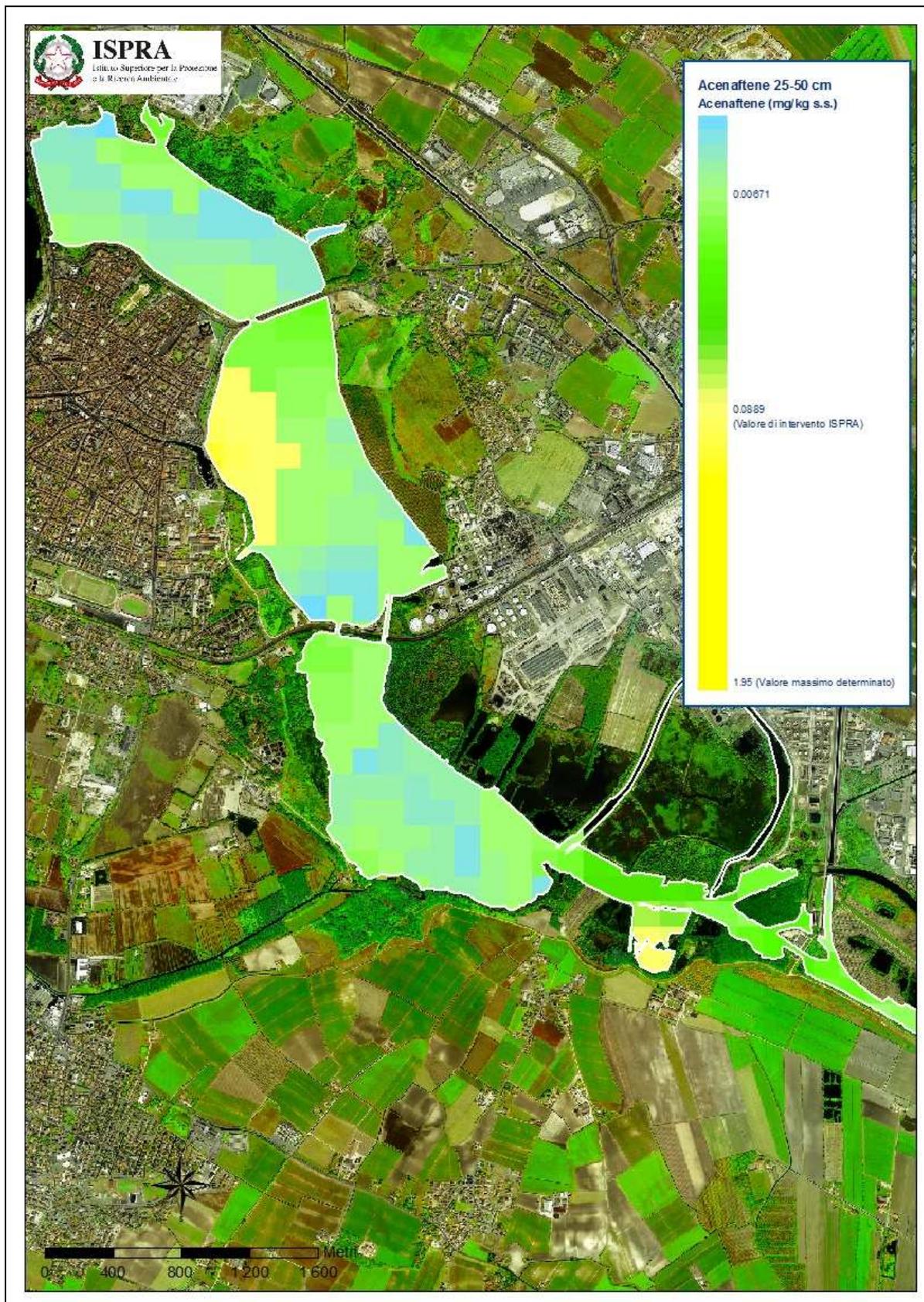


Figura 111. Elaborazioni relative all'Acenafene per lo strato 25 – 50 cm

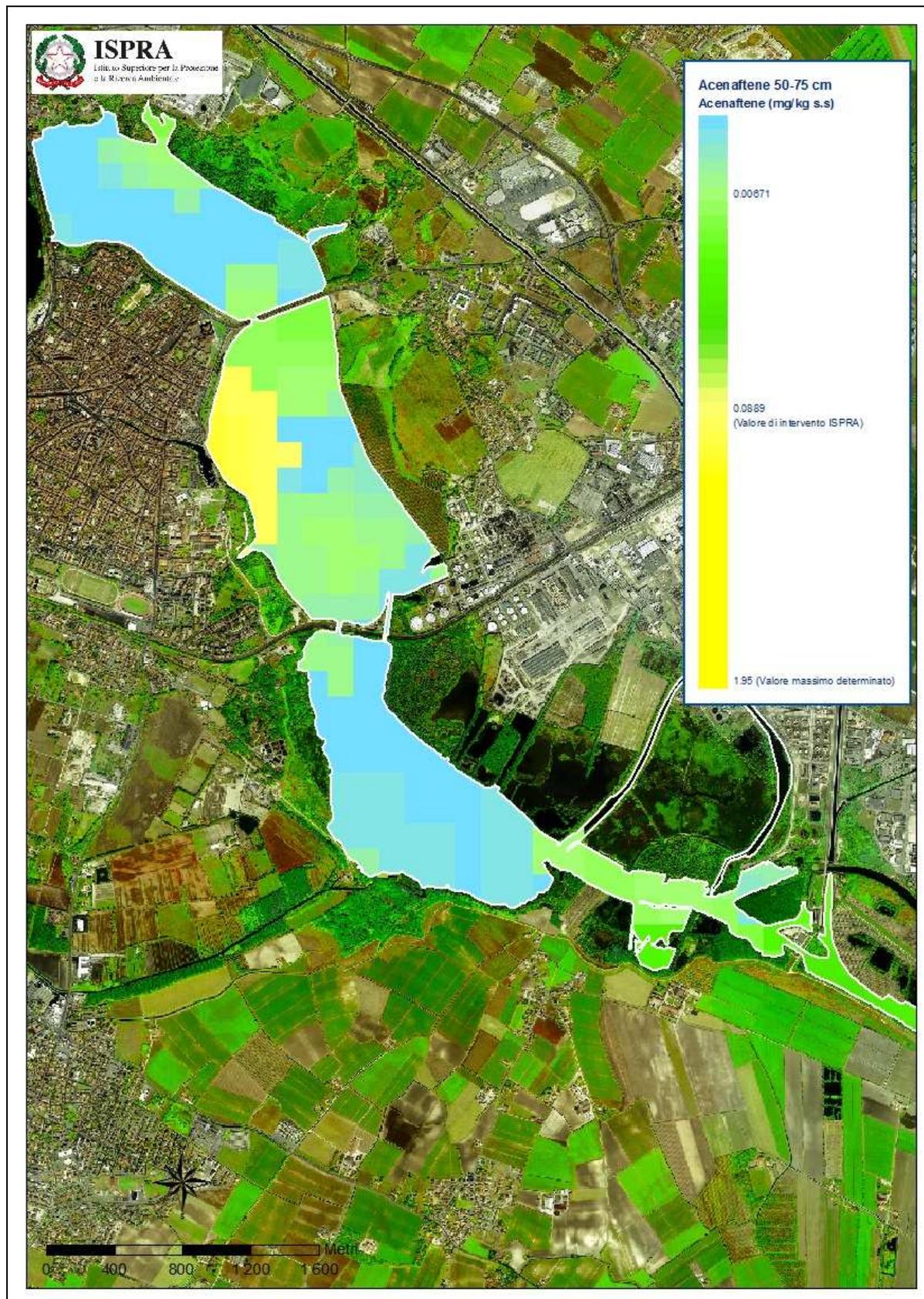


Figura 112. Elaborazioni relative all'Acenafene per lo strato 50 – 75 cm

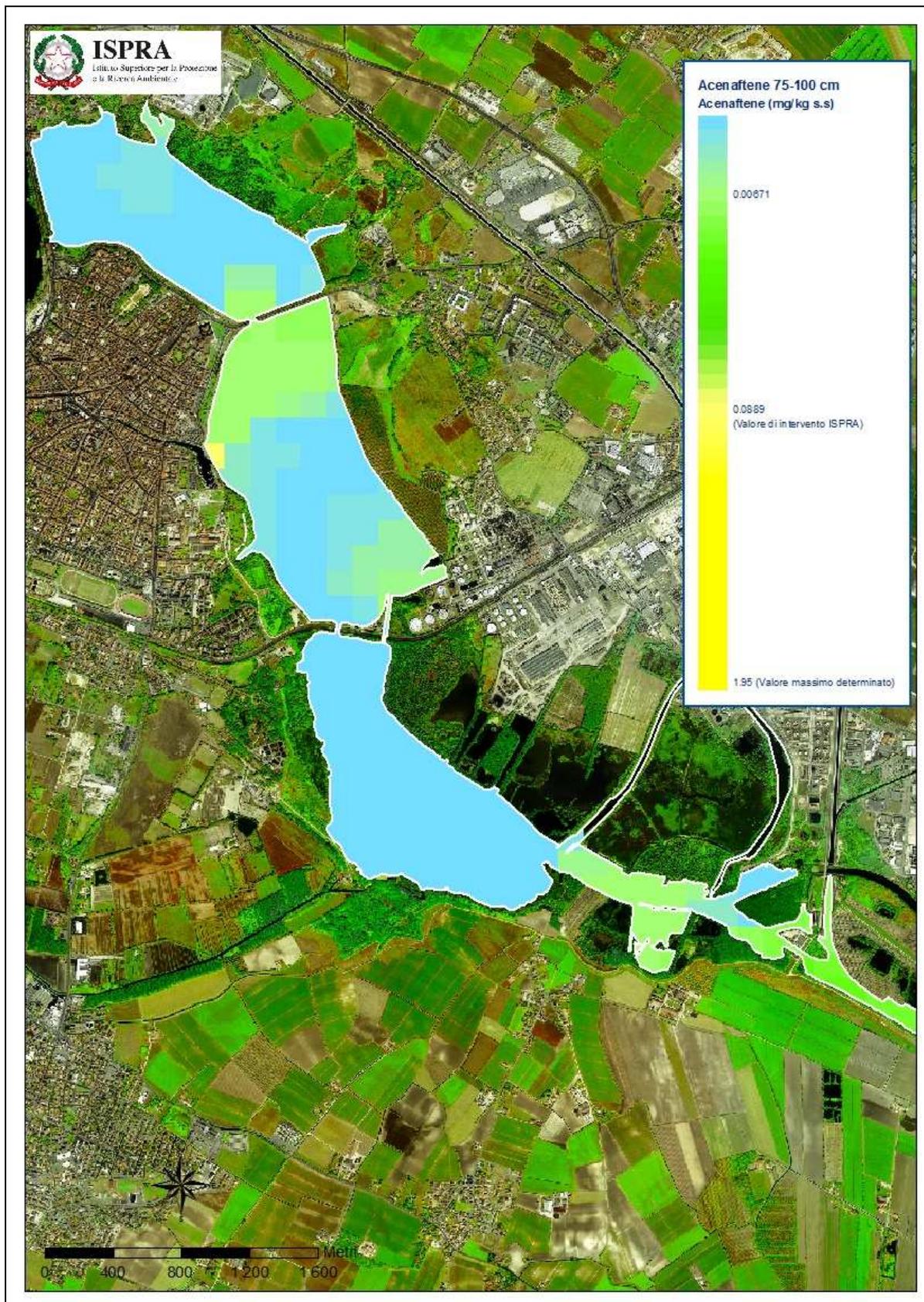


Figura 113. Elaborazioni relative all' Acenafene per lo strato 75 – 100 cm

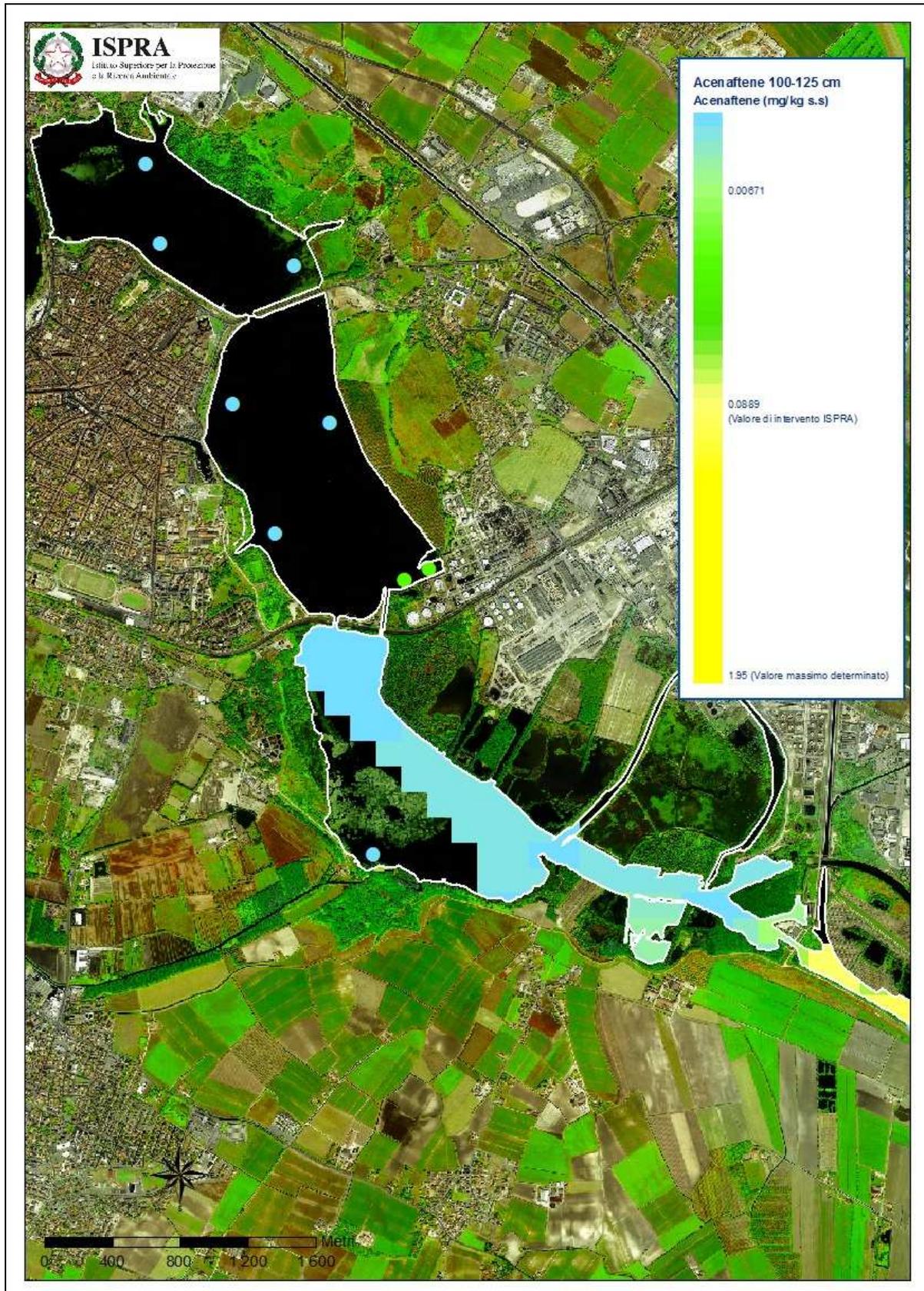


Figura 114. Elaborazioni relative all' Acenafene per lo strato 100 – 125 cm

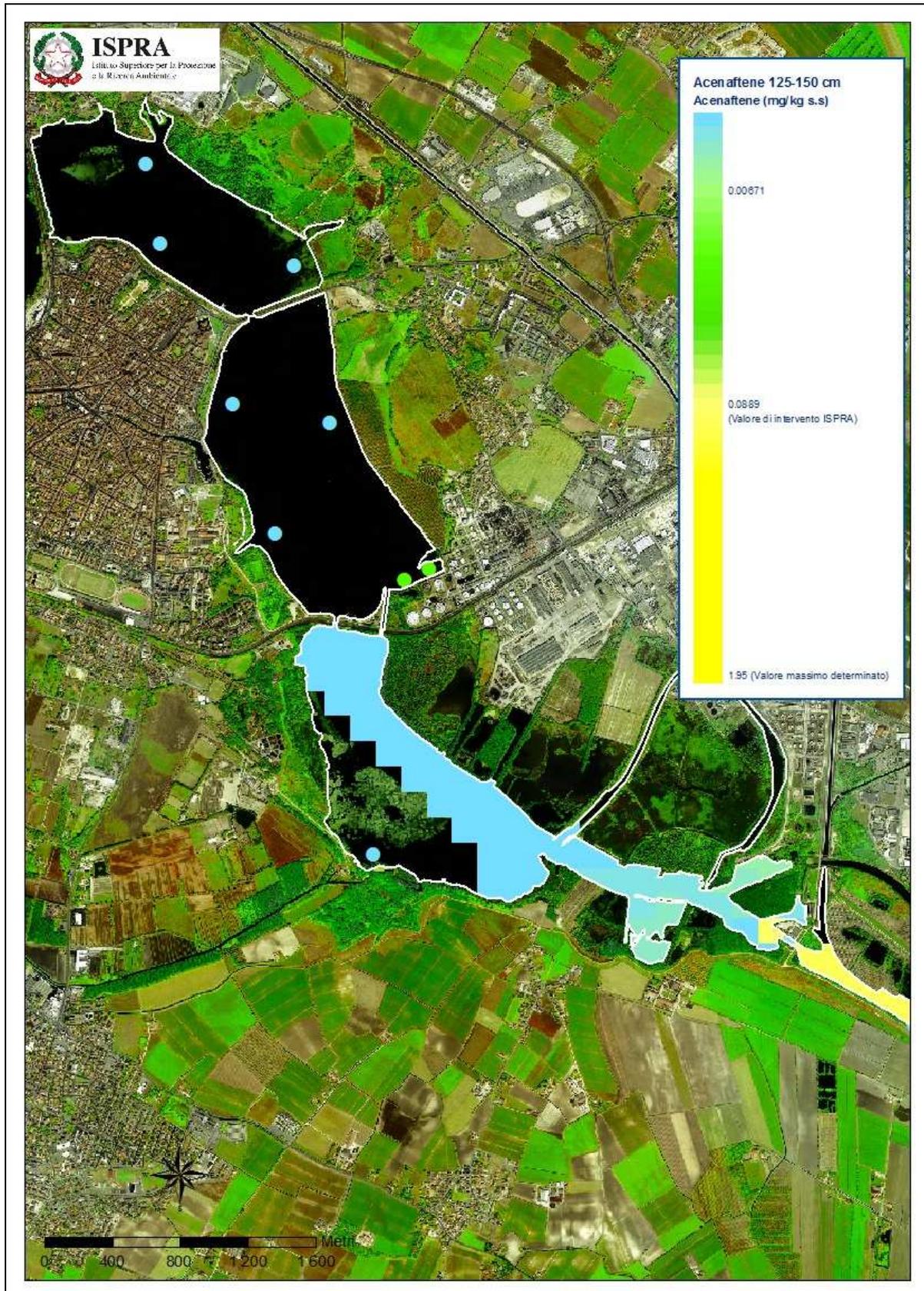


Figura 115. Elaborazioni relative all' Acenafene per lo strato 125 – 150 cm

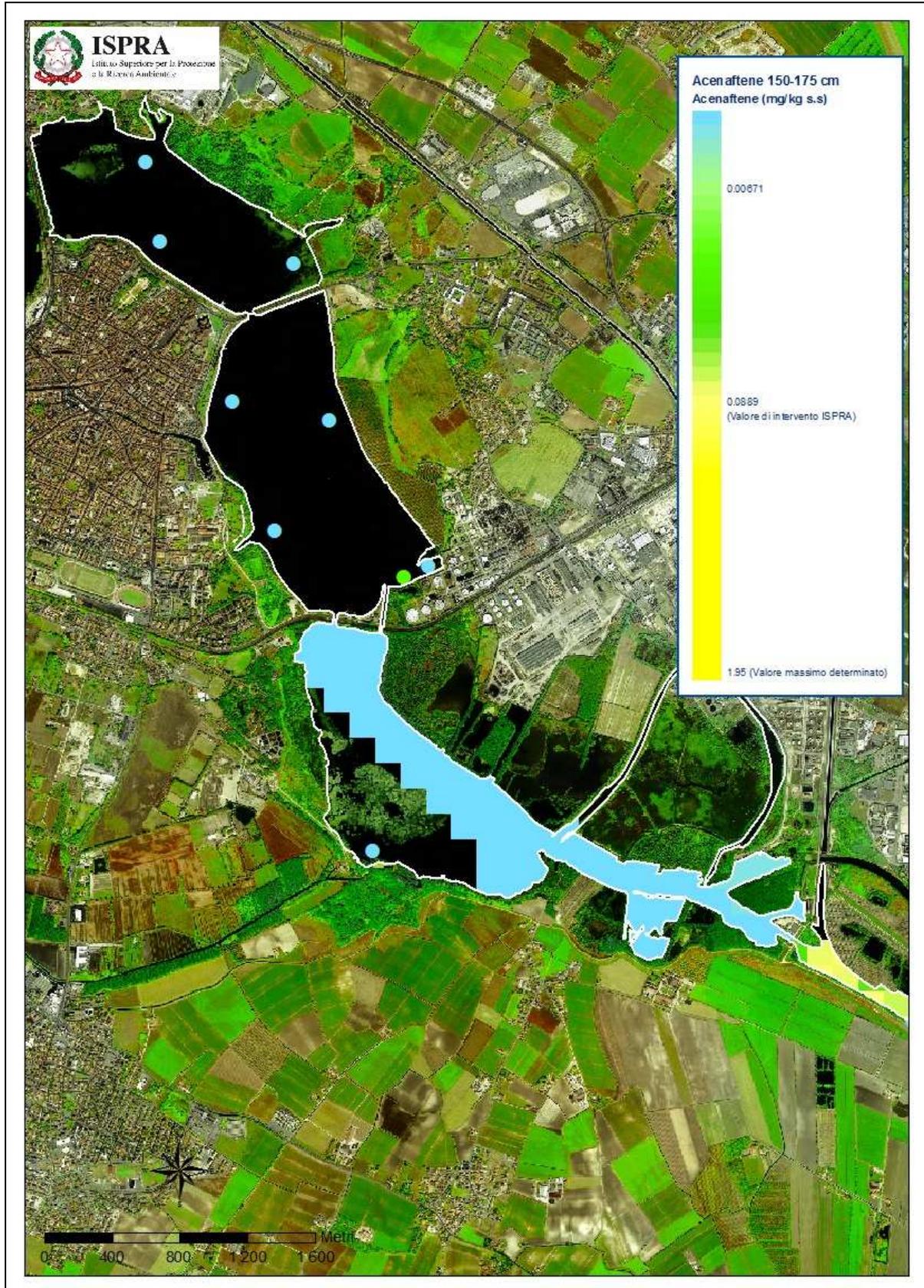


Figura 116. Elaborazioni relative all' Acenafene per lo strato 150 – 175 cm

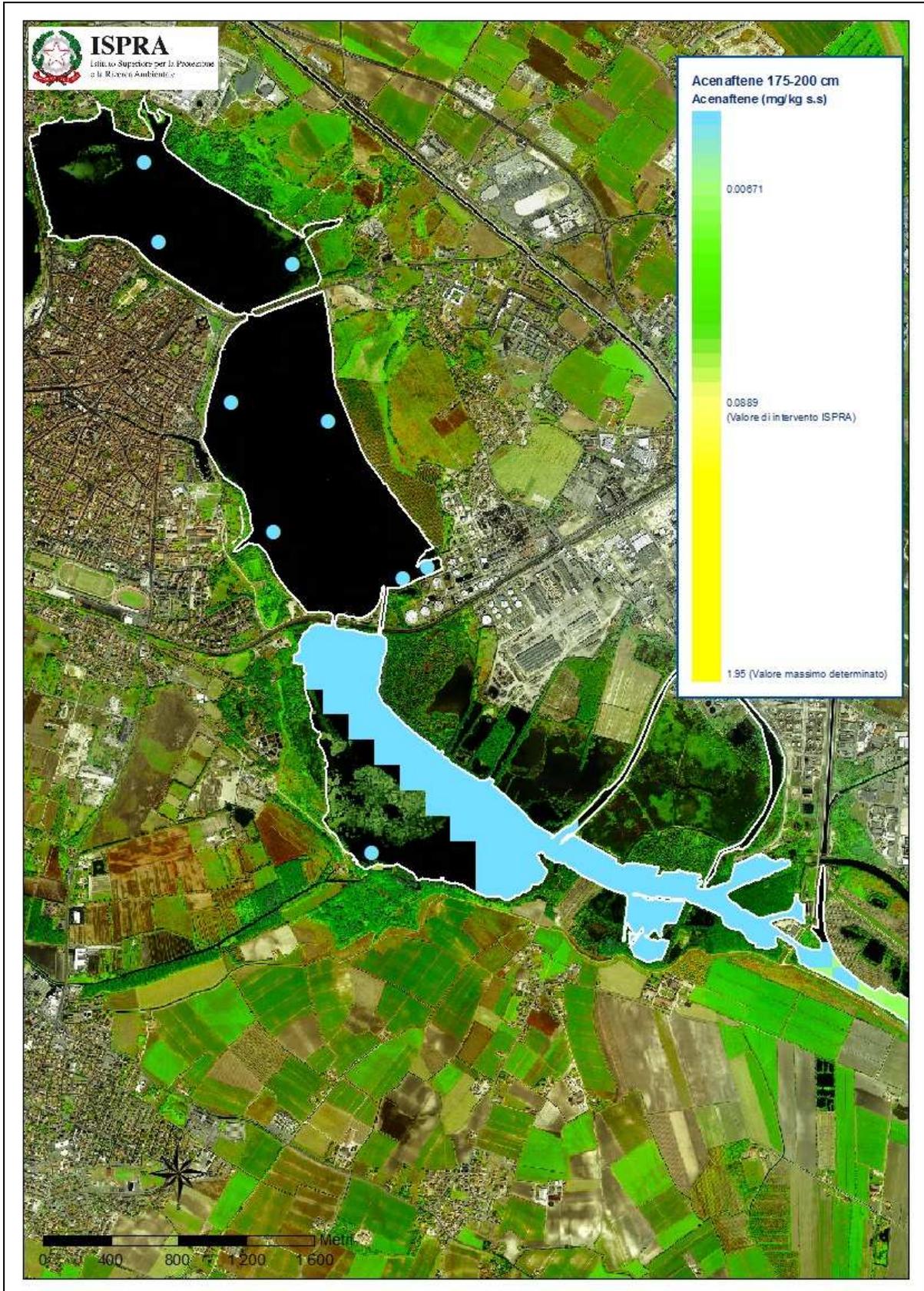


Figura 117. Elaborazioni relative all' Acenafene per lo strato 175 – 200 cm

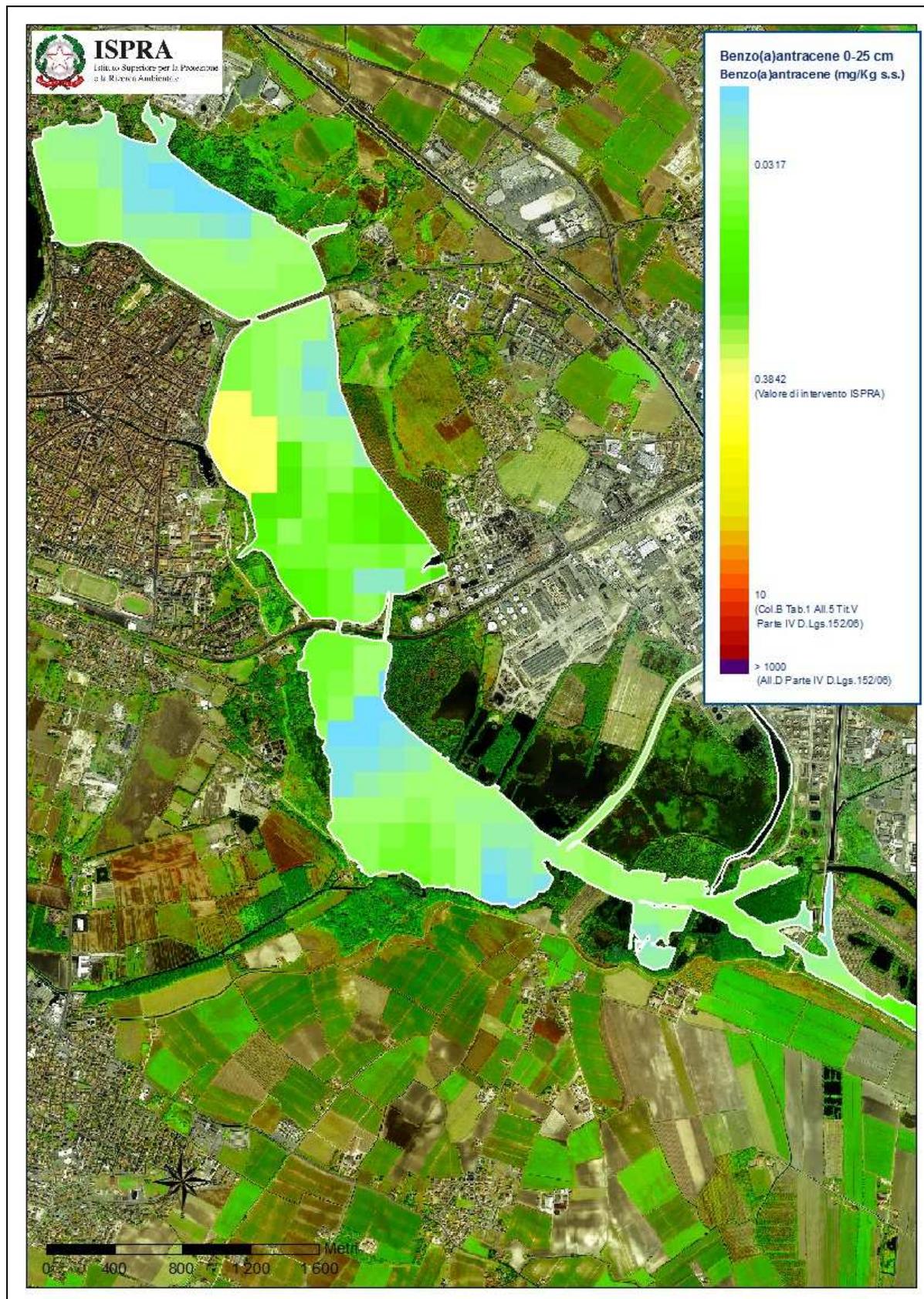


Figura 118. Elaborazioni relative al Benzo(a)antracene per lo strato 0 – 25 cm

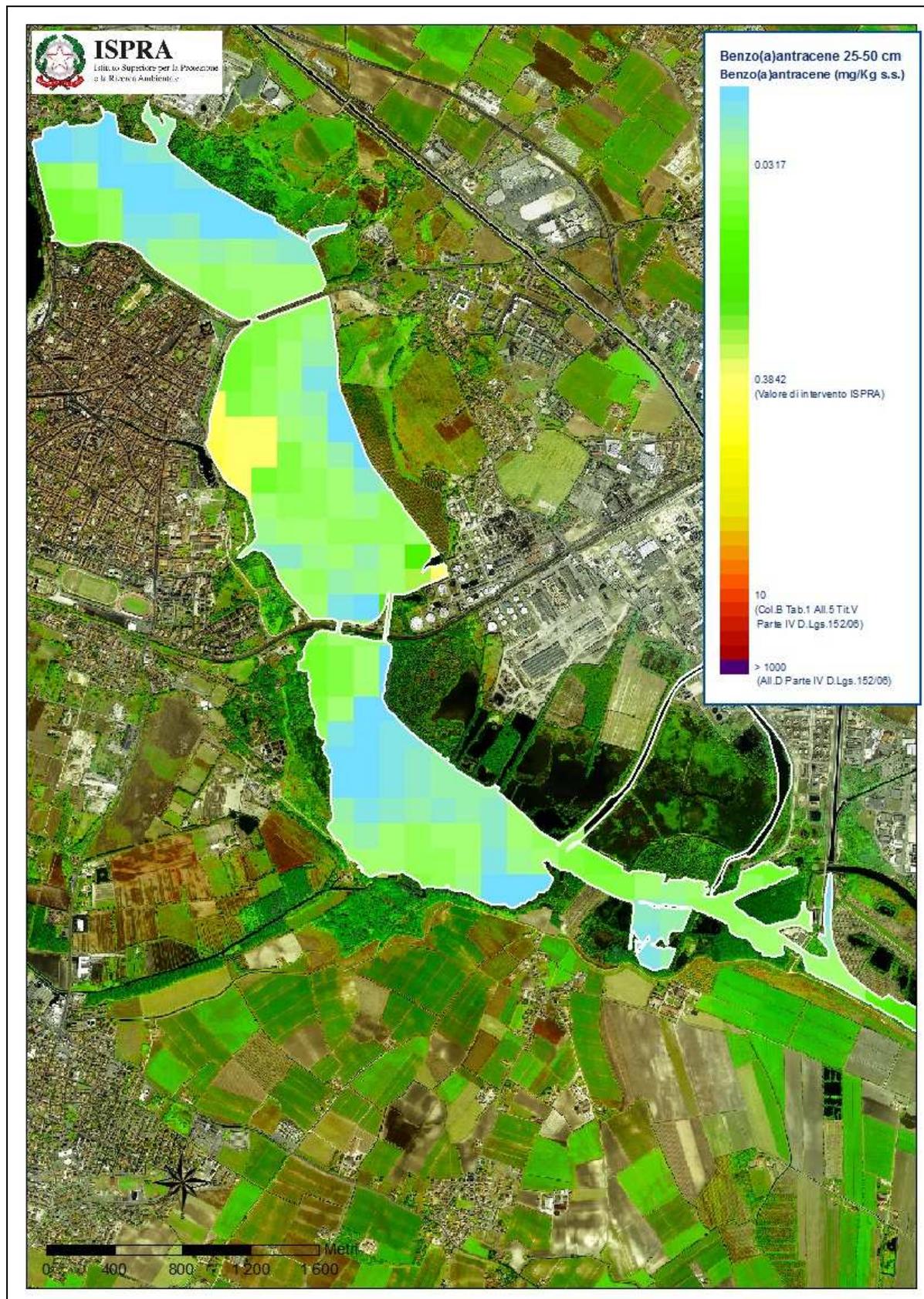


Figura 119. Elaborazioni relative al Benzo(a)antracene per lo strato 25 – 50 cm

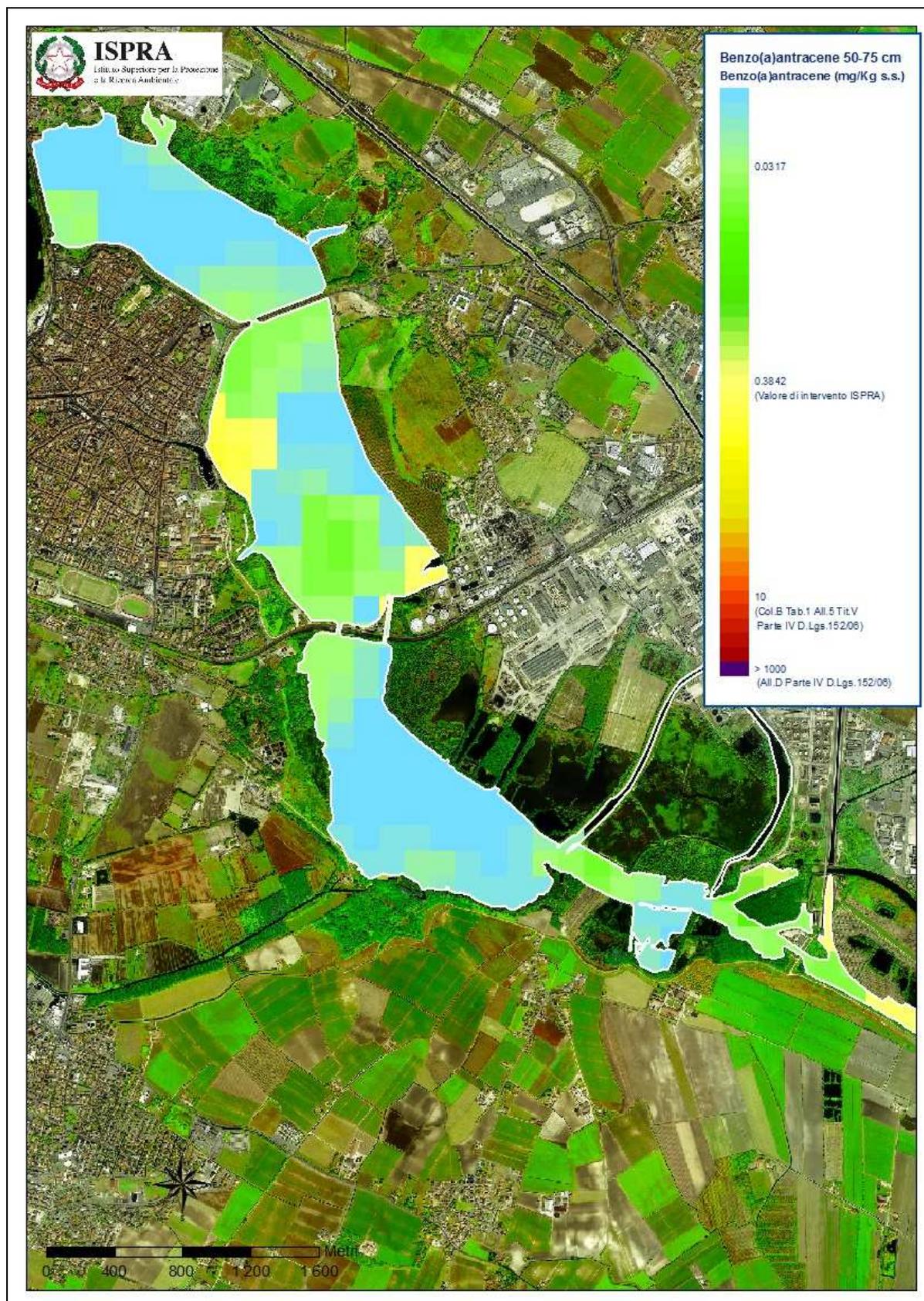


Figura 120. Elaborazioni relative al Benzo(a)antracene per lo strato 50 – 75 cm

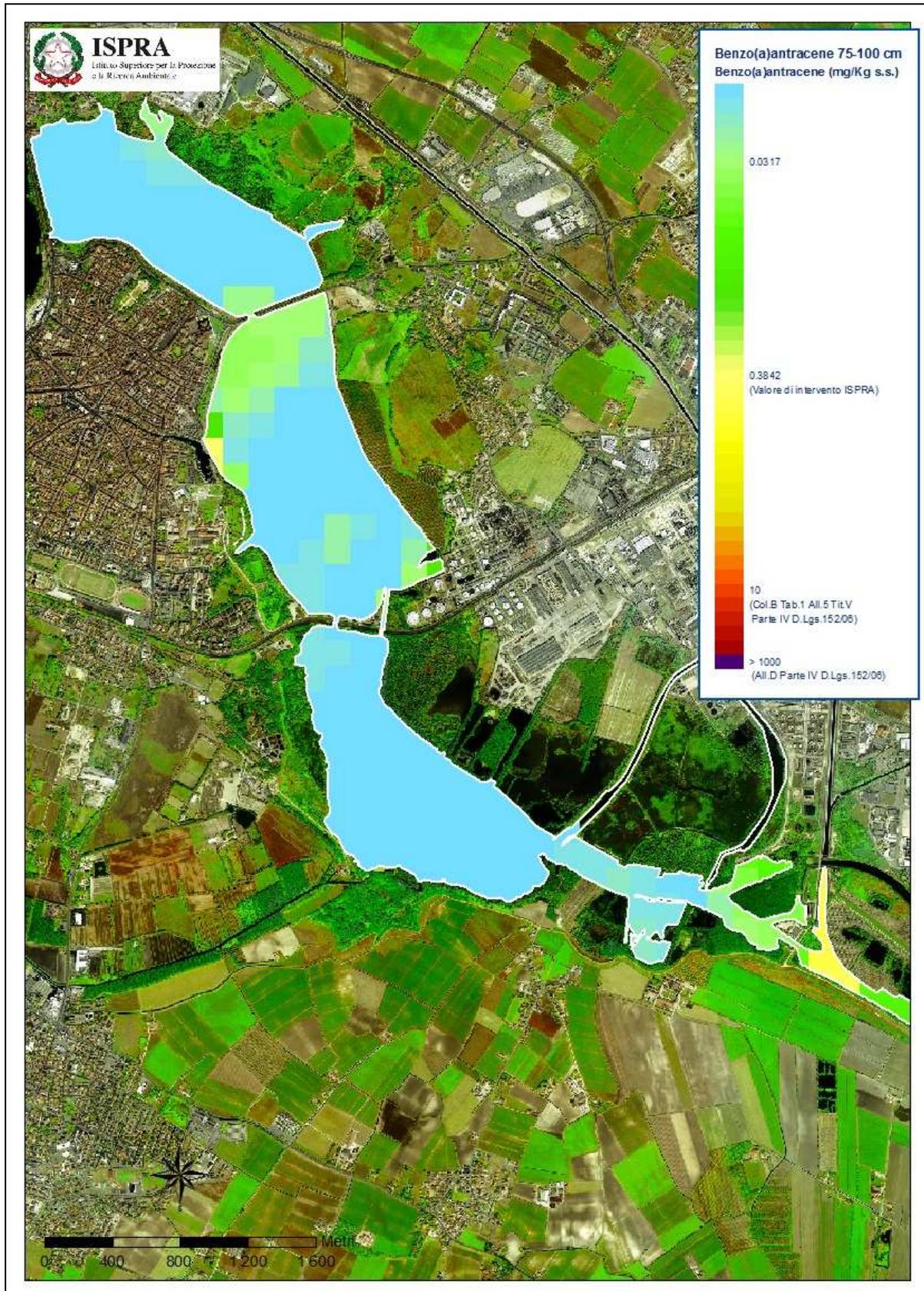


Figura 121. Elaborazioni relative al Benzo(a)antracene per lo strato 75 – 100 cm

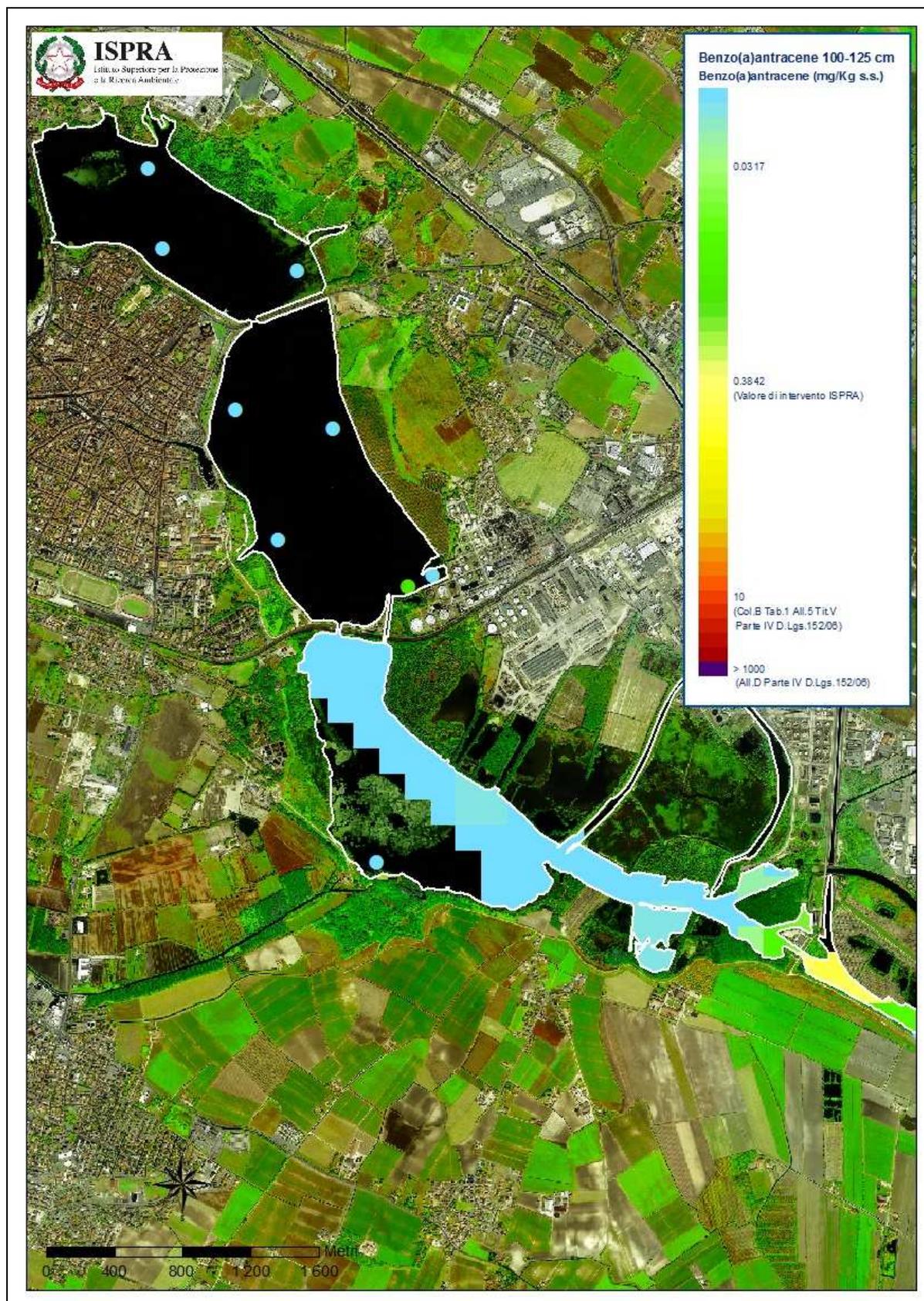


Figura 122. Elaborazioni relative al Benzo(a)antracene per lo strato 100 – 125 cm

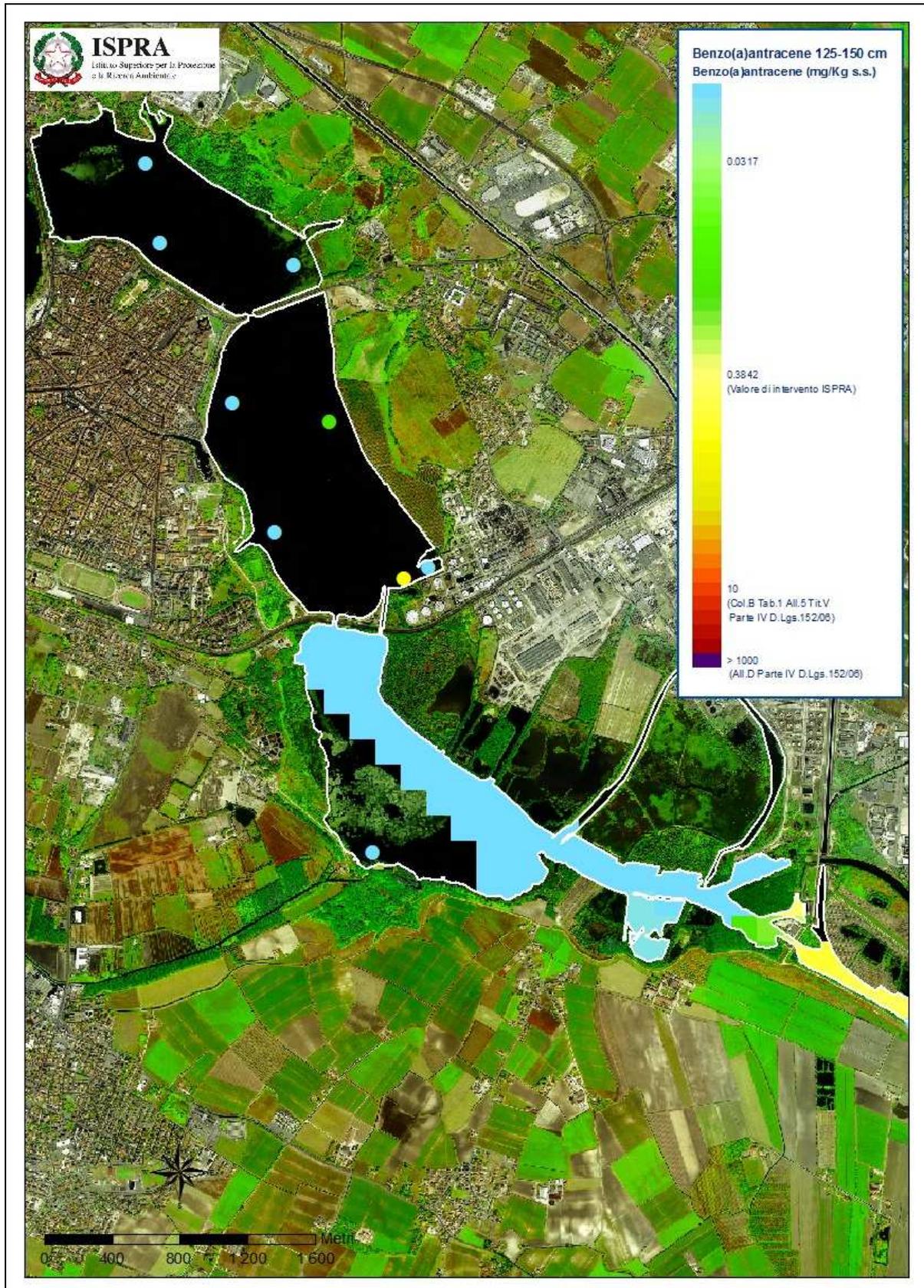


Figura 123. Elaborazioni relative al Benzo(a)antracene per lo strato 125 – 150 cm

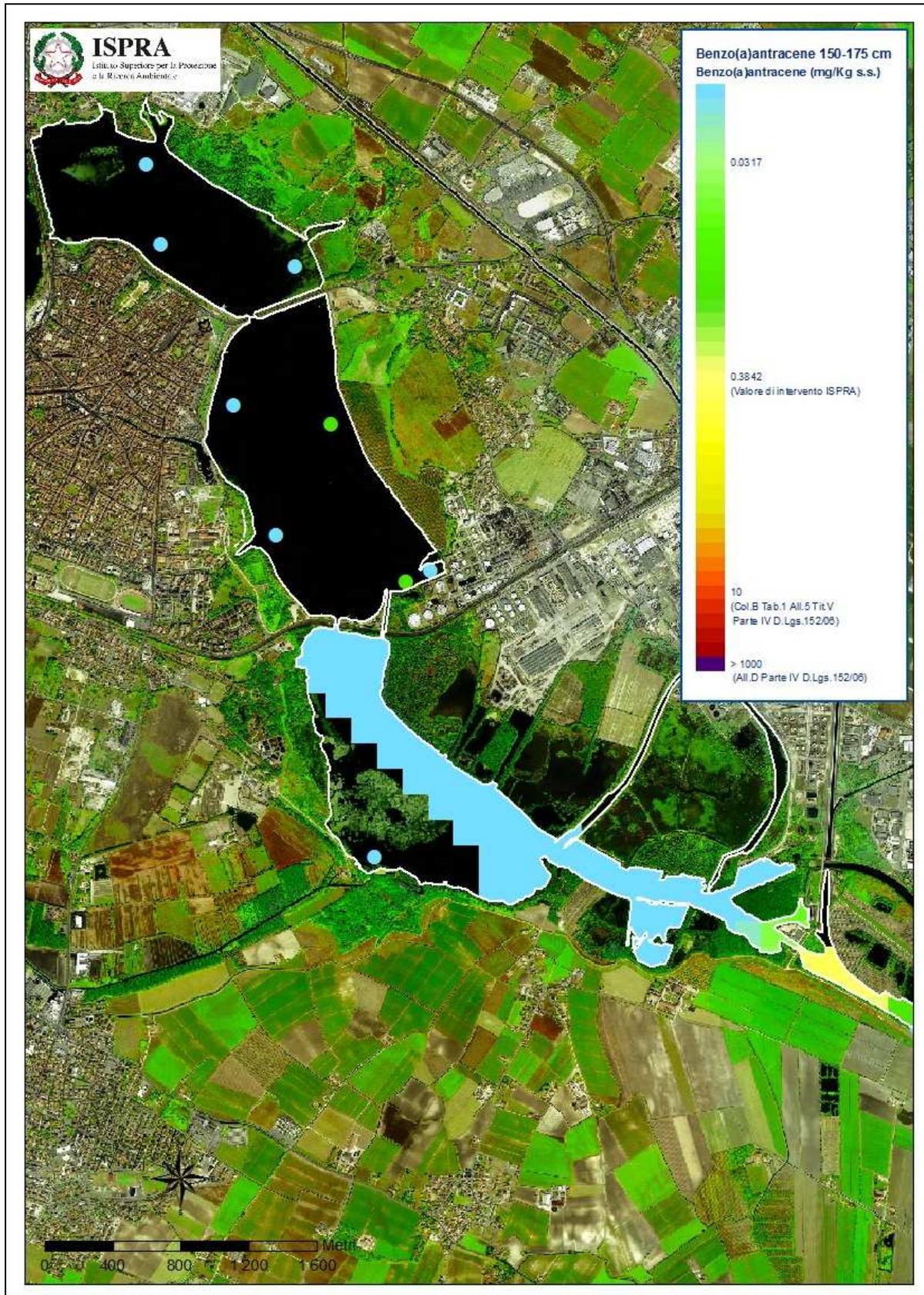


Figura 124. Elaborazioni relative al Benzo(a)antracene per lo strato 150 – 175 cm

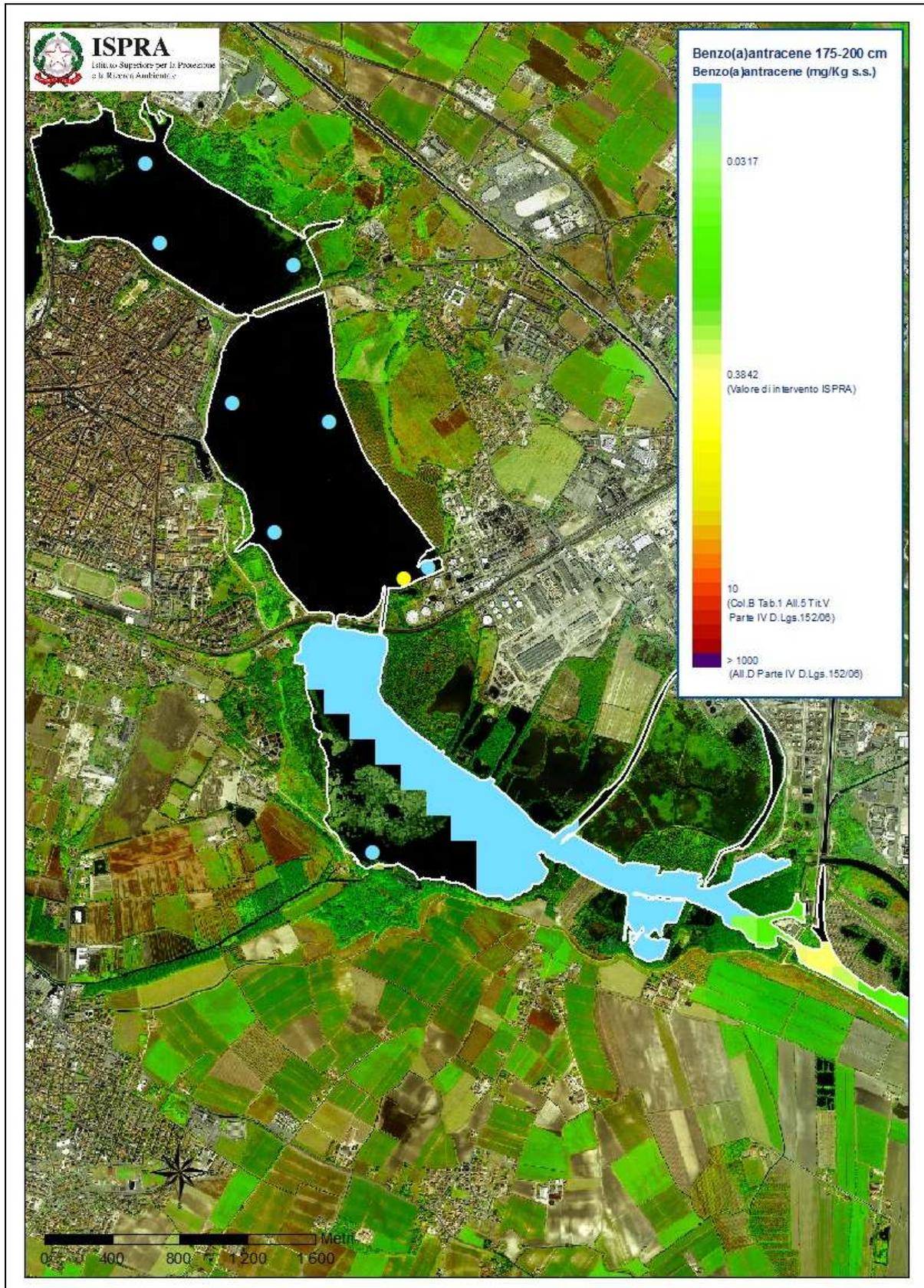


Figura 125. Elaborazioni relative al Benzo(a)antracene per lo strato 175 – 200 cm

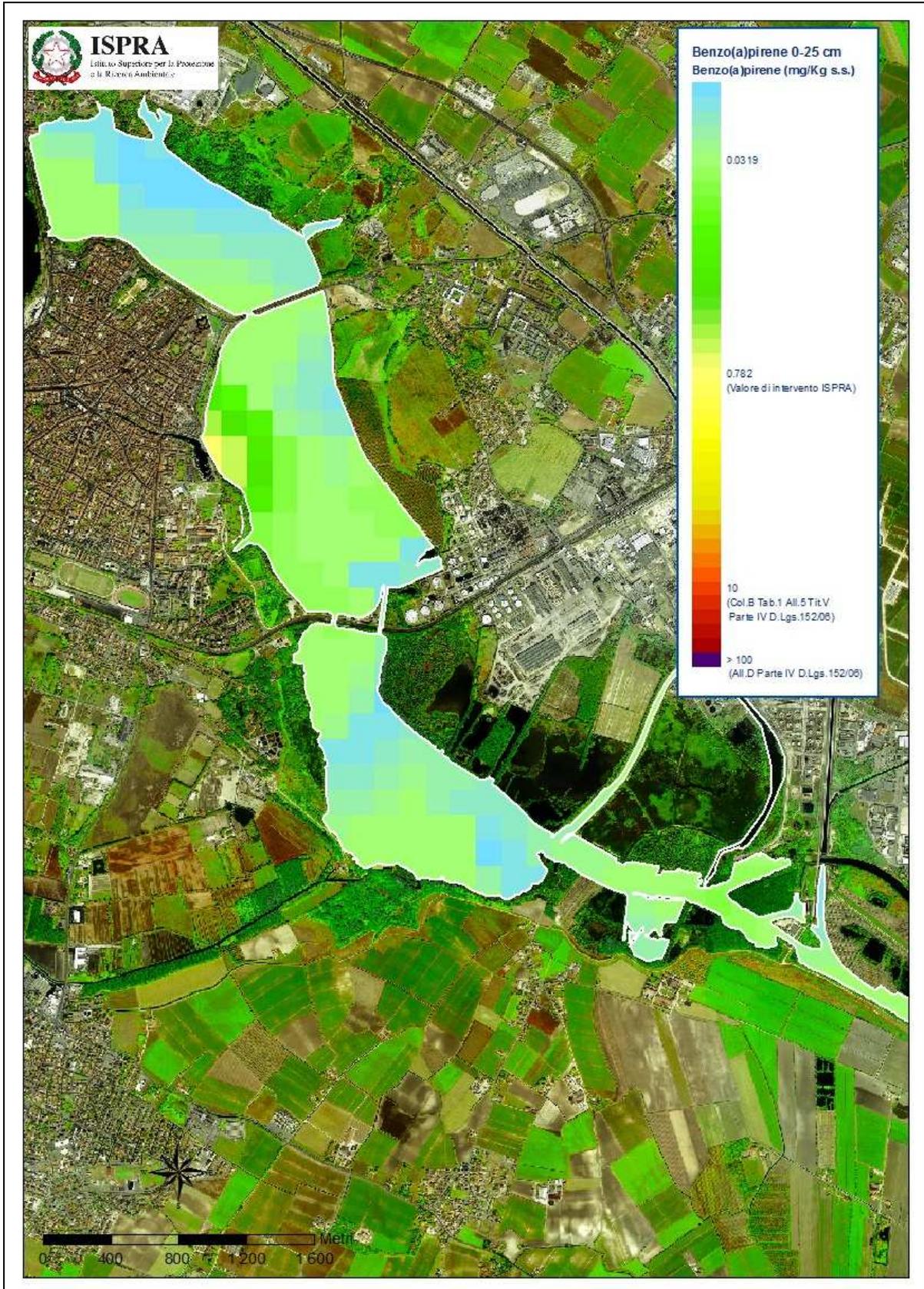


Figura 126. Elaborazioni relative al Benzo(a)pirene per lo strato 0 – 25 cm

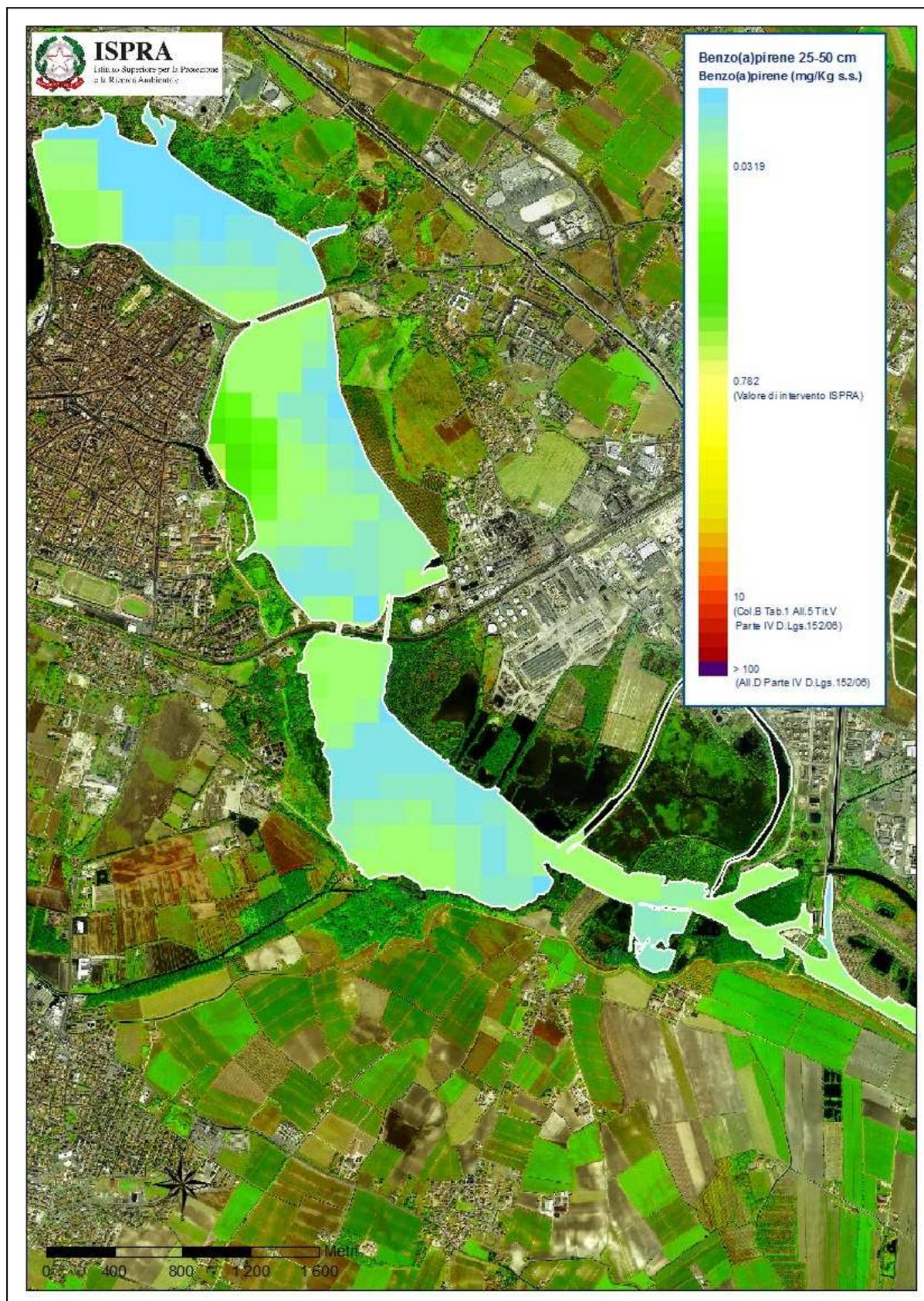


Figura 127. Elaborazioni relative al Benzo(a)pirene per lo strato 25 – 50 cm

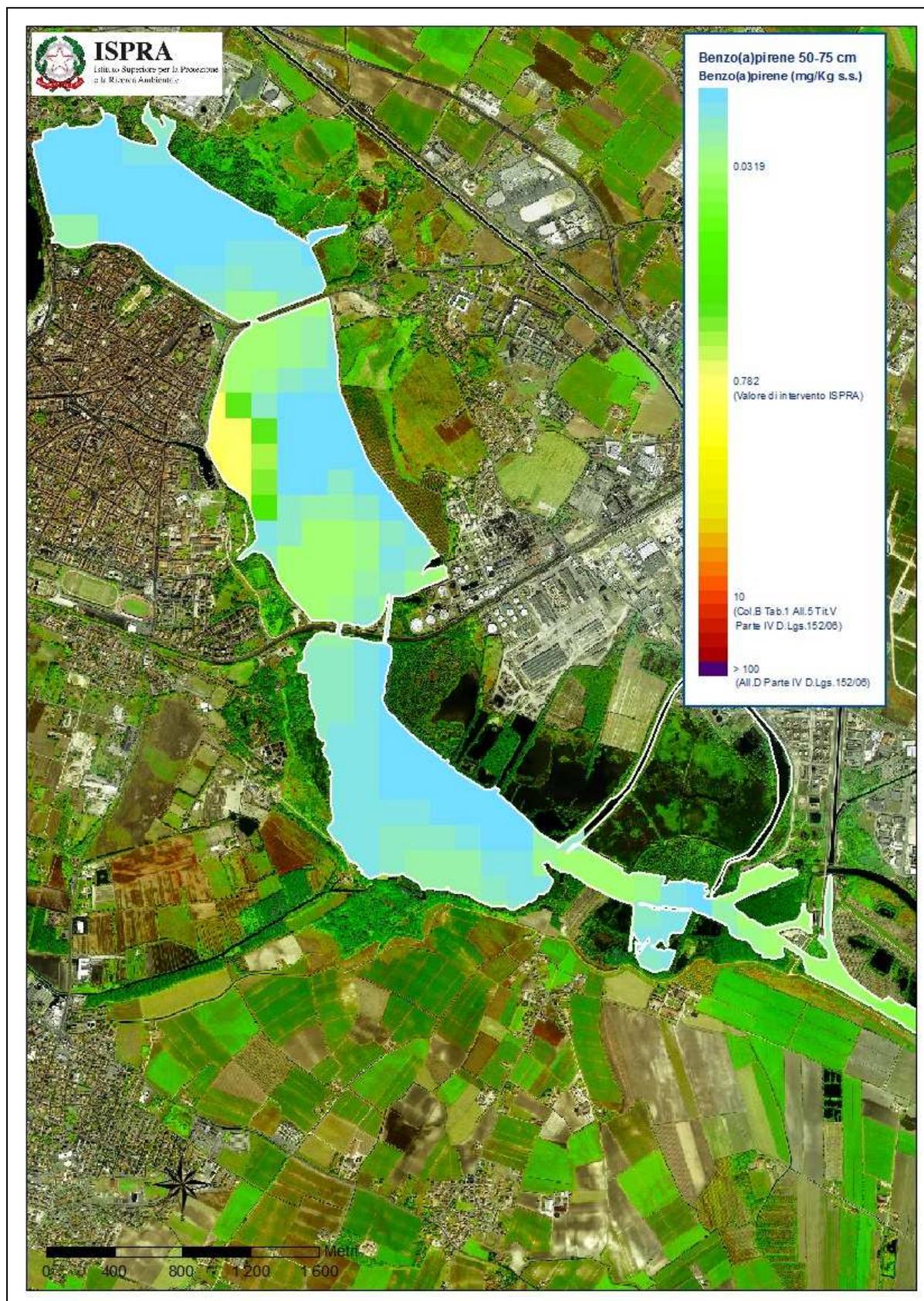


Figura 128. Elaborazioni relative al Benzo(a)pirene per lo strato 50 – 75 cm

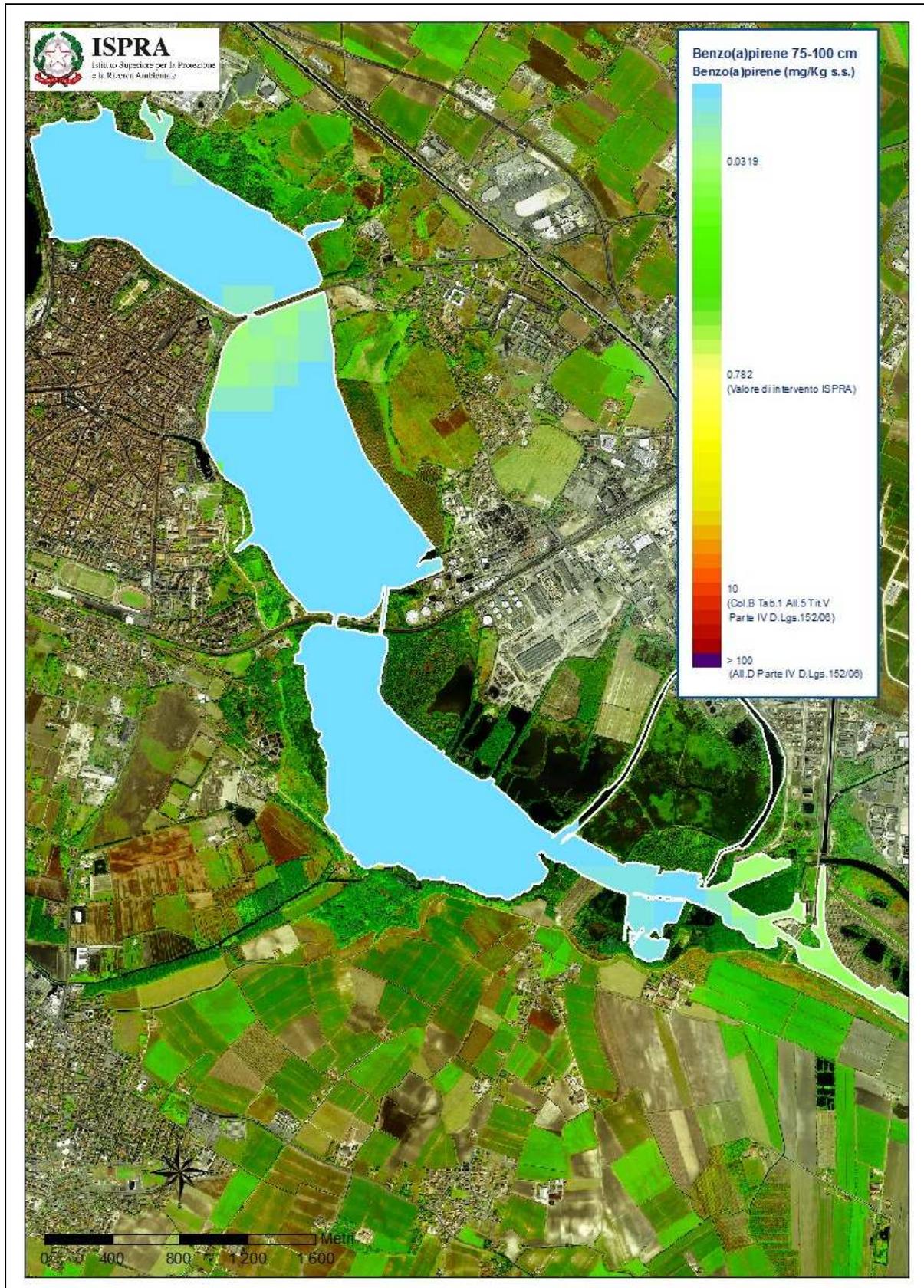


Figura 129. Elaborazioni relative al Benzo(a)pirene per lo strato 75 – 100 cm

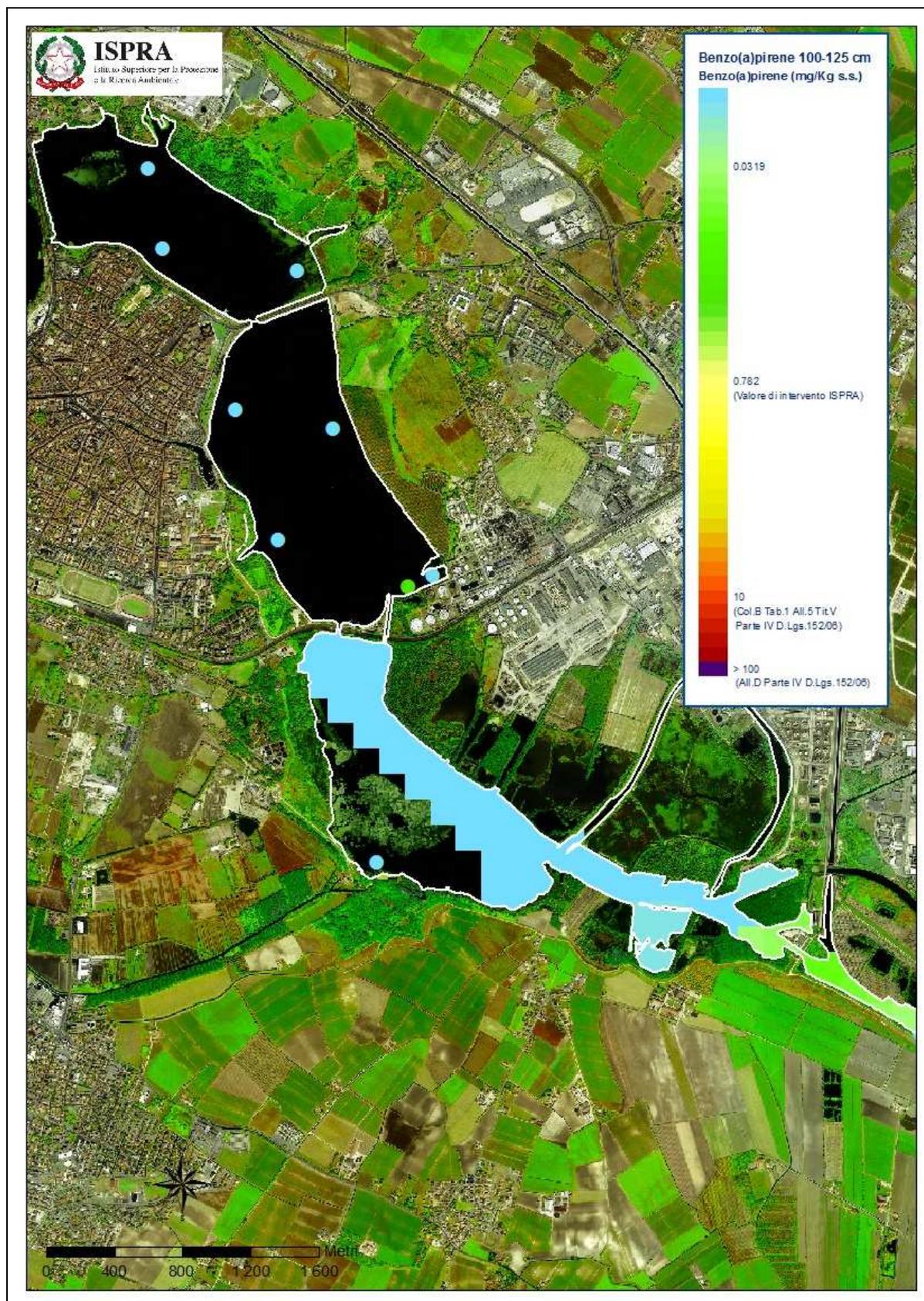


Figura 130. Elaborazioni relative al Benzo(a)pirene per lo strato 100 – 125 cm

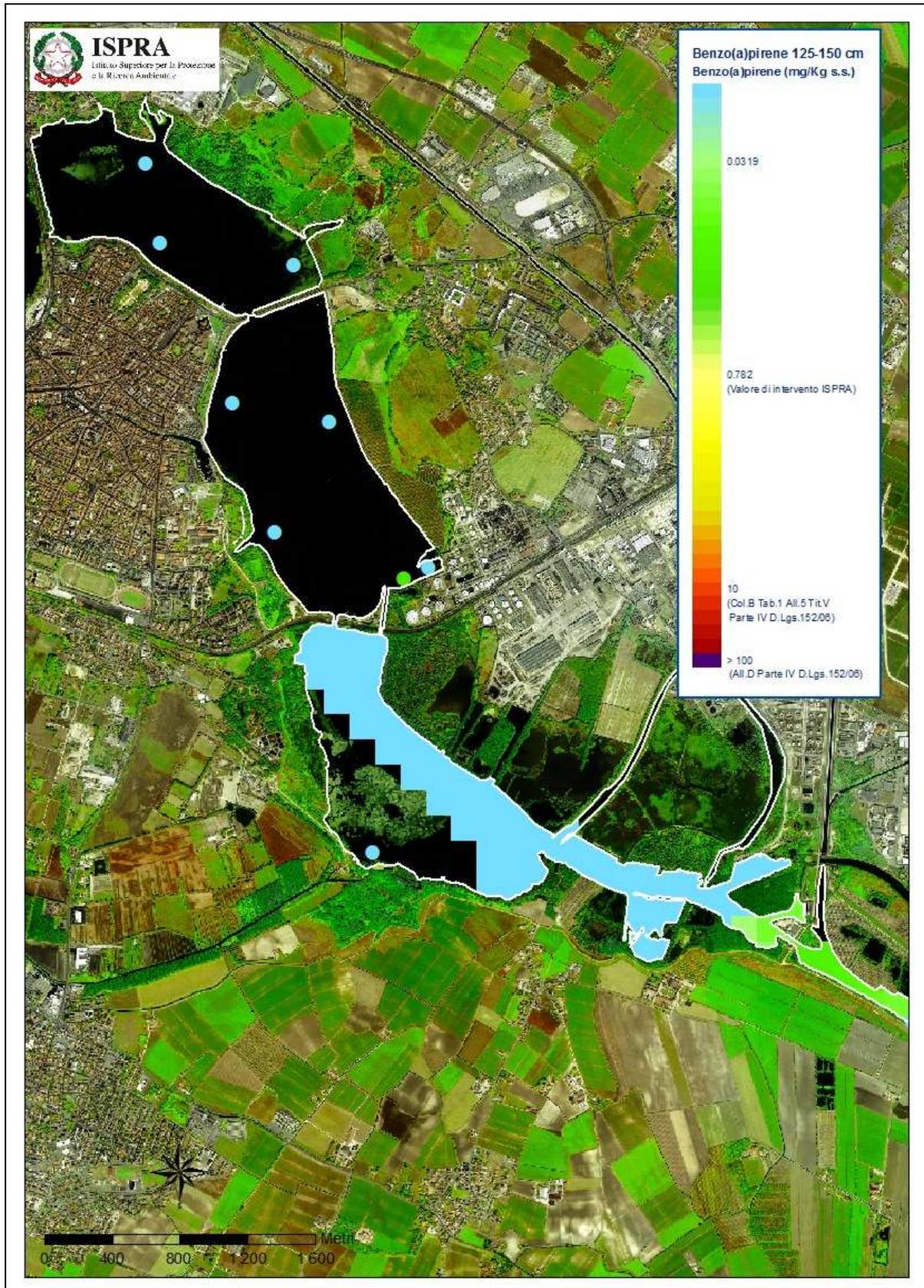


Figura 131. Elaborazioni relative al Benzo(a)pirene per lo strato 125 – 150 cm

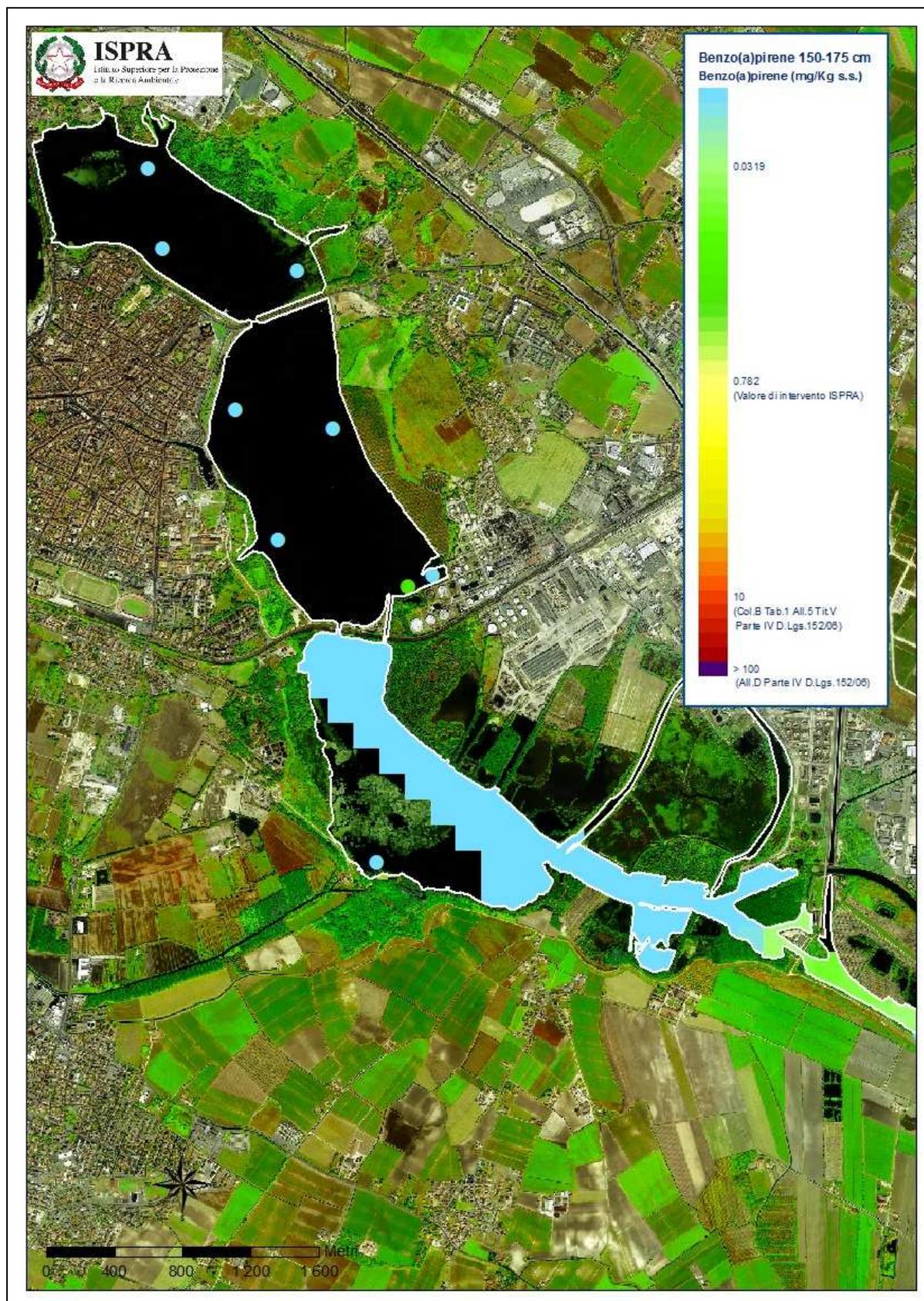


Figura 132. Elaborazioni relative al Benzo(a)pirene per lo strato 150 – 175 cm

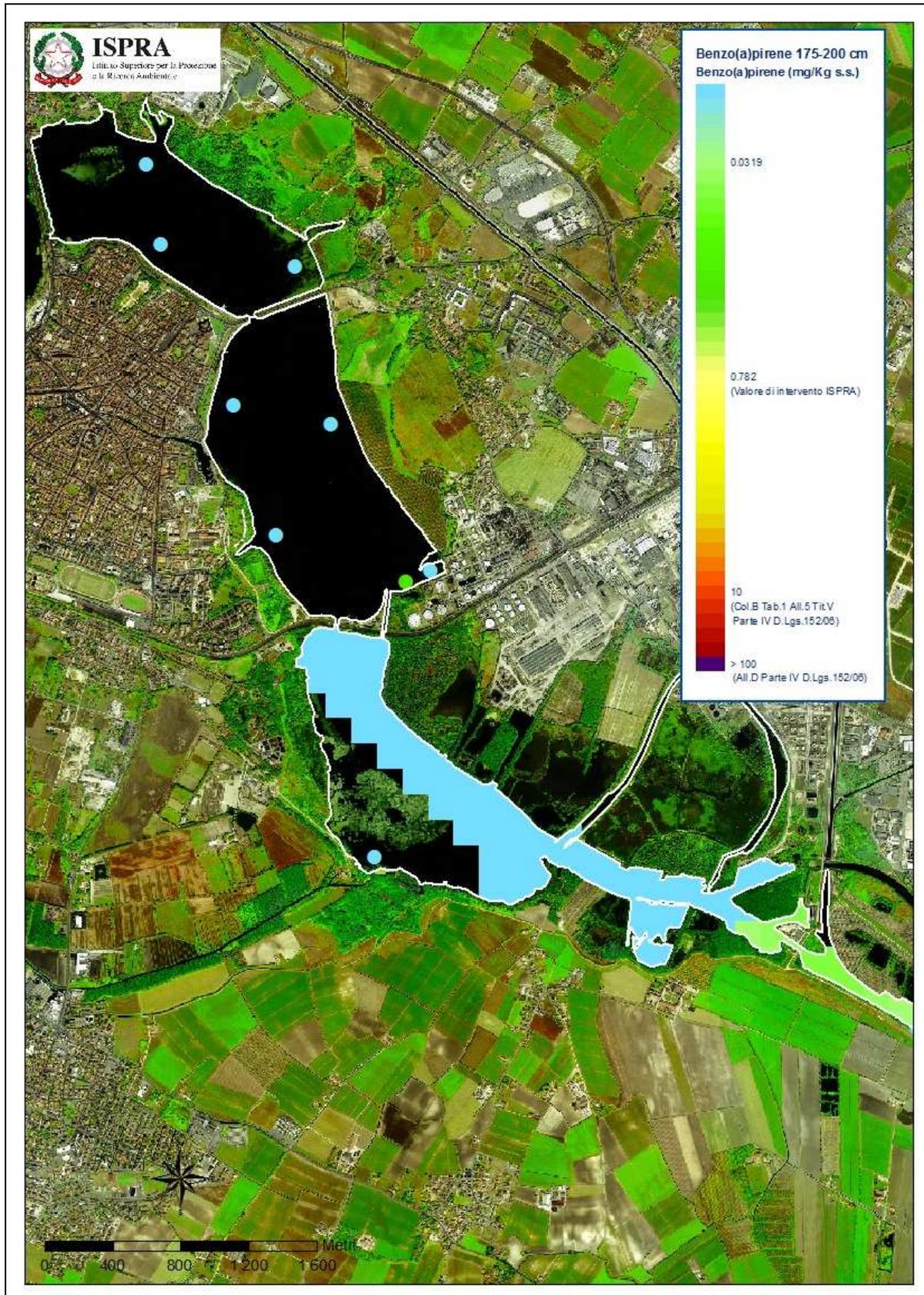


Figura 133. Elaborazioni relative al Benzo(a)pirene per lo strato 175 – 200 cm

Conclusioni relative lo stato di contaminazione dei sedimenti

Le indagini eseguite sui sedimenti dei Laghi di Mantova hanno evidenziato una contaminazione essenzialmente localizzata nell'area della Vallazza, in particolare nel settore più meridionale, fin oltre il Fornice di Formigosa, lungo il tratto di fiume Mincio caratterizzato.

I risultati dell'elaborazione delle concentrazioni determinate per i singoli parametri ricercati hanno messo in evidenza quali tra i metalli (ed elementi in tracce) ed i composti organici siano responsabili dello stato qualitativo della matrice sedimenti nel sito.

Il Mercurio (Hg) e l'Arsenico (As) sono i metalli che oltre a presentare superamenti dei rispettivi valori di intervento in diverse aree del sito, presentano anche superamenti dei valori soglia riportati nella colonna B Tab. 1 del D.Lgs. 152/06, contribuendo così ad individuare aree caratterizzate da una forte contaminazione.

Tra i composti organici gli Idrocarburi pesanti (C>12) sono presenti in concentrazioni particolarmente elevate in aree molto estese.

Analizzando i singoli laghi, si osserva che nel Lago di Mezzo, nel primo metro di sedimento elaborato, sono presenti due aree particolarmente critiche, interessate da concentrazioni addirittura superiori o molto prossime ai valori soglia della colonna B Tab. 1 del D.Lgs. 152/06: la darsena della cartiere Burgo relativamente agli Idrocarburi pesanti (C>12), lungo tutto lo spessore 0-100 cm, e l'area più settentrionale, a causa di concentrazioni elevate di Arsenico (As), nel solo livello 25-50 cm, superiori al valore soglia riportato nella suddetta col. B, ma anche nei livelli più profondi, intorno a 150 cm, in prossimità della sponda destra a ridosso della Città.

Nella darsena delle cartiere Burgo, oltre alle concentrazioni elevate di Idrocarburi pesanti (C>12), si osserva la presenza di metalli quali Cadmio (Cd) e Zinco (Zn), con superamenti dei rispettivi valori di intervento.

Nell'area settentrionale superano il rispettivo valore di intervento il Cadmio (Cd) nel livello superficiale e l'Arsenico (As) a partire da 25 cm. In prossimità del Lungolago dei Gonzaga e del ponte San Giorgio si riscontrano ancora superamenti di Cadmio a partire da 75 cm

Per tutti i rimanenti parametri ricercati le concentrazioni elaborate risultano inferiori al relativo valore di intervento, se non addirittura inferiori al valore di fondo, come nel caso di Cromo (Cr), Rame (Cu), Mercurio (Hg), Nichel (Ni), Piombo (Pb) e Vanadio (V). Tale andamento è confermato con l'aumentare della profondità.

Tali risultati sono abbastanza in linea con i risultati relativi alle campagne di caratterizzazione della colonna d'acqua, riportate nella Relazione Preliminare (rif. doc. ISPRA # CII-LO-Laghi di Mantova e Polo Chimico-Relazione-01.07), si evidenzia che, in prossimità dell'area settentrionale in particolare a ridosso della darsena delle cartiere Burgo, gli elementi significativi a determinare lo stato di qualità del bacino sono Idrocarburi e Zinco.

Nella successiva campagna di monitoraggio delle acque superficiali eseguita nell'Ottobre 2009 dall'ARPA Lombardia, dipartimento provinciale di Mantova, tutti i composti organici e gli elementi potenzialmente inquinanti ricercati sono risultati inferiori ai limiti di quantificazione, ad eccezione del Mercurio nella stazione più settentrionale, dove è stata riscontrata una concentrazione pari a 0,1 µg/l.

Nel Lago Inferiore l'area che presenta maggior criticità è la darsena IES dove, per tutto lo spessore, gli Idrocarburi pesanti (C>12) sono presenti in concentrazioni superiori o molto prossime del valore soglia della colonna B Tab. 1 del D.Lgs. 152/06.

In tale darsena, entro il primo metro di sedimento elaborato, si osserva anche la presenza di metalli con concentrazioni superiori o prossime ai valori di intervento, quali Arsenico (a partire da 75 cm) e Zinco. Sempre nella darsena IES, nei livelli profondi, l'Arsenico è presente con concentrazioni determinate superiori al valore soglia riportato nella suddetta colonna B.

Nello stesso lago sono presenti ulteriori aree interessate da fenomeni di contaminazione, che risultano piuttosto estese, caratterizzate da sedimenti con concentrazioni che superano i valori di intervento.

Nello specifico, su sponda sinistra, l'area antistante il porto Catena, lungo tutto lo spessore di sedimento elaborato (0-100 cm), e l'area a ridosso del Ponte San Giorgio, in profondità a partire dal livello 75-100 cm, e, su sponda destra, l'area immediatamente al di sopra del polo chimico.

Per quanto concerne l'area antistante il porto Catena, i sedimenti presentano concentrazioni superiori ai valori di intervento del Mercurio (Hg) e di alcuni singoli Idrocarburi Policiclici Aromatici (IPA), precisamente Acenaftene, Benzo(a)antracene ed in minor misura Benzo(a)pirene. Entro i 75 cm, nella stessa area, sono presenti concentrazioni molto prossime al valore di intervento di Piombo (Pb) e Zinco (Zn). Evidenti, nel livello superficiale, anche gli Idrocarburi pesanti (C>12) che, sebbene in concentrazioni non particolarmente elevate, potrebbero essere imputabili alla presenza delle attività diportistiche del luogo.

Nell'area a ridosso del Ponte San Giorgio si evidenzia, al di sotto dei primi 75 cm, la presenza di Arsenico e Cadmio in concentrazioni superiori al rispettivo valore di intervento.

La sponda destra, entro i primi 50 cm, presenta contaminazione legata ai superamenti riscontrati per il solo Cadmio. In profondità, oltre i 150 cm si osservano valori determinati di Cadmio ancora superiori al valore di intervento.

Sulla base dei risultati relativi alle campagne di caratterizzazione della colonna d'acqua, riportate nella già citata Relazione Preliminare, fa supporre che, in prossimità della darsena IES e dell'area antistante il porto Catena, gli elementi più significativi nel determinare lo stato di qualità del bacino siano, ancora una volta, gli Idrocarburi e Zinco.

Nella successiva campagna di monitoraggio delle acque superficiali eseguita nell'Ottobre 2009 dall'ARPA Lombardia, dipartimento provinciale di Mantova, tutti i composti organici e gli elementi potenzialmente inquinanti ricercati sono risultati inferiori ai limiti di quantificazione.

Per quanto concerne l'intera area della Vallazza, questa risulta interessata dalla presenza diffusa di contaminanti sia inorganici sia organici; infatti, per la maggior parte dei parametri ricercati (metalli ed elementi in tracce, Idrocarburi Policiclici Aromatici, Idrocarburi pesanti) le concentrazioni risultano superiori ai valori di intervento ed, in alcuni casi ben localizzati, prossimi ai valori soglia riportate nella colonna B Tab. 1 del D.Lgs. 152/06.

In particolare, il tratto maggiormente interessato dalla contaminazione si estende dall'area valliva sino al tratto del Fiume Mincio caratterizzato, oltre il Fornice di Formigosa, e corrisponde all'area dove sono state determinate le concentrazioni più elevate dei principali inquinanti: Mercurio ed Idrocarburi pesanti (C>12). Tale contaminazione è particolarmente rilevante, con concentrazioni superiori al valore soglia della suddetta col. B, al di sotto del primo metro di profondità ed è presente anche nei livelli più profondi non elaborati sino ai 3 m. Nel tratto meridionale del sito, al di sotto del primo metro di sedimento elaborato, si hanno superamenti dei valori di intervento anche di alcuni singoli IPA, Acenaftene e Benzo(a)antracene.

Si osservano superamenti del valore soglia previsto dalla col. B relativamente agli Idrocarburi pesanti (C>12) in prossimità dello sbocco del canale Paiolo e nel canale adduttore, nei primi 50 cm di sedimento del presente bacino. Nella stessa area antistante lo sbocco del canale Paiolo si osserva la presenza di altri inquinanti, con concentrazioni superiori o prossime ai rispettivi valori di intervento: Mercurio, Cadmio, Vanadio e Zinco.

Si ricorda che i risultati relativi alla campagna di caratterizzazione della matrice sedimenti, presentati nella Relazione Preliminare, hanno evidenziato nell'area in prossimità del polo chimico, la presenza di molti composti legati all'attività industriale (dicloroetano, stirene, cumene etilbenzene, etc.), per i quali non è stato possibile definire valori di riferimento a causa delle loro caratteristiche di volatilità e scarsa persistenza nei sedimenti. Anche per questi parametri le

concentrazioni maggiori sono state determinate negli strati più profondi. E' interessante notare come, nel corso delle campagne di caratterizzazione descritte nella Relazione Preliminare, anche nella colonna d'acqua sia stata determinata la presenza di questi parametri, seppure a basse concentrazioni. Nella successiva campagna di monitoraggio delle acque superficiali eseguita nell'Ottobre 2009 dall'ARPA Lombardia, dipartimento provinciale di Mantova, tutti i composti organici e gli elementi potenzialmente inquinanti ricercati sono risultati inferiori ai limiti di quantificazione.

A completamento del quadro sopra illustrato, si considerano i risultati delle caratterizzazioni integrative eseguite anche sulle matrici sedimenti e colonna d'acqua nelle aree umide comprese tra l'area lacustre della Vallazza e la raffineria IES, presentati nella Relazione di sintesi, redatta da Sogesid su incarico del Ministero dell'Ambiente e Tutela del Territorio e del Mare (rif. doc Indagini integrative e propedeutiche alla progettazione preliminare dell'intervento di messa in sicurezza unitaria della falda del SIN Laghi di Mantova e Polo Chimico, Maggio 2010).

Dall'osservazione di tali risultati emerge:

- nei sedimenti la presenza di inquinanti in concentrazioni superiori ai valori soglia riportati in col. B, per Arsenico ed Idrocarburi pesanti, la presenza in concentrazione apprezzabili di composti organici aromatici volatili come Benzene e Cumene;
- nella colonna d'acqua la presenza di Idrocarburi totali in concentrazioni paragonabili a quelle riscontrate nel corso delle attività di caratterizzazione della colonna d'acqua della Vallazza, riportate nella Relazione Preliminare ISPRA.

4.5. Calcolo dei volumi di sedimento contaminato

La classificazione dei volumi totali di sedimento è stata effettuata attribuendo a ciascuna cella di elaborazione il superamento o meno dei limiti di riferimento scelti, desunto dal confronto delle elaborazioni eseguite per i singoli analiti. Le concentrazioni elaborate complessive di ogni cella pertanto supereranno i limiti di riferimento, solo se la concentrazione elaborata di almeno uno degli analiti indagati in quella cella è superiore al limite specifico definito per quell'analita. In via cautelativa, alla singola cella di elaborazione è stata attribuita la qualità peggiore riscontrata dalle elaborazioni dei singoli contaminanti.

Nelle immagini sottostanti (dalla Figura 134 alla Figura 141), nonché nella Tabella 2, sono indicati con il:

- “**VERDE**”, i sedimenti in cui non si hanno superamenti dei valori di intervento proposti da ISPRA;
- “**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/uguali 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).

Si evidenzia che non sono presenti contaminanti che mostrino una concentrazione tale da classificare il sedimento come “pericoloso”.

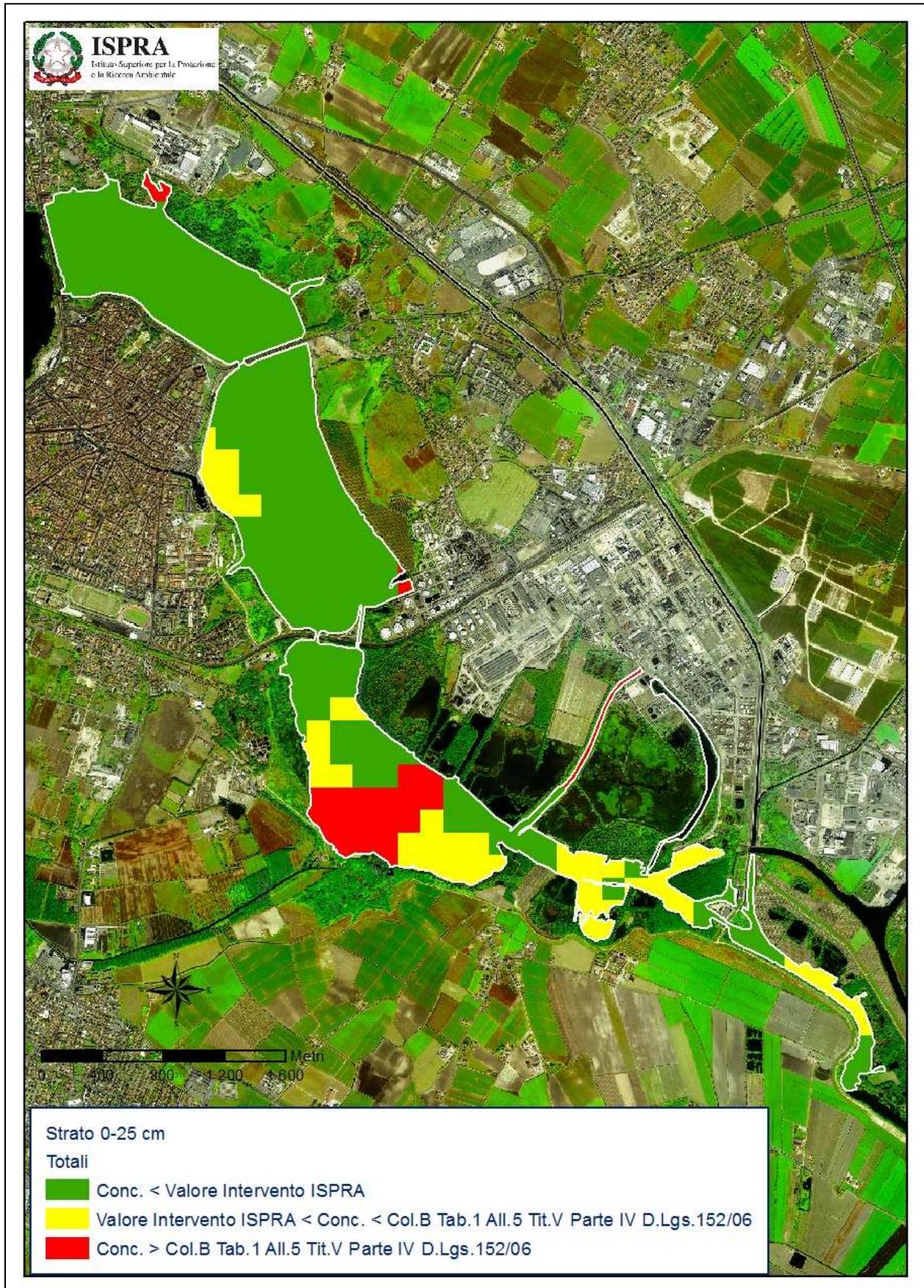


Figura 134. Strato di sedimento 0-25 cm. Contaminazione complessiva

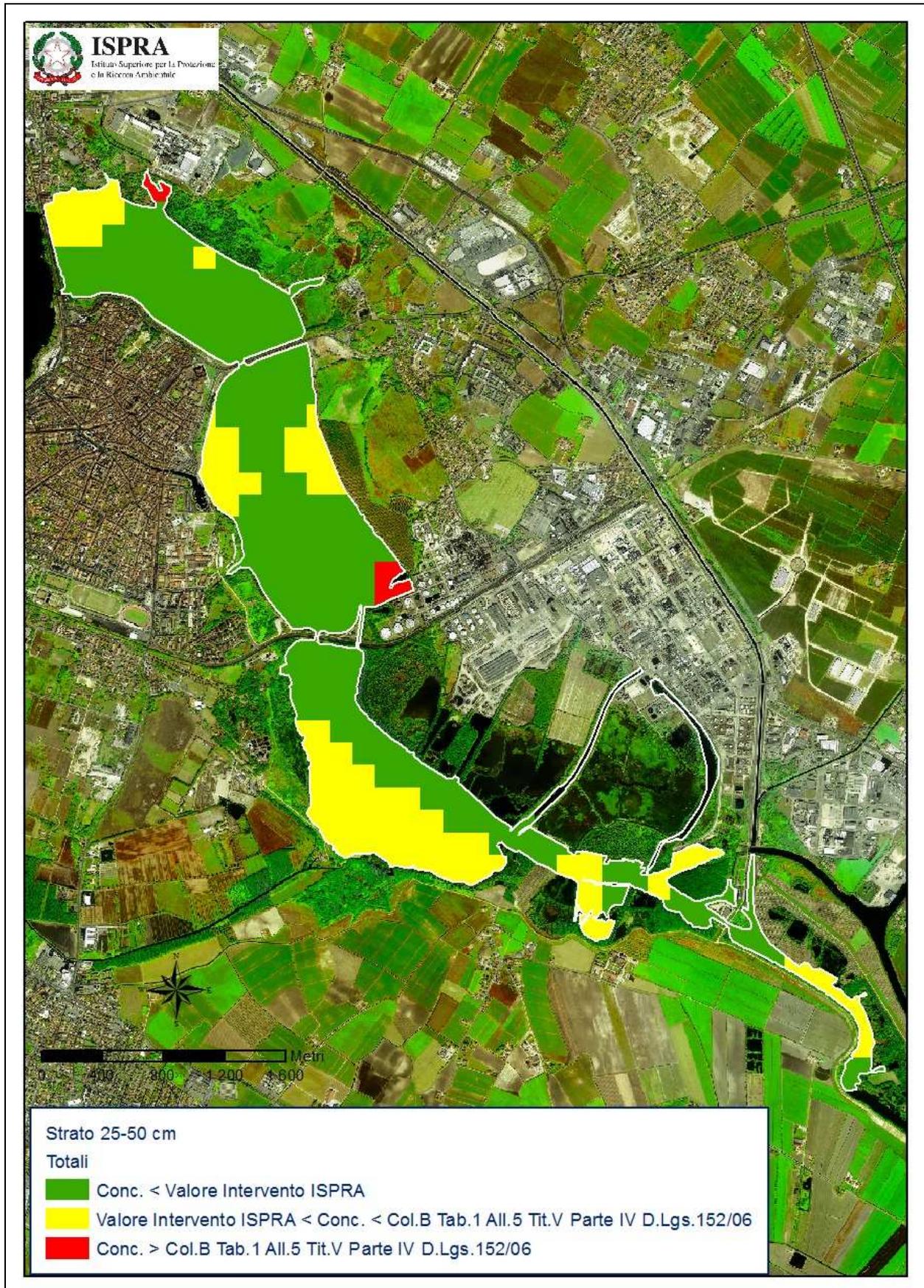


Figura 135. Strato di sedimenti 25-50 cm. Contaminazione complessiva

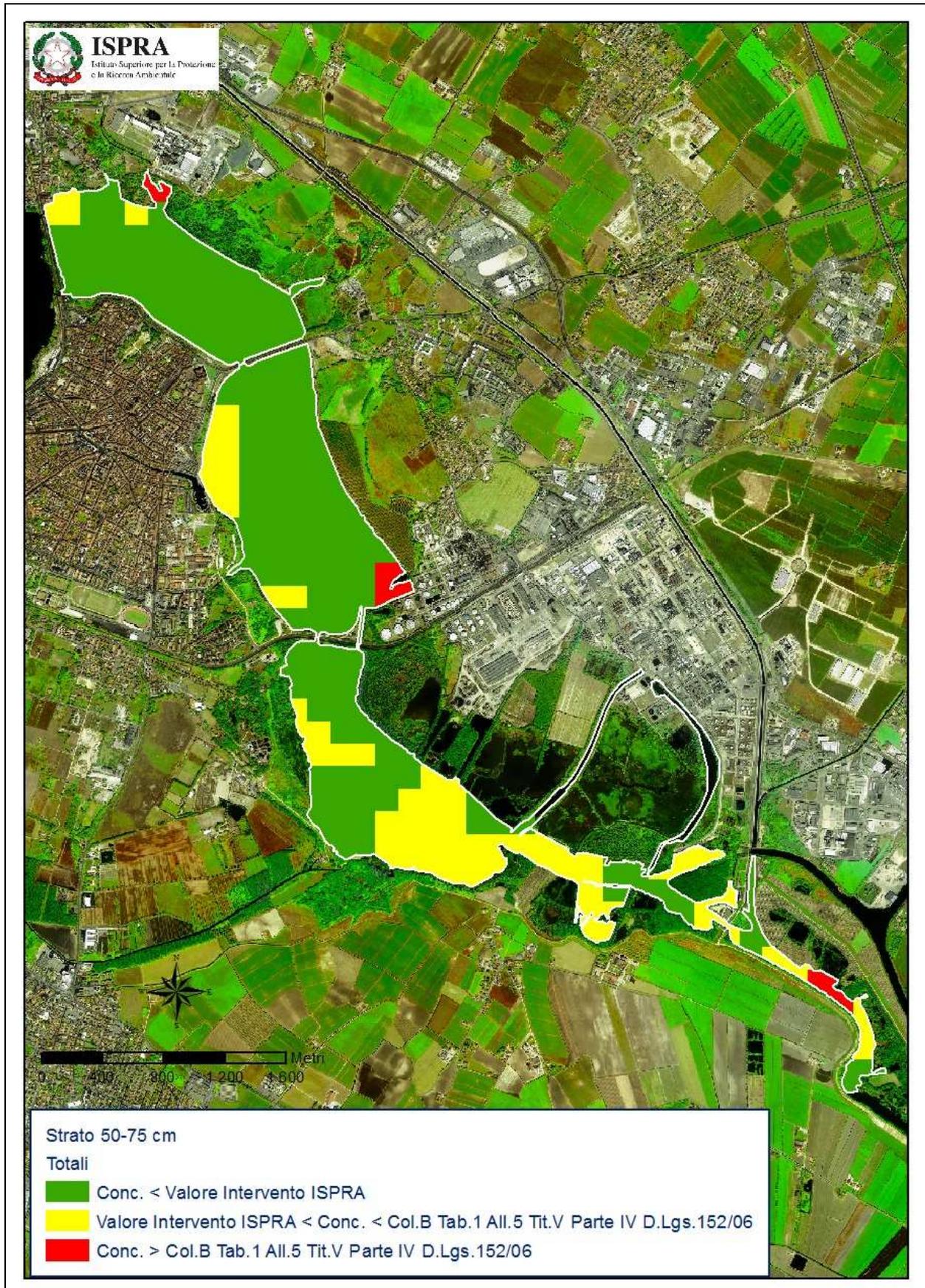


Figura 136. Strato di sedimento 50-75 cm. Contaminazione complessiva

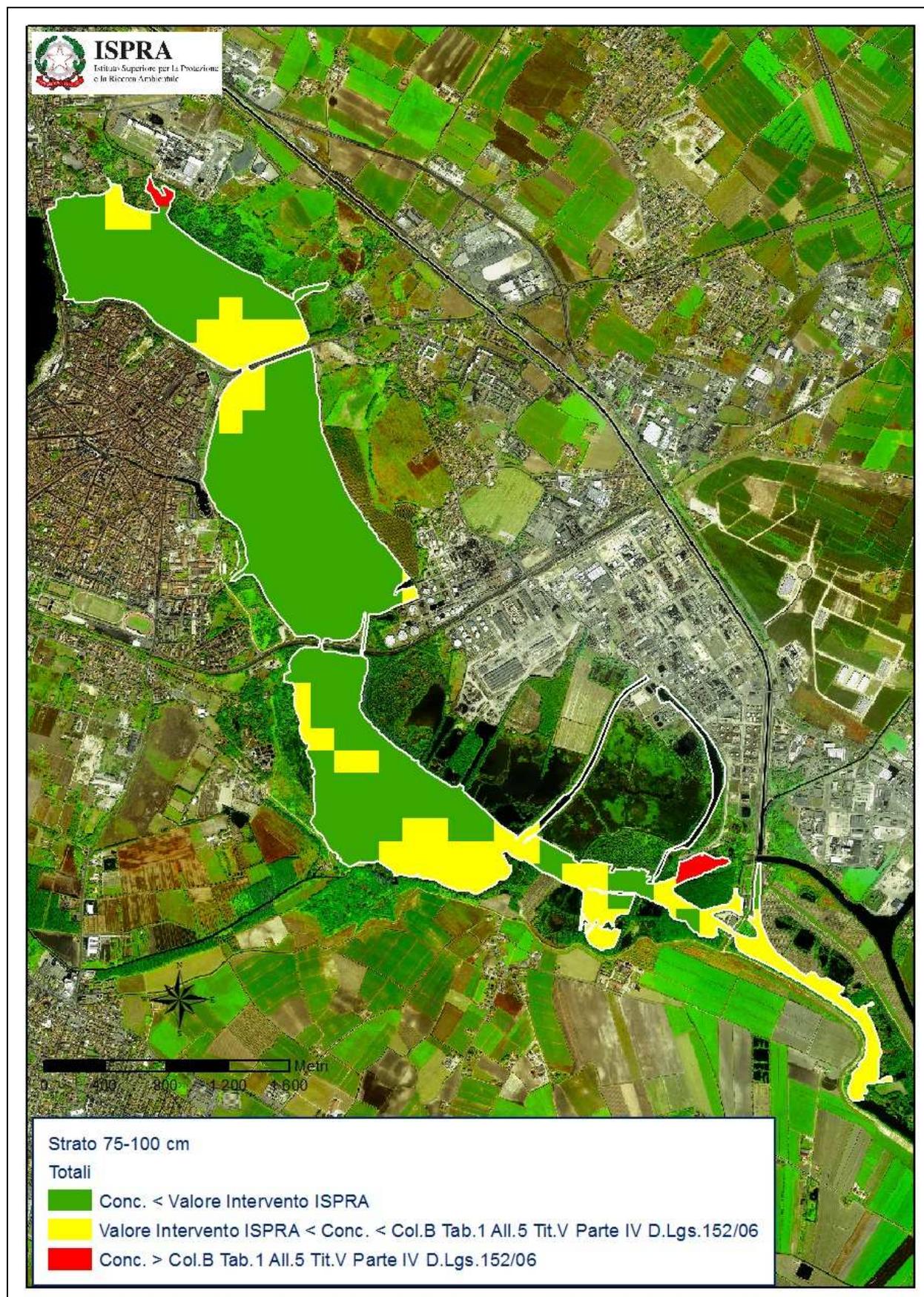


Figura 137. Strato di sedimento 75-100 cm. Contaminazione complessiva

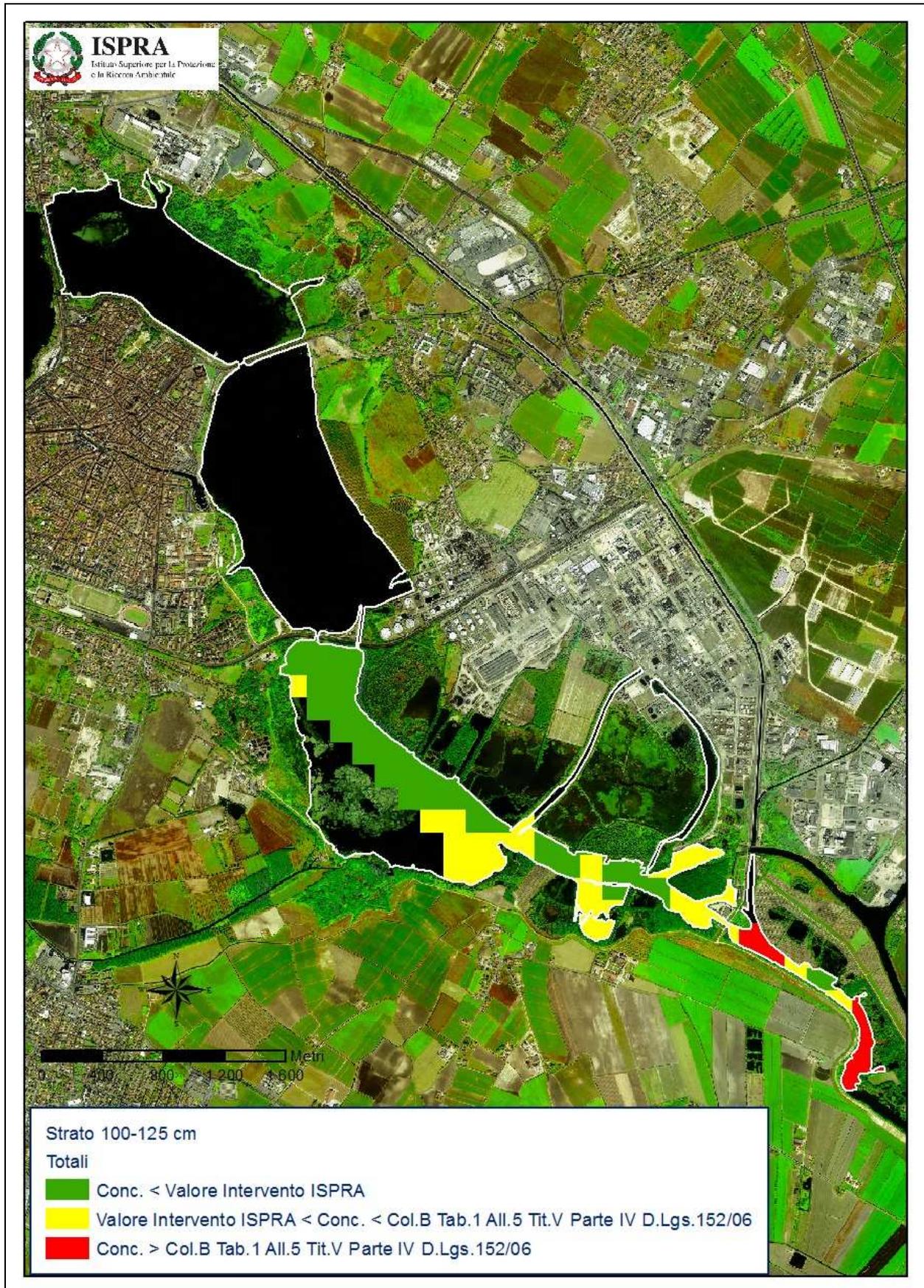


Figura 138. Strato di sedimento 100-125 cm. Contaminazione complessiva

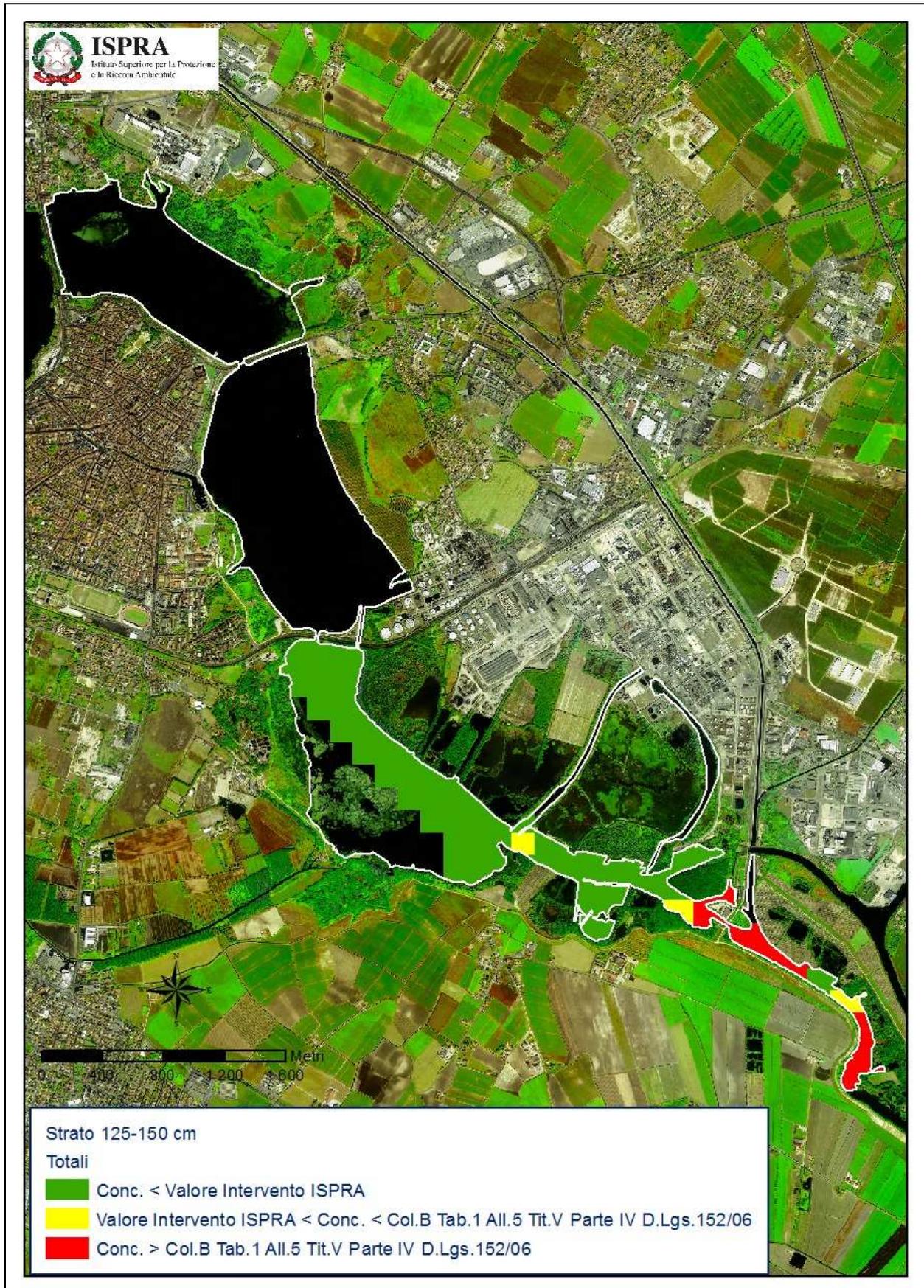


Figura 139. Strato di sedimento 125-150 cm. Contaminazione complessiva

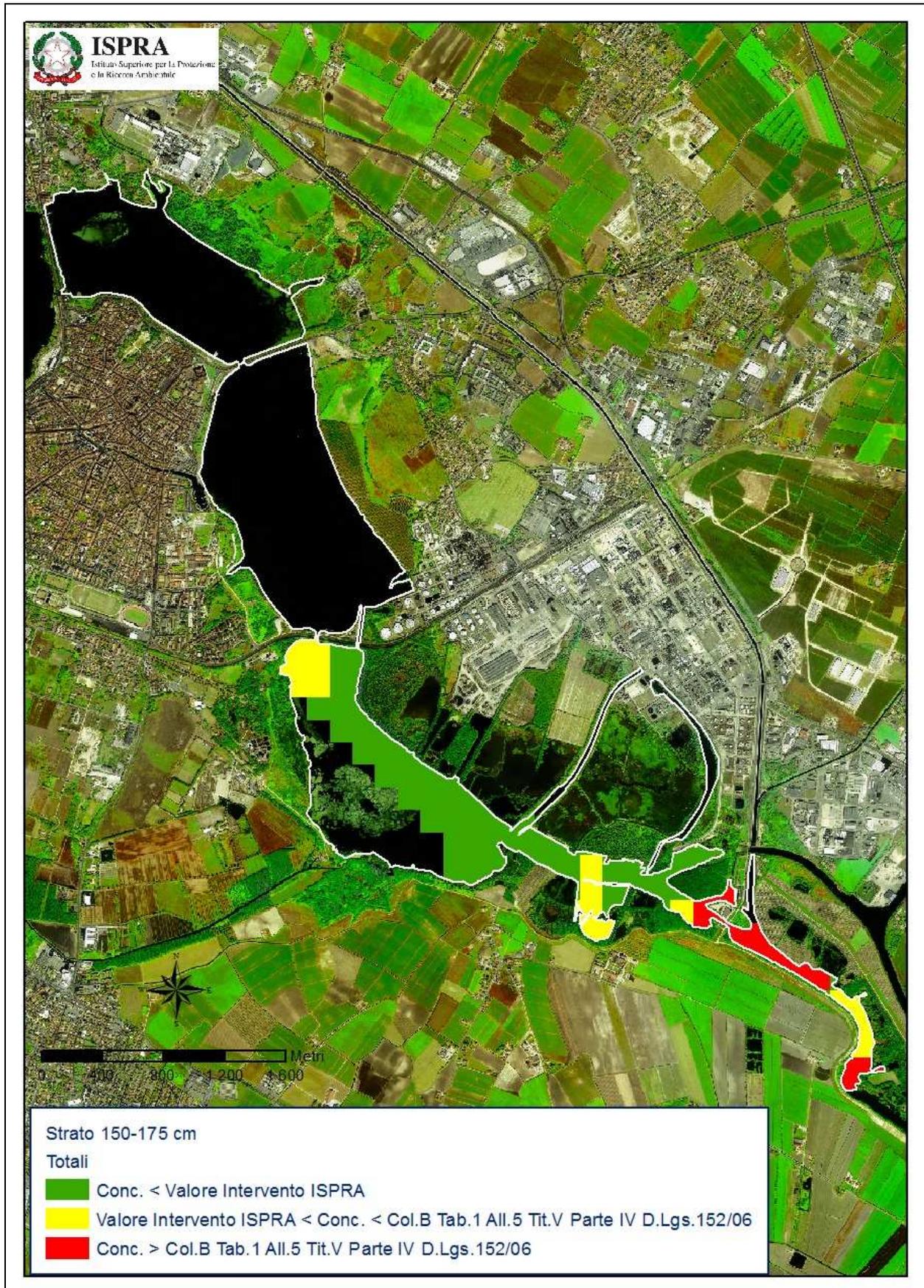


Figura 140. Strato di sedimento 150-175 cm. Contaminazione complessiva

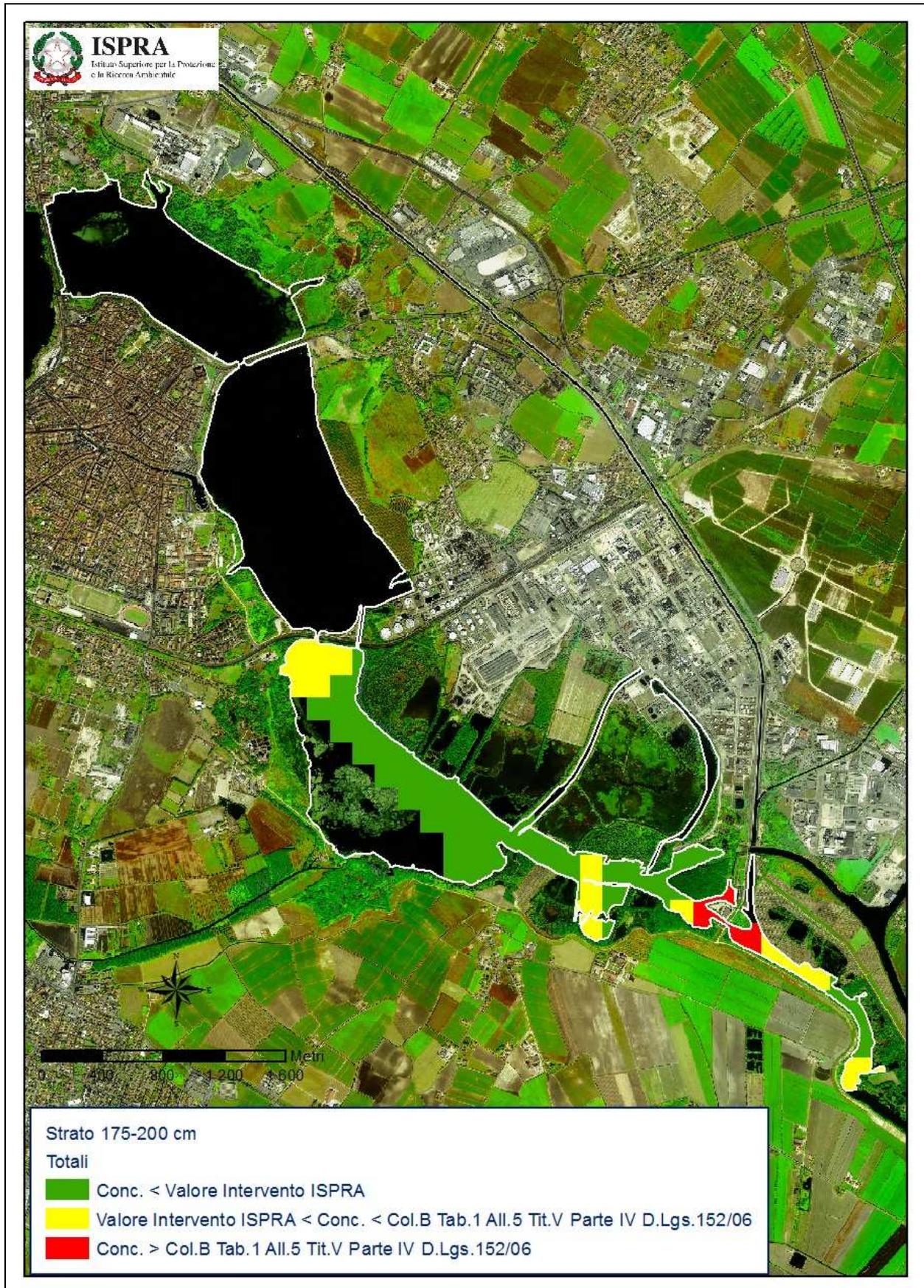


Figura 141. Strato di sedimento 175-200 cm. Contaminazione complessiva

Nella Tabella 2 sono riportati i volumi relativi all'intera area, calcolati per singoli strati (25 cm), rispetto alla griglia tridimensionale sopra presentata.

Strato (cm)	Conc. < Limite di Intervento	Limite di Intervento < Conc. < Col.B Tab.1 All.5 Tit.V Parte IV D.Lgs.152/06	Col.B Tab.1 All.5 Tit.V Parte IV D.Lgs.152/06	Volume totale da bonificare (m³)
0-25	783.438	189.310	101.244	290.553
25-50	708.040	340.335	16.392	356.727
50-75	763.649	276.460	24.657	301.117
75-100	765.926	284.937	13.904	298.840
100-125	167.415	112.220	26.620	138.841
125-150	252.974	14.509	38.773	53.282
150-175	206.908	63.352	35.996	99.348
175-200	213.354	76.294	16.608	92.902
Totale	3.861.705	1.357.417	274.193	1.631.610

Tabella 2: Stima dei volumi da bonificare dell'intera area.

Dopo il primo metro, laddove i dati disponibili non sono sufficienti ad eseguire un'elaborazione adeguata, ma sono presenti dei superamenti di col. B Tab. 1 del D.Lgs. 152/06, è stata effettuata una stima cautelativa, seppur approssimata, dei volumi di sedimento contaminato.

In particolare, nel Lago Inferiore, relativamente allo spessore di sedimenti oltre il primo metro fino ad una profondità di 2,5 metri, il volume di sedimenti contaminato che presenta superamenti di col. B Tab. 1 del D.Lgs. 152/06 risulta essere pari a 70.000 m³. Nelle aree della Vallazza, del canale di presa e del tratto del fiume Mincio, oltre due metri di sedimento elaborato fino ad una profondità di 3 metri, il volume di sedimenti contaminato che presenta superamenti di col. B Tab. 1 del D.Lgs. 152/06 risulta essere pari a 66.000 m³.

5. ANALISI DEGLI INTERVENTI DI BONIFICA ATTUABILI

In linea teorica, la bonifica, nel senso più vasto del termine, comprende tutta una serie di interventi atti a ripristinare la qualità dell'ambiente considerato, eliminando, o almeno minimizzando, gli effetti per l'ecosistema acquatico e, di conseguenza, per l'uomo.

In generale, un intervento di bonifica può essere più o meno invasivo, in funzione della gravità della contaminazione e può consistere:

- nell'avvio di un'intensa e mirata attività di monitoraggio finalizzata alla valutazione degli eventuali processi di attenuazione naturale;
- nell'introduzione di limitazioni d'uso dell'area (limitazioni al traffico navale in termini di traiettorie, velocità, pescaggi consentiti), in concomitanza con un monitoraggio intensivo;
- in interventi di trattamento *in situ*;
- nella rimozione dei sedimenti contaminati e nel ricollocamento degli stessi in strutture di confinamento realizzate in ambito lacustre (vasche di colmata) o, dopo opportuno trattamento, per altri usi benefici;
- nella rimozione dei sedimenti contaminati e nell'invio ad un idoneo impianto di trattamento e/o a discarica di opportuna categoria.

In generale, le opzioni di bonifica mediante rimozione dei sedimenti contaminati sono pertanto legate alle seguenti circostanze:

- concentrazioni molto elevate di contaminanti rispetto ai valori soglia definiti;
- concentrazioni elevate di contaminanti biodisponibili e/o persistenti;
- presenza di contaminazione in aree in cui vi sia un maggior rischio di risospensione del sedimento e quindi di diffusione della contaminazione.

Ad ogni modo, prima di ogni intervento di bonifica si deve procedere all'individuazione e all'eliminazione di tutte le possibili sorgenti di contaminazione, derivanti per esempio da scarichi di reflui civili e/o industriali, accumulo di sedimenti altamente contaminati, etc. 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;
- verificare l'efficienza degli interventi di messa in sicurezza di emergenza nonché degli interventi di bonifica sopra citati;
- 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.

Il percorso di bonifica e ripristino ambientale dell'area si prospetta piuttosto complesso, considerando la tipologia di area interessata (area umida), la tipologia di contaminazione riscontrata e le volumetrie coinvolte. In particolare, l'area è un corpo idrico interno, costituito da molteplici ecosistemi, sottoposti a vincoli di tipo ambientale (Zona Ramsar, SIC, ZPS), in cui tenere in considerazione diversi fattori quali:

- l'utilizzo di particolari cautele, quali ad esempio la predisposizione di un cronoprogramma dettagliato e definito che consideri come utili per gli interventi di tipo invasivo solo particolari periodi dell'anno;

- la tipologia della contaminazione presente (persistenza e bioaccumulabilità dei singoli contaminanti, contaminazione da metalli e/o contaminazione da inquinanti organici);
- le caratteristiche idrodinamiche e sedimentologiche delle diverse aree;
- potenziale rischio di diffusione della contaminazione (la presenza di contaminazione nei sedimenti più superficiali, gli effetti indotti dal traffico di imbarcazioni, etc.);
- i tempi necessari all'esecuzione della bonifica;
- le potenziali difficoltà relative alla gestione della logistica delle operazioni di dragaggio, come spostamenti delle attrezzature da/verso il sito e più in particolare all'interno del sito stesso;
- l'opinione pubblica.

5.1. Possibili scenari di intervento

Gli interventi effettivi di bonifica dell'area oggetto del presente documento dovranno essere valutati caso per caso, in sede di progettazione definitiva, in funzione certamente della qualità dei sedimenti riscontrata, ma anche degli interventi programmati per l'area, nonché dei vincoli cui essa è sottoposta.

In considerazione degli innumerevoli fattori da cui dipende la bonifica, quindi, risulta chiaramente impossibile formulare vere e proprie ipotesi progettuali, con calcoli accurati delle volumetrie coinvolte, scelte precise delle tecnologie di bonifica e delle relative specifiche tecniche, nonché stime delle risorse necessarie.

Nel presente Progetto Preliminare di Bonifica possono pertanto essere formulate unicamente alcune ipotesi di intervento, o premesse progettuali, nel seguito elencate:

- la rimozione ed invio ad un opportuno impianto di trattamento o a discarica dei sedimenti che presentano superamenti dei valori di concentrazione della colonna B Tab. 1 del D.Lgs. 152/06, individuati quali "ROSSI" (con eventuale riutilizzo diretto per usi benefici, nel rispetto della normativa vigente, degli eventuali sedimenti non contaminati rimossi, nell'ambito del dragaggio, per "raggiungere" quelli sottostanti contaminati);
- la rimozione e successivo ricollocamento in strutture di confinamento realizzate in ambito lacustre (vasche di colmata) dei sedimenti che presentano superamento dei valori di intervento ISPRA ma non superamenti dei valori di concentrazione della colonna B Tab. 1 del D.Lgs. 152/06, individuati quali "GIALLI" (con eventuale riutilizzo diretto per usi benefici, nel rispetto della normativa vigente, degli eventuali sedimenti non contaminati rimossi, nell'ambito del dragaggio, per "raggiungere" quelli sottostanti contaminati);
- l'attuazione di interventi di trattamento *in situ* di aree contaminate, aree dove il processo di trattamento non è ostacolato dalle condizioni idrodinamiche e da traffico di imbarcazioni, oppure aree sottoposte a vincoli, nelle quali non è possibile intervenire in maniera invasiva;
- la realizzazione di un monitoraggio mirato, finalizzato alla valutazione dei processi di attenuazione naturale in atto;
- la realizzazione di un monitoraggio continuo della matrice colonna d'acqua al fine di verificare la presenza di continue fonti di contaminazione (acqua di falda, scarichi non collettati, apporti non controllati, ecc.);
- eventuali limitazioni d'uso dell'area, che andrebbero a sommarsi a quelle già esistenti (divieto di pesca, divieto di balneazione, ecc.).

In funzione di quanto sopra esposto, viene nel seguito brevemente riportato uno *screening* delle tecnologie ad oggi applicabili per l'attuazione degli interventi proposti nell'area lacustre oggetto del presente documento, con particolare attenzione alle modalità di trattamento ed alle tecniche di dragaggio dei sedimenti, rimandando una stima più dettagliata e significativa dei singoli interventi

alla fase di progettazione definitiva. La selezione effettiva delle tecnologie da applicare dovrà essere decisa sulla base:

- degli obiettivi fissati per la bonifica;
- dell'impatto sull'ambiente dell'intervento stesso;
- della realizzabilità tecnica nel sito in esame;
- dei tempi di realizzazione;
- dell'analisi costi-benefici.

L'intervento di bonifica dovrà necessariamente consistere in una combinazione delle diverse tecnologie di bonifica, privilegiando, ove possibile, le tecnologie "*in situ*", e, nel caso di rimozione, l'adozione di tecniche di trattamento volte alla decontaminazione dei sedimenti ai fini del loro recupero e riutilizzo, con minimizzazione dei volumi da inviare a discarica.

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 durante tale attività ed il relativo smaltimento.

Si ricorda che per tutte le fasi dei singoli interventi di bonifica deve essere previsto ed attuato un piano di monitoraggio estensivo per la verifica dell'efficacia dell'intervento e per il controllo dell'assenza di effetti nocivi sull'ambiente circostante.

Inoltre, per ogni specifica ipotesi di intervento devono essere introdotte misure di mitigazione e proposto un piano di mitigazione e monitoraggio relativo alla contaminazione "residua" (vale a dire non eliminata con l'intervento programmato).

Nel caso in cui vengano effettivamente programmate attività di rimozione dei sedimenti, deve essere preliminarmente effettuata una ricognizione specifica, al fine di identificare la presenza di eventuali ordigni bellici sepolti e provvedere alla loro rimozione. Si ricorda che la rimozione di sedimenti contaminati deve essere effettuata con tecniche di dragaggio ambientale, volte alla minimizzazione della risospensione dei sedimenti e della produzione di torbidità.

Le più opportune tecnologie di trattamento dei sedimenti contaminati dovranno essere valutate in funzione dell'elevata complessità delle matrici da trattare in relazione alla composizione granulometrica e alla tipologia dei contaminanti presenti. In tale senso, le caratteristiche chimiche, fisiche e biologiche dei sedimenti contaminati sono di fondamentale importanza per determinare l'applicabilità e la durata di un qualunque trattamento, con particolare riguardo ai casi in cui sussista la coesistenza di diverse famiglie di inquinanti, come nel caso in oggetto.

6. INTERVENTI E TECNOLOGIE APPLICABILI PER LA BONIFICA

Nel seguito vengono brevemente descritti:

- i processi di attenuazione naturale e monitoraggio dell'evoluzione del sistema naturale;
- i provvedimenti di limitazione d'uso delle aree;
- le tecniche di dragaggio ambientale per bonifica mediante rimozione dei sedimenti contaminati;
- le tecnologie attuabili per il trattamento *in situ* ed *ex situ* dei sedimenti contaminati .

Sono, infine, riportate alcune indicazioni relative ad eventuali test/impianti pilota finalizzati alla sperimentazione di tecniche e tecnologie innovative per la gestione dei sedimenti inquinati.

6.1. Limitazioni d'uso dell'area

Nel caso di uno stato di qualità ambientale compromesso, qualora vi sia una continua migrazione della contaminazione verso i potenziali recettori, sia in termini di comparti ambientali (colonna

d'acqua, etc.) che in termini di catena trofica (organismi lacustri, esseri umani), si può ricorrere all'adozione di limitazioni d'uso dell'area.

In considerazione che l'area del SIN di Mantova è già soggetto a divieto di balneazione e di pesca, un'ulteriore limitazione d'uso può riguardare la limitazione della velocità del traffico in accesso agli attracchi, in funzione del pescaggio, a ridosso delle aree più critiche o a restrizioni del traffico navale in termini di traiettorie.

In considerazione della contaminazione e delle caratteristiche dell'area lacustre oggetto del presente documento, l'adozione di questo intervento può essere prevista in attesa della definizione e dell'attuazione degli interventi di bonifica. Anche in questo caso risulta comunque necessaria un'azione di controllo intensivo dell'area in esame e di quelle limitrofe, al fine di verificare il rispetto e l'efficacia delle limitazioni adottate.

6.2. Processi di attenuazione naturale e monitoraggio dell'evoluzione del sistema

Tra le tecnologie di bonifica utilizzate in ambito internazionale va ricordato anche il recupero naturale. Il recupero naturale, che si basa sul principio della degradazione naturale a forme meno tossiche dei contaminanti presenti nei sedimenti, è generalmente applicabile in condizioni di minor rischio di risospensione del sedimento, e di conseguente diffusione della contaminazione.

L'attenuazione naturale è dovuta a processi che si sviluppano naturalmente e precisamente:

- diluizione;
- volatilizzazione;
- biodegradazione;
- adsorbimento;
- reazioni chimiche nei sedimenti.

L'Environmental Protection Agency (EPA) riconosce che l'attenuazione naturale può essere usata come rimedio in casi nei quali siano verificate determinate condizioni, ovvero:

- la sorgente della contaminazione sia stata rimossa;
- i processi di diluizione o di sedimentazione siano veloci;
- i sedimenti naturali non vengano rimobilizzati da attività umane o naturali;
- le azioni di bonifica risultino eccessivamente impattanti.

Sull'attenuazione naturale vanno tuttavia considerati i seguenti fattori:

- tempi lunghi di trattamento;
- i prodotti di degradazione intermedi possono essere più mobili e tossici di quelli di partenza;
- il processo può essere usato in assenza di potenziali recettori sensibili;
- i contaminanti possono migrare durante la loro degradazione;
- il sito non può essere riutilizzato prima che sia stato decontaminato;
- è necessario un monitoraggio continuo e costante dello stato ambientale.

Al fine di verificare che i processi di attenuazione naturale siano effettivamente in grado di permettere il raggiungimento degli obiettivi di risanamento, è fondamentale il monitoraggio scientifico di tutte le matrici coinvolte. Nello specifico, il monitoraggio deve:

- dimostrare che i naturali processi di attenuazione della contaminazione sono effettivamente in atto;
- evidenziare tutti i fattori ambientali che potrebbero ridurre l'efficacia dei processi di attenuazione;
- identificare ogni sottoprodotto di trasformazione;

- verificare che la contaminazione non si stia diffondendo;
- verificare che non vi siano impatti inaccettabili sui recettori;
- verificare il raggiungimento degli obiettivi di risanamento nei tempi attesi.

Tale attività trova impiego maggiormente in aree poco contaminate e/o in zone specifiche a scarso idrodinamismo, attuando un piano di monitoraggio che verifichi, nel tempo, un trend naturale di attenuazione delle concentrazioni dei contaminanti rilevati.

6.3. Tecnologie attuabili per il trattamento *in situ*

Vista la particolare criticità dell'area oggetto di intervento, sia per motivi legati al tipo di contaminazione che per motivi legati alla complessità ambientale della zona lacustre, in alcuni settori, si ritiene debbano essere privilegiati degli interventi che non prevedano la rimozione dei sedimenti contaminati, ma, appunto, azioni che prevedano l'impiego di tecnologie di trattamento *in situ*. Le tecnologie di non rimozione per i sedimenti contaminati includono il capping *in situ*, la conterminazione *in situ* e i trattamenti *in situ* veri e propri.

Queste sono tecnologie che non richiedono rimozione, trasporto o pretrattamento ed hanno spesso il vantaggio di rappresentare una buona soluzione dal punto di vista sia economico sia ecologico, rispetto a tecnologie di trattamento chimico-fisico *ex situ* o al conferimento in discarica.

Al fine dell'individuazione delle migliori tecnologie di trattamento realmente attuabili nell'area di interesse, è necessario effettuare uno screening generale delle possibili ipotesi di gestione. Per valutare l'efficacia delle diverse tecniche di bonifica, è anzitutto necessario verificare l'effettiva applicabilità dei trattamenti per la rimozione dei contaminanti presenti nel sito in esame e procedere ad una stima dei tempi e dei costi necessari per il raggiungimento degli obiettivi di riferimento.

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

Di seguito si espone una breve panoramica (Madalinski, 2008) delle diverse tecnologie di bonifica *in situ* applicabili:

- capping *in situ*;
- confinamento;
- trattamenti biologici e di fitorisanamento.

In riferimento ai trattamenti di tipo biologico ed al fitorisanamento, sarebbe comunque opportuno poter approfondire, anche attraverso uno studio sperimentale, le conoscenze sulle specie vegetali presenti e verificarne le attitudini in processi di risanamento al fine di un loro potenziale impiego nelle operazioni di bonifica.

Capping

Il capping *in situ* consiste nel posizionamento di una copertura posta sopra lo strato di sedimenti contaminati. La copertura può essere costituita da sedimenti non contaminati, sabbia o ghiaia, o potrebbe includere anche un progetto più complesso con l'utilizzo del geotessile o layer multipli.

Questa tecnologia è intesa più come un intervento di contenimento piuttosto che di trattamento.

Molti processi possono influenzare il destino dei contaminanti presenti nei sedimenti, essi possono risospendersi in colonna d'acqua (Reible et al., 1993). Un altro processo è rappresentato dal bioaccumulo dei contaminanti negli organismi bentonici a diretto contatto con i sedimenti, esso può

consentire il trasferimento della contaminazione nella catena alimentare. Il capping *in situ* può essere un buon rimedio a queste problematiche grazie a queste tre funzioni principali:

1. isolamento fisico tra i sedimenti contaminati e l'ambiente bentonico;
2. stabilizzazione dei sedimenti contaminati, prevenzione della risospensione e del trasporto;
3. riduzione del flusso di dispersione dei contaminati in colonna d'acqua.

Una vasta bibliografia a supporto di progetti di bonifica dal governo Canadese (Zeman et al. 1992) comprende molti dei progetti di capping e gli studi che sono stati completati sino ad oggi.

Un numero limitato di operazioni di capping *in situ* sono state portate a termine nei recenti anni per via delle condizioni variabili legate alla specificità dei siti. Gli strumenti e le tecniche di costruzione e dragaggio convenzionali possono essere usati per progetti di capping *in situ*, ma devono essere ben controllati.

I dati di monitoraggio disponibili in molti siti indicano che il capping *in situ* può essere una tecnica efficace per il contenimento dei contaminanti sul lungo periodo.

Il capping *in situ* dei sedimenti contaminati effettuato con sabbia è stato applicato in alcuni siti in Giappone (Zeman et al. 1992). Dei progetti condotti nella Baia di Hiroshima hanno preso in considerazione diversi metodi di messa in posa. Altri studi più recenti hanno valutato l'efficacia delle coperture sabbiose per la riduzione alla diffusione di nutrienti.

Una variante del capping *in situ* prevede la rimozione dello strato superficiale dei sedimenti contaminati e la loro copertura con sedimenti puliti (Figura 142). Questo metodo è applicabile quando il solo capping non è fattibile per restrizioni di navigazione, idraulica o profondità del corso d'acqua.

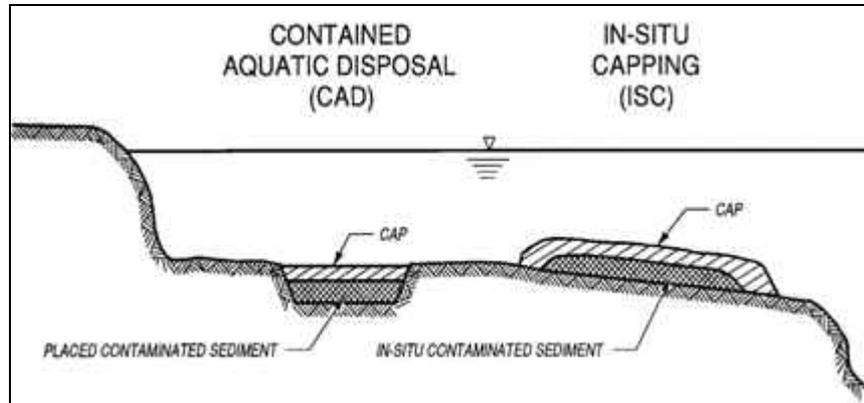


Figura 142. Illustrazione di capping con materiale dragato e in situ

Confinamento

Mentre il capping *in situ* isola i sedimenti contaminati dalla colonna d'acqua immediatamente sopra i sedimenti, il confinamento *in situ* comporta il completo isolamento della porzione d'area. Le barriere fisiche utilizzate per isolare tale porzione includono lamine di tessuto, intercapedini stagne o argini di terracotta. L'area isolata può essere usata come deposito per altri sedimenti contaminati, residui di trattamento o altri materiali di riempimento.

Forse il più grande progetto di bonifica di sedimenti contaminati è stato eseguito a Minamata Bay, in Giappone (Hosokawa 1993).

Trattamenti Biologici

I metodi chimico-fisici, sia *in situ* che *ex situ*, sono sicuramente validi ma molto costosi, spesso difficoltosi nella loro applicazione ma soprattutto non recuperano il sito contaminato con un reinserimento paesaggistico.

La bonifica e il recupero di aree degradate da attività antropiche pregresse, soprattutto quando si tratta di zone particolarmente delicate dal punto di vista naturalistico, come nel caso dell'area in esame (ZPS, SIC), devono tendere a minimizzare gli interventi, puntando al maggior ripristino ambientale possibile, attraverso la ricerca e la sperimentazione di soluzioni progettuali innovative e a basso impatto sull'habitat circostante, volte ad armonizzare e migliorare l'inserimento degli interventi stessi nel contesto naturale e paesaggistico.

Di fatto, dal punto ambientale ed economico-gestionale, i migliori risultati sono quelli ottenuti con tecnologie biologiche di recupero *in situ* come il biorisanamento ed il fitorisanamento (o fitodepurazione).

Per applicare questo tipo di strategie, dette "a basso impatto", è necessario conoscere la biochimica e la biodegradabilità degli inquinanti, le concentrazioni alle quali essi si trovano e l'attività biologica degli organismi, al fine di effettuare un monitoraggio adeguato osservando la via di degradazione adottata dagli organismi. La decontaminazione si attua con un approccio biotecnologico che prevede l'uso di organismi viventi quali agenti di disinquinamento utilizzando dei processi biologici, a loro legati, per trasformare le sostanze inquinanti in prodotti non tossici. Gli attori di tali processi sono i microrganismi con le loro proteine enzimatiche e le piante, che ne possono favorire la crescita.

Biorisanamento

Il biorisanamento è un processo che ha lo scopo di rimuovere le specie contaminanti da una matrice inquinata. Questa tecnica si basa su un processo naturale promosso da microrganismi che, attraverso l'attivazione di una serie di reazioni biogeochimiche, producono come esito finale il disinquinamento dell'area (EPA, 2000). I microrganismi ricavano l'energia necessaria per la loro sopravvivenza dalla decomposizione della sostanza organica disponibile nell'ambiente e dai nutrienti inorganici presenti.

Sebbene molti contaminanti possano essere degradati naturalmente dai microrganismi, spesso il processo è troppo lento, quindi l'aggiunta di additivi può stimolare l'attività microbica. Per accelerare i processi di degradazione biologica possono essere inoltre inoculati batteri autoctoni, substrati per la biomassa presente *in situ* o attivatori enzimatici per stimolare l'attività dei batteri. La degradazione dei contaminanti organici porta alla formazione di molecole a minore complessità e tossicità. Nelle fasi intermedie della degradazione possono generarsi sostanze più solubili e tossiche rispetto a quelle di partenza (contaminazione secondaria). La degradazione dei contaminanti organici può avvenire tramite processi aerobici ed anaerobici. La degradazione aerobica richiede la presenza di nutrienti e l'apporto continuo di ossigeno. Di conseguenza non è realizzabile nel caso di trattamento di sedimenti profondi. I nutrienti più comuni sono azoto e fosforo, ma altri possibili nutrienti sono Fe, Mg, K, Ca, Na, S e Mn. La degradazione anaerobica avviene ad opera di microrganismi in grado di vivere in assenza o scarsità di ossigeno, in presenza di nitrati. La degradazione anaerobica è più lenta della degradazione aerobica e può essere applicata per la degradazione di un numero inferiore di specie inquinanti.

I microrganismi possono essere impiegati non solo nella degradazione di inquinanti organici, ma anche per la decontaminazione di sedimenti inquinati da metalli: il Biobleaching è un sistema che permette il passaggio in soluzione di specie metalliche.

Alcuni batteri, in particolare, grazie al loro metabolismo capace di ottenere energia dall'ossidazione dei solfuri metallici, contribuiscono al passaggio in soluzione dei metalli da substrati contaminati.

Tra le specie batteriche coinvolte in questi processi si ricordano: *Acidithiobacillus ferrooxidans* e *Acidithiobacillus thiooxidans*; *Leptospirillum ferrooxidans*; *Acidianus brierleyi*; *Sulfolobus brierleyi*; *Acidianus infernus*; *Metallosphaera sedula*; *Sulfobacillus thermosulfidooxidans*; *Sulfobacillus disulfidooxidans*.

Il bioleaching può, inoltre, essere mediato da specie fungine attraverso vari processi tra cui si ricordano: solubilizzazione eterotrofica (chemoorganotrofica), solubilizzazione mediata da siderofori, biometilazione con produzione di composti volatili, trasformazioni redox, produzione di acidi organici o estrusione di protoni in suoli acidi, assorbimento sulle superfici cellulari mediata da complessi metallici. (Eccles H. 1999)

Risultati migliori nella degradazione degli inquinanti si ottengono con l'impiego di consorzi microbici naturali piuttosto che con singoli ceppi; questo perché l'insieme di più popolazioni microbiche, dette appunto consorzi, ha il vantaggio di avere una vasta rete di vie metaboliche ("pathway"), spesso complementari, e quindi più duttili ed efficaci per la trasformazione degli inquinanti (Atlas e Bartha, 1993).

L'interesse per il biorisanamento si è intensificato negli ultimi anni, dato il crescente sforzo di adottare misure più sostenibili per il trattamento di siti contaminati. Il suo impatto ambientale ridotto ed i costi contenuti ne fanno uno dei metodi di bonifica più vantaggiosi.

Le tecniche di biorisanamento possono essere classificate come *ex situ* o *in situ* (Boopathy, 2000). Le prime sono trattamenti che prevedono la rimozione fisica del materiale contaminato per i processi di trattamento, mentre le seconde prevedono il trattamento del materiale contaminato sul posto.

Fitorisanamento

Il fitorisanamento è una tecnologia per il trattamento dei suoli e dei sedimenti contaminati che sfrutta la capacità delle piante di degradare, rimuovere o concentrare i contaminanti.

Questa tecnologia di bonifica è in fase di sperimentazione e affermazione. Attualmente attira l'interesse scientifico internazionale e, sempre di più, italiano, in quanto le sue applicazioni bene si inseriscono in un'ottica di sostenibilità ambientale. Ulteriori risvolti positivi si hanno in ambito economico e di accettabilità da parte degli stakeholders. La fattibilità dell'intervento dipende da molti fattori e in fase preliminare vanno considerati inevitabilmente anche i limiti che può comportare caso per caso. Nello specifico dei metalli pesanti, vengono approfonditi le opportunità e gli svantaggi dati dall'uso degli iperaccumulatori e dall'applicazione di agenti chelanti.

Tra le diverse tecniche di bonifica disponibili una tra quelle su cui si stanno concentrando gli studi attuali è il fitorisanamento (phytoremediation). Questa tecnica relativamente recente (nata all'inizio degli anni '90) consiste in un trattamento biologico *in situ* o *ex situ* (sedimenti ed acque) delle matrici contaminate che sfrutta l'attività biologica delle piante (produzione di biomassa, filtrazione dell'acqua presente negli interstizi del terreno, di accumulo delle sostanze), ma anche la crescita della flora batterica che lo sviluppo di queste può apportare al terreno; tali capacità variano da pianta a pianta ed anche da specie a specie dello stesso genere (Singh et al., 2003).

In base al tipo di meccanismo di depurazione coinvolto (figura), il fitorisanamento può essere classificato in fitoestrazione, rizofiltrazione, fitostabilizzazione, rizodegradazione, fitodegradazione, fitovolatilizzazione e controllo idraulico (EPA, 2000) (Figura 143)

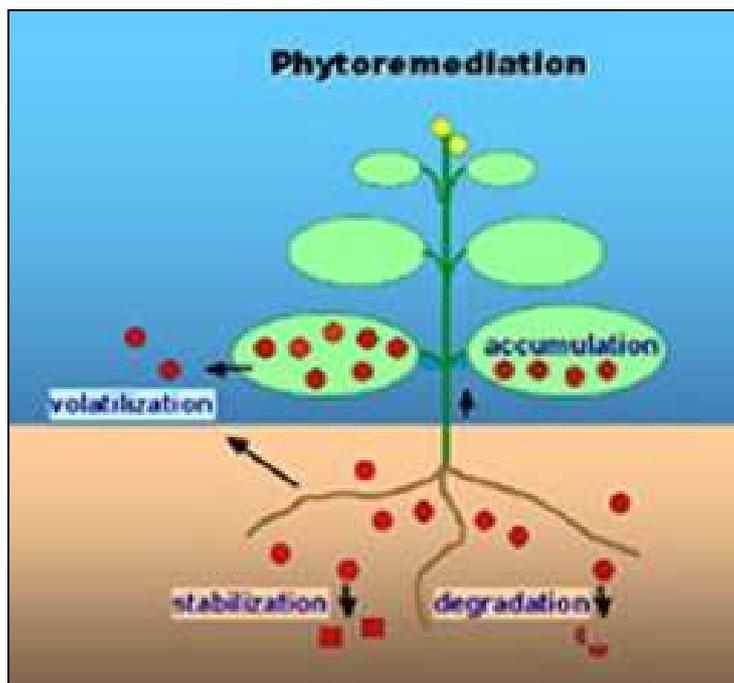


Figura 143. Illustrazione dei meccanismi di depurazione coinvolti

La **fitoestrazione** di metalli pesanti è una strategia di bonifica delle matrici inquinate che sfrutta la capacità delle piante di assorbire, traslocare ed accumulare i metalli pesanti nella propria biomassa epigea.

La **rizofiltraazione** (contaminanti organici ed inorganici): decontaminazione di corpi idrici.

La **fitostabilizzazione** (contaminanti inorganici): immobilizzazione nell'apparato radicale di piante non da raccolto (es. pioppi); immobilizzazione nella rizosfera tramite essudati radicali.

La **rizodegradazione** (contaminanti organici): demolizione del contaminante ad opera dei microorganismi associati alla rizosfera.

La **fitodegradazione** (contaminanti organici): è l'assorbimento e la demolizione del contaminante attraverso il metabolismo della pianta.

La **fitovolatilizzazione** (contaminanti organici e inorganici): è l'assorbimento di un contaminante e rilascio in atmosfera di una sua forma modificata.

Per quanto riguarda i parametri progettuali, non esistono ancora indicazioni universalmente condivise; ci sono tuttavia dei fattori importanti da tenere in considerazione:

- scelta della pianta: le caratteristiche della pianta "ideale" verranno trattate in seguito;
- fattibilità dell'intervento, valutata con studi di laboratorio sul destino degli inquinanti;
- disposizione e densità delle piante;
- irrigazione, fertilizzazione e mantenimento delle piantagioni;
- velocità di cattura del contaminante e tempo di risanamento;
- analisi dei casi di fallimento.

In generale questa tecnica è applicabile a varie tipologie di contaminanti, tra cui: metalli pesanti, radionuclidi, solventi clorurati, BTEX, PCB, IPA, pesticidi clorurati, insetticidi organofosfatici, esplosivi, nutrienti e surfactanti¹ (EPA, 2000).

Il campo in cui il fitorisanamento si è maggiormente sviluppato, sia a livello internazionale che italiano, è quello dei metalli pesanti. La bonifica di suoli contaminati da queste specie è prioritaria poiché esse non si degradano e persistono nell'ambiente per tempi indefiniti. Il problema è particolarmente rilevante in quanto svariate attività umane importanti ne sono la causa: l'utilizzo di fertilizzanti, il traffico motorizzato, gli inceneritori, le centrali termoelettriche e la dismissione di miniere (Miceli, 2001) sono tutte attività difficilmente sostituibili che provocano la deposizione sul suolo di metalli.

Il fitorisanamento sfrutta, in questo caso, la nutrizione inorganica, con la quale la pianta assume sia le sostanze inorganiche essenziali per la sua crescita, sviluppo e riproduzione (come ad esempio N, P, K, Mg, S, Fe, Cl, Zn, Cu, B, Md), sia quelle non essenziali, che ad alte concentrazioni possono però risultare tossiche per la pianta stessa (Pb, Cd, As, Sali...). Il processo non è legato, dunque, alla degradazione dei contaminanti, ma alla loro estrazione e accumulo nei tessuti della pianta, o alla loro immobilizzazione nella rizosfera. Particolare attenzione dovrà pertanto essere posta sul destino delle piante stesse e nel progetto di bonifica dovranno essere indicati le modalità e i tempi di raccolta delle parti recidibili delle piante, nonché del loro eventuale smaltimento.

Teoricamente, una buona soluzione potrebbe essere quella di impiegare la biomassa prodotta per la produzione di energia e carburanti. Al momento, pur essendo allo studio diverse soluzioni tecniche, l'incenerimento della biomassa contenente i metalli pesanti risulta essere la soluzione più realistica sia da un punto di vista economico, sia ambientale.

Per quel che concerne i contaminanti organici il processo che ne determina la loro degradazione è quello di fotodegradazione, che è un processo attraverso il quale i contaminanti riescono ad entrare nelle piante attraverso la barriera protettiva della rizosfera, e vengono sottoposti a processi di degradazione, mineralizzazione ed eventualmente volatilizzazione all'interno delle piante stesse (Int. Tech. and reg. coop. work.2001).

I contaminanti sono quindi immagazzinati nei vacuoli delle cellule o incorporati negli stessi tessuti che compongono la biomassa.

Questo processo è adatto alla rimozione di composti chimici moderatamente idrofobi, come benzene, etilbenzene, toluene, xilene, solventi clorurati e composti chimici alifatici a corta catena.

Con riferimento al panorama italiano sul fitorisanamento di siti contaminati da metalli, gli studi e le applicazioni sono piuttosto limitati rispetto allo scenario internazionale. Più in generale, in tutta Europa questa tecnica non è ancora diffusa, e il mercato europeo delle fitotecnologie è circa 10 volte inferiore a quello americano. Tuttavia si possono trovare alcuni casi di studio italiani che riportano i risultati ottenuti da sperimentazioni di questa tecnica di bonifica ancora in fase di ottimizzazione.

Ogni intervento di bonifica è ovviamente da valutarsi anche nel contesto economico, specialmente per quanto riguarda il metodo da utilizzare per realizzare l'intervento. La scelta riguardante il fitorisanamento come tecnica va ponderata considerando quattro parametri principali:

- il costo del trattamento in sé (inteso come lavoro di cantieristica e di utilizzo manodopera, materiali e affini);
- lo smaltimento delle piante utilizzate (se, cioè, vi sia la possibilità di un nuovo utilizzo di queste, anche in chiave di ritorno economico);
- il tempo necessario alla realizzazione dell'intervento. Questo perché la fitobonifica, visto il lungo tempo solitamente necessario per la realizzazione, blocca lo sfruttamento del terreno per altri usi, limitandone quindi le potenzialità di guadagno;
- la rivalutazione dell'area stessa una volta decontaminata.

Lo smaltimento delle piante utilizzate è un aspetto rilevante da tenere presente in fase di progettazione.

Le piante utilizzate per i trattamenti di fitobonifica, principalmente per la fitoestrazione, possono subire diversi destini; da questi dipende, spesso, la convenienza della scelta a livello decisionale. Non essendo possibile lasciarle sul sito a causa della eccessiva concentrazione di metalli, infatti, è necessaria la rimozione. Il migliore riutilizzo della biomassa asportata è il conferimento ad un impianto di termovalorizzazione per il recupero energetico. Questo uso presupporrebbe, però, l'immediata disponibilità (anche in termini di vicinanza) di un impianto adeguato, munito di congrui dispositivi per l'abbattimento delle emissioni di metalli pesanti in atmosfera (es. elettrofiltro) (Lewandowski et al. 2006).

In letteratura si suggerisce come possibile sorte degli scarti vegetali anche fermentazione guidata per la produzione di biogas (Singhal e Ray, 2003), o più semplicemente come fonti di materia prima per l'industria, specialmente per quanto riguarda i pioppi (Licht e Isebrands, 2005).

In mancanza di riutilizzi, un'alternativa è prevista nel conferimento in discarica, previa stabilizzazione in impianto di compostaggio nei casi in cui la legislazione lo richieda (pretrattamento di materiale organico).

La diffusa presenza di aree contaminate genera l'interesse a trovare tecniche di bonifica efficaci e sostenibili sia dal punto di vista economico che ambientale. Il fitorisanamento è una tecnica ancora in fase di studio, ma che sembra molto promettente soprattutto per la bonifica di grandi aree con contaminazioni limitate sia in profondità (le radici delle piante arrivano fino a un massimo di 3 metri) che in entità, in quanto le piante hanno un'efficienza limitata e possono subire effetti tossici. L'impianto "verde", oltre ad avere basso impatto ambientale e costi ridotti rispetto ad altri trattamenti (risparmio in termini di materiali da costruzione e di lavori di cantieristica, possibilità di riutilizzare le piante contaminate con recupero energetico), ha il vantaggio non trascurabile di essere ben accettato dalle comunità locali.

I tempi del trattamento sono generalmente molto lunghi, sia per l'intervento stesso, sia per effettuare studi di fattibilità delle piante, i quali devono coprire un intero ciclo vegetativo. Infatti non esistono nel campo del fitorisanamento dei parametri progettuali universali, ma i tempi e l'efficienza di rimozione, la quantità di piante e anche il tipo stesso di pianta ottimale per un dato contaminante è da ricercarsi caso per caso (in funzione del tipo di suolo, del clima e di altri fattori sito specifici), possibilmente con studi preliminari in laboratorio.

Pertanto in questo scenario, considerata la peculiarità e criticità di queste aree, si ritengono di più idonea applicazione tecnologie di trattamento che minimizzino gli effetti sull'ambiente circostante come appunto possono essere gli interventi di fitorisanamento.

Ricorrere a questo tipo di trattamento può essere inteso come un'azione di "ripristino ecologico" volta alla conservazione attiva della biodiversità, azione caratterizzata da tutta una serie di misure e opere poste in essere quando un'area di particolare pregio naturalistico, e gli ecosistemi in essa presenti, sono sottoposte a degli interventi che innescano dei processi naturali finalizzati alla riqualificazione e alla riabilitazione dell'area stessa, da eseguire utilizzando prevalentemente tecniche a basso impatto ambientale.

Sarebbe pertanto opportuno poter approfondire, anche attraverso uno studio sperimentale, le conoscenze sulle specie vegetali presenti e verificarne le attitudini in processi di risanamento al fine di un loro potenziale impiego nelle operazioni di bonifica.

6.4. Rimozione dei sedimenti e successiva gestione del sedimento dragato

Nel caso in cui la tecnologia di bonifica prescelta preveda la rimozione dei sedimenti contaminati, sia che si tratti di bonifica parziale (al fine di eliminare il continuo apporto di contaminazione all'ambiente circostante) che totale (al fine di rendere il fondale nuovamente corrispondente ai

criteri di qualità desiderati), tale attività, definita nella letteratura internazionale come “*remedial dredging*”, dovrà essere svolta secondo opportune modalità, in modo tale da minimizzare gli impatti sull’ambiente.

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

Gli effetti principali del dragaggio di sedimenti contaminati sul comparto abiotico possono essere:

- l’aumento della torbidità associata alla risospensione dei sedimenti;
- la riduzione delle caratteristiche trasmissive della colonna d’acqua, a cui corrisponde una riduzione della profondità della zona fotica;
- la diminuzione temporanea della concentrazione di ossigeno disciolto nella colonna d’acqua;
- la variazione della concentrazione dei nutrienti nella colonna d’acqua;
- la solubilizzazione di contaminanti in seguito al cambiamento delle condizioni chimico-fisiche del sedimento.
- la mobilizzazione dei contaminanti associati alle particelle in sospensione;

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

- una diminuzione dell’attività fotosintetica (plancton e bentos) e della produzione primaria a seguito della riduzione della penetrazione della luce;
- le possibili alterazioni qualitative delle biocenosi sensibili presenti nell’area potenzialmente influenzata dall’aumento della torbidità e dall’aumento del tasso netto di deposizione dei sedimenti (mm/ora), con effetti sugli organismi appartenenti a diversi livelli trofici;
- l’eventuale ingresso nella catena alimentare delle particelle contaminate;
- la possibile contaminazione microbiologica degli organismi presenti nell’area;

Tali effetti, di norma riscontrabili in ambienti “aperti” (ad esempio marini), risultano ancora più evidenti e potenzialmente pericolosi in un contesto lacustre quale quello del SIN di Mantova, caratterizzato da bacini circoscritti e relativamente poco estesi, con una differenza nella morfobatimetria dei fondali, con la presenza di aree umide e bassi fondali con limitato ricambio idrico ed, in generale, da ecosistemi tutelati dal punto di vista conservazionistico.

Pertanto, le attività di dragaggio di sedimenti contaminati richiederanno un approccio ancora più volto alla minimizzazione degli impatti sull’ecosistema e, per tali prerogative, definito “dragaggio ambientale”.

Tale criterio dovrà necessariamente essere applicato, non solo alla pura fase di rimozione del sedimento, ma anche alla sua successiva gestione, ovvero alle fasi di trasporto, stoccaggio temporaneo, eventuale trattamento e allontanamento definitivo del sedimento dragato.

Si fa inoltre presente che le draghe (i mezzi mediante i quali si realizza l’escavo subacqueo) e le imbarcazioni di servizio utilizzate possono potenzialmente avere anche effetti “collaterali” inerenti sulla qualità:

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

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

Ricerca di masse metalliche

Prima dell'esecuzione di qualsiasi intervento di rimozione dei sedimenti è necessario effettuare indagini estensive finalizzate all'individuazione di eventuali residui bellici sepolti nei fondali su ciascuna area interessata dagli interventi, anche nel caso in cui siano state precedentemente eseguite indagini puntuali contestualmente all'attività di campionamento dei sedimenti.

Il rilievo per la ricerca e localizzazione di eventuali residui bellici, masse metalliche, trovanti, corpi morti e catenarie viene effettuato mediante sistemi magnetometrici, manovrati da idonea imbarcazione, integrando le indagini con rilievi a mezzo di *Side Scan Sonar*. Qualora siano individuate eventuali anomalie magnetiche ascrivibili ad oggetti sepolti (non indagabili pertanto mediante osservazione diretta), a completamento dell'indagine può essere effettuato un rilievo sismostratigrafico del fondale fino alla profondità di perforazione, utilizzando un profilatore acustico di sedimenti (Sub Bottom Profiler).

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

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

In termini di costi, la fase più onerosa della bonifica delle masse metalliche è quella di ricerca e localizzazione, per la quale è necessario il noleggio di un'imbarcazione idonea ai rilievi, dotata della strumentazione per il posizionamento e per le indagini, con presenza a bordo di tecnici specializzati. Il costo può variare a seconda dell'estensione della superficie totale da indagare (maggiore infatti è la superficie, più si ammortizzano i costi fissi) e delle modalità di indagine.

Per quanto riguarda l'attività di bonifica vera e propria, il costo della rimozione della singola massa metallica è estremamente variabile in funzione della tipologia della massa metallica, della batimetria nel punto, nonché del volume di scavo subacqueo necessario.

Il dragaggio ambientale

Nel caso di dragaggio di sedimenti contaminati, come detto, le attività di rimozione richiedono un approccio volto alla minimizzazione dei potenziali impatti indotti sull'ambiente. Il "dragaggio ambientale" consiste, pertanto, sia nel ricorso a particolari tecnologie di dragaggio, sia in una corretta gestione delle operazioni.

I possibili effetti negativi delle attività di dragaggio dipendono, infatti, non solo dalla tecnologia utilizzata, ma anche da fattori correlati allo specifico progetto, quali le modalità di utilizzo della strumentazione di dragaggio e di conduzione delle operazioni, e da fattori prettamente sito-specifici, quali la sensibilità alla risospensione del fondale interessato dall'intervento di dragaggio (tipologia di materiali che caratterizzano il fondale) e le caratteristiche del corpo d'acqua oggetto di intervento (profondità, velocità della corrente, moto ondoso, stratificazione della colonna d'acqua). Pertanto, al fine di minimizzare gli impatti negativi del dragaggio, è necessario acquisire un'approfondita conoscenza delle caratteristiche dell'area in cui si opera, scegliere un'adeguata tecnologia di dragaggio ed utilizzarla in maniera appropriata.

Per quanto riguarda la tecnologia di dragaggio ambientale da adottare, è di fondamentale importanza che questa risponda ai seguenti requisiti:

- *Elevata selettività e precisione nel posizionamento e nel taglio*

Un sistema di posizionamento ad elevata precisione, nonché di monitoraggio in tempo reale della posizione nello spazio del sistema dragante, è quindi essenziale per la realizzazione di un profilo di scavo accurato e per la rimozione selettiva dei sedimenti in funzione della concentrazione riscontrata, minimizzando così i volumi dragati, l'energia ed i costi associati alle differenti opzioni di gestione ipotizzate.

- *Prevenzione della perdita di materiale ("spill")*

Durante le operazioni di dragaggio, così come nelle successive fasi di trasporto e ricollocamento del materiale dragato, si devono evitare il rilascio e la perdita di sedimento nella colonna d'acqua. In particolare, in fase di escavo, la testa dragante deve essere opportunamente dimensionata e manovrata (così come, nel caso specifico di rimozione idraulica, grande attenzione deve essere posta nel dimensionamento della pompa di aspirazione) affinché tutto il materiale tagliato o smosso dalla testa dragante sia poi allontanato.

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

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

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

Il processo di dragaggio deve minimizzare la quantità d'acqua rimossa insieme al sedimento al fine di minimizzare il volume dragato ed i successivi costi di gestione. Si ricorda che nella maggior parte dei casi l'acqua contenuta nel fango derivante dal dragaggio di sedimenti contaminati non ha le caratteristiche di qualità richieste per un eventuale scarico in acque superficiali e pertanto deve essere successivamente trattata.

- *Sicurezza*

Il processo di dragaggio deve essere essenzialmente costituito da un sistema chiuso, in grado di garantire che i lavoratori vengano il meno possibile in contatto con il materiale dragato. In questo senso, un sistema di trasporto mediante betta di appoggio è meno sicuro di un sistema di dragaggio idraulico con reflimento dei fanghi fino al sito di scarico mediante tubazione.

Per quanto riguarda le modalità di conduzione delle operazioni, è di fondamentale importanza che venga garantita l'adozione delle seguenti misure mirate al contenimento/annullamento degli impatti negativi sull'ambiente circostante:

- *Utilizzo di misure di mitigazione del dragaggio*

Prima dell'inizio delle attività di escavo, dovranno essere adottati e messi in opera sistemi di mitigazione dell'impatto ambientale che tali attività potrebbero causare nell'ecosistema. Tali misure sono finalizzate principalmente al massimo contenimento della torbidità e consistono principalmente nell'installazione di sistemi di conterminazione degli specchi acquei interessati dalle operazioni di escavo, mediante i quali si evita che le particelle risospese dall'attività di dragaggio vadano a disperdersi liberamente nelle acque circostanti.

- *Monitoraggio delle attività di dragaggio*

Una volta selezionata la tipologia di dragaggio ambientale più adeguata all'intervento ed individuate le opportune misure di mitigazione, è indispensabile prevedere ed attuare un piano di monitoraggio estensivo per la verifica dell'assenza di effetti sull'ambiente circostante e per il controllo dell'efficacia delle misure di mitigazione adottate.

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

Il monitoraggio deve garantire il controllo costante dei bersagli più sensibili agli effetti delle attività di dragaggio, trasporto e deposizione, nonché l'individuazione dell'estensione degli effetti delle attività di dragaggio in modo tale da fornire gli strumenti decisionali per tempestivi interventi di tutela ambientale.

▪ *Corrette modalità operative e di gestione dei sedimenti di dragaggio*

Nella progettazione e conduzione delle operazioni è necessario adottare alcuni accorgimenti volti ad ottimizzare l'efficienza del dragaggio e ad evitare o minimizzare gli impatti sull'ambiente circostante: preliminare eliminazione di macroalghe e di trovanti; attenzione nell'evitare perdite di materiale per carico eccessivo dei mezzi (benne, bette, ecc.) e nelle fasi di trasferimento; corretta regolazione della velocità di rotazione delle parti meccaniche in rotazione, nel caso di sistemi di dragaggio idraulici; scelta delle modalità e dei percorsi di trasferimento del materiale dragato; spazi a terra sufficienti per stoccaggio temporaneo ed eventuale trattamento di disidratazione e/o preparazione per le successive fasi gestionali, utilizzo di combustibili e lubrificanti biodegradabili, ecc..

Numerose compagnie di dragaggio eseguite negli anni hanno sviluppato sistemi di rimozione che consentono un dragaggio selettivo, preciso, ambientalmente corretto e sicuro, sia adattando alcune tipologie di draghe già esistenti sia progettandone di nuove.

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

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

Le tecnologie attualmente a disposizione sul mercato del dragaggio, ed in particolare di quello "ambientale", possono essere suddivise in due categorie sistemi di dragaggio ambientale: meccanico ed idraulico.

Dragaggio ambientale di tipo meccanico

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

Le principali tipologie di draghe meccaniche sono:

- le draghe *a secchie* (*Bucket Line Dredgers* – BLD), costituite da un ampio pontone dotato di un pozzo centrale ove si trova una catenaria, lungo la quale sono montate secchie per il prelievo del

materiale dal fondale; arrivata in basso, la secchia penetra nel fondale: il materiale vi ricade dentro e viene poi trasportato verso l'alto man mano che la catenaria scorre; giunta alla sommità, la secchia si capovolge, sversando il materiale in uno scivolo laterale, che convoglia il sedimento dragato in una betta, opportunamente affiancata alla draga;

- le draghe *a benna* o *a cucchiaio* (*BackHoe Dredgers* – BHD), costituite principalmente da un escavatore idraulico convenzionale montato su un pontone dotato di un sistema di pali per lo spostamento e l'ancoraggio; il materiale viene rimosso dal cucchiaio dell'escavatore, e successivamente sversato in una betta di appoggio, opportunamente affiancata alla draga;
- le draghe *a benna mordente* o *a grappo* (*Grab Dredgers* – GD), costituite da una gru di tipo convenzionale con cavo e grappo montate su pontone; il materiale viene scavato dal grappo e poi sversato mediante un movimento rotatorio del braccio della gru all'interno di una betta di appoggio, opportunamente affiancata al pontone.

Draghe meccaniche di tipo “ambientale” sono ottenute dalle tipologie sopra riportate mediante l'adozione di semplici accorgimenti costruttivi, mirati principalmente ad impedire le perdite di materiale alla colonna d'acqua e l'aggiunta di acqua al materiale dragato.

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

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

Nel caso *draghe a benna* o *a cucchiaio* (*backhoe dredger*) il problema della torbidità, generalmente causata da risospensione del sedimento nel momento in cui la benna tocca il fondale, lavaggio del materiale attaccato alla benna e perdita di materiale dalla benna nel momento della risalita del cucchiaio, è stato risolto con la predisposizione di una guaina di chiusura del cucchiaio, che riduce al minimo il contatto diretto tra il materiale dragato e la colonna d'acqua durante la fase di risalita della benna. Una tipologia speciale di cucchiaio, il *Visor Grab Bucket*, è stata appositamente costruita per dragare strati sottili di sedimento con densità elevata e minima torbidità; installato in genere su un escavatore idraulico, ha forma simile a quella di una normale secchia, con la particolarità, tuttavia, di essere provvisto di una visiera girevole che, azionata da due pistoni (cilindri idraulici), richiude il cucchiaio prima della risalita verso la superficie.

Durante il dragaggio con una draga tradizionale *a grappo* la torbidità, causata, oltre che dai motivi già citati per il *backhoe dredger*, dalla fuoriuscita del materiale dragato dal grappo non perfettamente chiuso o dall'apertura posta sulla sommità del grappo, può essere minimizzata con l'adozione di una benna a chiusura ermetica o con l'uso di una benna idraulica, le cui azioni di apertura e chiusura possono essere monitorate.

Essenziale per le ultime due tipologie di draghe (*backhoe dredger* e *grab dredger*), solitamente poco precise poiché necessitano di riposizionarsi ad ogni ciclo, è l'utilizzo di un sistema efficiente di posizionamento e monitoraggio della testa dragante, che consenta di visualizzare su uno schermo la reale profondità del fondale ed il livello del fondale dopo il dragaggio. Ad ogni modo, il posizionamento mediante una gru idraulica è molto più preciso di quello ottenibile con una gru dotata di cavi d'acciaio. Tuttavia entrambe presentano lo svantaggio di rimuovere il materiale secondo un profilo irregolare, con perdita di materiale e scarsa selettività rispetto al sedimento contaminato.

La *environmental grab dredger*, o *ECO grab dredger*, risolve tale problema, realizzando un profilo di escavo secondo piani orizzontali. Grazie al movimento orizzontale di chiusura, questa tipologia di benna può dragare con elevata precisione anche strati relativamente sottili di materiale, pur limitando la quantità d'acqua dragata e realizzando quindi un buon grado di riempimento della benna. Questa particolare benna può essere montata sia su una *grab dredger* tradizionale che su un *backhoe dredger*, permettendo in quest'ultimo caso, grazie al braccio meccanico dell'escavatore, un miglior posizionamento (*horizontal profiling grab*). In Tabella 3 sono riportati i tassi di produzione indicativi delle draghe meccaniche descritte.

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

Tabella 3. Tassi di produzione indicativi delle draghe di tipo meccanico

Dragaggio ambientale di tipo idraulico

Le draghe di questo tipo sollevano ed allontanano idraulicamente, mediante pompaggio, il materiale rimosso costituito da fango (miscela di sedimento ed acqua). Il trasporto al sito di scarico avviene mediante tubazioni o per trasporto diretto ad opera di draghe dotate di pozzo di carico o tramite bette di appoggio. Il materiale dragato, che ha perso l'originaria densità *in situ*, viene così sversato nel sito di scarico insieme ad una grande quantità d'acqua. La principale tipologia di draga di tipo idraulico è quella aspirante stazionaria (*stationary suction dredger – SD*), costituita da un pontone da cui viene calata la tubazione aspirante e su cui è montata un'apposita pompa; il materiale viene semplicemente aspirato, con l'acqua, e trasportato idraulicamente mediante apposita tubazione o sversato in apposite bette di appoggio.

Molte draghe effettuano una rimozione di tipo combinato meccanico (disgregazione del materiale) ed idraulico (sollevamento ed allontanamento); tra queste è possibile annoverare:

- ❑ le draghe aspiranti stazionarie con disgregatore (*cutter suction dredgers – CSD*), che disgregano il materiale mediante una testa fresante a rotazione; il materiale viene poi aspirato nella tubazione mediante una pompa centrifuga e trasportato idraulicamente mediante apposita tubazione o, più raramente, sversato in apposite bette di appoggio;
- ❑ le draghe aspiranti semoventi con pozzo di carico (*trailing suction hopper dredgers – TSHD*), dotate di una tubazione aspirante con apposita testa dragante, che viene trascinata sul fondo al muoversi della draga; il materiale sul fondo, rimosso dalla testa dragante al suo passaggio,

viene aspirato nella tubazione mediante una pompa centrifuga, unitamente all'acqua di trasporto, ed accumulato nel pozzo di carico, finché quest'ultimo non è completamente pieno.

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

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

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

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

Ciò è dovuto in primo luogo al fatto che il processo di dragaggio aggiunge una notevole quantità d'acqua al sedimento rimosso, rendendo più difficoltose ed onerose le successive fasi di gestione del materiale dragato (disidratazione, trattamento delle acque, etc.), ed in secondo luogo alla elevata torbidità prodotta dalla testa disgregatrice dei CSD e dall'*overflow* effettuato sui TSHD.

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

Tali draghe di tipo ambientale sono:

- il disgregatore ambientale a disco (*Disc bottom dredger* o *Environmental disc cutter*): tale draga è costituita da una testa fresante cilindrica a fondo piatto e chiuso, regolabile sia in senso longitudinale che trasversale, dotata di lame e di un rivestimento verticale mobile che consente di adattare la testa fresante allo spessore di sedimento da dragare, consentendo quindi un dragaggio molto accurato e selettivo, ma con minime perdite di materiale e produzione di torbidità. All'interno della testa fresante si trova una bocca aspirante attraverso la quale il sedimento movimentato viene raccolto ed allontanato. Inoltre, grazie all'automatizzazione del processo di controllo delle attività, che consente di adattare in tempo reale la posizione del

rivestimento e la portata di aspirazione in funzione dello spessore di sedimento da rimuovere, della grandezza del passo di avanzamento e della velocità di spostamento laterale, è possibile ottenere un fango di dragaggio di elevata densità;

- la *scoop dredger*, simile ad una classica draga aspirante stazionaria con disgregatore, munita però di una testa di dragaggio appositamente progettata per consentire l'asporto di sedimenti a densità simile a quella *in situ* e senza eccessiva produzione di torbidità. Ciò è reso possibile grazie anche al particolare disegno della pompa di dragaggio ed alla particolare testa raccogliitrice. Inoltre tutte le operazioni sono controllate mediante un sistema computerizzato che permette di conseguire una elevata precisione di taglio;
- la *sweep dredger*, simile e migliore della *scoop dredger*, munita di una speciale testa dragante, dotata di una visiera regolabile sia orizzontalmente che verticalmente; controllando continuamente l'apertura della bocca di aspirazione, tale sistema può essere adattato all'altezza dello spessore da rimuovere e minimizzare l'ingresso di acqua in eccesso, realizzando quindi un profilo accurato di dragaggio ad alta densità e con minimo incremento di torbidità e produzione di *spill*. Il materiale viene aspirato dalla testa e poi trasportato idraulicamente, eventualmente facilitato, nel caso di fango eccessivamente denso, dall'aggiunta di acqua mediante un tubo regolabile di alimentazione. Inoltre la *sweep dredger* è equipaggiata con un sistema che permette il controllo in tempo reale del processo di dragaggio, anche in relazione al profilo del fondale esistente, ed è dotata di un sofisticato sistema di degassificazione, che previene fenomeni di cavitazione nella pompa aspirante, anche nel caso in cui i sedimenti presentino un elevato e variabile contenuto in gas;
- l'*auger dredger*, simile ad una classica draga aspirante stazionaria, dotata però di una ruota collegata ad una coclea: la ruota ha la funzione di direzionare la coclea, che costituisce la testa dragante vera e propria. La coclea è dotata di eliche dirette simmetricamente verso il centro ed è circondata da un tettuccio protettivo d'acciaio e da un grembiule flessibile di chiusura; questi elementi consentono, insieme al lento movimento di rotazione della ruota, di ridurre al minimo le perdite di materiale e la produzione di torbidità. Grazie ad una connessione fissa tra la ruota ed il pontone, la coclea può essere posizionata con elevata precisione sul fondale e ruotare ampiamente, realizzando dragaggi "strato per strato" con elevata accuratezza, compatibilmente con la presenza di brusche variazioni del profilo tridimensionale del fondale. Il sedimento viene pertanto tagliato dalla coclea e trasportato attivamente verso il centro, dove viene aspirato ad opera di una potente pompa automatica regolabile, ottenendo così un fango di dragaggio di elevata densità.

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

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

In Tabella 4 sono riportati tassi di produzione indicativi delle draghe idrauliche descritte.

Tipologia di draga idraulica	Tasso di produzione
------------------------------	---------------------

Suction Dredger tradizionale	50÷2000 m ³ /h
Cutter Suction Dredger tradizionale	50÷5000 m ³ /h
Trailing Suction Hopper Dredger tradizionale	200÷10000 m ³ /h
Environmental Disc Cutter	fino a 500 m ³ /h
Scoopedredger	usualmente 150÷400 m ³ /h
Sweepdredger	usualmente 150÷400 m ³ /h
Auger dredger	fino a 500 m ³ /h
Pneuma system	40÷1800 m ³ /h

Tabella 4. Tassi di produzione indicativi delle draghe di tipo idraulico

La scelta della tecnologia di dragaggio deve essere fatta in funzione dell'area in cui si opera (vie di accesso, profondità dei fondali, vincoli ambientali, ecc.), della tipologia e dell'ubicazione dei sedimenti oggetto degli interventi, della loro qualità, nonché dei volumi coinvolti e della loro destinazione finale.

Oltre a considerazioni di carattere ambientale, legate alla necessità di minimizzare gli impatti delle attività di dragaggio sull'ambiente circostante, sarà infatti necessario valutare attentamente anche la destinazione finale dei sedimenti, al fine di individuare una tecnologia di dragaggio che permetta di ottenere sedimenti con un contenuto d'acqua compatibile con l'uso finale previsto. Infatti, se i sedimenti sono destinati al conferimento in una cassa di colmata, il sistema idraulico sarà da preferire perché oltre a garantire tempi di dragaggio minori, consentirà anche un refluito diretto del materiale in vasca tramite un sistema di tubazioni, eliminando o minimizzando i trasporti e gli stoccaggi intermedi. Se però i sedimenti sono destinati a gestioni a terra, sarà preferibile il ricorso ad un sistema meccanico, che potrà permettere di ottenere sedimenti con un contenuto d'acqua confrontabile con quello *in situ*, quindi senza aggiunta di acqua,.

Misure di mitigazione

Le attività di rimozione dei sedimenti contaminati dovranno prevedere adeguate misure di mitigazione degli eventuali impatti. Tali misure devono essere dimensionate sulla base delle caratteristiche ambientali locali, dei potenziali bersagli e della loro sensibilità, delle caratteristiche fisico-chimiche dei sedimenti da rimuovere e della metodologia di escavo prescelta.

In generale, le misure di mitigazione possono:

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

Uno degli strumenti più conosciuti per la mitigazione degli impatti è l'utilizzo di barriere fisiche per limitare la diffusione dei sedimenti movimentati dall'attività di dragaggio e degli eventuali contaminanti associati alla loro frazione fine, individuando un'area di controllo ben definita. Le barriere antitorbidità sono utilizzate per limitare sia l'estensione e la visibilità della nube di torbidità

potenzialmente causata dalle attività di dragaggio, sia le potenziali interazioni chimiche acqua-sedimento, grazie alla riduzione del volume di interazione.

Esistono diverse possibilità di utilizzo di tali barriere fisiche:

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

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

Barriere strutturali

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

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

I sistemi modulari portatili costituiscono valide alternative a basso costo alle palancole, oltre che essere di relativamente facile installazione e di facile riallocabilità; sono spesso utilizzati per consentire l'evacuazione di acqua dalle aree di intervento, realizzare una deviazione del flusso ed assicurare il controllo dell'erosione e delle esondazioni. Sono tuttavia limitati ad applicazioni per una profondità massima di 3 m.

Barriere non strutturali

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

Attività di monitoraggio e controllo

Una volta selezionata la tipologia di dragaggio ambientale più adeguata all'intervento di bonifica ed individuate le opportune misure di mitigazione, risulta indispensabile prevedere ed attuare un piano di monitoraggio estensivo per la verifica dell'assenza di effetti sull'ambiente circostante e per il controllo dell'efficacia delle misure di mitigazione adottate.

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

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

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

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

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

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

La fase di monitoraggio antecedente al dragaggio deve servire a:

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

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

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

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

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

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

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

Le sonde multiparametriche (con almeno sensori di torbidità, pH, temperatura, conducibilità, ossigeno disciolto, profondità) possono essere utilizzate durante le attività di dragaggio per effettuare regolarmente rilievi secondo traiettorie predefinite e a diverse profondità, a bordo di un'imbarcazione equipaggiata con ecoscandaglio, con un sistema di posizionamento DGPS ed eventualmente un correntometro per il rilevamento dei profili verticali di velocità e direzione di corrente. Oltre a consentire una lettura immediata in campo, le sonde multiparametriche possono anche essere utilizzate in modalità di registrazione autonoma in posizioni strategiche rispetto alle attività di escavo, ad esempio in corrispondenza di obiettivi sensibili.

Per monitorare i cambiamenti nelle caratteristiche chimico fisiche e microbiologiche della colonna d'acqua si potranno inoltre prelevare campioni d'acqua per la determinazione di TOC, nutrienti e parametri microbiologici, solidi in sospensione, nonché, se necessario, di alcuni parametri chimici di interesse riscontrati nei sedimenti da dragare.

In considerazione della presenza di biocenosi sensibili nelle aree potenzialmente influenzate dalle attività di movimentazione dei sedimenti, sarà necessario procedere anche al monitoraggio sul comparto biotico.

Per valutare gli effetti sul comparto biotico si ricorre generalmente all'esecuzione di indagini ecotossicologiche, al fine di fornire informazioni riguardo la biodisponibilità delle sostanze tossiche per gli organismi. Le indagini ecotossicologiche possono comprendere l'esecuzione di saggi biologici su determinate matrici, di prove di bioaccumulo ed eventualmente l'analisi dei *biomarkers* su specifici organismi: i risultati consentiranno non solo di valutare gli effetti dei contaminanti per gli organismi, ma anche la possibilità di accumulo di tali contaminanti nella catena trofica. In particolare, i *biomarkers* rappresentano risposte biochimiche in grado di rilevare precocemente l'insorgenza di effetti sugli organismi prima che questi possano riflettersi macroscopicamente a livello di comunità.

6.5. Tecnologie attuabili per il trattamento *ex situ*

In linea generale, i trattamenti *ex situ* prevedono il dragaggio dei sedimenti contaminati ed una successiva fase di trattamento. A seconda che i sedimenti vengano trattati nelle prossimità dell'area di escavo o vengano trasportati in appositi impianti lontano da detta area si parlerà rispettivamente di trattamenti *on site* o *off site*.

Esistono numerose tecnologie che possono essere impiegate in funzione della natura dei contaminanti presenti e delle caratteristiche fisiche del sedimento.

6.5.1 Trattamenti chimico-fisici

6.5.1.1 *Correzione del contenuto d'acqua*

La fase di regolazione (riduzione) del contenuto di acqua risulta molto spesso necessaria al fine di facilitare le operazioni di movimentazione e trasporto dei sedimenti, nonché per l'applicazione dei trattamenti di rimozione/immobilizzazione dei contaminanti.

In via del tutto generale, si può affermare che, sebbene l'acqua prodotta da tale operazione sia caratterizzata da concentrazioni ridotte di sostanze inquinanti, essa richiede comunque un trattamento preliminare allo sversamento nei corpi idrici ricettori. Per la riduzione del contenuto d'acqua dei sedimenti, possono essere adottati sistemi di tipo passivo, nei quali la regolazione avviene per effetto di fenomeni di sedimentazione ed evaporazione, ovvero di tipo attivo, in cui la migrazione dell'acqua viene favorita dall'impiego di particolari apparecchiature.

Sebbene i trattamenti di regolazione del contenuto di acqua di tipo passivo presentino il vantaggio di essere relativamente economici, si deve ricordare che affinché si osservi una riduzione significativa nel contenuto d'acqua sono necessari tempi di residenza piuttosto lunghi. Per tale ragione, laddove debbano essere trattate ingenti quantità di materiali ovvero ci si trovi in condizioni di carenza di spazi sufficientemente ampi, tali opzioni tecnologiche possono essere sostituite dalla centrifugazione, dalla filtrazione ovvero dall'impiego di ispessitori a gravità.

È pertanto evidente che l'individuazione del trattamento più idoneo per la regolazione del contenuto d'acqua dei sedimenti deve tenere conto dei seguenti parametri:

- volume del materiale da trattare;
- disponibilità di spazi;
- contenuto in solidi iniziale (il quale risulta a sua volta influenzato dalle modalità operative adottate per il dragaggio);
- contenuto in solidi che deve essere raggiunto a valle del trattamento.

Di seguito sono descritte le principali tecnologie applicabili al sito in oggetto.

Nastropresse

Le nastropresse sono costituite essenzialmente da due nastri che si muovono guidati da una serie di rulli. Il percorso dei nastri può essere notevolmente complesso con numerosi cambiamenti di direzione in modo tale da favorire l'allontanamento del fango depositato sulla tela, e dunque disidratato, sottoponendo al trattamento il fango più diluito.

Il fango viene alimentato in corrispondenza della sezione di ingresso della tela inferiore insieme alla soluzione per il condizionamento chimico. Grazie all'instaurarsi di fenomeni di drenaggio naturale, si osserva la separazione di una parte di liquido che consente il raggiungimento di una concentrazione in solidi sufficientemente elevata da impedire una fuoriuscita laterale di materiale dall'apparecchiatura quando la tela inferiore viene a contatto con quella superiore.

Durante il trattamento nella nastropressa, il fango viene sottoposto ad un'azione di compressione, determinata dalla tensione delle due tele, nonché a sollecitazioni di taglio in corrispondenza dei cambiamenti di direzione delle tele stesse.

Ai fini di una buona efficienza dell'operazione, deve essere previsto un periodico lavaggio delle tele filtranti. Esso viene assicurato per mezzo di ugelli alimentati da acqua in pressione posti in corrispondenza della tela superiore e di quella inferiore. La larghezza delle tele varia nell'intervallo 0.5 ÷ 3.5 m; nelle applicazioni più comuni si impiegano nastropresse con larghezza pari a 2 m.

Il trattamento di disidratazione mediante nastropresse può essere condotto in continuo, richiede modesta energia, bassi costi di manutenzione e limitato impiego di personale per le operazioni di conduzione e di manutenzione.

In linea del tutto generale, si può asserire che la concentrazione di solidi nel fango disidratato può raggiungere valori piuttosto elevati e variabili nell'intervallo 15 ÷ 35%.

Le principali limitazioni delle nastropresse consistono nella relativamente modesta capacità di trattamento, nonché nella necessità di intervenire con interventi frequenti per la sostituzione delle tele, che possono subire danneggiamenti a causa del disallineamento dei rulli. Si deve ricordare infine che la presenza di particelle fini e di materiali oleosi può provocare intasamenti delle tele.

Filtropresse

L'efficienza di un trattamento di filtrazione dei sedimenti dipende essenzialmente dalle caratteristiche del sistema di filtrazione, dalla distribuzione dimensionale delle particelle solide, nonché dalla concentrazione di solidi nella corrente influente.

In generale, le filtropresse possono essere realizzate nella configurazione a piastre, ulteriormente distinguibili in piastre a volume fisso ovvero variabile.

Le filtropresse consentono di disidratare fanghi caratterizzati da una concentrazione in solidi variabile in un intervallo di valori piuttosto ampio (1 ÷ 40% in peso) e permettono di raggiungere concentrazioni di solidi variabili tra il 12 ed il 50% in peso. Sono inoltre caratterizzate da una potenzialità piuttosto elevata, pari a circa 25 t/h.

I filtri sotto vuoto possono essere utilizzati per la disidratazione di fanghi caratterizzati da una concentrazione in secco variabile tra il 10 ed il 20% in peso e sono in grado di separare una frazione consistente di particelle solide (85 ÷ 99%).

La separazione del liquido viene conseguita grazie all'applicazione di una elevata pressione. I principali parametri che influenzano le prestazioni di una filtropressa sono:

- la pressione di filtrazione;
- la tipologia ed il dosaggio del reagente impiegato per il condizionamento;
- le caratteristiche della tela;
- la durata della fase di filtrazione.

Un ciclo di funzionamento comprende le seguenti fasi operative:

- riempimento delle camere;
- compressione dei pannelli;
- apertura del filtro;
- scarico dei pannelli.

Nelle filtropresse a piastre, la disidratazione del materiale avviene in pressione, attraverso un ciclo in cui si susseguono le fasi di riempimento delle camere, di compressione dei pannelli, di apertura del filtro e di scarico dei pannelli. L'insieme delle piastre viene chiuso per trazione o compressione mediante centraline oleodinamiche manuali o motorizzate. Le pressioni di chiusura sono generalmente comprese nell'intervallo 380÷450 bar.

Sulle superfici delle piastre sono montate le tele filtranti. Il fango, eventualmente condizionato mediante aggiunta di reagenti chimici, viene alimentato attraverso un canale centrale o laterale, che va a riempire le camere ricavate tra le piastre contigue. In generale, la fase di riempimento ha una durata di 20÷30 min. Successivamente, raggiunta la pressione di esercizio che in genere è mantenuta fra 5 e 15 bar, il liquido filtra attraverso le tele e, scorrendo attraverso i canali delle piastre sagomate, viene raccolto in appositi condotti, mentre il fango viene trattenuto all'interno della camera. La durata della fase di filtrazione varia in genere da 1.5 a 5 ore.

Il funzionamento della filtropressa è discontinuo in quanto, dopo la fase di disidratazione, si procede all'apertura del filtro ed allo scarico del pannello di materiale disidratato, che può essere manuale o automatico.

L'intero ciclo ha in genere una durata variabile fra 2 e 6 ore. Prima della chiusura del filtro, periodicamente, si può provvedere al lavaggio delle tele filtranti utilizzando acqua in pressione fino a 100 bar. L'operazione di lavaggio è saltuaria: essa viene effettuata ogni 2÷3 settimane nel caso vengano utilizzati condizionanti come cloruro ferrico e calce (in questo caso il lavaggio deve essere effettuato mediante soluzione acida) e ogni 2÷3 mesi nel caso di utilizzazione di agenti condizionanti quali policloruro di alluminio o polielettroliti. La produttività è pari a circa 1÷4 kg di solidi/(m²·h), con tempi di filtrazione di circa 2÷4 ore.

Le filtropresse con piastre a membrana a volume variabile sono caratterizzate dalla presenza, tra la tela filtrante e la piastra di sostegno, di una membrana elastica. Dopo la fase di riempimento del filtro, la filtrazione ha luogo ad una pressione massima di 8 bar per un periodo di filtrazione di circa 30 minuti. Alla fine del ciclo di filtrazione, inserendo un fluido in pressione (acqua o aria) tra la piastra e la membrana, si ottiene un rigonfiamento della membrana stessa che determina uno sforzo meccanico di compressione sul pannello di fango formatosi, incrementandone la concentrazione finale e diminuendo i tempi richiesti per ogni ciclo di filtrazione.

La pressione di esercizio in genere raggiunge i 15 bar. La durata della fase di filtrazione è di circa 10÷15 minuti, mentre il tempo complessivo per l'intera operazione è di circa 45 minuti.

La produttività risulta notevolmente superiore rispetto alle filtropresse a volume fisso, ed è pari a circa 10 kg/m²·h.

In generale, a fronte di elevate efficienze di trattamento, le filtropresse a membrana presentano alcuni svantaggi, legati essenzialmente alla elevata complessità impiantistica, alla richiesta di manodopera ed alla discontinuità di funzionamento. Sono inoltre richiesti elevati dosaggi di agenti condizionanti (cloruro ferrico e calce).

I filtri sotto vuoto sono caratterizzati da funzionamento in continuo, durante il quale avvengono contemporaneamente le fasi di formazione del pannello e di disidratazione del medesimo. La formazione del pannello di fango disidratato avviene a seguito del progressivo intasamento del mezzo filtrante, conseguente alla deposizione dei fiocchi di maggior diametro prima e, successivamente, delle particelle più fini. Per alcune sospensioni particolarmente difficili da trattare si ricorre alla disposizione preventiva sulla superficie filtrante di uno strato di supporto costituito da diatomee o da altri materiali con caratteristiche simili. Il pannello si forma pertanto su questo strato di base e viene staccato con un coltello raschiatore, la cui corsa deve essere attentamente regolata affinché con il pannello di fanghi non venga allontanato anche l'eventuale materiale di supporto.

Al fine di incrementare la velocità di filtrazione si può ricorrere al condizionamento chimico. La scelta della tipologia di reagente da utilizzare per il condizionamento, nonché il dosaggio, devono essere valutati sulla base di opportune prove preliminari di laboratorio.

In generale, i condizionanti chimici di più largo impiego sono rappresentati dal cloruro ferrico e dalla calce, addizionati con un dosaggio variabile rispettivamente nell'intervallo 1÷4% e 5÷15% sul fango secco.

Un filtro a vuoto è costituito essenzialmente da un tamburo rotante coperto dal mezzo filtrante, parzialmente immerso nel fango da disidratare e diviso internamente in vari settori. I diversi settori, solidali al tamburo sul quale è montata la tela filtrante, sono collegati ad un rotore cosicché, a seconda della posizione occupata da essi, possano essere posti sotto vuoto ovvero in pressione. Attraverso diverse aperture viene infatti applicato il vuoto necessario per creare la forza motrice alla filtrazione, ovvero viene fornita l'aria compressa necessaria al distacco del pannello di fango formatosi. Il tamburo e la vasca di contenimento sono realizzati in acciaio al carbonio o inossidabile a seconda del tipo di fango da trattare. All'interno della vasca è installato anche un agitatore a pendolo che mantiene i fanghi in sospensione.

Il distacco del pannello di fango dalla tela avviene per mezzo di un coltello raschiatore, ovvero grazie alla particolare geometria con la quale viene configurata la tela filtrante. Il lavaggio della tela avviene subito dopo la fase di distacco del pannello di fango.

Il funzionamento dei filtri a vuoto risulta dipendente dai seguenti parametri:

- caratteristiche del materiale;
- concentrazione in solidi del fango;
- velocità di rotazione del tamburo;
- grado di immersione del tamburo, definito come il rapporto percentuale tra la superficie immersa e la superficie complessiva del tamburo;
- entità del vuoto applicato.

La velocità di rotazione del tamburo influenza l'entità della formazione del pannello ed il grado di disidratazione; se la velocità viene mantenuta bassa il pannello il grado di disidratazione risulta maggiore, ma la portata trattabile risulta ridotta.

Il grado di immersione, normalmente compreso tra il 15 ed il 25%, influenza il trattamento di disidratazione nel senso che un suo aumento comporta un incremento del tempo necessario alla formazione del pannello ed una conseguente riduzione della durata del trattamento di disidratazione vero e proprio.

L'aumento del grado di vuoto (generalmente mantenuto intorno ai 4÷5 m di colonna d'acqua) provoca generalmente un aumento dello spessore del pannello ma, nello stesso tempo, anche un notevole aumento degli impegni di potenza elettrica e, nei casi in cui il materiale è molto comprimibile, anche una diminuzione della efficienza di disidratazione.

La concentrazione di solidi nel fango disidratato risulta variabile nell'intervallo 12 ÷ 40%.

Ispessimento a gravità

Il principio di funzionamento di un ispessitore a gravità è del tutto simile a quello di un bacino di sedimentazione di tipo convenzionale, nel quale la separazione tra liquido e particelle solide avviene per effetto del campo di forze gravitazionali. Rispetto ai bacini di sedimentazione di tipo tradizionale, gli ispessitori a gravità sono caratterizzati da pendenze del fondo e profondità superiori.

La concentrazione di solidi nella corrente di fango estratta dal fondo dell'ispessitore risulta variabile tra 2 e 15%, e pertanto gli ispessitori a gravità devono di frequente essere utilizzati in combinazione con altri trattamenti di disidratazione.

Si deve inoltre osservare che l'impiego degli ispessitori a gravità è generalmente consigliato per la disidratazione di fanghi caratterizzati da una concentrazione in secco inferiore al 6%, per cui l'impiego di tali apparecchiature risulta limitato a sedimenti provenienti da dragaggi idraulici.

In funzione delle dimensioni, gli ispessitori possono essere realizzati in cemento armato ovvero in acciaio. Sono inoltre dotati di meccanismi raschiafanghi e di picchetti verticali; questi ultimi hanno il compito di favorire la liberazione di bolle di gas e l'aggregazione delle particelle solide, nonché quello di creare canali attraverso il quale possa risultare facilitata la migrazione del liquido. Il meccanismo raschiafanghi è dotato di appendici che effettuano un rimescolamento nel pozzetto centrale di raccolta del fango, in modo tale da prevenire eventuali intasamenti. Il meccanismo raschiafanghi può essere assente negli ispessitori di piccole dimensioni, sebbene in questo caso le pareti del fondo dovrebbero essere caratterizzate da un'inclinazione tale da favorire lo scorrimento del fango verso la sezione di uscita.

Il fango viene generalmente alimentato dal centro dell'ispessitore e distribuito mediante un diffusore di flusso coassiale all'albero del meccanismo raschiafanghi; il liquido separato viene raccolto in calette periferiche ed il fango ispessito viene estratto dal pozzetto centrale.

Le tubazioni di estrazione non devono presentare punti o zone di ristagno del materiale solido; inoltre devono essere previsti punti di ispezione ai fini della manutenzione e per la predisposizione ai lavaggi a pressione.

I parametri che maggiormente influiscono sul funzionamento di un ispessitore a gravità sono:

- il carico idraulico
- il carico di solidi
- il tempo di residenza idraulica (generalmente variabile tra 6 e 24 ore).

Centrifugazione

L'applicazione di una forza centrifuga consente di conseguire elevate efficienze di separazione solido/liquido. Nelle centrifughe il fango viene introdotto ad un'estremità della macchina attraverso un tubo di alimentazione centrale e, per effetto della forza centrifuga, aderisce alle pareti del tamburo formando uno strato nel quale si ha una separazione solido/liquido per differenza di densità. Le particelle più pesanti si concentrano nella parte esterna dell'anello liquido ed il liquido chiarificato (comunemente detto centrato) va a costituire lo strato interno. Le centrifughe hanno il pregio di essere caratterizzate da un funzionamento semplice, ma richiedono una fase preliminare di condizionamento chimico del materiale onde evitare che la concentrazione di solidi sospesi nel centrato risulti eccessivamente elevata.

I componenti principali di una centrifuga sono rappresentati dal tamburo esterno e dalla coclea interna. Il tamburo cilindrico ha un'estremità troncoconica e ruota ad una velocità variabile tra i 1500 ed i 6000 giri al minuto in funzione del diametro. All'interno del tamburo la coclea ruota nello stesso senso ma ad una velocità leggermente inferiore, forzando così i solidi verso l'estremità conica della macchina nella quale sono presenti le aperture di scarico. Il liquido viene scaricato dalla parte opposta attraverso alcune aperture regolabili in funzione dell'altezza dell'anello liquido nella macchina.

La concentrazione in secco del fango separato può essere controllata grazie alla possibilità di regolare il tempo di residenza idraulica della centrifuga.

Una configurazione innovativa prevede che nella zona troncoconica dell'apparecchiatura, il fango venga sottoposto, oltre che alla forza centrifuga, anche ad una pressione assiale dovuta essenzialmente al profilo geometrico del tamburo e della coclea (centrifuga a contropressione). Le centrifughe a contropressione sono caratterizzate da consumi energetici specifici (riferiti all'unità di solidi secchi prodotti) molto superiori rispetto alle centrifughe di tipo tradizionale.

Le centrifughe permettono di ottenere una concentrazione in secco nei sedimenti variabile tra il 10 ed il 35%, sebbene il rendimento sia notevolmente influenzato dalle dimensioni delle particelle e risulti di fatto nullo per diametri inferiori ai 10 μ m. In particolare, l'impiego della centrifugazione ai sedimenti risulta spesso ostacolata dalla presenza di materiali fibrosi e di materiali grossolani, per cui potrebbe rendersi necessaria una setacciatura preliminare dei sedimenti. Un ulteriore svantaggio è legato agli elevati costi di investimento e di gestione richiesti da tali apparecchiature.

Un trattamento di centrifugazione risulta influenzato dai seguenti parametri:

- caratteristiche del fango (distribuzione dimensionale, presenza di materiali grossolani);
- velocità di rotazione del tamburo;
- velocità differenziale tamburo/coclea;
- spessore dell'anello liquido.

6.5.1.2 Separazione granulometrica

La classificazione delle diverse frazioni che costituiscono il sedimento può rendersi necessaria al fine di ottimizzare le successive fasi del trattamento (allontanamento delle frazioni granulometriche

più grossolane che risultano generalmente caratterizzate da scarsa contaminazione e non devono pertanto essere avviate a trattamento, separazione dei materiali metallici e delle plastiche, ecc.). La classificazione delle particelle può essere ottenuta sfruttando alcune loro proprietà caratteristiche, quali la dimensione, la densità, ovvero le caratteristiche magnetiche. Ai fini della classificazione, possono pertanto essere impiegati vagli, classificatori idraulici, cicloni, bacini di sedimentazione, chiarificatori.

La vagliatura è un'operazione di separazione di un materiale di composizione eterogenea in frazioni di differenti.

Sedimentatori

I sedimentatori convenzionali sono costituiti da bacini di sedimentazione circolari o rettangolari, dotati di sistemi di raccolta e meccanismi di rimozione dei solidi sedimentati. Nei sedimentatori rettangolari il sedimento, con un contenuto di solidi sospesi relativamente elevato, viene introdotto ad una estremità del comparto. I solidi sedimentano lungo la direzione longitudinale della vasca in funzione delle loro dimensioni e del peso specifico. Il fango chiarificato lascia la vasca attraverso uno stramazzo posto all'estremità opposta a quella di ingresso del fango. La maggior parte dei sedimentatori rettangolari sono dotati di meccanismi raschiatori, posti su tutta la larghezza della vasca, che convogliano il sedimento verso la tramoggia di raccolta.

I sedimentatori circolari possono essere di due tipi principali: con alimentazione centrale, con alimentazione periferica.

Nei sedimentatori ad alimentazione centrale il fango viene introdotto dal centro della vasca e l'effluente esce da uno stramazzo posto lungo tutto il diametro della vasca. Contrariamente, nei sedimentatori ad alimentazione periferica il fango entra dalla sezione periferica e l'effluente fuoriesce da uno stramazzo posto al centro della vasca.

I sedimentatori rettangolari possono essere installati anche sulle chiatte adibite al dragaggio dei sedimenti.

Laddove sussistano limitazioni di spazio per l'installazione di tali apparecchiature, possono essere utilmente impiegati sedimentatori lamellari i quali consentono, a parità di efficienza di chiarificazione, un ridotto impiego di superfici. Sedimentatori di questo tipo sono in grado di lavorare con un carico di solidi in alimentazione superiore anche di 4 volte rispetto ai sedimentatori convenzionali. Le ridotte dimensioni che caratterizzano tali apparecchiature le rendono particolarmente adatte al trasporto su chiatte ed alla movimentazione.

Vagli

La vagliatura è un'operazione di separazione di un materiale di composizione eterogenea in frazioni di differenti dimensioni.

Essa consente di separare la frazione in grado di attraversare aperture calibrate (maglie), costituenti il sottovaglio, da una frazione di dimensioni più grossolane, che viene trattenuta sulla superficie del vaglio stesso e viene pertanto detta sopravaglio.

Le operazioni di vagliatura possono essere condotte a secco o ad umido.

L'efficienza di separazione conseguibile mediante vagliatura dipende sia dalle caratteristiche fisiche del materiale da vagliare sia dalla configurazione e dalle modalità operative delle apparecchiature. In particolare, l'applicabilità del trattamento di vagliatura risulta limitata dalle dimensioni delle particelle, per cui essa risulta di fatto non utilizzabile laddove si desideri separare particelle con diametro inferiore a 2 mm. La probabilità di passaggio del materiale attraverso le aperture delle maglie risulta ridotta quando esso è soggetto alla sola forza di gravità (come nel caso di griglie fisse), mentre aumenta notevolmente se alla forza di gravità sono associate forze acceleratrici quali quelle applicate nei vagli vibranti.

I vagli o setacci fissi sono normalmente adibiti alla vagliatura di materiali grossolani (25÷30 cm). Sono costituiti da barre o da fili metallici intrecciati a rete, fissati ad un telaio ad intervalli regolari così da costituire aperture calibrate. In alternativa, la superficie vagliante può essere realizzata mediante l'adozione di piastre forate.

Le griglie devono essere montate con inclinazione non inferiore a 45° allo scopo di favorire l'avanzamento del materiale sulla griglia sotto l'azione della sola forza di gravità.

La sovrapposizione di più superfici vaglianti consente di ottenere la separazione di più frazioni granulometriche.

Generalmente i vagli hanno un'inclinazione sull'orizzontale di circa il 20%, sebbene siano in commercio anche vagli orizzontali. La vibrazione viene di solito ottenuta a mezzo della rotazione di masse eccentriche lungo un piano verticale. La vibrazione permette di ottenere la fluidizzazione del letto di materiale solido nonché di incrementare la probabilità di passaggio delle particelle di dimensioni inferiori a quelle delle aperture della maglia, consentendo di raggiungere efficienze di separazione più elevate rispetto a quelle conseguibili con vagli fissi.

I vagli vibranti possono trattare portate variabili nell'intervallo 300÷1000 t/h e sono in grado di separare materiali di dimensioni variabili tra 0.3 e 15 cm. In commercio sono altresì disponibili vagli vibranti ad alta velocità in grado di separare particelle più fini, caratterizzate da un diametro variabile nell'intervallo 4÷325 mesh (numero di maglie per pollice-quadrato). I vagli vibranti possono essere indicati per applicazioni nelle quali la disponibilità di spazi risulta limitata, ovvero essere installati su sistemi di trattamento mobili.

I vagli di tipo *trommel* sono costituiti da tamburi di forma cilindrica o troncoconica in lamiera forata rotanti intorno ad un asse rispettivamente inclinato o orizzontale. Essi vengono parzialmente riempiti con il materiale da trattare.

Classificatori idraulici

I classificatori idraulici vengono generalmente impiegati per la separazione di frazioni granulometriche quali sabbia e ghiaia. La tipologia più semplice di classificatori idraulici è costituita da una vasca di forma prismatica, con fondo piramidale, per facilitare la raccolta e l'estrazione del materiale.

Il materiale grossolano sedimenta in prossimità del punto di alimentazione, mentre i materiali progressivamente più piccoli si depositano nelle sezioni più a valle in funzione della loro velocità di sedimentazione.

I classificatori idraulici sono caratterizzati da una potenzialità di trattamento variabile tra 250 e 350 t/h, e consentono di separare particelle con diametri compresi tra 74 µm e 1 cm. Il materiale con diametro superiore dovrà essere rimosso attraverso un trattamento preliminare, realizzato ad esempio mediante vagliatura.

Gli *idrocloni* trovano applicazione per rimuovere sabbia dai sedimenti grazie all'azione della forza centrifuga. Un idrociclone è composto da un comparto cilindrico a fondo conico, dotato di un ugello laterale per l'alimentazione del fango, da una sezione di uscita delle particelle fini trascinate dalla corrente fluida, nonché da una sezione di uscita dei materiali grossolani posta sul fondo dell'idrociclone.

Le modalità di alimentazione e la geometria dell'idrociclone fanno sì che il fango alimentato assuma un moto a spirale verso il basso. In tale moto, le particelle di solidi con dimensioni o densità maggiori si depositano sulle pareti laterali della camera e migrano sotto l'azione della forza di gravità verso il fondo del reattore, mentre le particelle più fini vengono trascinate dalla corrente fluida. In corrispondenza del fondo del comparto, per effetto della depressione creata nella zona interna del ciclone, la corrente fluida viene richiamata verso la sezione di uscita posta sulla sommità

dell'apparecchiatura stessa. La pressione di iniezione dell'alimentazione può essere regolata durante il funzionamento dell'apparecchiatura così da mantenere l'efficienza di separazione a valori adeguati.

I cicloni sono adatti per la separazione e la classificazione di solidi caratterizzati da dimensioni variabili in un intervallo piuttosto ampio, compreso tra 10 μm e 2 mm. Il diametro delle particelle che possono essere separate è comunque funzione delle dimensioni dell'idrociclone, della pressione di iniezione e delle caratteristiche dei sedimenti.

Gli idrocicloni non risultano idonei al trattamento di fanghi caratterizzati dalla presenza di solidi con concentrazioni superiori al 30% in peso, materiali altamente viscosi, frazione argillosa in quantità consistente e particelle solide con un peso specifico inferiore a $2.5\div 3.0 \text{ g/cm}^3$. Nei casi in cui la corrente in alimentazione risulti caratterizzata dalla presenza di materiale grossolano, questo deve essere rimosso attraverso una vagliatura preliminare al fine di evitare intasamenti della sezione di scarico posta sul fondo del ciclone.

In molte applicazioni, l'impiego di più cicloni in serie consente una separazione più efficace delle diverse frazioni. Per il trattamento di portate caratterizzate da un'elevata concentrazione di particelle fini in sospensione, è consigliata l'installazione di più unità di piccolo diametro in parallelo piuttosto che di un unico idrociclone di diametro maggiore.

Grazie alla compattezza ed alla semplicità di funzionamento, gli idrocicloni sono particolarmente adatti per l'installazione in siti dove lo spazio è limitato e come unità di trattamento in sistemi di tipo mobile.

6.5.1.3 Sediment washing

Il sediment washing è un processo di trattamento di tipo fisico-chimico, tipicamente realizzato ex situ, nel quale il materiale contaminato viene sottoposto a lavaggio con agenti estraenti allo scopo di creare condizioni idonee alla mobilizzazione degli agenti inquinanti. Il tipo di agenti estraenti utilizzati nei trattamenti di lavaggio varia in funzione della natura della contaminazione nonché delle modalità con le quali i diversi contaminanti si trovano legati al materiale solido. È noto infatti come il comportamento dei contaminanti all'interno della matrice di un suolo o di un sedimento sia strettamente connesso a fattori quali la composizione mineralogica, la presenza di sostanza organica (la quale può dar luogo a fenomeni di complessazione dei contaminanti), il pH, le condizioni redox, le condizioni di ageing, ecc. L'effetto dei processi di ageing e della concentrazione di contaminanti sulla loro speciazione chimica è illustrato schematicamente in Figura 144 nel caso dei metalli pesanti, la quale indica che l'incremento della concentrazione ed il procedere delle reazioni legate all'ageing danno luogo alla trasformazione dei metalli in forme chimicamente meno mobili.

Ciò rende conto del fatto che negli studi che utilizzano materiali contaminati artificialmente i fenomeni prevalenti responsabili dell'immobilizzazione dei contaminanti all'interno della matrice solida sono essenzialmente legati ai processi di complessazione superficiale, mentre per suoli o sedimenti contaminati reali altri processi, quali fenomeni di sostituzione all'interno di fasi cristalline già esistenti o di neoformazione più stabili, possono giocare un ruolo rilevante.

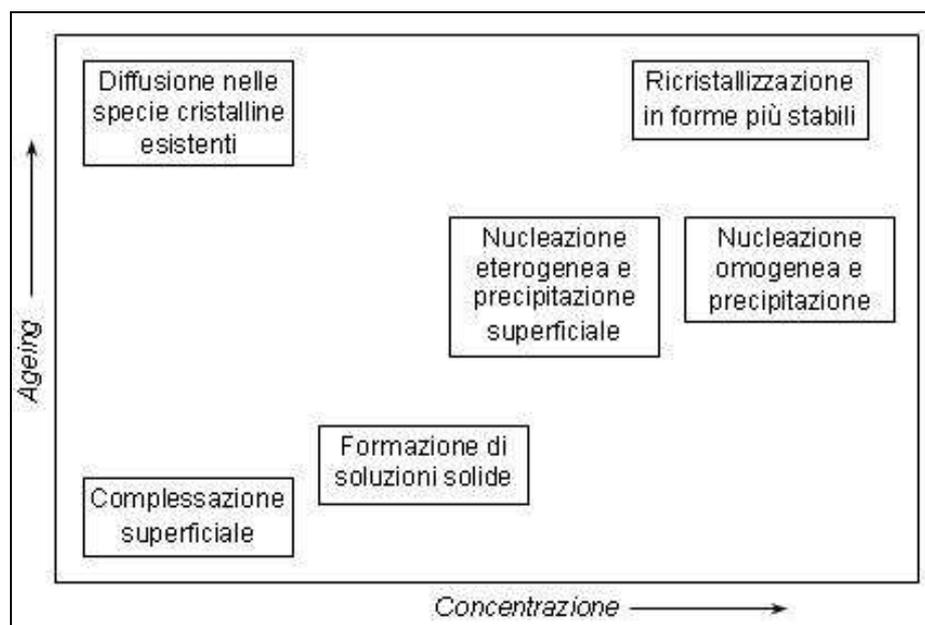


Figura 144. Influenza dei processi di ageing e della concentrazione di metalli sulla loro speciazione chimica (adatt. da Mc Bride)

Gli agenti estraenti più utilizzati consistono in soluzioni acquose, acidi, basi, tensioattivi, solventi, agenti chelanti, agenti riducenti, ecc. L'estrazione dei contaminanti consiste nel promuovere meccanismi opposti a quelli che ne hanno comportato l'immobilizzazione all'interno della matrice del suolo o del sedimento. Pertanto, l'estrazione delle specie ioniche trattenute da forze di natura elettrostatica richiede l'utilizzo di soluzioni ad elevata forza ionica, mentre quella delle specie ioniche trattenute a mezzo di legami covalenti richiede l'applicazione di forti agenti complessanti; per la rimozione di specie metalliche presenti nella forma di fasi solide risulta invece necessario l'impiego di agenti chimici in grado di modificare il pH del materiale (nel caso ad esempio di specie presenti sotto forma di ossidi o carbonati) o le condizioni redox (nel caso ad esempio di specie presenti sotto forma di solfuri o legate agli ossidi di ferro e manganese). Tra gli inquinanti per la rimozione dei quali possono essere applicati i trattamenti di lavaggio si annoverano metalli pesanti, solventi alogenati, composti aromatici, policlorobifenili (PCB), fenoli, pesticidi, gasolio ed oli (Peters; U.S. EPA).

Per il trattamento di matrici contaminate da metalli pesanti, l'impiego di acidi o basi può risultare in alcuni casi economicamente svantaggioso in quanto sono di regola richiesti valori di pH notevolmente acidi o notevolmente basici per ottenere adeguate efficienze di estrazione ed inoltre è necessario provvedere ad una neutralizzazione del materiale successivamente al trattamento di estrazione. L'impiego di agenti chelanti è preferibile rispetto a quello degli agenti estraenti acidi o basici, a causa delle efficienze di estrazione potenzialmente superiori e della loro selettività nei confronti dei contaminanti, sebbene determinati agenti chelanti siano caratterizzati da affinità diverse in funzione delle condizioni di pH, il che potrebbe richiedere in alcuni casi la contestuale correzione del pH.

Generalmente, a valle del trattamento di estrazione il materiale viene sottoposto a lavaggio con acqua allo scopo di rimuovere i contaminanti residui nonché gli eccessi di reagente impiegati. La soluzione estraente esausta può essere sottoposta a trattamenti finalizzati ad un suo riutilizzo nel processo, ovvero può essere trattata mediante precipitazione chimica per la rimozione dei metalli ed adsorbimento per l'abbattimento dei composti organici, così da poter essere successivamente smaltita.

La scelta dell'agente chelante più idoneo per il trattamento di suoli o sedimenti contaminati deve essere effettuata sulla base della selettività nei confronti degli inquinanti di interesse, dell'efficienza di estrazione conseguibile, delle caratteristiche di tossicità nonché di quelle di biodegradabilità ed infine delle possibilità di reimpiego della soluzione estraente esausta.

L'applicazione di un trattamento di lavaggio, il cui schema di processo completo è esemplificato in Figura 145, richiede in genere un pretrattamento di separazione fisica consistente tipicamente in un'operazione di vagliatura meccanica seguita da una fase di separazione per densità (ad es. mediante idrocycloni) aventi lo scopo di separare le diverse frazioni granulometriche del materiale, che, come più volte ricordato in precedenza, sono generalmente caratterizzate da livelli di contaminazione differenti in funzione della loro superficie specifica e delle loro caratteristiche mineralogiche. Possono essere inoltre applicati ulteriori trattamenti preliminari (abrasione, attrizione, flottazione, ...) allo scopo di facilitare il distacco e la separazione dei contaminanti legati al materiale solido da soli fenomeni fisici (adesione, attrazione elettrostatica, ...).

Un trattamento completo di lavaggio comprende pertanto, oltre alla fase di lavaggio vero e proprio, ulteriori fasi volte al pretrattamento del materiale ed altresì alla captazione ed al trattamento delle eventuali emissioni gassose (nel caso in cui il materiale sia caratterizzato dalla presenza di contaminanti volatili), nonché alla separazione ed al trattamento delle acque di processo. In funzione dell'efficienza di rimozione dei contaminanti conseguita per effetto dell'applicazione del trattamento di lavaggio, se parte del materiale risulta ancora caratterizzata da una contaminazione residua può essere infine necessario prevedere un ulteriore stadio di trattamento.

Tanto l'efficienza tecnico-economica quanto la compatibilità ambientale di un trattamento di *sediment washing* dipendono da una serie piuttosto ampia di parametri. In particolare, ai fini dell'individuazione della tipologia di agente chelante più adatto ai fini del trattamento devono essere in primo luogo considerati i seguenti fattori: 1) natura della contaminazione, 2) rapporto tra quantità di agente chelante e quantità di contaminante da rimuovere, 3) pH, 4) quantità di macroelementi estratta dal materiale.

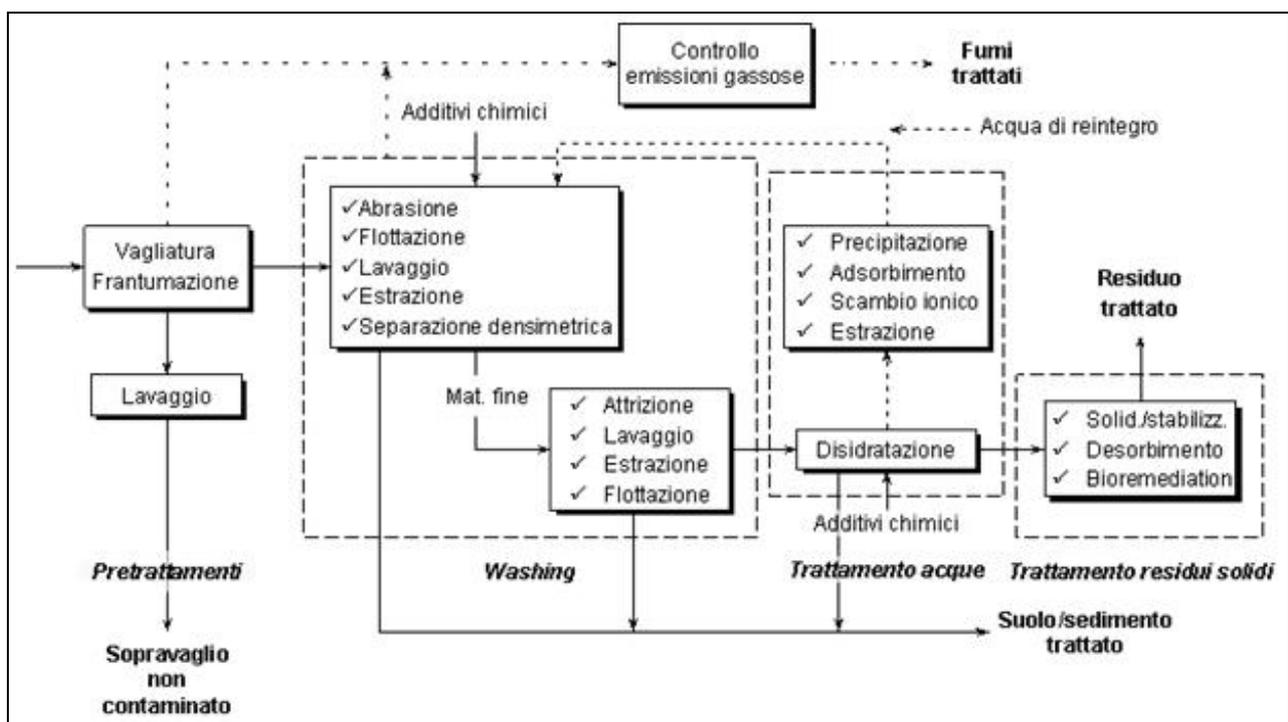


Figura 145. Schema di applicazione di un trattamento di lavaggio (mod. da Kulman e Geenfield)

6.5.1.4 Solidificazione/Stabilizzazione

Le tecniche di solidificazione/stabilizzazione (S/S) consistono nella inibizione della mobilità del contaminante e nella riduzione della superficie di contatto tra l'ambiente e il contaminante.

Questa tipologia di processi prevede l'aggiunta di specie chimiche o sostanze cementanti per incapsulare il sedimento contaminato e/o convertirlo in una forma meno solubile, meno mobile o meno tossica e rappresenta una soluzione nel caso in cui sia presente una contaminazione da metalli. Tale tipologia di trattamento è una delle prime cinque tecnologie utilizzata in USA nei siti Superfund, essendo stata utilizzata in oltre 160 siti dal 1982. Nel complesso, i progetti di S/S rappresentano il 30 per cento di tutti i progetti conclusi; inoltre, sempre negli USA, il tempo medio operativo per portare a conclusione l'intervento è stato di circa un mese, tempistica molto rapida considerando le tempistiche necessarie all'applicazione di tutte le altre tecnologie di trattamento.

La maggior parte dei progetti di S/S in siti Superfund sono le applicazioni *ex situ*, dove sono stati utilizzati leganti inorganici e additivi per il trattamento di materiali contenenti metallo. Leganti organici sono stati utilizzati per i materiali speciali come materiali radioattivi e pericolosi. Per quanto riguarda i siti contaminati da inquinanti organici la tecnica di solidificazione/stabilizzazione è stata utilizzata solo per il 6% dei progetti totali.

Ci sono a disposizione solo dati limitati per le prestazioni a lungo termine di S/S in siti Superfund di bonifica, in particolare, per quanto riguarda le prestazioni sui metalli, è emerso che S/S raggiungono gli obiettivi di efficienza stabiliti.

Alla luce di quanto sopra descritto si fa presente che tali tecnologie applicate *in situ*, pur consentendo una diminuzione della diffusione dei contaminanti all'ambiente circostante, potrebbero non risultare durature a lungo termine e con un impatto negativo sull'ecosistema acquatico. Per tali motivi possono essere prese in considerazione solo per un intervento *ex situ* di trattamento dei materiali dragati.

6.5.1.5 Desorbimento Termico

Il desorbimento termico è un trattamento termico di tipo *ex-situ* idoneo per matrici solide come terreni, fanghi e sedimenti che presentino contaminazione soprattutto da composti organici volatili e semi-volatili; per quanto concerne i composti inorganici, l'unico che può essere efficientemente trattato è il mercurio, ma solo per quanto riguarda le sue forme chimiche volatili. Il materiale viene sottoposto a temperature tali da permettere il passaggio alla fase vapore dei composti presenti, che vengono poi allontanati mediante un flusso gassoso (opportunitamente depurato prima dello scarico nell'atmosfera). Il desorbimento termico opera a una temperatura massima di circa 650 °C, alle quali i contaminanti organici vengono desorbiti dalla matrice solida; per la distruzione dei contaminanti si deve arrivare a temperature superiori a 1000 °C (trattamento di termodistruzione).

Il desorbimento termico permette la rimozione ad elevata efficienza di una grande quantità di contaminanti, anche a partire da elevate concentrazioni iniziali; se non presenti composti inorganici, in molti casi il materiale in uscita dal trattamento può essere considerato sufficientemente pulito da essere riutilizzabile senza limitazioni. Il principale svantaggio è relativo agli elevati costi energetici che rendono il desorbimento termico più costoso di altri trattamenti; inoltre, come per gli altri sistemi termici, può essere percepito negativamente dalle comunità locali e sono generalmente necessarie procedure amministrative più lunghe e complesse per ottenere le autorizzazioni. È inoltre necessario assicurare il rispetto degli standard ambientali e dei limiti normativi per le emissioni gassose (Bortone and Palumbo, 2007; Rienks, 1998).

Il desorbimento termico è applicabile a sedimenti che contengono composti che possono essere volatilizzati a temperature inferiori a 650 °C come oli minerali, idrocarburi del petrolio, composti monoaromatici, PCB, solventi clorurati, TBT.

Esistono varie tipologie di unità di desorbimento: forno a tamburo rotante, a coclee, a nastro

trasportatore, a pale ecc.; tra queste, la tipologia più diffusa è quella a tamburo rotante. Il sistema necessita di una fase di pre-trattamento del materiale e di sistemi di post-trattamento del materiale solido, delle emissioni gassose e dei residui derivanti dai sistemi di trattamento delle emissioni.

Le unità di desorbimento disponibili vengono classificate secondo questi parametri: tipologia di riscaldamento, temperatura massima di esercizio, pressione di esercizio. Per quanto concerne il sistema di riscaldamento, può essere diretto (contatto tra matrice da depurare e un flusso gassoso che svolge il ruolo di vettore di calore) o indiretto (contatto con una superficie metallica calda); nel sistema diretto si ha una produzione superiore di gas (oltre al vapore acqueo e ai contaminanti desorbiti dai sedimenti, si ritrovano anche i prodotti di combustione contenuti nel flusso gassoso), ma risulta essere più efficiente energeticamente (e quindi economicamente) di quello indiretto per le superiori capacità di trattamento e gli inferiori costi operativi. A seconda della temperatura massima, i sistemi si classificano a bassa temperatura (150-315 °C), a media temperatura (315-540 °C) e ad alta temperatura (540-650 °C); la scelta di questo parametro dipende da vari fattori (caratteristiche dei contaminanti presenti, obiettivi di bonifica, tempo di residenza nel desorbitore, grado di miscelazione, pressione di esercizio). I sistemi di desorbimento termico possono operare a pressione atmosferica o in depressione: a pressioni inferiori di quella atmosferica diminuisce infatti la temperatura di ebollizione dei contaminanti.

I principali parametri di processo sono la temperatura, il tempo di residenza, il grado di mescolamento, la pressione di esercizio, la quantità di particolato trasferita dal desorbitore al flusso gassoso, l'emissione di polveri, la quantità di materiale trattato e la presenza di cloro, zolfo, diossine e furani (che influenzano il successivo sistema di trattamento gas).

I pre-trattamenti si rendono necessari in particolare per ridurre il quantitativo di acqua presente (per ridurre i consumi energetici); si usano solitamente sistemi di disidratazione naturale o meccanica per portare l'umidità a valori almeno inferiori al 25 %. Possono però essere necessari anche degli apparati per la miscelazione del materiale, per la separazione della frazione sabbiosa e/o per la rimozione della salinità.

Il sistema di trattamento dei gas in uscita dal forno si compone in genere di cinque fasi:

- un separatore ad elevata efficienza per le particelle più grossolane che vengono trascinate con il flusso gassoso (per esempio un sistema multi – ciclone);
- una fase di distruzione dei contaminanti volatili presenti mediante post-combustori termici che operano a temperature tra 850 e 1100 °C;
- uno scambiatore di calore, per ridurre la temperatura del flusso gassoso a valori compatibili per il funzionamento della successiva fase (circa 200 °C);
- filtri a maniche per una efficiente separazione delle particelle più fini ancora presenti nel gas;
- un'eventuale fase per limitare le emissioni di SO_x (necessaria se il materiale in ingresso contiene elevate quantità di solfati), tipicamente mediante sistemi a umido (scrubber).

Le caratteristiche della matrice influenzano pesantemente il processo; in particolare, quelle che più incidono sono la distribuzione granulometrica, le dimensioni massime delle particelle, l'umidità e il contenuto di sostanza organica. Le caratteristiche chimico-fisiche del sedimento possono venire alterate dal desorbimento termico, in particolare per quanto concerne il contenuto di sostanza organica e le proprietà strutturali del materiale.

I consumi energetici del sistema dipendono fortemente dalla temperatura di esercizio e quindi dal tipo di contaminazione presente: a pressione atmosferica, per oli minerali servono temperature superiori ai 450 °C, per i PCB devono essere maggiori di 550 °C.

Il desorbimento termico è una tecnologia di trattamento per sedimenti contaminanti già consolidata, come testimoniato dai vari impianti a piena scala già attivi in numerosi paesi europei (come Belgio, Olanda e Germania). Anche dagli Stati Uniti arrivano numerose testimonianze dell'efficacia del trattamento: per esempio, mediante desorbimento termico sono stati trattati parte dei sedimenti

dragati dai porti di New York e del New Jersey.

6.5.1.6 Processi di flottazione

La flottazione è un processo in site/off site di tipo chimico-fisico basato sulla coagulazione selettiva su bolle d'aria di specie contaminanti o particelle contaminate disperse in fase liquida. La separazione si verifica quando le particelle con determinate caratteristiche superficiali si concentrano all'interfase tra il liquido disperdente ed un altro fluido introdotto nel sistema: le particelle che non sono caratterizzate dalla medesima proprietà rimangono disperse nel liquido nel quale risiedono. Il meccanismo che governa le reazioni di adsorbimento e di desorbimento delle particelle idrofobe alle bolle d'aria è controllato da differenti fattori; ruolo di rilievo è rivestito dal regime idrodinamico che viene ad instaurarsi all'interno della cella.

Il sedimento contaminato viene miscelato con acqua e opportuni reagenti chimici agenti sulle proprietà superficiali dei contaminati per conferire a questi ultimi proprietà adsorbenti all'aria. I contaminanti si adsorbono quindi sulle bolle d'aria insufflate all'interno del reattore, la cella di flottazione e formano uno strato di schiuma superficiale che può essere rimosso ed allontanato dalla suddetta cella.

Nella concentrazione per flottazione di una specie solida da un'altra, la specie da estrarre passa nelle schiume e prende il nome di "flottato", l'altra rimane nella fase acquosa (torbida) e costituisce il non flottato o "rifiuto". Nel processo di flottazione, l'aria viene introdotta in una torbida in cui sono già disciolti i reagenti. Le particelle presenti che hanno superfici idrofobe aderiscono alle bolle d'aria e risalgono con esse alla superficie. Come accennato, perché la flottazione abbia luogo, occorre introdurre nella torbida dei reagenti che si possono distinguere in:

- collettori, i quali adsorbendosi sulle superfici solide hanno il compito di renderle idrofobe;
- schiumatori, necessari alla formazione delle schiume;
- modulanti, ai quali è devoluto il compito di controllare il processo di flottazione, con la funzione di attivare o deprimere l'adesione di una certa frazione alle bolle d'aria (attivanti o deprimenti) o la funzione di regolare il pH della fase liquida della torbida (modificatori).

L'utilizzo della flottazione come metodologia industriale di separazione solido-solido è cresciuto costantemente, tanto che oggi è un metodo di concentrazione più diffuso.

Il tipo di flottazione più diffuso è noto come la flottazione per schiume, nel quale un gas si comporta sia da antagonista alla fase acquosa, sia da veicolante dei grani non bagnati dall'acqua. 4 Nello specifico, il processo di flottazione è composto da due fasi principali successive:

1. il condizionamento, che avviene all'interno di appositi reattori, detti condizionatori, all'interno dei quali si modificano le caratteristiche superficiali delle particelle da flottare; ciò si ottiene aggiungendo alla torbida dei collettori e degli opportuni agenti modificatori;
2. la flottazione vera e propria, che avviene all'interno di celle nelle quali si formano le schiume (tramite l'aggiunta di tensioattivi per facilitare la formazione di schiume persistenti).

Pertanto, nell'applicazione dei processi di flottazione sui sedimenti contaminati, l'obiettivo sarà quello di concentrare la contaminazione sul "flottato" – frazione con un'elevata percentuale di sedimenti di fine dimensione, alla quale è solitamente associato un alto tasso di contaminazione

Il trattamento di flottazione può essere utilizzato con successo anche per la dissalazione di un sedimento pulito ai fini di un possibile riutilizzo a terra. L'aggiunta di polielettroliti cationici o anionici solitamente consente di ridurre la concentrazione di cloruri a valori conformi alla normativa di riferimento.

6.5.1.7 Le tecniche di ossidazione chimica

In chimica, con il termine ossido-riduzione o Redox si descrivono tutte quelle reazioni in cui cambia il numero di ossidazione degli atomi o degli ioni reagenti; la specie che acquisisce elettroni, riducendosi, viene definita ossidante (diminuisce il suo numero di ossidazione), mentre la specie che perdendo elettroni si ossida viene chiamata riducente (aumenta il suo numero di ossidazione).

Questo tipo di reazioni sono alla base della tecnologia di ossidazione chimica: grazie all'uso di un forte ossidante, i contaminanti organici vengono degradati fino alla formazione di acqua, anidride carbonica ed ossigeno o altri composti innocui.

Nella Tabella 5 vengono riportati i principali agenti ossidanti utilizzati insieme al relativo potenziale standard di ossidoriduzione:

Specie chimica	Potenziale standard di ossidoriduzione (Volts)
Radicale ossidrilico (OH•)	2.7
Radicale solfato (SO ₄ -•)	2.6
Ozono	2.1
Persolfato di sodio	2.0
Perossido di idrogeno	1.8
Permanganato (Na/K)	1.7
Cloro	1.4
Ossigeno	1.2

Tabella 5. Potenziali standard di ossidoriduzione di alcuni agenti ossidanti

I potenziali standard di ossidoriduzione sono buoni indicatori della forza di un ossidante; tuttavia, bisogna tener conto di altri parametri per effettuare la scelta della specie chimica da utilizzare, in quanto le condizioni di campo possono influenzare notevolmente le reazioni chimiche, dal punto di vista puramente stechiometrico, della cinetica di reazione e della termodinamica. Tali parametri sono principalmente il pH, la temperatura, le caratteristiche geologiche del sedimento o suolo, la permeabilità, la concentrazione dei reagenti, la presenza di catalizzatori, il tipo e la concentrazione dell'inquinante, il contenuto di materia organica in quanto compete con il contaminante per il consumo dell'ossidante.

Gli inquinanti che possono essere trattati con successo con l'ossidazione chimica includono idrocarburi derivati dal petrolio, idrocarburi clorurati, PCB, idrocarburi policiclici aromatici (IPA), BTEX (benzene, toluene, etilbenzene, xilene), composti volatili alogenati (PCE, TCE, VC, DCE), composti volatili non alogenati (MTBE).

Questa tipologia di trattamento presenta alcuni vantaggi che la fanno preferire ad altre: tempo richiesto per il completamento delle reazioni piuttosto breve, sottoprodotti di reazione (se non viene raggiunta la completa mineralizzazione dei contaminanti) generalmente più biodegradabili e solubili dei composti iniziali, non vengono prodotti grandi volumi di materiale di scarto da dover trattare o porre in discarica.

Operativamente, l'ossidazione chimica può essere applicata *in situ* o *ex situ*.

Trattamenti *in situ*

L'ossidazione chimica *in situ* è una tecnologia emergente con grandi potenzialità in quanto consente di distruggere i contaminanti nel sottosuolo senza rimozione del terreno e senza estrazione delle acque di falda.

Per ottenere un'efficace esito dell'intervento, risulta prioritaria la scelta dell'ossidante e del meccanismo di distribuzione appropriato nel sottosuolo; infatti, è importante che i reagenti iniettati raggiungano tutta l'area contaminata e reagiscano completamente con gli inquinanti. I composti con potenziale di ossidazione maggiore sono più aggressivi ed in grado di degradare contaminanti anche molto concentrati, tuttavia il loro potenziale si riduce velocemente una volta raggiunta l'area in esame. I composti con potenziale ossidante minore, essendo più stabili, possono invece raggiungere zone lontane dal punto di iniezione mantenendo inalterato il loro potenziale ossidante. Pertanto nella scelta del tipo di ossidante va tenuta in considerazione l'estensione dell'area da trattare, oltre al grado di contaminazione.

L'introduzione di un agente ossidante nel sottosuolo può essere realizzata con tecniche diverse: può essere iniettato, aggiunto all'acqua di falda estratta e successivamente rimessa in circolo o aggiunto come sale in fase solida.

La tecnica più comune di introduzione dell'ossidante nel sottosuolo è l'iniezione, la quale si differenzia a seconda che il reagente immesso sia liquido o gassoso.

Per l'iniezione di ossidanti liquidi i sistemi più tradizionali sono rappresentati dall'impiego di lance di iniezione, munite di un apposito ugello che consente di alimentare la miscela liquida reagente ad alta velocità e pressione, in modo da favorirne la penetrazione nel suolo o nell'acquifero.

I sistemi di iniezione di un ossidante gassoso, quale l'ozono, sono invece simili a quelli utilizzati rispettivamente per il *soil venting* in modalità di alimentazione (per la zona insatura) e per l'*air sparging* (per la zona satura); in linea di principio, è previsto un pozzo verticale di iniezione dell'ozono ed un pozzo di estrazione del gas contenuto nel suolo, in modo da innescare un flusso di aria contenente ozono attraverso la zona contaminata.

Recentemente è stata sperimentata anche l'iniezione di ozono disciolto in acqua o miscelato con perossido di idrogeno; queste operazioni di miscelatura devono essere compiute sul posto vicino al punto di iniezione. In Figura 146 è riportato un possibile schema di funzionamento di questa tipologia di trattamento:

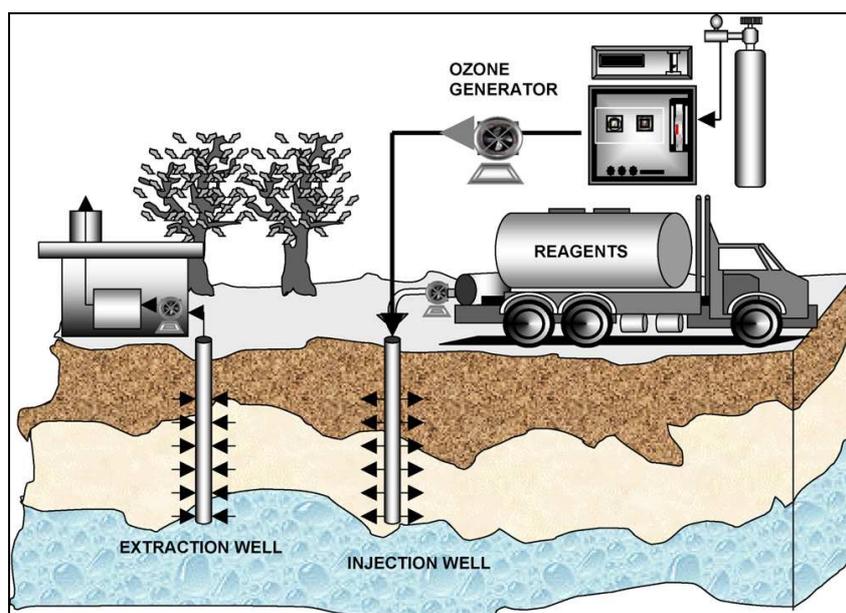


Figura 146. Schema di un trattamento *in situ* con iniezione diretta di ozono gassoso o con l'aggiunta di un agente ossidante in forma liquida (perossido di idrogeno o ozono miscelato con acqua)

L'iniezione in più punti è un approccio flessibile ed adattabile alle diverse circostanze; Al fine di realizzare una progettazione efficiente è necessario determinare in scala di laboratorio la cinetica di reazione dell'ossidazione perché sulla base di questa si può stabilire la collocazione ottimale di ogni pozzo rispetto al focolaio principale, il numero di pozzi e la distanza intermedia tra essi.

Trattamenti *ex situ*

I trattamenti di ossidazione chimica *ex situ* offrono vantaggi rispetto a quelli *in situ*:

- efficienza di rimozione dei contaminanti maggiore;
- completo controllo dei processi chimici;
- possibilità di trattare l'intero volume di terreno contaminato (normalmente con le tecniche *in situ* si riesce a raggiungere solo la parte superficiale del suolo);
- applicazione di agenti più aggressivi e di condizioni più estreme, in quanto la matrice solida è isolata in un ambiente controllato;
- rimozione della maggior parte dei contaminanti prima che possano diffondersi ulteriormente.

Di contro, questa tipologia di intervento presenta costi notevolmente maggiori causati dallo scavo e trasporto dei terreni e dall'obbligo di depurazione delle acque di processo.

Nella Figura 147 è riportato lo schema di processo di un trattamento di ossidazione chimica *ex situ*.

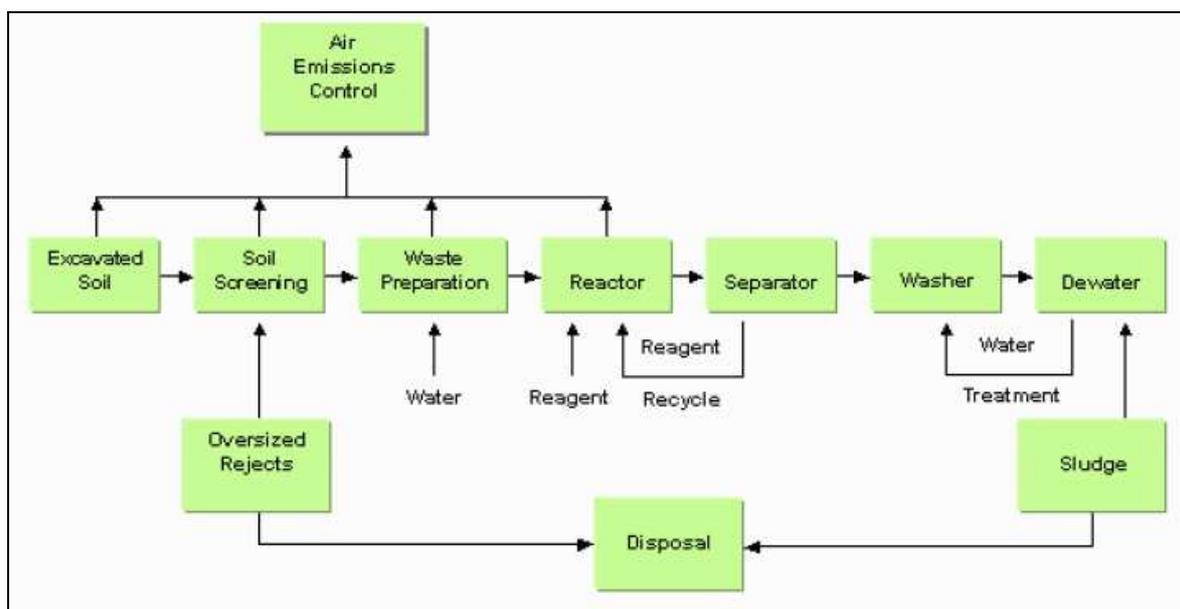


Figura 147. Schema di processo di un trattamento *ex situ*

In questi ultimi anni l'attenzione e l'attività del mondo scientifico è stata rivolta ad un gruppo di specie ossidanti che hanno dimostrato ottimi risultati riguardo la degradazione di molti inquinanti; nella Tabella 6 vengono identificate queste specie insieme ad un giudizio sulla loro capacità di decontaminazione.

Ossidante	Facilmente degradabile	Difficilmente degradabile	Molto difficilmente degradabile
Permanganato (K, Na)	PCE, TCE, DCE, VC, BTEX, IPA, Fenoli, esplosivi (TNT)	Benzene, Pesticidi	CHCl ₃ , TCA, Tetracloruro di carbonio, PCB

Reagenti Fenton	TCA, PCE, TCE, DCE, VC, BTEX, CB, Fenoli, MTBE, TBA, esplosivi, 1,4-diossano	DCA, CH ₂ Cl ₂ (diclorometano), IPA, PCB, tetracloruro di carbonio	CHCl ₃ (cloroformio), pesticidi
Ozono	PCE, TCE, DCE, VC, BTEX, CB, Fenoli, MTBE, TBA, esplosivi	DCA, CH ₂ Cl ₂ , IPA	CHCl ₃ , pesticidi, TCA, Tetracloruro di carbonio, PCB
Ozono / Perossido di Idrogeno (PEROXONE)	TCA, PCE, TCE, DCE, VC, BTEX, CB, Fenoli, MTBE, TBA, esplosivi, 1,4-diossano	DCA, CH ₂ Cl ₂ , IPA, PCB, tetracloruro di carbonio	CHCl ₃ , pesticidi
Persolfato attivato	PCE, TCE, DCE, VC, BTEX, CB, Fenoli, MTBE, TBA, 1,4-diossano	IPA, esplosivi, pesticidi, PCB	

Tabella 6. Efficacia dei reagenti ossidanti su alcuni tipi di contaminanti. TCA: tricloroetano; DCA: diclorometano; PCE: percloroetilene o tetracloroetilene; DCE: dicloroetilene; VC: cloruro di vinile; BTEX: benzene, toluene, etilbenzene, cilene; CB: clorobenzeni; MTBE: metil-tert-butil-etero; TBA: alcol tert-butilico; IPA: idrocarburi policiclici aromatici; PCB: policlorobifenili

Permanganato

Lo ione Permanganato (MnO⁴⁻) è un agente ossidante con un potenziale standard di ossidoriduzione di 1.7 V e negli ultimi dieci anni è diventato un reagente molto utilizzato per i trattamenti di ossidazione chimica *in situ*.

È una forma fortemente ossidata del manganese (VII) e in genere vengono usati solamente due sali: il permanganato di potassio (KMnO₄) e il permanganato di sodio (NaMnO₄). Il primo sale si trova sotto forma di solidi cristallini e può contenere impurità come metalli pesanti (es. cromo, rame, zinco), il secondo è disponibile in forma liquida e non contiene impurità.

La solubilità in acqua del permanganato dipende dal tipo di catione associato e dalla temperatura dell'acqua; per gli interventi *in situ* si riescono ad avere concentrazioni di circa 20-40 g/L a causa delle basse temperature raggiunte nel sottosuolo.

Uno dei sottoprodotti della reazione di ossidoriduzione del permanganato è il biossido di manganese (MnO₂); questo fattore non desta particolari preoccupazioni ambientali in quanto il manganese come elemento e il biossido stesso sono già presenti nei suoli, anche se ne possono causare una riduzione della permeabilità.

Questo ossidante è caratterizzato da una estrema stabilità, con elevati tempi di permanenza nel sottosuolo riscontrati in trattamenti *in situ*; la cinetica di ossidazione appurata risulta essere piuttosto lenta e facilmente monitorabile attraverso la colorazione dell'acqua.

Nonostante un potenziale standard di ossidoriduzione relativamente basso, i sali di permanganato sono considerati forti agenti ossidanti, capaci di rompere molecole organiche contenenti doppi legami tra atomi di carbonio, gruppi aldeidi o gruppi idrossilici.

Reagenti Fenton

Il perossido di idrogeno H₂O₂ è un ossidante liquido diffusamente usato nelle applicazioni ambientali; la sua azione si esplica grazie alla formazione del radicale ossidrilico OH•, il quale rappresenta un forte agente ossidante non selettivo (potenziale standard di ossidoriduzione circa 2.7 V) capace di reagire sia con gli alcani che con composti aromatici.

Questa specie ossidante può essere usata da sola, ma a basse concentrazioni (< 0,1%) le reazioni di ossidazione dei composti organici procedono con una cinetica più lenta rispetto alle reazioni di degradazione della specie stessa; in altre parole, la degradazione della specie ossidante avviene molto più rapidamente della eliminazione dei composti organici inquinanti, con una notevole

riduzione delle rese di decontaminazione teoricamente ottenibili. Per ovviare a un siffatto inconveniente, il processo è stato sviluppato mediante l'impiego di un nuovo tipo di ossidante, il reagente Fenton, che prende il nome dal suo scopritore.

Nel reagente Fenton, il perossido di idrogeno (in concentrazioni inferiori a 10⁻² M) è dosato insieme con una soluzione di metalli di transizione in eccesso (tipicamente il ferro) per aumentare la formazione di radicali; questa aggiunta di un catalizzatore aumenta drasticamente la forza ossidativa del perossido.

La presenza naturale di ferro disponibile nei suoli e sedimenti può evitare, o quantomeno ridurre, l'aggiunta di soluzioni contenenti tale elemento; in tal caso si deve provvedere all'aggiunta del solo perossido di idrogeno ed eventualmente di agenti chelanti. Questa variante del processo prende il nome di "Processo Fenton-like".

Molti studi sono stati condotti per verificare l'efficacia di questo trattamento nei confronti degli idrocarburi policiclici aromatici.

Prove sperimentali a scala pilota effettuati in laboratorio applicando il metodo Fenton Modificato hanno dimostrato che i principali fattori che influenzano le efficienze di rimozione degli IPA sono il livello e la natura della contaminazione (concentrazione e disponibilità degli inquinanti, correlate tra l'altro all'età e alla storia della contaminazione) e le caratteristiche della matrice solida (come il contenuto di sostanza organica). I composti meno idrofobi, infatti, vengono degradati con più facilità, mentre quelli meno solubili e maggiormente adsorbiti alla matrice solida (IPA con quattro o più anelli) necessitano di un dosaggio maggiore di ossidante; inoltre, l'elevato contenuto di materia organica facilmente ossidabile tende ad inibire il trattamento, in quanto compete con i contaminanti per il consumo di reagenti.

Ozono

L'ozono è un forte ossidante altamente reattivo che viene usato nell'industria chimica e molto più estensivamente nella depurazione delle acque; sebbene abbia dimostrato un notevole potenziale nell'ottenere rapidi trattamenti di suoli ed acquiferi contaminati, il suo utilizzo nei confronti di questi substrati è minore rispetto al permanganato ed ai processi che coinvolgono il perossido di idrogeno.

Due sono i meccanismi coinvolti nella degradazione dei composti organici; l'ozono può ossidare alcune sostanze direttamente, andando ad attaccare i legami insaturi carbonio-carbonio per andare a formare intermedi ozonati

Altri composti vengono invece ossidati dal radicale ossidrilico formato a seguito di reazioni tra ozono e ione idrossido e tra ozono e perossido di idrogeno.

Metalli di transizione presenti nei suoli ed acquiferi possono agire come iniziatori di queste reazioni; inoltre, la produzione di radicali ossidrilici durante un trattamento con ozono può essere favorita da costituenti del suolo come acidi carbossilici e alcuni alcoli, mentre può essere inibita da comuni componenti quali carbonati e alcoli terziari.

Recentemente ha trovato numerose applicazioni l'utilizzo combinato di ozono e perossido di idrogeno, trattamento definito acido perossiacetico. Il risultato è il potenziamento della formazione di radicali sia come prodotti di reazione diretta tra O₃ e H₂O₂, sia come prodotti di reazione di ossidazione del solo ozono o del solo perossido, o ancora come prodotti intermedi di reazione. In generale, l'iniezione congiunta di ozono e perossido di idrogeno è una delle forme più aggressive di ossidazione chimica *in situ*.

Essendo un gas, l'ozono è idoneo al trattamento della zona insatura e può essere iniettato direttamente nel terreno o disciolto in acqua mediante pozzi di iniezione per air sparging, con o senza la contemporanea introduzione di aria.

La reazione di ossidazione mediante ozono è estremamente rapida; a causa della sua elevata instabilità, esso deve essere prodotto sul posto al momento dell'utilizzo mediante generatori elettrici di O₃ con concentrazioni tra il 2 e 10%. L'elevata reattività comporta la rapida degradazione dell'ozono già a brevi distanze dai pozzi di iniezione, richiedendo pertanto un interesse dei pozzi piuttosto limitato.

La decomposizione dell'ozono porta alla produzione di ossigeno, con un positivo effetto di ossigenazione della falda e della zona vadosa, il quale può contribuire alla biodegradazione dei contaminanti organici intorno alla zona di trattamento.

Esistono alcune condizioni che possono ridurre l'efficacia dell'ossidazione, causando un consumo di ossidante in reazioni non utili ai fini della degradazione dei contaminanti; alcune di queste sono: alto tenore di biomassa batterica nell'acquifero, alti livelli di carbonio nel terreno, presenza di ferro, manganese, solfuro di idrogeno e carbonati.

In generale le reazioni che avvengono a seguito dell'iniezione di ozono nel sottosuolo non causano variazioni sostanziali del pH, in quanto si assiste alla formazione di ioni OH⁻ e di ioni H⁺ circa nella stessa misura.

I contaminanti che risultano ossidabili attraverso il trattamento con ozono includono i composti organici aromatici, cloroeteni, pesticidi, idrocarburi alifatici ed alogenati.

Persolfato di sodio

Il persolfato è l'agente ossidante di più recente applicazione tra quelli usati in campo ambientale; a livello industriale, esso trova impiego in un grande numero di applicazioni, ad esempio come iniziatore per la polimerizzazione delle olefine, per la produzione di poliacrilici, e per la polimerizzazione di vinil cloruro, stirene-butadiene, esteri acrilici.

Tra i diversi sali di persolfato, Na₂S₂O₈ rappresenta la forma più diffusamente impiegata, in quanto la bassa solubilità del persolfato di potassio (K₂S₂O₈) limita la sua applicazione; a temperatura ambiente si presenta come un solido bianco inodore ed è caratterizzato da una solubilità in acqua pari a 545 g/l (20 °C).

Il persolfato di sodio si dissocia in acqua per formare l'anione persolfato S₂O₈²⁻, un forte ossidante con un potenziale standard di ossidoriduzione pari a 2.0 V.

L'anione persolfato, nonostante un elevato potere ossidante, è caratterizzato da una lenta cinetica di degradazione per molti composti organici; per questo in genere si tende a favorire la formazione del radicale solfato SO^{4•-}, un ossidante ancora più aggressivo con un potenziale standard di ossidoriduzione di 2.6 V. La formazione del radicale viene promossa dall'utilizzo di attivatori quali i raggi UV, il calore e metalli di transizione.

L'uso del persolfato come agente ossidante nei trattamenti *in situ* presenta alcuni vantaggi: per esempio, al contrario del perossido di idrogeno, è stata riscontrata la capacità di arrivare fino a dieci metri di profondità dal punto di iniezione. Tuttavia, va posta particolare attenzione alla possibilità di variazioni del pH in acquiferi a seguito di iniezione del persolfato: a causa della formazione di acido solforico, si può infatti assistere a fenomeni di rapida diminuzione del pH anche fino a valori di 1,5-2,5 unità.

6.6. Individuazione della destinazione finale del sedimento

Una volta che il sedimento è stato rimosso dal fondale, a prescindere dalla modalità operativa di dragaggio utilizzata, si pone il problema della determinazione di quale possa essere la sua destinazione finale.

Obiettivo comune di tutte le opzioni di gestione dei sedimenti è quello di minimizzare le volumetrie di sedimento da destinare a discarica, attraverso l'ottimizzazione di tutte le fasi del processo, individuando opzioni di gestione alternative, quali il riutilizzo in ambito marino-costiero, o in questo caso in ambito lacustre, il conferimento in strutture confinate in ambiente lacustre, o il riutilizzo a terra, nel rispetto della normativa vigente, con l'eventuale applicazione di tecniche di trattamento finalizzate al miglioramento del materiale dragato in funzione della destinazione scelta. Allo stato attuale, le ipotesi plausibili sono:

1. Conferimento presso un impianto fisso per il trattamento dei sedimenti contaminati da metalli pesanti ed idrocarburi. La scelta del particolare sito/impianto di conferimento determina conseguentemente la modalità di trasporto più opportuna. A seguito del trattamento il materiale dovrà essere inviato alla destinazione finale prescelta, ponendo attenzione all'iter procedurale-autorizzativo da intraprendere.
2. Conferimento del sedimento tal quale, nel rispetto della normativa vigente, come materiale di riempimento in strutture di colmata in ambito lacustre da individuarsi nel territorio nazionale, privilegiando quelle prossime all'area di interesse.
3. Utilizzo del sedimento tal quale, nel rispetto della normativa vigente, prioritariamente nel medesimo ambito lacustre (ad esempio ai fini della ricostruzione geomorfologica) e, qualora ciò non fosse perseguibile, in ambienti simili.

6.7. Indicazioni per eventuali test/impianti pilota finalizzati alla sperimentazione di tecniche e tecnologie innovative per la gestione dei sedimenti inquinati

Considerata la peculiarità e criticità delle aree in oggetto, si ritiene utile valutare l'applicazione di tecnologie di trattamento che minimizzino gli effetti sull'ambiente circostante, *in situ* oppure *ex situ*.

Interventi *in situ*

Dal punto ambientale ed economico-gestionale, i migliori risultati sono quelli ottenuti con tecnologie biologiche di recupero *in situ* come il biorisanamento ed il fitorisanamento (o fitodepurazione).

Per applicare questo tipo di strategie, dette "a basso impatto", è necessario conoscere la biochimica e la biodegradabilità degli inquinanti, le concentrazioni alle quali essi si trovano, l'attività biologica degli organismi, la fisiologia delle piante, al fine di effettuare un monitoraggio adeguato osservando la via di degradazione adottata dagli organismi e dalle piante utilizzati. La decontaminazione si attua con un approccio biotecnologico che prevede l'uso di organismi viventi quali agenti di disinquinamento utilizzando dei processi biologici per trasformare le sostanze inquinanti in prodotti non tossici. Gli attori di tali processi sono i microrganismi con le loro proteine enzimatiche e le piante.

Le tecniche di risanamento biologico sono ancora in fase di studio, sembrano molto promettenti soprattutto per la bonifica di grandi aree, anche se occorre considerare i limiti dovuti alla profondità (ad esempio le radici delle piante possono arrivare ad un massimo di 3 metri) ed all'entità della

contaminazione, in quanto sia le piante che i microrganismi hanno un'efficienza limitata e possono subire effetti tossici.

I vantaggi dei trattamenti biologici sono legati al basso impatto ambientale, ai costi ridotti rispetto ad altri trattamenti (in termini di risparmio dei materiali da costruzione e dei lavori di cantieristica, di riutilizzo le piante contaminate per recupero generare energia, ecc.) ed inoltre risultano ben accettati dalle comunità locali.

Tuttavia, i tempi dei trattamenti sono generalmente lunghi, legati alla necessità di effettuare opportuni studi di fattibilità pre-intervento e alla durata dell'intervento stesso. Non esistono, infatti, nel campo del fitorisanamento o del biorisanamento, parametri progettuali universali e, caso per caso, occorre valutare i tempi e l'efficienza del trattamento, la quantità di piante ed il tipo di pianta ottimale per un dato contaminante, in funzione del tipo di suolo, del clima e di altri fattori sito specifici.

Per poter cercare di ottimizzare tali processi sarebbe opportuno procedere a studi sperimentali in scale up, prima attraverso una fase di studio preliminare in laboratorio e, successivamente, tramite l'applicazione in campo selezionando ceppi batterici e/o piante idonee.

Interventi *ex situ*

Nel caso sia possibile ricorre all'utilizzo di tecnologie di trattamento *ex situ* dei sedimenti rimossi, le possibilità di intervento sono legate all'utilizzo di agenti chimici specifici, attraverso operazioni di lavaggio e/o stabilizzazione.

Il trattamento proposto da Biogenesis rientra tra le tecnologie di lavaggio di sedimenti costituiti da una matrice fine come limi ed argille. Si tratta di una tecnologia sperimentata per la prima volta in scala di laboratorio dal Centro Tecnologico per l'Ambiente del Canada, e successivamente sviluppata sotto la supervisione dell'EPA in un progetto denominato SITE (Superfund Innovative Technology Evaluation). Tale tecnologia consente di ridurre la contaminazione del materiale fine, isolando le particelle secondo la frazione granulometrica di riferimento e rimuovendo i contaminanti adsorbiti su di esse. Il processo inizia con una vagliatura atta a rimuovere i materiali più grossolani, quindi un fluido costituito da acqua, con o senza additivi, viene miscelato ai sedimenti ed inviato ad una sezione di trattamento per flottazione dei contaminanti organici, allontanati poi con la soluzione surnatante. In seguito, la matrice sedimento viene inviata ad una particolare sezione di trattamento denominata "camera di collisione", progettata appositamente per rimuovere il film superficiale di contaminazione mediante un getto d'acqua in pressione, ed infine comuni tecniche di dewatering favoriscono l'allontanamento del liquido contaminato, riducendo contemporaneamente il volume di materiale coinvolto. Uno schema di processo è riportato nella Figura 148.

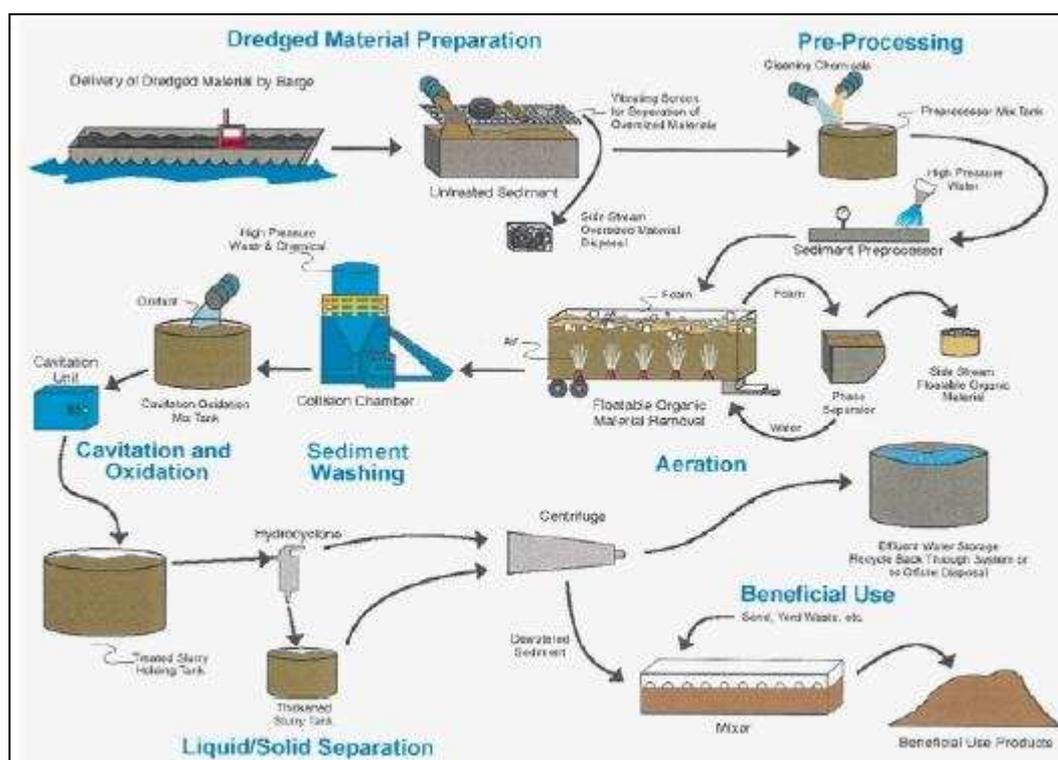


Figura 148. Schema di processo del trattamento Biogenesis

Negli anni 2002-2003 l'Autorità Portuale di Venezia ha applicato tale tecnologia ai sedimenti provenienti dai canali del porto di Venezia, all'interno di un programma di ricerca finalizzato all'applicazione di tecnologie di decontaminazione.

L'intervento è consistito nella realizzazione di un impianto di tipo sperimentale, destinato al lavaggio dei sedimenti lagunari contaminati presenti nei canali di grande navigazione, all'interno di Porto Marghera. La prova pilota ha quindi fornito i dati di funzionamento e di ingegneria necessari alla progettazione di un impianto in scala reale (300.000 m³/anno), ottimizzato per le caratteristiche ed i contaminanti specifici dei sedimenti della laguna di Venezia, compresa la gestione dei materiali ed il trattamento delle acque di scarico.

Per quanto riguarda le operazioni di stabilizzazione dei sedimenti inquinati, il sistema di solidificazione/stabilizzazione MAPEI HPSS è basato su una fase di produzione di un granulato cementizio (secondo i criteri di produzione dei calcestruzzi ad alta prestazione) ed una successiva fase di rimozione dei contaminanti volatili e semi-volatili dai granuli induriti, mediante trattamento di desorbimento termico.

L'immobilizzazione dei contaminanti inorganici è ottenuta con un processo in grado di utilizzare poca acqua. Il sedimento viene miscelato con cemento ed additivi e l'impasto risultante è trasformato in granuli in un piatto rotante. L'impiego di poca acqua nell'impasto consente di ottenere un granulo a bassa porosità e alta resistenza meccanica, durabilità e compatibilità ambientale. Questa prima fase di granulazione è stata applicata con successo in un sito inquinato da metalli pesanti a Murano (VE).

Un altro sistema di trattamento tramite stabilizzazione è il sistema ALLU. Tale sistema di stabilizzazione di massa permette il consolidamento dei contaminanti inorganici di terreni o sedimenti in un ambiente confinato e potrebbe essere utilizzato anche direttamente *in situ*, nel caso si potesse controllare efficacemente tutti i parametri ambientali di processo. Il sistema è costituito da tre componenti meccaniche: ALLU PM Power Mix, accessorio idraulico per escavatori, ALLU PF Pressure Feeder, accessorio che pressurizza ed inietta l'agente legante, ALLU DAC, sistema di

acquisizione dati in grado di misurare, controllare e relazionare il progetto di stabilizzazione. La difficoltà maggiore di questa tecnica di trattamento è rappresentata dalla mancanza di controllo diretto dei dosaggi dei reagenti. Tuttavia, si possono ottenere differenti livelli di trattamento all'interno della stessa area da sottoporre a bonifica. E' importante minimizzare l'impatto del trattamento sulla colonna d'acqua, in quanto, in condizioni operative la fase di miscelazione può generare la risospensione del contaminante legato alla frazione fine del sedimento.

7. IPOTESI DI INTERVENTO

Sulla base delle elaborazioni discusse nel capitolo 4 e delle analisi degli interventi di bonifica attuabili discussi nel capitolo 5, tenendo presente che qualsiasi azione di bonifica e ripristino ambientale dovrà tener conto delle peculiarità ambientali presenti e del regime vincolistico esistente, facendo sì che gli obiettivi di bonifica siano perseguiti in armonia con la tutela della diversità biologica e, in particolare, degli habitat e specie animali e vegetali presenti, si propongono le seguenti ipotesi di intervento.

Le singole aree lacustri presentano caratteristiche diverse, all'interno di ogni singolo Lago si evidenziano disomogeneità della morfologia dei fondali e pressioni antropiche insistenti diverse che hanno fatto sì che gli esiti delle attività di caratterizzazione abbiano evidenziato uno stato qualitativo ambientale diversificato, sia in termini di contaminanti riscontrati sia in termini di concentrazioni determinate.

Le ipotesi di intervento per la bonifica del SIN di Mantova non possono quindi prevedere un unico intervento, ma dovranno contemplare diverse tipologie di soluzioni.

La valutazione di tutti i dati e le informazioni raccolte hanno consentito di individuare la maggiore contaminazione nei sedimenti della Vallazza, in particolare nell'area meridionale ed estesa al tratto del fiume Mincio compreso nella perimetrazione del SIN.

Nel Lago di Mezzo e nel Lago Inferiore, invece, molti composti ed elementi determinati presentano concentrazioni inferiori o pari ai valori di fondo proposti da ISPRA, ad eccezione dei sedimenti di alcune zone localizzate dove si riscontra comunque una contaminazione limitata.

7.1. Individuazione delle aree di intervento

Lago di Mezzo.

- L'area della darsena delle cartiere Burgo è caratterizzata dalla presenza di sedimenti con concentrazioni di Idrocarburi pesanti ($C > 12$) superiori al valore soglia della colonna B Tab. 1 del D.Lgs. 152/06 (sedimenti ROSSI), per tutto lo spessore elaborato. Trattandosi di un'area chiusa, soggetta ad apporto di sedimento da terra tramite l'idrografia superficiale, nonché alla presenza di attività industriali, si ritiene opportuno provvedere alla verifica della fonte della contaminazione e, successivamente alla sua interruzione, prevedere un intervento di bonifica dell'area, tramite la rimozione dei sedimenti contaminati.

Il volume complessivo dei sedimenti ROSSI da rimuovere per l'intervento di bonifica della darsena delle cartiere Burgo risulta essere quindi pari a 19.004 m^3 .

Le volumetrie di sedimento coinvolte sono mostrate in Tabella 7.

Livelli	Concentrazione > Colonna B Tab. 1 del D.Lgs. 152/06
cm	m^3
0-25	4.768

25-50	4.768
50-75	4.768
75-100	4.701
TOTALE	19.004

Tabella 7. Volume di sedimento da rimuovere per la bonifica dei sedimenti della darsena delle cartiere Burgo

- In corrispondenza del Ponte dei Mulini, i sedimenti superficiali (0-25 cm) non sono contaminati, ma a partire da una profondità di 25 cm fino a 75 cm, i sedimenti sono interessati dalla presenza di Arsenico, con concentrazioni superiori ai valori di intervento, nonché prossimi al valore limite della colonna B Tab. 1 del D.Lgs. 152/06. Si tratta di un'area peculiare dal punto di vista idraulico, in cui si potrebbe sospettare un'azione di risospensione dei sedimenti a causa dell'immissione delle acque del Lago Superiore nel Lago di Mezzo, che hanno già dato origine alla formazione di una fossa di profondità massima pari a -10 m l.m.m. (rilievo batimetrico eseguito nel corso delle attività di caratterizzazione del 2008). Si ritiene, pertanto, necessario prevedere un'attività di monitoraggio per valutare l'evoluzione del sistema, al fine di verificare se lo strato di 25 cm di spessore possa costituire una copertura sufficiente ad impedire la dispersione dei sedimenti sottostanti contaminati da Arsenico. Nel caso in cui tale ipotesi non risultasse confermata e quindi i sedimenti contaminati costituissero una potenziale sorgente di contaminazione, si ritiene utile provvedere ad un intervento di bonifica mediante rimozione dei sedimenti interessati (fino a 75 cm).

In tal caso, il volume aggiuntivo di sedimenti (GIALLI) da rimuovere per l'intervento di bonifica nell'area in corrispondenza del Ponte dei Mulini, risulta essere pari a 53.477 m³. Nel calcolo dei volumi di sedimento GIALLO da rimuovere, al volume di sedimento sopra riportato devono essere aggiunti i volumi di sedimenti VERDI (42.207 m³) compresi tra gli strati di sedimento propriamente GIALLO.

Le volumetrie di sedimento coinvolte sono mostrate in Tabella 8 .

Livelli	Concentrazioni < Valori di intervento	Valori di intervento < Concentrazioni < Colonna B Tab. 1 del D.Lgs. 152/06
cm	m³	m³
0-25	42.207	0
25-50	0	42.207
50-75	0	11.270
75-100	0	0
	42.207	53.477
Totale	95.684	

Tabella 8. Volume di sedimento da rimuovere per la rimozione dei sedimenti dell'area in corrispondenza del Ponte dei Mulini

- Nelle rimanenti aree del bacino la contaminazione è presente a partire dai 50 cm di profondità. Tale contaminazione è dovuta ad Arsenico e Cadmio, con concentrazioni lievemente superiori ai rispettivi valori di intervento. Pertanto, si ritiene che lo stato di sedimento superficiale non contaminato sia sufficiente a non disperdere la contaminazione sottostante. Si fa tuttavia presente che, qualora nel sito si dovessero prevedere interventi di

dragaggio per ripristino idromorfologico dei fondali, il relativo progetto dovrà necessariamente tener conto della qualità dei fondali dragati, di quella dei sedimenti esposti alle acque e, conseguentemente, delle opportune misure di tutela e mitigazione ambientale da adottare.



Figura 149. Contaminazione complessiva per gli strati di sedimento dal livello 0-25 cm al livello 75-100 cm. Dettaglio relativo al Lago di Mezzo.

Lago Inferiore.

- L'area che risente maggiormente dell'apporto antropico, legato alle attività del Polo Petrochimico, risulta essere la darsena IES, caratterizzata dalla presenza nei sedimenti di Idrocarburi pesanti ($C>12$) con concentrazioni superiori al valore soglia della colonna B Tab. 1 del D.Lgs. 152/06, per tutto lo spessore elaborato (1 m). Inoltre, entro il primo metro, sono stati individuati i superamenti dei valori di intervento relativi a Zinco ed Arsenico. In considerazione dello stretto rapporto esistente con l'area a terra, dove è stata riscontrata una serie di criticità che coinvolgono sia il suolo sia l'acqua di falda (dovute a contaminanti organici e inorganici), si ritiene opportuno intercettare gli apporti delle fonti di contaminazione presenti a terra e, successivamente, prevedere un intervento di bonifica dell'area, tramite la rimozione dei sedimenti contaminati, per tutto lo spessore elaborato (1 m).

Oltre il primo metro elaborato, sono presenti nella darsena concentrazioni di Arsenico superiori al valore soglia della colonna B Tab. 1 del D.Lgs. 152/06, sino a 250 cm di profondità. Quindi, si ritiene necessario provvedere ad una bonifica mediante rimozione di tutto lo spessore contaminato, sino a 250 cm di profondità. In tal caso, il volume di

sedimenti ROSSI da rimuovere per l'intervento di bonifica della darsena IES, risulta essere pari a **25.636 m³**. Nel calcolo dei volumi di sedimento ROSSO da rimuovere, al volume di sedimento sopra riportato devono essere aggiunti i volumi di sedimenti GIALLI (**2.388 m³**) VERDI (**9.236 m³**) compresi tra gli strati di sedimento propriamente ROSSO.

Le volumetrie di sedimento coinvolte sono mostrate in Tabella 9.

Livelli	Concentrazioni < Valori di intervento	Valori di intervento < Concentrazioni < Colonna B Tab. 1 del D.Lgs. 152/06	Concentrazioni > Colonna B Tab. 1 del D.Lgs. 152/06
cm	m ³	m ³	m ³
0-25	9.236	0	2.388
25-50	0	0	11.624
50-75	0	0	11.624
75-100	0	2.388	0
	9.236	2.388	25.636
Totale	37.260		

Tabella 9. Volume di sedimento da rimuovere per la bonifica dei sedimenti della darsena IES

Qualora, per ragioni di natura idromorfologica, questo tipo di intervento non fosse realizzabile, si potrebbero considerare azioni di bonifica alternative come ad esempio il capping o il capping reattivo.

- In corrispondenza dell'area antistante il Porto Catena, i sedimenti sono interessati dalla presenza di IPA e Mercurio con concentrazioni superiori ai valori di intervento, a partire dallo strato superficiale sino a 75 cm. Nella stessa area, limitatamente al livello superficiale, si riscontra la presenza anche di Idrocarburi pesanti (C>12). L'area subisce probabilmente gli effetti indotti dalla presenza della città di Mantova e delle attività diportisti del porticciolo turistico. Trattandosi di concentrazioni solo lievemente superiori ai valori di intervento, si suggerisce l'applicazione di un piano di monitoraggio opportuno che possa valutare l'evoluzione del quadro ambientale illustrato. Anche in questo caso se nell'area si dovessero prevedere interventi di dragaggio per ripristino idromorfologico dei fondali, il relativo progetto dovrà necessariamente tener conto della qualità dei fondali dragati, di quella dei sedimenti esposti alle acque e, conseguentemente, delle opportune misure di tutela e mitigazione ambientale da adottare.
- Nelle rimanenti aree del bacino, la contaminazione è presente nel livello 25-50 cm in prossimità della riva sinistra del Lago per la presenza di Cadmio, al di sotto di 50 cm di spessore nell'area a ridosso del Ponte San Giorgio, dovuta ad Arsenico e Cadmio. Le concentrazioni riscontrate sono lievemente superiori ai valori di intervento. Pertanto, si ritiene che lo stato di sedimento superficiale non contaminato sia sufficiente a non disperdere la contaminazione sottostante. Si fa tuttavia presente che, qualora nel sito si dovessero prevedere interventi di dragaggio per ripristino idromorfologico dei fondali, il relativo progetto dovrà necessariamente tener conto della qualità dei fondali dragati, di

quella dei sedimenti esposti alle acque e, conseguentemente, delle opportune misure di tutela e mitigazione ambientale da adottare.



Figura 150. Contaminazione complessiva per gli strati di sedimento dal livello 0-25 cm al livello 75-100 cm. Dettaglio relativo al Lago Inferiore.

Vallazza.

L'intera area della Vallazza è interessata dalla presenza diffusa di contaminanti, inorganici ed organici. La maggior parte dei parametri ricercati (metalli ed elementi in tracce, Idrocarburi Policiclici Aromatici, Idrocarburi pesanti) presenta concentrazioni superiori ai valori di intervento ed, in alcuni casi ben localizzati, prossimi ai valori soglia riportati nella colonna B Tab. 1 del D.Lgs. 152/06.

Pertanto, si suggerisce di attivare interventi di bonifica diversi, in considerazione dei seguenti fattori: tipologia di contaminanti riscontrati e relative concentrazioni determinate, numerosi vincoli ambientali esistenti, disomogeneità della morfologia dei fondali e diversificazione delle potenziali fonti di contaminazione.

In particolare, nello strato superficiale la contaminazione emersa è dovuta principalmente agli Idrocarburi pesanti ($C>12$), con concentrazioni superiori o comunque molto prossime al valore soglia della colonna B Tab. 1 del D.Lgs. 152/06. Sono, inoltre, presenti metalli quali Mercurio, Cadmio ed, in misura minore, Vanadio e Zinco, con concentrazioni che superano i rispettivi valori di intervento.

- Nella fascia lacustre compresa tra lo sbocco del canale Paiolo e le aree a terra in sponda opposta, in considerazione del grado di contaminazione riscontrato, relativo agli Idrocarburi pesanti ($C>12$), non essendo presenti altre sostanze ed elementi critici dal punto di vista

ambientale in concentrazioni così elevate e della localizzazione di tale contaminazione in aree sottoposte a vincoli di tutela ambientale, caratterizzate da un basso profilo batimetrico e scarso idrodinamismo, si ritiene opportuno procedere alla predisposizione di un piano di monitoraggio, che valuti l'evoluzione del quadro presentato verso un ripristino ambientale compatibile. Nel caso di avvio di operazioni di dragaggio per ripristino idromorfologico dei fondali nel canale navigabile, l'intervento dovrebbe tener conto della qualità dei sedimenti che saranno esposti all'interfaccia con le acque ed, eventualmente, prevedere un approfondimento dell'escavo sino a rimozione di tutto il sedimento contaminato ubicato in prossimità dell'area interessata alla navigazione. Nelle rimanenti aree ed in prossimità delle sponde, invece, alla luce del tipo di contaminazione riscontrata, si potrebbe prevedere un intervento di bonifica *in situ* tramite trattamenti di fitorisanamento.

Costituisce un'eccezione, rispetto all'applicazione del previsto piano di monitoraggio, il canale adduttore, caratterizzato da sedimenti di spessore limitato a causa del fondo cementato e contaminati da Idrocarburi pesanti ($C > 12$), per il quale si ritiene utile la bonifica mediante rimozione, dopo l'adozione degli opportuni interventi di intercettazione delle fonti di contaminazione da terra. Il volume di sedimenti ROSSI da rimuovere per l'intervento di bonifica del Canale Adduttore, corrispondente al livello 0-25 cm, risulta essere pari a 6.205 m³ (Tabella 10).

Livelli	Concentrazioni > Colonna B Tab. 1 del D.Lgs. 152/06
cm	m ³
0-25	6.205
TOTALE	6.205

Tabella 10. Volume di sedimento da rimuovere per la bonifica dei sedimenti del Canale Adduttore

Esistono, inoltre, aree localizzate in cui lo stato qualitativo ambientale peggiora all'aumentare della profondità, per le quali nel seguito sono illustrate alcune ipotesi di intervento la cui priorità e funzionalità sono strutturate e legate agli interventi di bonifica previsti, o da prevedere, per le aree a terra limitrofe contaminate.

- La darsena ubicata in prossimità dell'area di proprietà di Polimeri, area chiusa di limitata estensione, presenta una contaminazione dovuta principalmente a Mercurio già dal livello superficiale sino a 125 cm (con superamento, oltre al valore di intervento, anche del valore soglia della colonna B Tab. 1 del D.Lgs. 152/06 in prossimità del metro di profondità) ed, in misura minore, a Cadmio. Trattandosi di un'area di intenso transito legato alle attività della Società, in considerazione del quadro ambientale esposto e solo dopo un intervento di bonifica che assicuri l'interruzione di tutti gli apporti derivanti dalle possibili fonti di contaminazione a terra, si ritiene utile eseguire un intervento che preveda la rimozione dello spessore di sedimento contaminato, per un volume complessivo di sedimento (ROSSO e GIALLO) da rimuovere pari a 53.402 m³, di cui 44.200 m³ di sedimento GIALLO e 9.203 m³ di sedimento ROSSO. Le volumetrie di sedimento coinvolte, per strati consecutivi di 25 cm fino a 2 metri di profondità, sono mostrate in Tabella 11.

Livelli	Valori di intervento < Concentrazioni < Colonna B Tab. 1 del D.Lgs. 152/06	Concentrazioni > Colonna B Tab. 1 del D.Lgs. 152/06
	cm	m ³
0-25	10.680	0
25-50	10.680	0
50-75	10.680	0
75-100	1.478	9.203
100-125	10.680	0
125-150	0	0
150-175	0	0
175-200	0	0
	44.200	9.203
Totale	53.402	

Tabella 11. Volume di sedimento da rimuovere per la rimozione dei sedimenti della darsena ubicata in prossimità dell'area di proprietà di Polimeri

- La situazione più complessa è stata rilevata nell'area meridionale della Vallazza, oltre il Fornice di Formigosa, in corrispondenza dello sbocco del Diversivo Mincio, sino al limite della caratterizzazione. Gli esiti della stessa hanno evidenziato la presenza di superamenti dei valori di intervento per: Mercurio, già nel livello superficiale, con concentrazioni superiori anche al valore soglia della colonna B Tab. 1 del D.Lgs. 152/06 fino al livello più profondo di sedimento caratterizzato (3 m); Cadmio per tutto lo spessore indagato, sino a 3 m; singoli IPA a partire da 50 cm fino a 3 m. Nelle stesse stazioni di campionamento si riscontrano concentrazioni superiori al valore soglia della colonna B Tab. 1 del D.Lgs. 152/06 per Idrocarburi pesanti (C>12), lungo tutto lo spessore caratterizzato e per Arsenico, nel solo livello intorno al primo metro.

In considerazione del quadro ambientale evidenziato, considerati gli esiti del rilievo batimetrico, si ipotizza che l'area sia soggetta a movimentazione dei sedimenti, sia per interventi di escavo del fondale sia per l'azione di risospensione degli stessi ad opera delle acque di piena in arrivo dal Diversivo Mincio. In tale ottica, tenendo conto della granulometria fine che caratterizza il sedimento almeno entro il primo metro, la scelta della tipologia di intervento da attuare dovrebbe essere effettuata avendo una buona conoscenza delle dinamiche idrauliche esistenti, con particolare attenzione ai fenomeni di risospensione dei sedimenti. Infatti, dalle conclusioni riportate nello studio radiometrico del CNR-ISMAR di Bologna (si veda Allegato 1 relazione ISPRA CII-LO-Laghi di Mantova e Polo Chimico-Relazione-01.07_Integrazione, Luglio 2010)), si ipotizza la risospensione dei sedimenti entro i 150 cm di profondità ed una velocità di sedimentazione estremamente alta.

A valle degli approfondimenti proposti, le ipotesi di intervento potrebbero essere diverse. Infatti, nel caso si volesse rimuovere solo lo spessore di sedimento sottoposto a

risospensione (circa 150 cm), si porterebbero alla luce i sedimenti più profondi, caratterizzati da una contaminazione elevata di Idrocarburi pesanti (C>12) e Mercurio. Si dovrebbe allora prevedere la rimozione di tutto il sedimento contaminato. In alternativa, nell'ipotesi che a influenzare la dinamica dell'area fosse la velocità di sedimentazione elevata, è fondamentale aver intercettato e rimosso tutte le fonti di contaminazione, in modo da favorire l'apporto di sedimenti non contaminati e quindi un capping di tipo naturale.

D'altra parte, se dovessero essere avviate operazioni di dragaggio di questo tratto del fiume, l'intervento dovrebbe tener conto della qualità dei sedimenti che saranno esposti all'interfaccia con le acque ed eventualmente prevedere un approfondimento dell'escavo sino a rimozione di tutto il sedimento contaminato oppure, dove non si possa garantire il risultato, un approfondimento parziale ed un successivo capping.

In tal caso, il volume di sedimenti ROSSI e GIALLI da rimuovere per l'intervento di bonifica dell'area meridionale della Vallazza, risulta essere pari a 247.869 m³, di cui 126.219 m³ ROSSI e 121.650m³ GIALLI. Nel calcolo dei volumi di sedimento ROSSO e GIALLO da rimuovere, al volume di sedimento sopra riportato devono essere aggiunti i volumi di sedimenti VERDI (84.013 m³) compresi tra gli strati di sedimento propriamente ROSSO e GIALLI.

- Le volumetrie di sedimento coinvolte sono mostrate in Tabella 12.

Livelli	Concentrazioni < Valori di intervento	Valori di intervento < Concentrazioni < Colonna B Tab. 1 del D.Lgs. 152/06	Concentrazioni > Colonna B Tab. 1 del D.Lgs. 152/06
cm	m ³	m ³	m ³
0-25	32584	16240	0
25-50	28492	20332	0
50-75	14298	26261	8265
75-100	0	44878	0
100-125	4319	13939	26620
125-150	4319	0	38773
150-175	0	0	35953
175-200	0	0	16608
	84.013	121.650	126.219
		247.869	
Totale	331.882		

Tabella 12. Volume di sedimento da rimuovere per la rimozione dei sedimenti dell'area meridionale della Vallazza

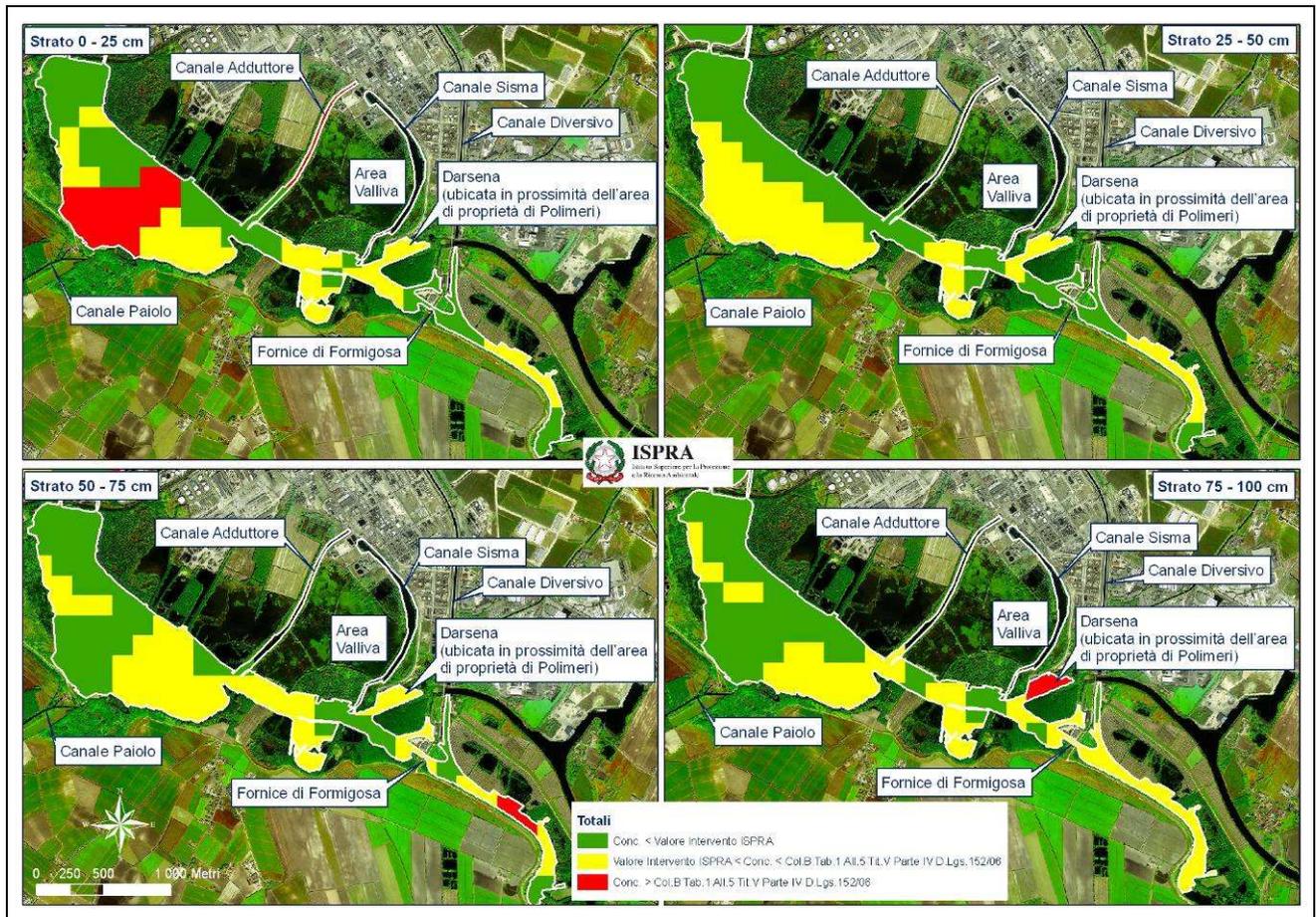


Figura 151. Contaminazione complessiva per gli strati di sedimento dal livello 0-25 cm al livello 75-100 cm. Dettaglio relativo alla Vallizza.



Figura 152. Contaminazione complessiva per gli strati di sedimento dal livello 100-125 cm al livello 175-200 cm. Dettaglio relativo alla Vallazza.

7.2. Ipotesi dei costi relativi agli interventi di bonifica previsti

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.

Le singole aree lacustri presentano caratteristiche diverse, sia dal punto di vista morfologico, chimico-fisico, di utilizzo. Le ipotesi di intervento per la bonifica del SIN di Mantova, come descritto nel paragrafo precedente, potranno prevedere diverse soluzioni in funzione dell'area, della tipologia ed entità della contaminazione riscontrata, del potenziale rischio di diffusione della contaminazione e della destinazione d'uso delle aree stesse e di quelle limitrofe.

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.

Per i sedimenti rimossi mediante dragaggio e destinati ad impianti di trattamento o al conferimento in idonea discarica o struttura conterminata, 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.

Le strutture di confinamento, realizzate sulle sponde dei laghi o in aree portuali vicine, 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 relativo Decreto attuativo del 7 novembre 2008.

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 o ai fini del conferimento in discariche di categoria inferiore o ai fini del riutilizzo nell'ambito della normativa vigente.

Nella selezione delle differenti opzioni di gestione si dovrà porre attenzione agli eventuali impatti ambientali generati dalla specifica ipotesi, sia nel breve che nel lungo periodo prevedendo le necessarie misure di mitigazione.

La specifica ipotesi di intervento o gestione prescelta dovrà inoltre armonizzarsi con gli interventi di bonifica o infrastrutturali 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.

7.3. Stima dei costi relativi agli interventi di rimozione dei sedimenti

Le ipotesi di intervento individuate per i laghi di Mantova prevedono per alcune aree (darsena delle cartiere Burgo, darsena IES, canale adduttore, darsena ubicata in prossimità dell'area di proprietà di Polimeri) la bonifica mediante rimozione dei sedimenti, mentre per le rimanenti aree contaminate l'avvio di un piano di monitoraggio per la valutazione dell'eventuale intervento di bonifica più idoneo.

Per le aree in cui si prevede la rimozione dei sedimenti, si possono individuare differenti scenari di gestione per le differenti tipologie di sedimento contaminato.

Nello specifico, per i sedimenti indicati in "**ROSSO**" e "**GIALLO**", una volta rimossi e disidratati, possono essere individuati i seguenti scenari:

- trasporto ad opportuno impianto di trattamento ai fini della riduzione delle concentrazioni dei contaminanti;
- refluento diretto in una struttura conterminata, con eventuale trattamento del sedimento;
- trasporto e conferimento in una discarica di opportuna categoria;

I trattamenti ipotizzati per i sedimenti contaminati rimossi possono essere principalmente:

- di disidratazione;
- di separazione granulometrica;
- di ossidazione chimica;
- 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 all'interno di bacini conterminati.

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

Considerando la tipologia di area interessata (area umida), la tipologia di contaminazione riscontrata e le volumetrie coinvolte, la stima dei costi di un'attività di bonifica di tali sedimenti, che preveda la rimozione tramite dragaggio e la gestione degli stessi, appare piuttosto complessa.

In particolare, l'area è un corpo idrico interno, costituito da molteplici ecosistemi, sottoposti a vincoli di tipo ambientale (Zona Ramsar, SIC, ZPS), in cui occorre prevedere:

- l'utilizzo di particolari cautele, quali ad esempio la predisposizione di un cronoprogramma dettagliato e definito che consideri come utili per gli interventi solo particolari periodi dell'anno;
- le potenziali difficoltà relative alla gestione della logistica delle operazioni di dragaggio, come spostamenti delle attrezzature da/verso il sito e più in particolare all'interno del sito stesso;
- la fattibilità economica degli interventi, legata sia all'attività di dragaggio che alla successiva gestione dei sedimenti rimossi.

Nella Tabella 13 sono riportate le volumetrie di sedimento, suddivise per le singole aree, per cui è prevista la rimozione. Nella è riportata una stima dei costi ipotizzati per la gestione delle diverse tipologie di sedimenti rimossi (rossi e gialli), che comprende sia le operazioni di dragaggio sia le possibili diverse destinazioni finali.

Non essendo presente nella Regione Lombardia un tariffario unico relativo ai costi di gestione dei materiali da conferire in discarica (per rifiuti non pericolosi), i costi di seguito riportati sono stati derivati da informazioni raccolte presso Enti ed Operatori del settore.

Livelli	Concentrazioni < Valori di intervento	Valori di intervento < Concentrazioni < Colonna B Tab. 1 del D.Lgs. 152/06	Concentrazioni > Colonna B Tab. 1 del D.Lgs. 152/06
cm	m³	m³	m³
Darsena delle cartiere Burgo	-	-	19.004
Darsena IES	9.236	2.388	25.636
Canale Adduttore	-	-	6.205
Darsena ubicata in prossimità dell'area di proprietà di Polimeri	-	44.200	9.203
	9.236	46.588	60.048
		106.636	
Totale		115.872	

Tabella 13. Volume di sedimento contaminato da rimuovere

STIMA DEI COSTI		
	Costo unitario	Costo per il volume totale di sedimenti ROSSI e GIALLI da rimuovere
Ipotesi di costo per la rimozione dei sedimenti contaminati		
Ricerca ed individuazione ordigni bellici ⁽¹⁾	200 €/ha	3.000 € (considerando una superficie complessiva di circa 15 ha)
Dragaggio	40 €/m ³	4.634.880 €
Trasporto (entro i 50 Km) e disidratazione	70 €/m ³	8.111.040 €
TOTALE (rimozione trasporto e disidratazione)		12.748.920 €
Ipotesi di costo per la gestione dei sedimenti rimossi		
Conferimento in discarica “non pericolosi” dei sedimenti ROSSI e GIALLI rimossi	130 €/m ³	13.862.680 €
Conferimento in aree conterminate dei sedimenti ROSSI e GIALLI rimossi	35 €/m ³	3.732.260 €
Trattamento dei sedimenti ROSSI e GIALLI rimossi per riduzione della contaminazione e possibile riutilizzo	20 ÷ 50 €/m ³	2.132.720 € ÷ 5.331.800 €
Riutilizzo dei sedimenti VERDI	-	-
TOTALE (gestione sedimenti rimossi)	Minimo	2.132.720 €
	Massimo	13.862.680 €
TOTALE	Minimo	14.881.640 €
	Massimo	26.611.600 €

Tabella 14. Stima dei costi di bonifica per la rimozione dei sedimenti nelle aree darsena delle cartiere Burgo, darsena IES, canale adduttore, darsena ubicata in prossimità dell’area di proprietà di Polimeri. **Nota ⁽¹⁾**: nel caso in cui fossero rinvenuti ordigni bellici sul fondo, dovrà essere aggiunto anche il costo necessario per la loro bonifica

Il costo totale per la bonifica mediante rimozione dei sedimenti contaminati delle aree darsena delle cartiere Burgo, darsena IES, canale adduttore, darsena ubicata in prossimità dell’area di proprietà di Polimeri, va da un **minimo di 14.881.640 €** ad un **massimo di 26.611.600 €**

A tali costi dovranno inoltre essere considerati i costi aggiuntivi per il monitoraggio dell'intero intervento di bonifica pre, durante e post-operam.

Ai costi specifici degli interventi di bonifica mediante rimozione dei sedimenti contaminati, dovranno essere aggiunti i costi relativi al monitoraggio intensivo delle rimanenti aree contaminate, finalizzato all’individuazione della più opportuna tecnologia di bonifica e i costi relativi alle eventuali azioni aggiuntive per gli interventi su tali aree (*in situ* o *ex situ*), a seguito di una valutazione dell’intervento di bonifica maggiormente idoneo.

In particolare, tale criticità “residua” associata alla permanenza *in situ* di sedimenti contaminati potrà essere affrontata ricorrendo ad una tra le seguenti ipotesi, o ad una combinazione di esse:

- adottando tecniche di trattamento *in situ*, per ridurre la concentrazione dei contaminanti e la loro mobilità e biodisponibilità, monitorandone gli effetti; si potranno ad esempio utilizzare

trattamenti biologici, di fitorisanamento o di biorisanamento tramite 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 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 strutture di confinamento realizzate in ambiente lagunare o costiero;
- rimuovendo il sedimento contaminato e trasportandolo ad opportuno impianto di trattamento ai fini della riduzione delle concentrazioni dei contaminanti
- rimuovendo il sedimento contaminato e trasportandolo ad una discarica di opportuna categoria.

8. BIBLIOGRAFIA

Adami G., Barberi P., Piselli S., Predonzani S., Reisenhofer E., "Detecting and characterising sources of persistent organic pollutants (PAHs and PCB) in surface sediments of an industrialized area (harbour of Trieste, northern Adriatic Sea)", J. Environ. Monit., 2000, 2, 261-265.

Alam M.G.M., Tanaka, Allinson G., Laurenson L.J.B, Stagnitti F., Snowa E.T. (2002) A comparison of trace element concentrations in cultured and wild carp (*Cyprinus carpio*) of Lake Kasumigaura, Japan. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 53 (2002) 348–354.

Allievi L., Schiavone R., Brusa T, "Condizioni igieniche e caratteristiche chimiche e fisiche della laguna di Varano", *Inquinamento*, n. 57, febbraio 2004, pp. 58-62.

APAT, 2002 Ferrara F., Funari E., Orru M. A. "Selezione delle sostanze prioritarie per i corpi idrici e definizione degli obiettivi di qualità", APAT, Rapporto 23/2002.

ANPA, 2002 Quercia F., Marcomini A., Critto A., Carlon C., "Analisi del Rischio Ecologico per il risanamento di siti contaminati. Quadro internazionale e sviluppo di linee guida in ambito nazionale", ANPA (ora APAT), Rapporto 11/2002.

APAT - ICRAM (2006) – Manuale per la movimentazione di sedimenti marini. 72pp. www.apat.gov.it; www.icram.org.

Atlas e Bartha, 1993 *Microbial ecology: fundamentals and applications*

Barbara Biagi; Tesi di laurea "Ossidazione chimica di sedimenti portuali per la rimozione degli IPA" Università degli studi di Roma "La Sapienza"; a.a. 2006/07

Bona F, A. Maffiotti, L. Volterra, "Analisi e recupero dei sedimenti marini. Quaderni di tecniche di protezione ambientale.", 1987, Pitagora Ed. BO, 139 pp.

Bortone G., Palumbo L. (2007) *Sustainable Management of Sediment Resources. Volume II – Sediment and dredged material treatment*, Elsevier, Oxford.

Bretti L. L.; "Ossidazione e riduzione chimica in situ"; Dispense del corso di formazione avanzata ARPA/DITAG "Applicazione dell'analisi di rischio, tecniche di bonifica e tecniche di monitoraggio a siti inquinati", Politecnico di Torino, giugno-settembre 2006

G.S. Brown, L.L. Barton, B.M. Thomson; "Permanganate oxidation of sorbed polycyclic aromatic hydrocarbons"; *Waste Management* 23 (2003) 737-740

CCME, 2001. Canadian sediment quality guidelines for the protection of aquatic life. Canadian Council of Ministers of the Environment. CCME EPC-98E

Corder G.W., Foreman D.I. 2009. *Nonparametric Statistics for Non-Statisticians: A Step-by-Step Approach*. John Wiley & Sons.

Čelechovská O., Svobodová Z., Žlábek V., Macharáčková B. (2007) Distribution of Metals in Tissues of the Common Carp (*Cyprinus carpio L.*) *Acta Vet. Brno* 2007, 76: S93–S100.

Chen S., Lin J., "Bioleaching of heavy metals from sediments: significance of pH", *Chemosphere*, 44, 2001, 1093-1102.

Corder G.W., Foreman D.I. 2009. *Nonparametric Statistics for Non-Statisticians: A Step-by-Step Approach*. John Wiley & Sons.

Eccles H. 1999, "Treatment of metal-contaminated wastes: Why select a biological process?", *Trends Biotechnol.*, 17, 462–465.

Ehlers L. J., Luthy R. G., "*Contaminant bioavailability in soil and sediments – Improving risk assessment and remediation rests on better understanding bioavailability*", *Environ. Sc. Technol.*, 2003, 1 august.

EPA, 2000. *Introduction to Phytoremediation*.

EPA, 2000 "*Bioaccumulation testing and interpretation for the purpose of sediment quality assessment*" - EPA-823-R-00-001 - Feb 2000.

Feenstra L., J. P. Brouwer, J. Frènay, S. Bos, "*Re-use of contaminated dredging sludge in a cement bound road base: full-scale demonstration project*", in *Proc. of 5th International Conference on the Environmental and Technical Implications of Construction with Alternative Materials*, ed. G. Ortiz De Urbina INASMET and H. Goumans ISCOWA, San Sebastian, Spain, 4-5-6 June 2003.

Ferrarese, Andreottola, Oprea; "Remediation of PAH-contaminated sediments by chemical oxidation"; *Journal of Hazardous Materials*, 152 (2008) 128–139

Fior F., Vendrame G., Zanetti M., Chiozzotto E., De Polignol E., Barbanti A., "*Il Master Plan per la bonifica dei siti inquinati di Porto Marghera*", *proc. SEP 2004 ACQUA – Contributo dai Seminari, Normativa di Riferimento*, pp. 77-92, 17-20 marzo 2004, ed. SEP SpA.

Folk R.L., Ward W.C., 1957. Brazos River bar: a study in the significance of grain size parameters. *Journ. Sed. Petr.*, 27, 3-26.

Hakstege P., J. Heynen, "*Encouraging the treatment and reuse of contaminated dredged materials in Netherlands*", in *Proc. of 5th International Conference on the Environmental and Technical Implications of Construction with Alternative Materials*, ed. G. Ortiz De Urbina INASMET and H. Goumans ISCOWA, San Sebastian, Spain, 4-5-6 June 2003.

Hall M., Alperin E., Shealy S., Jones K. (1997) *Treatment of Dredged Harbor Sediments by Thermal Desorption*, in *Proceedings of National Conference on Management and Treatment of Contaminated Sediments*, Cincinnati (OH), EPA/625/R-98/001.

Hosokawa (1993) Contaminated aquatic sediments. pp. 339-348. *Water Science & Technology [WATER SCI. TECHNOL.]*. Vol. 28, no. 8-9.

ICES 2000. Report of the Working Group on marine sediments in relation to pollution. ICES CM2000/E:03, 29 pp. IMO, 2004 in www.imo.org;

Kim, C., Lee, Y., Ong, S.K. (2003), *Chemosphere*, 51, 845-853.

Lewandowski I., Schmidt U., Londo M., Faaij A., 2006. The economic value of the phytoremediation function – Assessed by the example of cadmium remediation by willow (*Salix* spp). *Agricultural systems* 89

C. Liang, C.J. Bruell, M.C. Marley, K.L. Sperry; "Persulfate oxidation for in situ remediation of TCE. I. Activated by ferrus ion with and without a persulfate-thiosulfate redox couple"; *Chemosphere* 55 (2004) 1213-1223

Licht L.A., Isebrands J.G., 2005. Linking phytoremediated pollutant removal to biomass economic opportunities. *Biomass and bioenergy* 28

Long, E.R., MacDonald, D.D., Smith, S.L., Calder, F.D., 1995. Incidence of adverse biological effects within ranges of chemical concentrations in marine and estuarine sediments. *Environmental Management* 19: 81–97

Lu H., Axe L., Tyson T. A., "Development and application of computer simulation tools for ecological risk assessment", *Environmental Modelling and Assessment*, 8, 311-322, 2003.

MacDonald D.A., Ingersoll C.G., 2002. A guidance manual to support the assessment of contaminated sediments in freshwater ecosystems. EPA-905-B02-A

MacDonald D.A., Matta M.B., Field L.J., Cairncross C., Munn M.D., 2003. The coastal resource coordinator's bioassessment manual. Report No. HAZMAT 93-1. Seattle-WA. National Oceanic and Atmospheric Administration. 160 pp + Appendices.

Macfarlane M.W., MacDonald D.D., 2002. Criteria for managing contaminated sediment in British Columbia. Ministry of Water, Land and Air Protection. DRAFT P3 version.

Madalinski K., 2008. "Innovation In Situ Technologies for the Remediation of Contaminated Sediments" – EPA, Federal Remediation Technologies Roundtable Meeting

Matschullat J., Ottenstein R., Reimann C. 2000. Geochemical background – can we calculate it?. *Environmental Geology* 39, 990-1000.

Miceli A. (2001) Fitodecontaminazione e risanamento dei suoli. *Ambiente Risorse Salute*, 77, 21-24. Ministero dell' Ambiente, 2000, "L'ambiente marino e costiero".

National Research Council, "Bioavailability of contaminants in soils and sediments: processes, tools, and applications", Nat. Acc. Press: Washington DC, 2003, ISBN 0-309-08625-6.

Nota D.J.G., 1954. Sediments of the western Guyana shelf. Report of Orinoco shelf expedition, 2, Mendedel. Landbomvhogedrool, Wegeningera, p. 98.

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 n. 1, 201pp

Pellegrini D., "Le linee guida ICRAM per la movimentazione dei fondali marini", in ARPA Rivista, n. 2, anno IV, ed. ARPA, Bologna, Marzo – Aprile 2001, ISBN-1129-4922.

Peris Mora E., J. Monzò, J. Payà, M. V. Borrachero, "A proposal to assess the dangerous character of dredging materials and other polluted wastes", in Proc. of 5th International Conference on the Environmental and Technical Implications of Construction with Alternative Materials, ed. G. Ortiz De Urbina INASMET and H. Goumans ISCOWA, San Sebastian, Spain, 4-5-6 June 2003.

Peters, R.W. (1999), *J. Hazard. Mater.*, 66, 151-210.

Peters, R.W., Lee, W., Miller G., Brewster, M.D. (1989), *Proc. 4th Great Lakes Geoenviron. Conf. on in-situ Remediation of Contaminated Sites*, IL, U.S.A., pp. 241-253.

Peters, R.W., Shem, L. (1992), *Environ. Prog.*, 11, 234–240.

Pichtel, J., Vine, B., Kuula-Vaisanen, P., Niskanen, P. (2001), *Environ. Eng. Sci.*, 18, 91-98.

Provincia di Milano, Università degli studi di Milano, dipartimento di scienze della Terra "A. Desio"; "Linee guida per la verifica del trattamento chimico in situ dei terreni e delle acque sotterranee"; Milano; 2006

Reible et al., 1993. Efficiency of capping contaminated sediments in situ. 2. Mathematics of diffusion-adsorption in the capping layer

Renoldi F., Lietti L., Milani A. (2005) *Desorbimento termico*, in *Bonifica di siti contaminati*, McGraw-Hill, Milano.

Rienks J. (1998) Comparison of results for chemical and thermal treatment of contaminated dredged sediments, *Wat. Sci. Tech.* Vol. 37 n° 6-7, pp. 355-362.

Ringeling R. H. P., HJ. H. de Best, A. L. Hakstege, "*Treatment of contaminated sediments in Netherlands*", in Proc. of 5th International Conference on the Environmental and Technical Implications of Construction with Alternative Materials, ed. G. Ortiz De Urbina INASMET and H. Goumans ISCOWA, San Sebastian, Spain, 4-5-6 June 2003.

Rivas F. Javier; "Polycyclic aromatic hydrocarbons sorbed on soils: A short review of chemical oxidation based treatments"; *Journal of Hazardous Materials*, B138 (2006) 234–251

Shaw P.J.A. 2003. *Multivariate statistics for the Environmental Sciences*. Hodder-Arnold.

Serratore P., "*E' necessario cambiare rotta*", *Il Pesce*, Risorse Biologiche e Pesca, 1998.

Simpson S. L., I. D. Pryor, B. R. Mewburn, G. E. Batley, D. Jolley, "*Considerations for capping metal-contaminated sediments in dynamic estuarine environments*", *Environ. Sci. Technol.*, 2002, 36, 3772-3778.

Singh, O.V., Labana, S., Pandey, G., Budhiraja, R., Jain, R.K., 2003. Phytoremediation: an overview of metallic ion decontamination from soil. *Appl. Microbiol. Biotechnol.* 61, 405-4 12. Citato in Fischerovà et al., 2005

Shaw P.J.A. 2003. *Multivariate statistics for the Environmental Sciences*. Hodder-Arnold.

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

Singh, O.V., Labana, S., Pandey, G., Budhiraja, R., Jain, R.K., 2003. Phytoremediation: an overview of metallic ion decontamination from soil. *Appl. Microbiol. Biotechnol.* 61, 405-4 12. Citato in Fischerovà et al., 2005

Singhal V., Rai J.P.N., 2003. Biogas production from water hyacinth and channel grass used for phytoremediation of industrial effluents. *Bioresource technology* 86, 2003

Strazzabosco F., "*Venezia e la Laguna: le problematiche ambientali e le soluzioni - Disinquinamento della Laguna di Venezia e del suo Bacino Scolante. Il Piano Direttore 2000, stato di attuazione e prospettive future*", proc. SEP 2004 ACQUA – Contributo dai Seminari, Normativa di Riferimento, pp. 51-66, 17-20 marzo 2004, ed. SEP SpA.

Szava-Kovats R.C. 2008. Grain-size normalization as a tool to asses contamination in marine sediments: Is the <63 mm frazzion fine enough?. *Marine Pollution Bulletin* 56, 629-632.

Tandy, S., Bossart, K., Mueller, R., Ritschel, J., Hauser, L., Schulin, R., Nowack, B. (2004), *Environ. Sci. Technol.*, 38, 937-944.

United States Environmental Protection Agency (USEPA), 1995. Determination of Background Concentrations of Inorganics in Soils and Sediments at Hazardous Waste Sites. Office of Research and Development. Office of Solid Waste and Emergency Response. EPA/540/S-96/500. December, 1995.

USEPA 1993. Selecting remediation techniques for contaminated sediments. EPA-823-B93-001. US Environmental Protection Agency, Office of Water.

U.S. EPA, 1998a Armitage T. M., Keating F. J., "EPA's national sediment quality survey: a report to congress on the incidence and severity of sediment contamination in surface waters of the U.S." in Proc. *National Conference on management and treatment of contaminated sediments*, Cincinnati, OH, 13-14 May 1997, (1998), pp. 1-6, EPA/625/R-98/001.

U.S. EPA, 1998b Pavlov S. P., Thibodeaux L. J., "Strategies and technologies for cleaning up contaminated sediments in the Nation's waterways: a study by the National Research Council." in Proc. *National Conference on management and treatment of contaminated sediments*, Cincinnati, OH, 13-14 May 1997, (1998), pp. 12-17, EPA/625/R-98/001.

U.S. EPA, 1998c Bishop D. F., "Perspective on remediation and natural recovery of contaminated sediments." in Proc. *National Conference on management and treatment of contaminated sediments*, Cincinnati, OH, 13-14 May 1997, (1998), pp. 27-36, EPA/625/R-98/001.

U.S. EPA, 1998d Thornburg T. M., Garbaciak S., "Natural recovery of contaminated sediments-Examples from Puget Sound." in Proc. *National Conference on management and treatment of contaminated sediments*, Cincinnati, OH, 13-14 May 1997, (1998), p. 38, EPA/625/R-98/001.

U.S. EPA, 1993 U.S. Environment Protection Agency, *Selecting remediation techniques for contaminated sediment*, EPA-823-B93-001, June 1993.

Vandevivere, P., Hammes, F., Verstraete, W., Feijtel, T., Schowanek, D. (2001). *J. Env. Eng.*, 127(9), 802-811

Van Der Berg, G. A., Meijers G. G. A., Van Der Heijdt L. M., Zwolsma J. G., "*Dredging-related mobilisation of trace metals: a case study in the Netherlands*", *Wat. Res.*, vol. 35, n. 8, 1979-1986, 2001.

Vismara R., *Ecologia Applicata*, Hoepli, Milano; <http://www.tuttobonifiche.it>.

Rinaldi A., "*L'inquinamento da idrocarburi*", in *ARPA Rivista*, n. 2, anno IV, ed. ARPA, Bologna, Marzo - Aprile 2001, ISBN-1129-4922.

R.J. Watts, A.L. Teel; "Treatment of Contaminated Soils and Groundwater using ISCO"; *Practice Periodical of Hazardous, Toxic and Radioactive Waste Management*; ASCE; January 2006

Xie, T., Marshall, W.D. (2001), *J. Environ. Monit.*, 3, 411 - 416.

Yin, Y., Alle, H.E. (1999), *In situ chemical treatment*, Technology Evaluation Report TE-99-01, GWRTAC, Pittsburgh, PA, U.S.A

Zaninetta L, "*Criteri di scelta della tecnica do risanamento - Aspetti tecnici*", in *Atti della XXII Giornata di Studio di Ingegneria Sanitaria e Ambientale*, Università degli Studi di Brescia, 12 giugno 2003, Brescia

Zeman et al. 1992. Canadian Cleanup Fund capping projects