



Università
Ca' Foscari
Venezia

Corso di Laurea
magistrale in
Scienze
Ambientali

Tesi di Laurea

**Prove sperimentali per l'ottimizzazione dei
parametri di un processo di bonifica di suoli
contaminati che prevede la combinazione di due
tecnologie: soil washing e
Solidificazione/Stabilizzazione**

Relatore

Prof. Antonio Marcomini

Correlatrice

Dott.ssa Petra Scanferla

Laureando

Tommaso Valdesolo

Matricola 870597

Anno Accademico

2022 / 2023

Sommario

1. Abstract	1
2. Motivazioni e obiettivi	2
3. Introduzione	3
4. Tecnologie di bonifica	5
4.1. Tecnologia di soil washing.....	7
4.1.1. Vantaggi e svantaggi della tecnologia soil washing.....	10
4.2. Tecnologia di Solidificazione/Stabilizzazione S/S	11
4.2.1. Vantaggi e svantaggi della tecnologia S/S	13
4.2.2. Valutazione dell'efficacia della tecnologia S/S	15
4.2.3. Test di cessione	16
4.2.4. Test meccanici.....	17
4.3. Tecnologia HPSS (High Performance Solidification/Stabilization).....	18
5. Sito d'interesse: il caso di studio	20
5.1. Introduzione teorica sulla caratterizzazione dei siti contaminati.....	21
5.2. Inquadramento sito	22
5.2.1. Ricostruzione storica	23
5.2.2. Stato attuale e destinazione d'uso	25
5.3. Stato della contaminazione del sito.....	25
6. Materiali e metodi	31
6.1. Campionamento	31
6.2. Preparazione dei campioni	33
6.3. Applicazione del soil washing al suolo tal quale.....	38
6.4. Granulazione.....	46
6.5. Prove di resistenza alla compressione.....	50
7. Risultati	52
7.1. Analisi dei campioni di suolo: tal quale e dopo soil washing.....	52
7.1.1. Analisi di contenuto totale dei campioni di suolo	52
7.1.2. Test di cessione sui campioni di suolo.....	59
7.1.3. Sommario dei risultati ottenuti dall'analisi del suolo	61
7.2. Caratterizzazione dei granuli.....	62

7.2.1. Contenuto granuli.....	62
7.2.2. Test di cessione sui granuli.....	64
7.3. Resistenza granuli.....	65
8. Scenari di costi.....	67
9. Conclusioni	71
10. Bibliografia e sitografia	73
APPENDICE.....	79

1. Abstract

La bonifica ambientale è un'attività strategica per il recupero e la valorizzazione di aree degradate da contaminazioni di origine antropica. Essa comporta costi elevati, sia economici che sociali, che devono essere confrontati con i benefici attesi. Per questo motivo è necessario adottare metodi per la valutazione dell'efficienza delle bonifiche ambientali, cioè il confronto tra i risultati ottenuti e le risorse impiegate. Ci si aspetta che uno studio sito-specifico dell'area interessata da contaminazione permetta l'individuazione dei parametri critici che vanno a condizionare l'efficacia del trattamento (ad es. granulometria, composizione chimica e mineralogica del suolo, cinetiche di assorbimento e rilascio), in modo da ottenere un'ottimizzazione nella pianificazione delle opere di bonifica e una maggiore efficacia dei trattamenti.

Il lavoro di tesi si è concentrato su un caso studio relativo ad un'area industriale dismessa a Marghera, nel Comune di Venezia, storicamente contaminata da metalli, metalloidi e composti organici (idrocarburi alifatici e aromatici e pesticidi), al fine di verificare l'applicabilità e l'efficacia delle tecniche di bonifica esaminate. Dopo aver valutato i principali metodi sperimentali utilizzati per la caratterizzazione sito-specifica della matrice da bonificare, come la granulometria, il grado e la tipologia di contaminazione, ho valutato le azioni più idonee da intraprendere nell'ambito del procedimento di bonifica, e i principali limiti ad esse associate. Sono state applicate due tecniche ampiamente utilizzate nella bonifica dei suoli contaminati da diverse tipologie di inquinanti: la tecnica del soil washing e il processo HPSS (High Performance Solidification/Stabilization), sviluppato da IN.T.EC. S.r.l. e Mapei S.p.A., una variante della tecnica di Solidificazione/Stabilizzazione (S/S).

Ho eseguito tutte le operazioni necessarie, dal campionamento e pretrattamento dei campioni per l'applicazione delle successive tecniche di bonifica, fino alla caratterizzazione del prodotto finale a partire dalla matrice inquinata. Tale prodotto consiste in un materiale granulare inerte riutilizzabile nei ripristini ambientali, per la realizzazione di sottofondi, coperture e come materiale di riempimento (concetto di *End of Waste*). L'efficacia delle operazioni eseguite è stata valutata attraverso analisi chimiche di contenuto totale e test di cessione sui granuli.

In questo studio ho constatato che risulta conveniente eseguire la separazione delle frazioni granulometriche più grossolane da quelle più fini, in quanto la contaminazione

tende a concentrarsi nelle frazioni più fini (< 2 mm), che quindi necessiteranno di un trattamento più spinto rispetto alle frazioni a granulometria maggiore, con conseguenze significative sui costi finali delle operazioni di bonifica. L'applicazione in serie di soil washing seguito da HPSS ha permesso di conseguire una riduzione dei costi compresa tra il 20% e il 30% rispetto all'applicazione della sola tecnica HPSS, a seconda delle caratteristiche del suolo da trattare, come la distribuzione granulometrica e i livelli di concentrazione degli inquinanti.

2. Motivazioni e obiettivi

Tra gli aspetti principali che mi hanno spinto a indagare su questo argomento c'è il problema della contaminazione complessa, ovvero la presenza di una molteplicità di sostanze inquinanti in diverse matrici ambientali. Nel caso di un suolo contaminato, si rende necessaria una combinazione di diverse tecniche e tecnologie, adattate alle specifiche condizioni del sito contaminato e al tipo di inquinanti presenti.

A volte l'elevata esperienza in un determinato settore tecnologico implica la non piena consapevolezza delle potenzialità di altri settori e non di rado chi è esperto di una tecnologia non lo è altrettanto riguardo altre tecniche e tecnologie. L'optimum sarebbe sviluppare delle sperimentazioni che permettano di ottimizzare una combinazione di tecniche e processi tecnologici. Il presente lavoro si focalizza proprio nello sviluppo di un approccio che generalmente viene sviluppato dai progettisti di bonifiche solo a livello teorico, che invece permette non solo di ottimizzare efficacemente il processo dal punto di vista tecnico ma anche di ridurre i costi di intervento. Infatti, la tecnica HPSS se applicata a tutta la massa contaminata implicherebbe costi elevati, pertanto questo studio è andato ad analizzare la possibilità di utilizzare altre tecnologie, come il soil washing per trattare le frazioni più grossolane a costi inferiori.

Risulta pertanto necessario comprendere, oltre a natura, tipologia e caratteristiche del sito, la concentrazione e la distribuzione della contaminazione al suo interno, che può variare tra le diverse frazioni granulometriche del suolo contaminato. È importante ragionare su come ottimizzare una data tecnologia in termini di efficacia ed efficienza nei confronti di una particolare matrice ambientale inquinata, come il suolo,

caratterizzata da un particolare tipo di contaminazione, andando ad eseguire diversi trattamenti su diverse frazioni di suolo contaminato.

3. Introduzione

Il tema delle bonifiche di siti contaminati è un argomento che negli ultimi anni ha assunto sempre maggiore importanza: decenni di attività industriali hanno causato innumerevoli casi di contaminazione puntuale e diffusa in tutto il globo, con effetti negativi sul clima terrestre e sulla biodiversità; cementificazione e deforestazione hanno alterato i cicli biogeochimici e idrologici, modificato la temperatura del suolo e la sua capacità di assorbire l'acqua, con numerosi effetti a cascata sugli ecosistemi. Per quanto il sistema terrestre sia resiliente ai mutamenti, la magnitudo e la rapidità di questi ultimi sono tali da aver alterato numerosi comparti ambientali, deteriorando (o, nel peggiore dei casi, portando al collasso) innumerevoli ecosistemi terrestri e acquatici (Abel et al., 2003; Maniglier, 2016).

Per questo motivo è nata la necessità di procedere con operazioni di bonifica dei siti contaminati, *intese come tutte quelle azioni e interventi che hanno lo scopo di eliminare le sostanze inquinanti presenti nel suolo, nel sottosuolo e nelle acque sotterranee o, qualora questo non fosse possibile, ridurre le concentrazioni in modo che non comportino rischi per la salute umana e per l'ambiente. L'obiettivo finale delle bonifiche è quindi salvaguardare l'ambiente e la salute pubblica, consentendo il recupero e la riqualificazione di aree compromesse* (ARPA Lombardia, Bonifica dei siti contaminati; www.arpalombardia.it).

Uno degli aspetti maggiormente critici che negli ultimi anni ha caratterizzato lo sviluppo industriale su larga scala è la contaminazione a lungo termine dei siti che ospitavano tali attività. Secondo MOSAICO, la banca dati nazionale che censisce tutti i siti contaminati d'Italia (www.mosaicositicontaminati.isprambiente.it), al 31/12/2018 erano oltre 16 mila i siti riconosciuti come contaminati sul territorio nazionale, di cui il 67% dei siti era in attesa di caratterizzazione, o con caratterizzazione in corso. Di questi, i siti particolarmente problematici sono i SIN (Siti di Interesse Nazionale) che la normativa in materia ambientale dettata dal D.Lgs. 152/2006, definisce come *“quei siti, ai fini della bonifica, individuabili in relazione alle caratteristiche del sito, alle quantità e pericolosità degli inquinanti presenti, al rilievo dell'impatto sull'ambiente circostante in termini di*

rischio sanitario ed ecologico, nonché di pregiudizio per i beni culturali e ambientali” (Art. 252, comma 1 del D.Lgs. 152/06 e ss.mm.ii.). Secondo ISPRA (www.isprambiente.gov.it), al 12/2021, erano 42 i SIN in Italia, la cui superficie complessiva a terra era di circa 170.000 ettari, circa lo 0,57% della superficie del territorio italiano. Nella maggior parte dei casi, la contaminazione, attraverso numerosi e complessi meccanismi di trasporto, può diffondersi e generare nuovi siti contaminati terrestri o acquatici, anche distanti: ciò si traduce in un rischio per la salute umana e ambientale. La legislazione nazionale in materia di bonifica dei siti contaminati, introdotta con il D.M. 471/99, e modificata dal D.Lgs. 152/06 e ss.mm.ii. “Norme in materia ambientale” ha introdotto alla Parte Quarta, Titolo V, la “Bonifica di siti contaminati” la quale “disciplina gli interventi di bonifica e ripristino ambientale dei siti contaminati e definisce le procedure, i criteri e le modalità per lo svolgimento delle operazioni necessarie per l'eliminazione delle sorgenti dell'inquinamento e comunque per la riduzione delle concentrazioni di sostanze inquinanti, in armonia con i principi e le norme comunitari, con particolare riferimento al principio *chi inquina paga*”.

Le tecnologie di bonifica dei siti contaminati sono numerose e differenti, efficaci nei confronti di varie tipologie di contaminazione. Ogni tecnologia presenta dei vantaggi e degli svantaggi, può essere efficace nei confronti di un tipo di contaminazione e completamente inefficace nei confronti di un tipo differente. Quindi, è necessario conoscere lo stato di contaminazione di un sito da bonificare, per evitare di applicarvi tecnologie inefficienti. I metodi utilizzati sono generalmente: l'estrazione dei contaminanti dalla matrice, la degradazione chimica o biologica, i trattamenti termali (come desorbimento termico e termodistruzione), il lavaggio del suolo (soil washing) e l'immobilizzazione nella matrice (come Solidificazione/Stabilizzazione) (Azhar et al., 2022).

I processi di immobilizzazione comprendono la stabilizzazione della matrice contaminata e l'immobilizzazione dei contaminanti ivi presenti, in modo che non possano raggiungere altre matrici ambientali e quindi altri bersagli: si va quindi a impedire la distribuzione della contaminazione, ma non si va a eliminare la contaminazione stessa, in quanto i contaminanti si trovano immobilizzati all'interno della matrice (Afrin, 2017). Una tecnica di questo tipo è conosciuta come Solidificazione/Stabilizzazione (S/S), particolarmente efficace nei confronti di contaminazione da metalli (Scanferla et al., 2009), prevedendo

la trasformazione delle caratteristiche chimico-fisiche della matrice da bonificare in modo da renderla una massa solida con ridotta porosità e permeabilità, caratteristiche che impediscono ai contaminanti di migrare verso l'esterno, ma anche ad agenti esterni (ad esempio l'acqua) di distribuire la contaminazione verso altre matrici ambientali. Tale trattamento può essere applicato "in situ", eseguendo la trasformazione della matrice da stabilizzare direttamente in loco, oppure "ex situ", scavando il suolo e trasportandolo altrove per eseguire il trattamento (Habiba, 2017). Successivamente il suolo stabilizzato può essere riportato nel luogo originale, oppure essere riutilizzato per altri fini. Tra le tecniche "ex situ" applicabili vi è l'HPSS (High Performance Solidification/Stabilization), sviluppata da Mapei (Calgaro et al., 2019), che prevede la miscelazione della matrice contaminata con un legante idraulico (generalmente cemento di Portland) e speciali additivi idrofobizzanti e cementificanti in modo da stabilizzare e inertizzare la matrice. Il processo porta alla formazione di un materiale granulare indurito che poi può essere utilizzato per vari fini, in quanto la contaminazione si presuppone sia stabilizzata al suo interno, senza possibilità di distribuzione all'esterno.

4. Tecnologie di bonifica

La gamma di tecnologie di bonifica per il ripristino di suoli contaminati è molto vasta e varia a seconda della geologia e geomorfologia del sito d'interesse e del tipo di contaminazione (Aparicio et al., 2022). Le tecnologie che possono essere utilizzate si suddividono in due macrocategorie: quelle basate sui metodi chimico-fisici e quelle basate sui metodi biologici. Le prime sfruttano le proprietà chimiche e fisiche del contaminante, o della matrice contaminata, per diminuire la concentrazione dei contaminanti e/o contenere la contaminazione; i secondi comprendono tutti quei trattamenti finalizzati alla trasformazione delle molecole organiche grazie all'attività metabolica di microrganismi autoctoni presenti nel sottosuolo, oppure introdotti al suo interno (Khan et al., 2004). L'obiettivo consiste nell'incrementare la crescita microbica, garantendo dunque la presenza di nutrienti e di adeguate condizioni ambientali (come ad es. pH e temperatura), al fine di velocizzare i processi (Aparicio et al., 2022; Singh et al., 2009).

Nello specifico, tra i trattamenti chimici sono compresi il processo di ossidazione, riduzione ed estrazione con solvente, mentre tra quelli fisici si citano Solidificazione/Stabilizzazione, soil washing e soil venting.

Il trattamento può essere effettuato “in situ”, quindi sul posto, direttamente nella matrice contaminata, o “ex situ”, scavando il suolo contaminato per trattarlo altrove per eseguire il trattamento (Riser-Roberts, 1998).

A seconda del tipo di contaminazione e della matrice contaminata d’interesse possono essere utilizzate differenti metodologie: il soil washing (lavaggio del suolo con acqua, o altri solventi in grado di solubilizzare i contaminanti) è un rimedio “ex situ” particolarmente indicato per suoli sabbiosi o limosi contaminati da metalli (escluso il Mercurio), mentre lo strippaggio con vapore (“in situ”) è efficace nel caso di contaminazione da composti organici leggeri, facilmente volatilizzabili, come gli Idrocarburi Policiclici Aromatici (IPA) a basso peso molecolare, idrocarburi alifatici alogenati volatili (da Vademecum EniRewind; www.eni.com). A queste considerazioni si aggiungono i costi implicati dalle tecniche (macchinari, personale, sostanze chimiche) e i tempi di bonifica, che possono essere più o meno stringenti; generalmente le tecniche “in situ” sono preferibili a quelle “ex situ”, in quanto riducono i costi e i tempi legati al trasporto, conservazione e trattamento. Possono risultare preferibili, inoltre, anche nel caso si volesse procedere con un successivo recupero e riutilizzo del sito una volta bonificato (Harwood et al., 2022).

La tecnica di Solidificazione/Stabilizzazione sembra molto efficiente per il trattamento di suoli contaminati da composti inorganici, sia in termini di efficacia nella riduzione del rischio per la salute umana e ambientale, sia in termini di costi rispetto ad altre tecnologie, andando a utilizzare strumentazione e materiali relativamente facili da reperire (Trussell & Spence, 1994; Afrin, 2007).

Questa tecnica, che applicata in modalità “ex situ” va a trattare principalmente la frazione fine contaminata, può essere associata ad altre tecniche con lo scopo di ottenere migliori performance sia dal punto di vista ambientale che economico (Zhai et al., 2018). Infatti, nel presente lavoro di tesi si applicheranno in serie, su campioni rappresentativi dalla contaminazione del caso di studio, sia la tecnologia consolidata del soil washing sia una particolare tecnologia di S/S innovativa, denominata HPSS. Nei seguenti paragrafi verranno descritte brevemente.

	Composti Inorganici						Composti Organici											Tempi	Necessità di manutenzione/ monitoraggio a lungo termine	Impatti a breve e lungo termine sulle risorse naturali	Applicabilità e limiti	Casi Studio			
	Arsenico	Cadmio	Cromo	Piombo	Mercurio	Zinco	Altri metalli e composti inorganici	Idrocarburi Aromatici	Idrocarburi Policiclici Aromatici	Idrocarburi Alifatici clorurati cancerogeni	Idrocarburi Alifatici clorurati non cancer.	Idrocarburi Alifatici alogenati cancer.	Nitrobenzoni	Clorobenzeni	Fenoli non clorurati	Fenoli clorurati	Ammine aromatiche						Fitofarmaci	Diossine e furani	
Suolo, sedimenti																									
- trattamento biologico in situ																									
- Bioventing	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡			bt	html
- Bioremediation	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡			bt	html
- Phytoremediation	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡			bt	html
- trattamento chimico-fisico in situ																									
- Ossidazione chimica	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡			bt	html
- Ossidazione elettrochimica	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡			bt	html
- Separazione elettrocinetica	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡			bt	html
- Soil Flushing	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡			bt	html
- Soil Vapour Extraction	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡			bt	html
- Solidificazione/Stabilizzazione	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡			bt	html
- trattamento termico in situ																									
- Trattamento termico	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡			bt	html
- trattamento biologico ex situ (con escavazione)																									
- Biopile	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡			bt	html
- Compostaggio	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡			bt	html
- Landfarming	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡			bt	html
- Bioreattori	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡			bt	html
- trattamento chimico-fisico ex situ (con escavazione)																									
- Estrazione chimica	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡			bt	html
- Ossidazione/riduzione chimica	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡			bt	html
- Soil Washing	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡			bt	html
- Solidificazione/Stabilizzazione	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡			bt	html
- trattamento termico ex situ (con escavazione)																									
- Incenerimento/Pirolisi	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡			bt	html
- Desorbimento termico	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡			bt	html
- altro																									
- Copertura superficiale (Capping)	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡			bt	html
- Scavo e smaltimento in discarica	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡	🟡			bt	html

Figura 1: Matrice di screening delle tecnologie di bonifica per suolo e sedimenti – Fonte: ISPRA (www.isprambiente.gov.it)

4.1. Tecnologia di soil washing

Il soil washing (lavaggio del suolo) è un tipico sistema di trattamento per suoli contaminati che si basa su meccanismi di tipo fisico e/o meccanismi di tipo chimico. È una tecnica di bonifica applicabile “ex situ”, sia on site che off site; il processo consiste nell’escavazione del suolo contaminato e nel suo successivo conferimento in un impianto mobile per il trattamento. Questa tecnologia risulta ideale per il trattamento di suoli soggetti a contaminazione da composti inorganici, come metalli ed elementi radioattivi, composti organici volatili e semi-volatili (benzene, metano, IPA, PCB, pesticidi ecc.) (Semer et al., 1996; Abumaizar & Smith, 1999).

Il lavaggio fisico utilizza tecniche di classificazione a secco o a umido per isolare la contaminazione in un volume ridotto di materiale fine, consentendo il recupero del materiale grossolano non contaminato. Il lavaggio chimico prevede il trasferimento delle sostanze contaminanti presenti nei solidi nella soluzione di lavaggio. Questa tecnica

prevede l'applicazione di specifici agenti chimici (agenti chelanti, solventi organici...) nell'acqua di lavaggio, al fine di aumentare la capacità di trasferimento dei contaminanti alla soluzione acquosa di lavaggio; la tipologia degli agenti chimici da impiegare per il lavaggio dipende dalla tipologia di contaminante (o contaminanti) che si intende rimuovere (Griffiths, 1995; Liu et al., 2022).

I meccanismi su cui si basa la rimozione dei contaminanti sono principalmente due: la dissoluzione dei contaminanti nella soluzione acquosa di estrazione, oppure la concentrazione dei contaminanti nelle frazioni solide più fini, con inertizzazione totale o parziale delle frazioni a granulometria maggiore e con una riduzione della massa di suolo contaminato. Infatti, salvo casi di dissoluzione completa dell'inquinante all'interno del fluido estraente, il processo consente di separare le frazioni con granulometria maggiore (tipo le sabbie e ghiaie), da limo e argilla concentrando i contaminanti proprio in questa frazione (Dermont et al., 2008).

Le particelle di maggiori dimensioni dopo il lavaggio possono essere riutilizzate e riportate nel sito di provenienza. La parte rimanente di particelle con dimensioni inferiori è presumibilmente quella contenente un'alta concentrazione di contaminanti (Zhang et al., 2013; Gong et al., 2014; Huang et al., 2017). Tali rifiuti, di dimensioni e peso ridotto, possono essere inviati al riutilizzo oppure avviati allo smaltimento definitivo.

I contaminanti si concentrano maggiormente nelle frazioni di suolo a granulometria fine a causa del rapporto superficie/volume delle particelle (o granuli) di suolo, che aumenta al diminuire delle dimensioni. Sulla superficie esterna di ogni granulo esistono infatti delle cariche elettriche che lo portano a interagire con le altre particelle. (Facciorusso et al., 2011). Quindi, se la superficie esterna è piccola le interazioni superficiali saranno modeste; se la superficie è grande, aumentano le interazioni superficiali dei granuli che compongono il suolo. Di conseguenza, l'elemento distintivo è legato essenzialmente alla geometria dei granuli, ovvero alla superficie riferita all'unità di massa, che si definisce superficie specifica (S_{sp}):

$$S_{sp} = S/M = S/\rho \times V$$

dove S è la superficie del granulo, M la massa, V il volume e ρ la densità.

Valori tipici della dimensione media e della superficie specifica di sabbie e argille sono riportati in Tabella 1:

	<i>Dimensione media</i> [mm]	<i>Superficie specifica</i> [m ² /g]
SABBIE (forma sub-sferica)	2 mm	2·10 ⁻⁴
MINERALI ARGILLOSI (forma lamellare):		
MONTMORILLONITE	10 ⁻⁶	fino a 840
ILLITE	(0.03 ÷ 0.1) x 10 ⁻³	65 ÷ 200
CAOLINITE	(0.1 ÷ 4) x 10 ⁻³	10 ÷ 20

Tabella 1: dimensione media e superficie specifica di sabbie e argille; Fonte: Università degli Studi di Firenze - Dipartimento di Ingegneria Civile e Ambientale – Sezione Geotecnica (Rev. 2011)

Ad esempio, se prendessimo un grammo di sabbia e ne sviluppassimo tutte le superfici esterne dei grani in esso contenuti, otterremmo un valore della superficie specifica dell'ordine di $10^{-3} \div 10^{-4}$ m²; se, invece, prendessimo un grammo di argilla otterremmo che la somma delle aree superficiali di tutti gli elementi solidi in esso contenuti può essere dell'ordine di 800 m².

Le principali fasi del soil washing sono il pretrattamento del suolo contaminato, che prevede l'eliminazione di corpi grossolani (come rami, cemento, pietre...) e la disgregazione delle zolle più compatte del suolo escavato per poi suddividerne la granulometria (attraverso sistemi fisici che possono prevedere l'utilizzo di vagli, coclee classificatrici, idrocycloni...). Il lavaggio della frazione maggiormente contaminata avviene, come accennato in precedenza, con soluzioni acquose contenenti agenti chimici scelti appositamente a seconda del tipo di contaminanti che si deve rimuovere. La scelta su quale impiegare deve seguire alcuni importanti criteri (Liu et al., 2022): ad esempio, è opportuno che tali agenti chimici siano selettivi nei confronti dei contaminanti da rimuovere, con elevata capacità di saturazione per solubilizzare quantità idonee di contaminanti e con minimi livelli di interazione col suolo, dovendo poi eseguire una separazione da esso (Kaurin et al., 2020). La gamma di fluidi estraenti che possono essere impiegati è molto vasta: soluzioni acide e agenti complessanti (come EDTA, acido citrico o acetato d'ammonio) generalmente sono indicate quando si sia presenza di metalli,

mentre i solventi organici sono utili nel caso sia presente una contaminazione di composti poco solubili in acqua (come Idrocarburi Policiclici Aromatici). Anche l'acqua, calda o fredda può essere un buon fluido estraente nei confronti di contaminanti facilmente solubili, come solfati e cloruri (Kaurin et al., 2020; Liu et al., 2022).

Eseguito il lavaggio e l'estrazione dei contaminanti dalla matrice, avviene il trattamento delle acque di processo, che devono essere separate dalle particelle più fini del suolo (argille) e dai composti solubili che hanno seguito il flusso del liquido. Le prime (granulometria > 0,03 mm) vengono separate attraverso meccanismi di classificazione a umido (fase di post-trattamento), mentre per le particelle solubilizzate (inorganici solubilizzati e materiale colloidale) vengono abbattute attraverso sistemi che prevedono la miscelazione con carbonati, solfati o idrossidi che portano alla formazione di prodotti con limitata solubilità in acqua e che vanno a precipitare in determinate condizioni di pH, che può essere opportunamente regolato. Altre fasi successive sono la flocculazione, con lo scopo di favorire la crescita di fiocchi, sedimentazione dei fiocchi per gravità (con controllo del pH per evitare la ridissoluzione dei contaminanti precipitati) e filtrazione, generalmente su letti a sabbia (Dermont et al., 2008; Ferraro et al., 2016).

4.1.1. Vantaggi e svantaggi della tecnologia soil washing

L'applicabilità, l'efficienza e la convenienza economica di un processo di soil washing sono legate a diversi fattori, che è indispensabile considerare (Griffiths, 1995; Liu et al., 2022); i principali a cui prestare particolare attenzione sono:

- Caratteristiche chimico-fisiche del suolo: questa tecnologia è ideale per suoli di tipo sabbioso, a granulometria medio grossolana (e non fine); infatti, suoli caratterizzati da elevate percentuali di frazione argillosa, limosa e umica (> 25% rispetto al totale) vengono trattati con efficienza molto ridotta dal momento che le particelle di argilla, limo o humus formano sospensioni stabili con il liquido estraente, soprattutto in campo basico, rendendo difficile la successiva separazione e richiedendo grandi quantità di reagenti per la rimozione degli inquinanti adsorbiti su tali particelle.
- Caratteristiche chimico-fisiche degli inquinanti: diverse tipologie di contaminanti richiedono diverse tipologie di fluidi estraenti, che siano a loro affini e che portino alla loro solubilizzazione in soluzione acquosa. Infatti, nel trattamento di suoli

contaminati da miscele complesse di inquinanti, aventi comportamenti chimico-fisici differenti, è spesso necessario procedere per fasi successive, utilizzando soluzioni di lavaggio e rapporti solido/liquido opportunamente scelti per ciascuna classe di contaminanti (Semer et al., 1996; Kaurin et al., 2020). Ad esempio, contaminanti che possono essere rimossi in condizioni acide insieme a contaminanti removibili in condizioni basiche comportano l'utilizzo di più lavaggi in sequenza, con un aumento della complessità impiantistica e dei costi.

- Quantità di eventuali additivi chimici: talvolta può risultare necessario l'utilizzo di ingenti quantità di agenti chimici estraenti (Ferraro et al., 2016; Kaurin et al., 2020); ciò determina anche in questo caso un incremento dei costi, che in alcuni casi può risultare rilevante. Inoltre, tali sostanze chimiche possono essere poi rinvenute nei fanghi di depurazione delle acque di processo.

4.2. Tecnologia di Solidificazione/Stabilizzazione (S/S)

Il processo di Solidificazione/Stabilizzazione (S/S) trova largo impiego soprattutto nella messa in sicurezza permanente di suoli contaminati, che si attua attraverso trattamenti chimico-fisici che possono essere effettuati "in situ" o "ex situ" (Berardi et al., 2020). Tali trattamenti sono finalizzati a immobilizzare i contaminanti all'interno di una matrice cementizia (Solidificazione), modificandone la cinetica e la loro cessione all'ambiente e, di conseguenza, diminuendo il potenziale inquinante e la pericolosità della matrice contaminata (Stabilizzazione), in modo da renderla idonea alle successive fasi di smaltimento in discarica o di recupero (Wiles, 1987). I processi di trattamento S/S possono essere applicati al trattamento di suoli contaminati da contaminanti prevalentemente inorganici, soprattutto metalli e sali, mentre tale tecnologia risulta inefficace per il trattamento di suoli ad alto tenore di contaminanti organici (Trussell & Spence, 1994) ma, in tal caso, possono essere applicati opportuni accorgimenti (Chen & Wang, 2006).

Il processo implica la miscelazione del suolo contaminato con del cemento (generalmente cemento di Portland) per ridurre la lisciviazione dei contaminanti. Per ottenere ciò il cemento deve subire una reazione di idratazione, che porta alla formazione di una miscela acqua-cemento-suolo che, raggiunta la maturazione,

presenta ottime proprietà di solidità e rigidità (Scanferla, 2009). Questa tecnologia è conosciuta e consolidata da anni, presenta una grande versatilità e permette di trattare un'ampia varietà e quantità di suoli e rifiuti con l'impiego di materiali relativamente semplici e non tossici, oltre al costo contenuto rispetto ad altre tecnologie con lo stesso fine (Paria & Yuet, 2006).

Questa tecnica impiega leganti inorganici (cemento, calce, resine a scambio ionico) e organici (resine termoplastiche e termoindurenti) che solidificando e confinano fisicamente la contaminazione entro un volume definito. Gli obiettivi del trattamento sono ridurre la permeabilità del suolo contaminato e la superficie a contatto con acque meteoriche e/o di percolazione in modo da limitare le infiltrazioni di acqua (una delle principali cause di mobilitazione dei contaminanti). Inoltre, si punta a ridurre la solubilità dei contaminanti con la formazione di precipitati o di legami chimici tra i contaminanti presenti e i reagenti utilizzati per il trattamento (Wiles, 1987). Quindi, si mira alla formazione di una struttura solida (cristallina, vetrosa o polimerica) che inglobi e contenga nel tempo le particelle di suolo contaminato.

La fase di stabilizzazione diminuisce la pericolosità del suolo contaminato attraverso la conversione dei contaminanti in una loro forma meno solubile, meno mobile e meno tossica; la fase di solidificazione trasforma il rifiuto stesso in un materiale solido e strutturalmente integro (matrice inerte), diminuendo la mobilità dei contaminanti e quindi la loro possibile dispersione in ambiente. Bisogna tenere conto che la contaminazione non viene risolta, i contaminanti si trovano ancora all'interno della matrice; ciò che viene ridotto è la possibilità che essi possano raggiungere altri siti, per questo è più opportuno parlare di messa in sicurezza (Maffucci & Cappucci, 2008; Berardi et al., 2020).

I reagenti utilizzati possono essere inorganici, quali cemento/silicati (su base neutra o acida), calce e argilla. È l'applicazione più diffusa su scala industriale, grazie ai bassi costi relativi ai reagenti, alla semplicità della tecnologia, ai contenuti costi di investimento e alla facile realizzazione e gestione degli impianti. In alcuni casi può risultare opportuno impiegare reagenti organici a base di sostanze termoplastiche o polimeri (Chen & Wang, 2006; Afrin, 2017).

I meccanismi di immobilizzazione che agiscono nel processo S/S sono molteplici (Paria & Yuet, 2006):

- adsorbimento specifico, detto anche complessazione superficiale, che porta alla formazione complessi all'interfaccia solido-liquido, con la creazione di legami covalenti tra i contaminanti, in genere metalli, e i gruppi funzionali dei solidi naturali presenti nella matrice, quali l'ossidrile (-OH), il carbossile (-COOH) o il sulfidrilico (-SH);
- adsorbimento aspecifico, o scambio ionico, dove i complessi sono formati per attrazione elettrostatica;
- precipitazione, che si verifica quando una soluzione risulta soprassatura rispetto alla fase solida.

La pasta cementizia tende ad avere un pH molto basico (superiore a 12), condizione che implica la formazione di idrossidi insolubili che immobilizzano i metalli. Questo processo conta a due fasi principali in cui inizialmente si ha la precipitazione del metallo come idrossido seguita da una successiva precipitazione più completa a causa di reazioni secondarie con altri componenti del cemento (come Calcio, Alluminio, Silicio). La maturazione della pasta cementizia implica un maggiore potenziale di immobilizzazione e la matrice che si viene a formare presenta un'elevata resistenza meccanica e una bassa tendenza alla lisciviazione (Van Eijk, 1998).

4.2.1. Vantaggi e svantaggi della tecnologia S/S

La tecnologia S/S, come descritto precedentemente, presenta molti vantaggi, tra cui l'elevato rendimento di fissazione (formazione e indurimento della pasta cementizia), la modesta richiesta di reagenti e l'elevata densità del prodotto finale. Inoltre, questa tecnologia è consolidata per la stabilità a lungo termine della matrice stabilizzata, considerando anche la sua elevata resistenza meccanica e alla biodegradazione, e la sua bassa permeabilità all'acqua (Conner & Hoeffner, 1998; Spence & Shi, 2004). Gli svantaggi invece sono di ordine tecnico (complessità degli impianti), economico (elevata richiesta energetica e considerevoli costi dei reagenti e delle apparecchiature) e gestionale (necessità di manodopera specializzata). Vi è infine il rischio di rilascio dei

contaminanti fissati all'interno della matrice e alcune classi di contaminanti potrebbero provocare effetti negativi sulla presa del cemento e sulla resistenza della pasta cementizia; ad esempio, i contaminanti organici risultano particolarmente problematici in quanto possono causare un ritardo nella presa, inibendo le reazioni di idratazione (Trussell & Spence, 1994). La materia organica, a causa delle sue caratteristiche strutturali, presenta un'elevata ritenzione di liquidi, che fanno sì che le particelle organiche vengano assorbite dalla superficie del cemento e delle particelle di suolo, che a loro volta ostacolando sia la formazione di prodotti di idratazione del cemento, sia l'interazione tra le particelle di suolo e i prodotti di idratazione. Inoltre, alcuni contaminanti organici potrebbero venire rilasciati durante il processo di stabilizzazione (Chen & Wang, 2006). L'acido umico nero (black humic acid) presente nella materia organica del suolo ha una forte affinità chimica con il Calcio; di conseguenza, quando il Calcio è in soluzione, l'acido umico può reagire con esso e formare acido umico di calcio insolubile (Bonomaluwa & Palutnicowa, 1987). La combinazione di acido umico con gli ioni di Ca^{2+} prodotti nella fase di idratazione rende difficile la cristallizzazione del Calcio, responsabile dell'aumento della resistenza del suolo cementizio. L'acido fulvico presente nella materia organica tende a combinarsi con particelle minerali contenenti alluminio, che possono indurre la decomposizione di un reticolo cristallino stratificato; quindi, la reazione tra l'acido fulvico e i minerali del cemento ostacola il processo di idratazione del cemento. Inoltre, l'acido fulvico può decomporre i cristalli esistenti, come l'alluminato di calcio idrato, solfato di calcio-alluminato idrato e ferrite di calcio-alluminato idrato, inibendo così il processo di idratazione del cemento e la formazione di una struttura cementizia del suolo (Xun, 2000).

Per ovviare questi problemi potrebbero essere necessarie operazioni di pretrattamento del rifiuto per rimuovere questi interferenti oppure l'impiego di particolari additivi, come carboni attivi per adsorbire i contaminanti organici, con un conseguente aumento dei costi di trattamento (Paria & Yuet, 2006).

L'applicazione più semplice ed economica di questa tecnologia è quella "in situ", andando a trattare il suolo direttamente in loco, ma con uno scarso controllo sui parametri fisici (tenore di umidità, eterogeneità del sistema, granulometria...) e sul processo; inoltre, tale applicazione è possibile in caso di basse profondità di

contaminazione, essendo limitati i sistemi di miscelazione del suolo a elevate profondità. Una buona soluzione a questi problemi può essere l'applicazione "ex situ – on site", andando a prelevare la matrice da trattare ma eseguendo il trattamento direttamente sul sito, senza trasportare la matrice altrove; questo è un buon compromesso per garantire un maggior controllo dei parametri della matrice e del processo senza aumentare eccessivamente i costi.

4.2.2. Valutazione dell'efficacia della tecnologia S/S

I parametri del processo, che determinano le caratteristiche meccaniche e chimiche del prodotto inertizzato, da controllare in tutte le fasi del processo (miscelazione, reazione e maturazione), sono la concentrazione dei reagenti, i tempi di mescolamento, il pH, la consistenza dell'impasto, il contenuto d'aria, i tempi di presa, le condizioni di temperatura e umidità in maturazione (Wiles, 1987). È necessario prestare particolare attenzione ai dosaggi, soprattutto al rapporto acqua/cemento (A/C): dosaggi errati possono portare alla formazione di un prodotto di modesta resistenza e più facilmente aggredibile dagli acidi. Generalmente questo parametro viene regolato dosando il contenuto d'acqua, infatti, alla valutazione del rapporto acqua/cemento è determinante per stabilire la consistenza dell'impasto: minore è il rapporto acqua/cemento nell'impasto, maggiore sarà la resistenza meccanica del prodotto ottenuto (tale rapporto dev'essere tenuto il più basso possibile e ciò può essere ottenuto anche con l'impiego di additivi fluidificanti). Un rapporto troppo elevato invece può causare essudamento, ovvero l'uscita dell'acqua in eccesso dalla superficie del prodotto solidificato (Walton et al, 1990). Il tempo di presa è un altro parametro fondamentale, sia ai fini della manipolazione dell'impasto, sia per la previsione della consistenza del prodotto, che in genere è predefinito. Anche il contenuto d'aria è un parametro importante, in quanto il prodotto finale deve avere un volume di vuoti sufficiente per garantire una buona resistenza meccanica ai cicli gelo/disgelo. Al contrario, un volume eccessivo può invece favorire il rilascio di contaminanti nell'ambiente per lisciviazione. Durante la maturazione del processo S/S la temperatura tende ad aumentare a causa delle reazioni di idratazione, che sono esotermiche; essa deve essere controllata entro dei valori idonei atti a evitare fenomeni di espansione e ritiro che potrebbero dare luogo a microfessurazioni nel prodotto indurito (Scanferla, 2009).

L'efficacia nel processo di trattamento è individuabile attraverso i test di cessione, che valutano la tendenza del prodotto stabilizzato a rilasciare le sostanze pericolose che contiene all'ambiente esterno, e test meccanici, che ne verificano il grado di resistenza a forze esterne, come urto, frammentazione, deformazione ai cicli gelo-disgelo individuando le caratteristiche tecniche e valutando se il materiale formato dal processo risponde o meno alle norme tecniche produttive poste a tutela della qualità e della sicurezza.

4.2.3. Test di cessione

I test di cessione hanno lo scopo di valutare la capacità di un materiale o, più genericamente, di una matrice di rilasciare gli elementi ivi contenuti. Nel caso di campioni contaminati, si valuta la lisciviabilità di sostanze tossiche, ovvero la loro cessione all'ambiente esterno; viene quindi valutata la loro mobilità e disponibilità (Xue et al., 2017).

Si mette a contatto il campione da analizzare con un eluente di composizione ben nota e in condizioni sperimentali standardizzate, per poi analizzare l'eluato. Quest'ultimo viene filtrato e i risultati della sua analisi verranno con i limiti di Concentrazione Soglia di Contaminazione (CSC). Le indagini sui contaminanti inorganici, come i metalli, danno come risultato la loro concentrazione totale; sebbene il dato quantitativo sia importante, l'informazione che questo fornisce non è completamente soddisfacente, in quanto è risaputo che la disponibilità, reattività e tossicità di un metallo dipende dalla sua speciazione, ovvero dalla sua forma chimica nell'ambiente (H.A. van der Sloot, 2003). Ci sono varie tipologie e categorie di test di cessione, a seconda dei parametri che si vogliono identificare e del contesto dello studio (ricerca di contaminanti, piuttosto che rilascio di nutrienti): nel caso del presente studio sono stato utilizzato il test EN 12457-2:2004, *“Caratterizzazione dei rifiuti - lisciviazione; Prova di conformità per lisciviazione di rifiuti granulari e di fanghi”*, validato a livello internazionale e presente nella Direttiva 1999/31/CE, modificata e corretta successivamente fino alla Direttiva 2011/97/UE, la sua versione più recente.

Questo tipo di prove è largamente impiegato nella valutazione dell'efficacia della tecnologia S/S utilizzata su siti contaminati da contaminanti inorganici, specialmente da metalli (H.A. van der Sloot, 2002). Ovviamente le condizioni ambientali tendono a

discostarsi dalle condizioni sperimentali, in quanto molte variabili possono influenzare la cessione dei contaminanti, come le caratteristiche fisiche e chimiche della matrice in analisi: permeabilità, porosità, composizione mineralogica, forma e dimensioni delle particelle della matrice, pH, temperatura ecc. Non è ragionevole pensare di replicare tutte le possibili condizioni ambientali a contorno, quindi conviene porsi in condizioni intermedie rispetto a quelle che insistono sul sito in esame, consapevoli che i risultati ottenuti sono un'approssimazione della realtà, la cui accuratezza dipende dallo studio del sito (Neale et al., 2005).

4.2.4. Test meccanici

I test meccanici valutano la durabilità di un materiale, ovvero la sua capacità di resistere alle variazioni ambientali di contorno (variazioni di temperatura o umidità), e quindi di perdurare nel tempo. Tali test non sono espressamente richiesti dalla normativa che concerne il trattamento dei rifiuti, ma diventano necessari quando viene previsto un riutilizzo del rifiuto; in tal caso devono essere effettuate delle prove fisico-meccaniche per verificarne l'idoneità al riuso (D.M. 5/2/98). Nel caso della tecnica S/S viene prodotta una matrice solida che è opportuno sia sottoposta a prove di durabilità, come la resistenza alla frantumazione, agli urti e/o alla compressione, attraverso alcuni test storicamente utilizzati per i materiali del settore edile (per il quale questi test sono resi obbligatori dalla normativa vigente). Tale durabilità può essere valutata attraverso l'ausilio di presse idrauliche che indichino la pressione di picco (in kg/cm² o N/mm²) alla quale avviene la rottura del materiale. Altri test impiegabili sono la resistenza a cicli di congelamento/scongelamento (la cui norma di riferimento è EN 1367-1 o EN 1367-2) e la resistenza alla frantumazione, attraverso il test Los Angeles (UNI EN 1097-2) o l'Aggregate Crushing Value (ACV, test standardizzato dalla British Standards 812-100).

4.3. Tecnica HPSS (High Performance Solidification/Stabilization)

Questa variante innovativa della tecnica S/S, applicabile “ex situ – on site”, permette il trattamento di suoli e sedimenti contaminati anche da elementi organici (Scanferla et al., 2009; Calgaro et al., 2019). L’utilizzo di additivi idrofobizzanti e superfluidificanti permette di ottenere un rapporto acqua/cemento (A/C) molto basso e una migliore miscelazione della pasta cementizia. Il suolo contaminato in questo caso viene trasformato in un materiale granulare cementizio ad alta densità, poco poroso e meccanicamente resistente (Figura 2), utilizzabile per diversi fini, in genere come materiale di riempimento. Il granulato può essere ottenuto mescolando il suolo contaminato con specifici rapporti di A/C e alcuni additivi appositamente ideati da Mapei S.p.A.: Mapeplast ECO1-A e Mapeplast ECO1-B (schede di sicurezza in Appendice E). Il primo è composto da additivi organici idrofobizzanti, utile a ridurre l’interazione con l’acqua e minimizzare ingresso e rilascio di elementi che potrebbero interferire con una corretta formazione del cemento, come ad esempio solfati; il secondo è composto da una miscela di polimeri acrilici idrosolubili che garantiscono ottime proprietà meccaniche e durabilità, permettendo di ridurre il rapporto A/C. Questi prodotti consentono la formazione di granuli con un’aggiunta minima di acqua. Ciò influenza la porosità capillare, ovvero la rete di pori che costituiscono la struttura della pasta cementizia, controllabile attraverso il rapporto A/C. La riduzione di tale rapporto garantisce un significativo aumento della resistenza meccanica, in quanto i grani di cemento risultano più vicini tra loro, formando legami più forti; per di più, riduce la penetrazione di agenti aggressivi e il rilascio di componenti solubili in ambiente (Scanferla, 2009). Inoltre, la riduzione del rapporto A/C riduce la velocità di cessione dei contaminanti (Van Eijk, 1998). La permeabilità all’acqua è praticamente nulla per valori del rapporto A/C di 0,32 (Walton et al, 1990).

In questo modo la contaminazione viene segregata all’interno dei granuli così formati, impedendone la distribuzione verso l’esterno: la matrice in questo caso può essere considerata inerte (Calgaro et al., 2019). Quindi, anche un rifiuto da contaminazione può essere recuperato come materia prima secondaria, ottenendo la qualifica di *End of Waste*. Tale concetto è in linea con i principi di sviluppo sostenibile in quanto vi è un

riutilizzo del materiale con un utilizzo minimo di smaltimenti, in un'ottica di economia circolare e riduzione dei costi dovuti allo smaltimento (Zorpas, 2016).

La procedura tipicamente impiegata comprende il 75% di frazione fine di suolo e il 25% di Cemento di Portland; gli additivi ECO1-A e ECO1-B devono essere entrambi il 2% rispetto alla massa di cemento e, in genere, una quantità d'acqua che permetta di mantenere un rapporto A/C di 0,30-0,40. I granuli così formati su piatto granulatore vengono poi lasciati a riposo, in maturazione, per almeno 28 giorni, tempo necessario per assicurare una buona presa del cemento e garantirne la resistenza meccanica (Scanferla, 2009).



Figura 2: foto del prodotto granulare dopo un periodo di maturazione di 28 giorni

Il prodotto granulare può successivamente essere riutilizzato per diversi fini; in questo modo anche un rifiuto di contaminazione (il suolo contaminato) può venire riciclato come materia prima secondaria, in un'ottica di economia circolare. Si parla di *End of Waste*, ovvero il processo di recupero di un rifiuto che cessa di essere considerato tale e torna a svolgere un ruolo di prodotto, soddisfacendo precisi criteri indicati nell'art. 184 ter del D.Lgs. 152/06 e ss.mm.ii., come l'utilità per scopi specifici, avere un mercato e/o una domanda, non portare impatti negativi per la salute umana e ambientale. Il materiale granulare prodotto attraverso la tecnologia Mapei HPSS ha ottenuto la qualifica di *End of Waste* nel 2014 (Scanferla et al., 2023), nell'ambito della bonifica di

Ex-Calv (Comune di Bagnolo Mella) con autorizzazione da parte del Responsabile del Settore Tecnico. Il prodotto ha dimostrato di rispettare tre condizioni principali: è ottenuto da rifiuti non pericolosi, rientra nei limiti imposti nel D.M. 186/06, Allegato 3 per l'eluato rispetto a parametri chimici (Ar, Pb, Cd, Cu, Zn, Co e V) e ha superato una prova ecotossicologica su tre diverse specie test. Il granulato prodotto può quindi essere impiegato nello stesso sito come sottofondo o come materiale edile, in quanto è dimostrato che possiede proprietà di resistenza meccanica e qualitative simili ai materiali comunemente utilizzati in edilizia e la cessione dei contaminanti verso altre matrici risulta trascurabile. Tale riutilizzo porta sicuramente vantaggi economici, nell'ambito dei costi di intervento, ma anche un'ottima soluzione in un'ottica di sostenibilità ambientale, con una riduzione sia dei rifiuti provenienti dal sito da bonificare e poi da gestire (ad esempio nelle discariche), sia nell'acquisto di materiale nuovo, come il suolo naturale per il riempimento.

5. Sito d'interesse: caso di studio

Nel presente capitolo verranno affrontati tutti gli aspetti legati allo studio di un sito contaminato a Marghera (Venezia). Lo studio del sito considerando la sua specificità (cioè caratteristiche geologiche, litologiche, presenza acque superficiali e/o di falda, direzione del flusso, ecc. che lo differenziano dagli altri siti) è fondamentale per effettuare una caratterizzazione sito-specifica del sito d'interesse, che guiderà poi la pianificazione e l'attuazione delle bonifiche ambientali. Essa consiste nell'analisi delle caratteristiche fisiche, chimiche e biologiche del suolo, del sottosuolo e delle acque sotterranee, al fine di individuare la natura, la tipologia, la distribuzione e la concentrazione dei contaminanti presenti. Da essa poi è possibile eseguire una valutazione del rischio associato a tale contaminazione per la salute umana e ambientale. Per questo tipo di studio si attinge a tutte le informazioni che possono essere utili per la definizione delle attività che insistevano sul sito (informazioni storiche), che possono aiutare a restringere il campo di ricerca dei principali contaminanti presenti e che indirizzino il tipo di analisi chimiche e i parametri da analizzare.

5.1. Introduzione teorica sulla caratterizzazione dei siti contaminati

Per individuare i migliori mezzi per eseguire la bonifica di un qualunque sito è fondamentale individuare, oltre ai contaminanti presenti, le caratteristiche geologiche e idrogeologiche, che determineranno le vie di migrazione preferenziali dei potenziali contaminanti (Chakrabartty et al., 2021). Infatti, nell'approccio di Analisi di Rischio, il rischio per la salute umana e ambientale esiste solo se il percorso tra una sorgente di contaminazione e i bersagli è percorribile dai contaminanti; la definizione di un modello concettuale che contempli le caratteristiche geomorfologiche (come la granulometria, la pendenza, l'esposizione) e idrologiche (presenza di acque di falda e, se presenti, la loro profondità e direzione del flusso) permette di valutare le vie di esposizione dei possibili bersagli, anche se distanti. Infatti, si parla di caratterizzazione sito-specifica. Secondo l'Art. 242 del D.Lgs. 152/06, la caratterizzazione del sito consiste in una serie di indagini preliminari, sempre da effettuarsi quando, a seguito di analisi preliminari della matrice, vengono individuate concentrazioni di contaminanti superiori alle CSC (Concentrazioni Soglia di Contaminazione); in questo caso il sito viene definito "potenzialmente contaminato". Tali indagini sono volte a fornire un'analisi dettagliata del sito, considerando la tipologia di suolo, l'estensione, il rilievo, la presenza o meno di acque superficiali o sotterranee, i percorsi preferenziali dei potenziali contaminanti. Lo studio di caratterizzazione implica la ricostruzione storica del sito, l'esecuzione di un piano di indagini e l'elaborazione dei risultati ottenuti al fine di creare un modello concettuale definitivo, i cui risultati andranno a influenzare poi gli approcci e i parametri che verranno poi analizzati con maggior dettaglio nella successiva Analisi di Rischio.

Importante, sempre ai fini della caratterizzazione del sito, individuare le principali fonti di contaminazione (presenti o passate) che possono dare un'indicazione sulle operazioni di contenimento e messa in sicurezza dell'area, oltre che le responsabilità legate a tale contaminazione. Per quanto riguarda il caso di studio descritto nel presente lavoro di tesi, essa è stata causata da una gestione non ecocompatibile dei processi industriali, nonché da un inadeguato controllo sui rifiuti generati da tali processi che, in mancanza di opportune norme di tutela ambientale, spesso finivano nell'ambiente. Fino agli anni '70 vi è stato uno scarico quasi indiscriminato di reflui industriali da parte di alcune industrie, che ha causato una contaminazione diffusa; successivamente, la nascita delle prime direttive in materia ambientale, come la "Legge Merli" (Legge 319/76) e il

“Decreto Ronchi” (D.Lgs. 22/97), ha posto dei limiti all’abbandono di rifiuti e allo scarico indiscriminato reflui. Accertata la critica situazione di contaminazione dell’area e la sensibilità dell’ecosistema lagunare limitrofo, sono stati messi in opera i primi progetti di messa in sicurezza e bonifica.

5.2. Inquadramento del sito

Il sito considerato come caso di studio presenta un’estensione di circa 6 ettari ed è localizzato a Marghera, nei pressi della stazione ferroviaria di Venezia-Mestre. Si trova nei pressi della zona industriale di Porto Marghera, area considerata critica per gli alti livelli di contaminazione del suolo e delle acque di falda e classificata come SIN, con il Decreto del Ministero dell’Ambiente del 23/02/2000 e successive modifiche. I confini del SIN sono stati ridefiniti con DGR n° 58 del 21/01/2013 (Figura 3).



Figura 3: Perimetrazione del sito di interesse nazionale (fonte: Regione del Veneto)



Figura 4: vista dall'alto del sito di interesse

Il sito in questione, pur non rientrando entro i confini del SIN di Porto Marghera, è stato interessato nel corso dello scorso secolo dallo sviluppo industriale che ha caratterizzato l'intera area di Marghera: le attività industriali succedutesi nel sito si sono sviluppate prima degli anni '70. All'epoca dell'espansione industriale di Porto Marghera, intorno agli anni '20, le norme che tutelavano la salute pubblica e ambientale erano ancora scarse e molti rifiuti derivanti da processi industriali venivano rilasciati, accidentalmente o meno, nella Laguna di Venezia e nelle aree limitrofe.

5.2.1. Ricostruzione storica

La ricostruzione storica delle attività che si svolsero nel sito è fondamentale per comprendere che tipo di lavorazioni e cicli produttivi fossero impiegati; ciò permette di

formulare idee concrete sul tipo di contaminazione presente, conoscendo le sostanze utilizzate e su che tipologie di analiti concentrarsi.

A causa della sua vicinanza con la stazione ferroviaria, ultimata nel 1846, il sito è stato interessato da numerose attività industriali già dai primi anni del XX secolo, che ne hanno determinato il livello di contaminazione attuale. Tra le attività industriali che possono aver influito maggiormente sugli attuali livelli di contaminazione, soprattutto dei suoli, si cita la fabbricazione di pali iniettati, stabilitasi alla fine degli anni '20 del secolo scorso che si presume essere la principale responsabile della contaminazione da Mercurio nel sito. Infatti, nei primi anni del '900 i pali in legno utilizzati per condutture elettriche e telegrafiche venivano trattati con sostanze antisettiche al fine di ottenere una maggiore resistenza alle alterazioni. Tale processo, chiamato "kyanizzazione" (noto già dalla prima metà del XIX secolo e brevettato da John H. Kyan negli anni '30 del 1800), si basa nell'immersione del legno in una soluzione di cloruro di mercurio (HgCl_2) per un tempo necessario a consentirne la penetrazione (Bollen et al., 2008). L'area maggiormente contaminata, infatti, si trova dove sorgeva lo stabilimento, oggi demolito, nella zona Nord-Est del sito, come mostrato in Figura 5.



Figura 5: focus sull'area maggiormente contaminata (in rosso) del sito

5.2.2. Stato attuale e destinazione d'uso

Il sito al momento si trova in stato di abbandono. Gran parte degli edifici sono stati demoliti, quelli rimasti sono al momento in stato di degrado. Essendo una proprietà privata, ma anche a causa della contaminazione accertata dell'area, il suo accesso è interdetto al pubblico. Al posto dello stabilimento di pali iniettati sono stati costruiti due nuovi edifici e un parcheggio. Nel corso degli anni non si identificano ulteriori variazioni nell'area di interesse, ad eccezione dell'evoluzione della distribuzione della vegetazione nell'area in oggetto.

L'area è interessata da un futuro Piano Urbanistico adottato dal Comune di Venezia (Del. C.C. n. 51 del 30/07/2019), che prevede la completa riqualificazione del sito. Il progetto prevede lo sviluppo di aree a destinazione residenziale affiancate da zone prettamente commerciali, con lo scopo di implementare gli spazi abitativi e commerciali all'interno della città di Marghera.

5.3. Stato della contaminazione del sito

Il sito oggetto del presente studio è stato esaminato nel corso di tre principali campagne di indagine ambientale, la prima nel 2008 seguita, a distanza di diversi anni, da due ulteriori fasi di campionamento e indagine rispettivamente nel 2018 e nel 2021, i cui risultati hanno messo in luce una estesa contaminazione diffusa in particolare nei suoli. Gli inquinanti di cui si è riscontrato il superamento dei limiti di legge risalgono sicuramente ad una contaminazione derivante dalle attività industriali storiche susseguitesesi nel corso del secolo scorso e riguardano numerosi parametri chimici, come metalli, idrocarburi, IPA e pesticidi, con superamenti dei limiti normativi in riferimento al D.Lgs. 152/2006 (Testo Unico ambiente), Allegato 5, Parte IV, tabella 1 (colonne A e B). I punti dove sono stati eseguiti i sondaggi, e i relativi superamenti dei limiti di legge, sono illustrati in Figura 6, tratta dal Piano di Caratterizzazione. Dall'immagine è possibile notare che la maggior parte dei superamenti dei limiti di colonna B è concentrata nella parte Nord-Est del sito, adibita ad uso commerciale. Le Tabelle 2 e 3 riportano i risultati relativi alle indagini effettuate sul suolo superficiale.

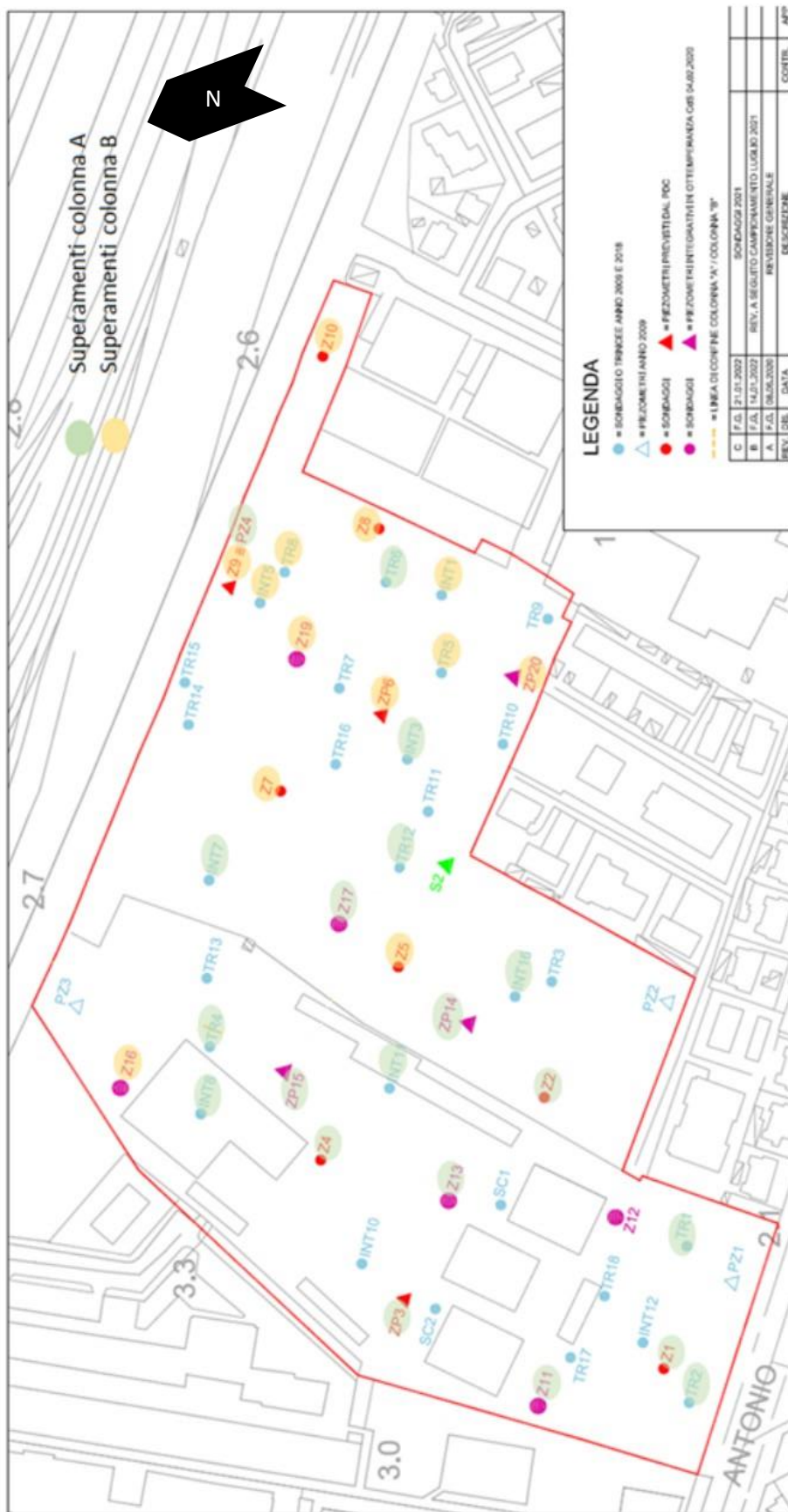


Figura 6: Superamenti riscontrati nelle indagini del 2009, 2018 e 2021 nel suolo superficiale; fonte: Risultati PdC e AdR - Rev.1 (ottobre 2023)

Denominazione	U. M.	DLgs 152/06 All 5 Tab 1 Res Verde	DLgs 152/06 All 5 Tab 1 Com-Ind	COMMERCIAL	ONDAGGIG	ONDAGGIG	ONDAGGIG	ONDAGGIG	ONDAGGIG	ONDAGGIG	ONDAGGIG	ONDAGGIG
				0	0	0,4	0,4	0	0	0	0	
				1,3	0,4	1,1	1,1	1,2	1,3	1,5	1,3	
Antimonio	mg/Kg s.s.	10	30	7,0	4,00	4,00	<5	20,0	21,0	11,0	5,0	
Arsenico	mg/Kg s.s.	20	50	38,0	20,0	72	64	11,0	82	31,0	24,0	
Berillio	mg/Kg s.s.	2	10	0,73	0,91	0,490	0,5	0,85	0,73	0,320	0,66	
Cadmio	mg/Kg s.s.	2	15	1,01	0,82	0,400	<1	0,380	2,86	0,99	1,35	
Cobalto	mg/Kg s.s.	20	250	8,7	10,3	7,7	8	5,60	16,4	7,7	8,2	
Cromo totale	mg/Kg s.s.	150	800	20,4	20,1	12,7	14	11,8	15,8	9,9	15,1	
Cromo esavalente	mg/Kg s.s.	2	15	< 0,2	< 0,2	< 0,2	<1	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2	
Ferro	mg/Kg s.s.			19090	18730	16480		9560	30821	14780	17680	
Manganese	mg/Kg s.s.			399	680	443		216	432	263	336	
Mercurio	mg/Kg s.s.	1	5	16,3	12,5	0,411	0,5	12,4	223	92	452	
Mercurio elementare	mg/Kg s.s.			7,81	5,99	0,20	0,24	5,94	60,00	44,00	146,00	
Nichel	mg/Kg s.s.	120	500	17,4	18,8	15,3	17	11,7	16,2	9,8	15,2	
Piombo	mg/Kg s.s.	100	1000	81,0	35,0	12,0	13	58,0	566	397	130	
Rame	mg/Kg s.s.	120	600	70,4	31,1	15,7	14	144	147	180	101	
Selenio	mg/Kg s.s.	3	15	0,80	0,30	0,2	<3	0,40	0,2	0,80	1,00	
Stagno	mg/Kg s.s.			3,00	2,00	1,00		92	5,00	7,0	6,0	
Tallio	mg/Kg s.s.	1	10	0,30	0,50	0,2	<1	0,1	0,2	0,2	0,30	
Vanadio	mg/Kg s.s.	90	250	24,4	28,3	15,4	18	18,9	20,9	13,3	22,1	
Zinco	mg/Kg s.s.	150	1500	207	121	52,6	51	72	503	262	230	
Cianuri liberi (ione cianuro)	mg/Kg s.s.	1	100	< 0,1	< 0,1	< 0,1	<1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	
Fluoruri (ione fluoruro)	mg/Kg s.s.	100	2000	4,00	6,00	4,00	13	1,00	5,00	5,00	3,00	
COMPOSTI ORGANICI AROMATICI												
Benzene	mg/Kg s.s.	0,1	2	< 0,005	< 0,005	< 0,005	<0,10	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	
Etilbenzene (A)	mg/Kg s.s.	0,5	50	< 0,005	< 0,005	< 0,005	<0,10	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	
Stirene (B)	mg/Kg s.s.	0,5	50	< 0,005	< 0,005	< 0,005	<0,10	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	
Toluene (C)	mg/Kg s.s.	0,5	50	< 0,005	< 0,005	< 0,005	<0,10	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	
Xilene (D)	mg/Kg s.s.	0,5	50	< 0,005	< 0,005	< 0,005	<0,10	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	
Sommatoria organici aromatici (A,B,C,D)	mg/Kg s.s.	1	100	< 0,005	< 0,005	< 0,005	<0,10	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	
IDROCARBURI POLICICLICI AROMATICI												
Naftalene	mg/Kg s.s.			0,170	< 0,01	< 0,01	<0,1	0,180	0,59	0,0300	0,320	
Acenafilene	mg/Kg s.s.			0,0100	< 0,01	< 0,01		0,0100	2,10	< 0,01	0,400	
Acenafte	mg/Kg s.s.			0,0300	< 0,01	< 0,01		0,0200	1,05	0,0100	0,360	
Fluorene	mg/Kg s.s.			0,0300	< 0,01	< 0,01		0,0300	3,65	0,0200	0,44	
Fenantrene	mg/Kg s.s.			0,56	0,070	0,0400		0,49	25,1	0,310	6,1	
Antracene	mg/Kg s.s.			0,130	< 0,01	< 0,01		0,090	17,7	0,080	2,34	
Fluorantene	mg/Kg s.s.			0,80	0,120	0,100		0,69	53	0,62	21,4	
Pirene (A)	mg/Kg s.s.	5	50	0,69	0,100	0,070	<0,05	0,61	48	0,51	19,5	
Benzo(a)antracene (B)	mg/Kg s.s.	0,5	10	0,53	0,090	0,050	<0,05	0,45	32,3	0,410	16,9	
Crisene (C)	mg/Kg s.s.	5	50	0,56	0,110	0,050	<0,05	0,47	31,3	0,410	17,7	
Benzo(b)fluorantene (D)	mg/Kg s.s.	0,5	10	0,72	0,180	0,080	<0,05	0,60	55,8	0,51	28,6	
Benzo(k)fluorantene (E)	mg/Kg s.s.	0,5	10	0,350	0,050	0,0200	<0,05	0,420	15,4	0,230	9,7	
Benzo(a)pirene (F)	mg/Kg s.s.	0,1	10	0,54	0,110	0,0400	<0,05	0,46	38,0	0,420	18,3	
Indeno(1,2,3-cd)pirene (G)	mg/Kg s.s.	0,1	5	0,410	0,070	0,0300	<0,05	0,340	24,9	0,300	11,2	
Dibenzo(a,h)antracene (H)	mg/Kg s.s.	0,1	10	0,130	0,0300	0,0100	<0,05	0,110	7,1	0,080	3,35	
Benzo(ghi)perilene (I)	mg/Kg s.s.	0,1	10	0,410	0,090	0,0300	<0,05	0,370	22,2	0,310	10,1	
Dibenzo(a,e)pirene (L)	mg/Kg s.s.	0,1	10	0,250	0,070	0,0200	<0,10	0,230	18,0	0,200	8,1	
Dibenzo(a,h)pirene (M)	mg/Kg s.s.	0,1	10	0,150	0,050	< 0,01	<0,10	0,110	9,1	0,110	3,27	
Dibenzo(a,i)pirene (N)	mg/Kg s.s.	0,1	10	0,080	< 0,01	< 0,01	<0,10	0,070	6,2	0,080	2,50	
Dibenzo(a,l)pirene (O)	mg/Kg s.s.	0,1	10	0,050	< 0,01	< 0,01	<0,10	0,0200	2,56	0,0300	1,33	
Somm. policiclici aromatici (da A a O)	mg/Kg s.s.	10	100	4,9	0,95	0,40		4,3	311	3,60	151	
Pentaclorofenolo	mg/Kg s.s.	0,01	5	< 0,01	< 0,01	< 0,01	<0,02	< 0,01	< 0,01	0,050	0,040	
DDD, DDT, DDE	mg/Kg s.s.	0,01	0,1	0,0090	< 0,001	< 0,001	<0,010	0,219	< 0,001	0,343	< 0,001	
IDROCARBURI												
Idrocarburi pesanti (C>12)	mg/Kg s.s.	50	750	180	45	6,0	<20	138	274	98	149	

Tabella 2: risultati del 2009, 2018 e 2021 nel suolo superficiale dell'area commerciale. Punti da ZP6 A a Z19 A; fonte: Risultati PdC e AdR - Rev.1 (ottobre 2023) analisi contenuto totale

Denominazione	U. M.	DLgs 152/06 All 5 Tab 1 Res Verde	DLgs 152/06 All 5 Tab 1 Com-Ind	COMMERCIAL	SONDAGGIC	TRINCEA	TRINCEA	TRINCEA	TRINCEA	TRINCEA	TRINCEA	TRINCEA	TRINCEA	SONDAGGIC	SONDAGGIC
				ZP20 A	INT-1 A	INT-2 A	INT-3 A	T-3 A (ARPA)	INT-5 A	TR5 A	TR6 B	TR7 A	TR8 B	PZ3 B	PZ4 A
Inizio campione (mt)				0	0	0	0	0	0	0	0,5	0	0,4	0,45	0
Fine campione (mt)				1,1	1	1	1	1	1	0,7	1	0,4	1,4	0,9	0,8
Antimonio	mg/Kg s.s.	10	30	4,00	3,00		6,0	<5	2,00		2,30		1	3,45	0,25
Arsenico	mg/Kg s.s.	20	50	23,0	9,0		27,0	22	11,0	102	13,50	19,1	28	6,9	51
Berillio	mg/Kg s.s.	2	10	1,45	1,08		0,55	0,5	0,68		0,53		0,42	0,75	0,63
Cadmio	mg/Kg s.s.	2	15	0,58	0,360		0,66	<1	0,400	1,3	0,40	0,5	1	0,050	2,2
Cobalto	mg/Kg s.s.	20	250	10,6	6,6		8,2	7	5,9		7,60		7	6,8	13,7
Cromo totale	mg/Kg s.s.	150	800	20,3	12,6		14,8	12	11,3		18,20		20,7	3,2	14,8
Cromo esavalente	mg/Kg s.s.	2	15	< 0,2	< 0,2		< 0,2		< 0,2		0,10		0,10	0,10	0,10
Ferro	mg/Kg s.s.			18400	16360		25250		16680						
Manganese	mg/Kg s.s.			491	199		344		269						
Mercurio	mg/Kg s.s.	1	5	78	35,6		89	61	10,1	0,050	26,00	59,0	869,0	0,05	11,6
Mercurio elementare	mg/Kg s.s.			37,36	17,05		36,00	29,22	4,84	0,02	12,45	28,26	416,25	0,02	5,56
Nichel	mg/Kg s.s.	120	500	21,6	13,9		14,7	13	12,0		17,40		14	12,2	19
Piombo	mg/Kg s.s.	100	1000	29,0	32,0		76,0	84	42,0	86	33	91	111	104	245
Rame	mg/Kg s.s.	120	600	32,5	40,6		49,5	43	25,3	118	39,30	44,4	54	49	72
Selenio	mg/Kg s.s.	3	15	0,60	0,30		0,30	<3	0,40		0,15		0,15	0,15	0,15
Stagno	mg/Kg s.s.			1,00	10,0		3,00		1,00		1,17		4	12,6	6,2
Tallio	mg/Kg s.s.	1	10	0,2	< 0,1		0,2	<1	< 0,1		0,25		0,25	0,25	0,25
Vanadio	mg/Kg s.s.	90	250	30,1	21,9		20,0	18	15,7		28,2		19,1	17,2	31
Zinco	mg/Kg s.s.	150	1500	99	57,6		123	113	62,8	190,0	75,0	129,0	197	37	400
Cianuri liberi (ione cianuro)	mg/Kg s.s.	1	100	< 0,1											
Fluoruri (ione fluoruro)	mg/Kg s.s.	100	2000	9,00											
COMPOSTI ORGANICI AROMATICI															
Benzene	mg/Kg s.s.	0,1	2	< 0,005		0,01									
Etilbenzene (A)	mg/Kg s.s.	0,5	50	< 0,005		0,05									
Stirene (B)	mg/Kg s.s.	0,5	50	< 0,005		<0,0140									
Toluene (C)	mg/Kg s.s.	0,5	50	< 0,005		0,063									
Xilene (D)	mg/Kg s.s.	0,5	50	< 0,005		0,938									
Sommatoria organici aromatici (A,B,C,D)	mg/Kg s.s.	1	100	< 0,005		1,05									
IDROCARBURI POLICICLICI AROMATICI															
Naftalene	mg/Kg s.s.			0,310											
Acenaftilene	mg/Kg s.s.			0,0100											
Acenaftene	mg/Kg s.s.			0,0200											
Fluorene	mg/Kg s.s.			0,0400											
Fenantrene	mg/Kg s.s.			0,390										0,025	0,005
Antracene	mg/Kg s.s.			0,100											
Fluorantene	mg/Kg s.s.			0,43											
Pirene (A)	mg/Kg s.s.	5	50	0,370		40					2,142		65,4	0,124	1,12
Benzo(a)antracene (B)	mg/Kg s.s.	0,5	10	0,280		20,6					1,566		53,9	0,083	0,708
Crisene (C)	mg/Kg s.s.	5	50	0,280		23,4					1,507		44,8	0,103	0,594
Benzo(b)fluorantene (D)	mg/Kg s.s.	0,5	10	0,50		17,9					1,406		38,9	0,124	0,912
Benzo(k)fluorantene (E)	mg/Kg s.s.	0,5	10	0,120		9,6					0,643		16,8	0,045	0,555
Benzo(a)pirene (F)	mg/Kg s.s.	0,1	10	0,240		18,9					1,362		36,5	0,106	0,867
Indeno(1,2,3-cd)pirene (G)	mg/Kg s.s.	0,1	5	0,150		10,4					0,712		21,5	0,094	0,532
Dibenzo(a,h)antracene (H)	mg/Kg s.s.	0,1	10	0,050		3,2					0,227		8,0	0,031	0,135
Benzo(ghi)perilene (I)	mg/Kg s.s.	0,1	10	0,160		10,6					0,792		21,5	0,109	0,557
Dibenzo(a,e)pirene (L)	mg/Kg s.s.	0,1	10	0,120		2,29					0,303		13,9	0,091	0,177
Dibenzo(a,h)pirene (M)	mg/Kg s.s.	0,1	10	0,050		0,41					0,057		3,3	0,005	0,06
Dibenzo(a,i)pirene (N)	mg/Kg s.s.	0,1	10	< 0,01		1,54					0,179		7,9	0,005	0,04
Dibenzo(a,l)pirene (O)	mg/Kg s.s.	0,1	10	< 0,01		0,147					0,052		2,7	0,005	0,026
Somm. policiclici aromatici (da A a O)	mg/Kg s.s.	10	100	2,32		159					10,947		335,0	0,910	6,283
Pentaclorofenolo	mg/Kg s.s.	0,01	5	< 0,01											
DDD, DDT, DDE	mg/Kg s.s.	0,01	0,1	0,00300											
IDROCARBURI															
Idrocarburi pesanti (C>12)	mg/Kg s.s.	50	750	109		600				131	233	42	3300	30	28

Tabella 3: risultati del 2009, 2018 e 2021 nel suolo superficiale. Puntii da ZP20 A a ZP4 A; fonte: Risultati PdC e AdR - Rev.1 (ottobre 2023) analisi contenuto totale

Il modello concettuale relativo degli aspetti geologici e idrogeologici sintetizza le caratteristiche stratigrafiche del suolo definendo lo spessore medio degli strati rilevati e i parametri idrogeologici necessari ai modelli di trasporto comunemente usati nello sviluppo dell'Analisi di Rischio. Le stratigrafie dei sondaggi delle diverse campagne attuate e la disamina delle indagini geognostiche, hanno permesso di ricostruire dettagliatamente la stratigrafia locale relativa ai primi 10 m di profondità. È stata verificata l'esistenza di una sequenza litostratigrafica, mostrata in Figura 7.

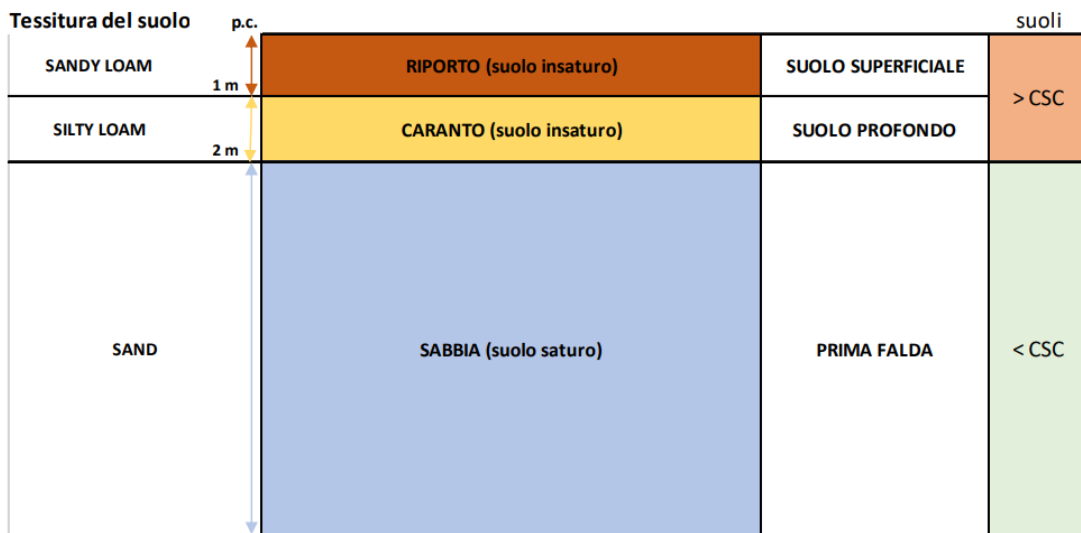


Figura 7: Modello Concettuale litostratigrafico Definitivo; fonte: Risultati PdC e AdR - Rev.1 (ottobre 2023)

Nel primo metro, che mediamente coincide con lo strato di riporto (primo strato litostratigrafico), si concentra la contaminazione più importante, sia in termini spaziali che in termini di livelli di concentrazione. A una profondità media di 1,5 m (fino a 2 m) si trova uno strato di argilla limosa, limoso-sabbiosa detto "caranto", un paleosuolo pleistocenico presente come orizzonte stratigrafico nella laguna di Venezia e in sedimenti alluvionali della bassa pianura veneto-friulana; presenta una colorazione biancastro-giallastra con caratteristiche di plasticità e compattezza tipiche di argille di medio-bassa plasticità e compattezza da media ad alta. Il suo carattere argilloso riduce di molto la permeabilità attraverso, e quindi il passaggio di acqua e/o altri agenti (Tosi, 1993; Tosi, 1994). Nello sito d'interesse, nello strato litostratigrafico sottostante al caranto, la contaminazione risulta più ridotta, e sicuramente derivante dal suolo più

superficiale. La presenza dello strato di caranto impermeabile, ossia di un elemento che ostacola la lisciviazione in falda da parte dei suoli superficiali, supporta ulteriormente la valutazione di non considerare la lisciviazione in falda (PdC e AdR - Rev.1, ottobre 2023). Per quanto riguarda la falda freatica del riporto questa è risultata assente; è presente invece la prima falda debolmente risaliente che si colloca invece sotto lo strato di caranto, formato da materiali coesivi o pseudo coesivi che funge da acquiclude o acquitardo pressoché continuo in tutta l'area. Lo strato sabbioso dove alloggia la prima falda è stato riscontrato mediamente a profondità di 2 m dal p.c., attribuendo così uno spessore al riporto e caranto insaturo contaminato 2 metri di spessore. Pertanto, a partire dalla profondità di 2 m dal piano campagna, si considera il suolo sempre saturo (PdC e AdR - Rev.1, ottobre 2023). La successiva Analisi di Rischio ha confermato lo stato di contaminazione del sito e la necessità di provvedere con opere di bonifica.

Nello specifico le indagini previste dal Piano di Caratterizzazione e la stesura dell'Analisi di Rischio, hanno individuato un rischio per la salute umana e l'ambiente. I superamenti delle CSR (Concentrazioni Soglia di Rischio) nella sezione più superficiale sono relativi a contaminanti inorganici, tra cui spiccano principalmente Arsenico e Mercurio elementare (Hg^0) che identificano un rischio per la salute umana dato rispettivamente da ingestione e contatto dermico e dall'inalazione. I risultati delle analisi eseguite hanno inoltre evidenziato che, sebbene l'area sia caratterizzata da superamenti dei limiti normativi per tutta la sua estensione, esiste una zona che presenta livelli di contaminazione particolarmente alti individuati nell'area a Nord-Est del sito.

Per quanto riguarda le acque sotterranee, esse presentano la stessa tipologia di contaminazione degli strati di suolo sovrastante, sebbene i livelli di concentrazione dei contaminanti siano inferiori; sono stati comunque individuati superamenti dei limiti normativi in riferimento alla Tabella 2, Allegato 5, Parte IV, Titolo V del D.Lgs. 152/2006. Le acque di falda infatti risultano contaminate specialmente da composti inorganici come Arsenico, Piombo e Mercurio, e altre sostanze chimiche, come fluoruri, nitriti e idrocarburi alifatici e aromatici alogenati. Le concentrazioni di alcune sostanze invece risultano in linea con i valori di fondo naturale, inteso come la distribuzione di una sostanza nelle matrici ambientali (suolo, sottosuolo e acque sotterranee) la cui presenza non è imputabile ai processi avvenuti nel sito o nelle aree contigue, ma piuttosto da processi naturali (geochimici, biologici, idrogeologici naturali) dell'intorno più ampio; in questo

caso la componente antropica risulta non rilevabile o apprezzabile. Nel caso della laguna di Venezia sono state condotte delle indagini approfondite per l'identificazione dei valori di fondo per alcuni parametri, quali Arsenico, Ferro, Manganese, come definito dallo studio "ALiNa - Analisi dei Livelli di fondo Naturale per alcune sostanze presenti nelle acque sotterranee della falda superficiale dell'acquifero differenziato del bacino scolante in laguna di Venezia – presentazione dati e determinazione dei livelli di fondo" approvato dalla Conferenza di Servizi per il SIN del 10/04/2017.

6. Materiali e metodi

Nel presente studio mi sono focalizzato sulla sito-specificità della contaminazione, andando a indagare i parametri il cui controllo può influenzare maggiormente l'esito delle operazioni come, ad esempio, la tipologia di materiale da trattare, la granulometria e la tipologia di contaminazione.

È stato eseguito un campionamento sistematico nell'area del sito che le analisi ambientali pregresse hanno confermato essere la maggiormente contaminata, ovvero la zona a Nord-Est. Concentrandosi quindi sull'area maggiormente compromessa, ho prelevato i campioni (10) in modo tale da coprire al meglio l'area di interesse e intercettare i punti dove le analisi di caratterizzazione hanno riscontrato valori di concentrazione degli inquinanti particolarmente elevati. Successivamente ho trattato i campioni attraverso operazioni di vagliatura per individuare la granulometria del sistema e individuare in che frazione granulometrica si concentra la maggiore contaminazione e di conseguenza le tecnologie ideali per il trattamento. Terminate le operazioni di trattamento ho eseguito diverse prove di granulazione, con ricette differenti, per valutare il successo delle operazioni di trattamento (l'immobilizzazione della contaminazione).

6.1. Campionamento

Sono stati prelevati 10 campioni dalla zona Nord-Est del sito indagato (Figura 10), di cui si sa da fonti storiche essere la più contaminata del sito, con elevate concentrazioni di composti inorganici (tra cui spiccano Mercurio, Piombo e Arsenico), idrocarburi C > 12 e IPA (come Benzo[a]pirene). Si è optato per prelevare circa 30 kg di suolo per ciascun

campione, un eccesso che può risultare utile nel caso dovesse avvenire perdita di campione nelle operazioni successive, soprattutto la vagliatura, ma anche per eseguire ulteriori analisi o confronti.

Il suolo del sito è stato prelevato mediante escavatore a una profondità tra 1,10 m e 1,40 m dal piano campagna; si è scelto di prelevare il primo metro e mezzo in quanto il sito presenta una contaminazione superficiale; come affrontato nel Capitolo 5.3 la contaminazione a profondità maggiori è ridotta, essendo presente lo strato di caranto che ostacola lo spostamento della contaminazione allo strato inferiore, sede della prima falda, a circa 1,50 m di profondità dal p.c., fino a 2 m, come riportato nel PdC. Successivamente, sono state prelevate le aliquote di campione (≈ 30 kg) dal cumulo di suolo escavato con l'ausilio di sessole, in più punti differenti: alla sommità, al centro e alla base, cercando di seguire un percorso a spirale, per ottenere dei campioni rappresentativi di tutto il volume di suolo escavato. Il materiale prelevato è stato posto e chiuso in sacchi di nylon, su cui sono stati segnati i nomi dei campioni e le informazioni sul punto campionato.



Figura 8: foto scattata nel luogo del campionamento, con gli attrezzi utilizzati (sacchi in nylon, sessola e guanti)



Figura 9: fotografia scattata nel luogo del campionamento; è possibile apprezzare i vari orizzonti del suolo

Per ogni punto campionato sono state misurate le profondità dal p.c. e rilevate le coordinate geografiche. Sono stati prelevati 10 campioni di suolo, nominati PC (Punto Campionato) da 1 fino a 10 (Figura 10).

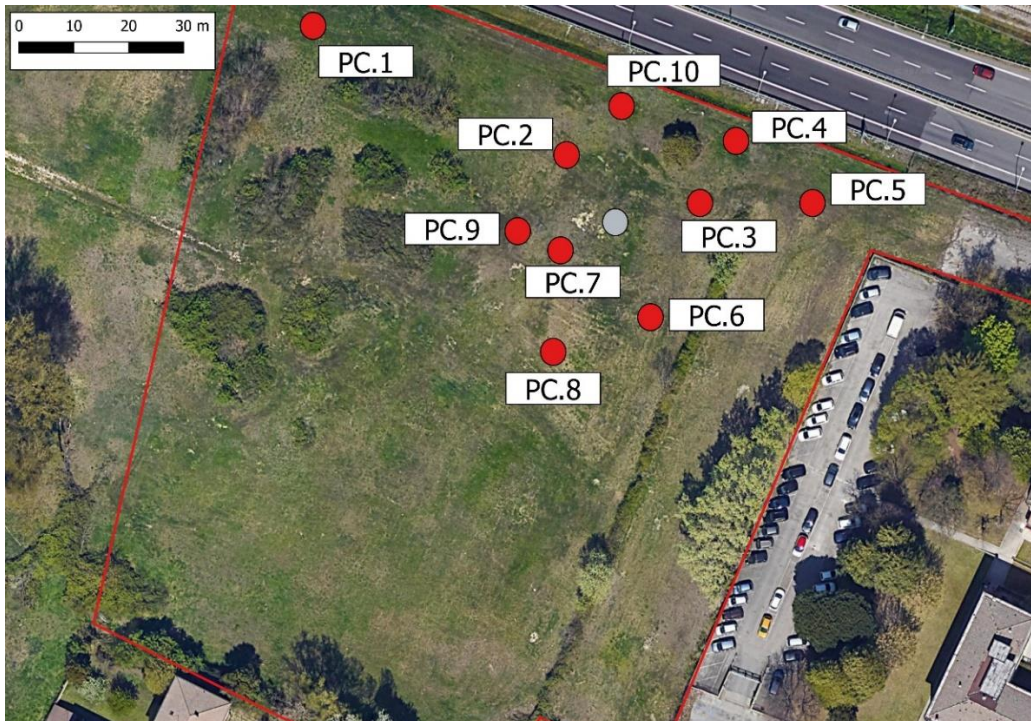


Figura 10: dettaglio sito d'interesse e Punti Campionati

6.2. Preparazione dei campioni

È stato allestito uno spazio per procedere all'asciugatura dei campioni, sotto un getto di aria alla temperatura tra 18°C e 20°C. L'asciugatura è completa, in genere, nel giro di 5-7 giorni, nel frattempo è stato opportuno rivoltare periodicamente i campioni di suolo per permettere anche agli strati inferiori di asciugarsi venendo in contatto con la superficie.

Sono stati prelevati sotto-campioni (tra i 300 g e i 350 g) per ogni campione (PC) tal quale, che saranno poi impiegati per analisi chimiche (contenuto totale e test di cessione).

Ad asciugatura completata, si esegue un giro in betoniera per consentire a tutte le frazioni più fini di campione che si sono adese ai granuli a granulometria maggiore (rocce, ciottoli, ghiaia) di staccarsi e liberarsi nella matrice. Questo passaggio risulta necessario al fine di evitare risultati errati nel calcolo delle percentuali in peso per ogni frazione granulometrica.

Successivamente si è proceduto con l'operazione di vagliatura per ottenere le diverse frazioni granulometriche dei campioni: questa operazione consiste nel far scivolare attraverso una colonna di vagli con maglie a dimensioni ben definite (normate ISO 3310-1:2000), più fini dall'alto verso il basso (Figure 11 e 12). La serie di vagli utilizzata è riportata in Tabella 4.

Vaglio	Dimensioni maglie (mm)
1	31,5
2	16
3	14
4	10
5	8
6	6,3
7	5
8	4
9	3,15
10	2
11	1

Tabella 4: vagli dal più alto (1) al più basso (11) e dimensioni delle maglie (in millimetri)



Figure 11 (sx) e 12 (dx): vagli utilizzati per la separazione delle varie frazioni granulometriche dei campioni (a sx); colonna di vagli posti su macchinario vibrante (a dx)



Figura 13: vagliatura a 31,5 mm

La colonna di vagli è posta su un macchinario vibrante, così da ottenere un vibrovaglio, per rendere più efficiente e veloce l'operazione di separazione granulometrica. Ci si aspetta che la contaminazione sia maggiormente concentrata nella frazione più fine (Huang et al., 2017), che sarà appunto quella che sarà sottoposta agli esperimenti di immobilizzazione e stabilizzazione successivi.

L'analisi granulometrica ha evidenziato che tutti i campioni presentano un'elevata percentuale di materiale a granulometria inferiore a 1 mm (tra il 20% e il 50% della loro massa). Ciò è coerente con la tipologia di suolo del sito (presentata nel Piano di Caratterizzazione del sito) che risulta essere suolo di riporto di sabbia limosa o ghiaia sabbiosa nella parte più superficiale (fino a 1,50 metri dal p.c.). Si può anche notare che è presente una grande percentuale di clasti di dimensioni maggiori ai 16 mm, per molti campioni rappresentano circa il 10-15%. In seguito, sono riportati i risultati delle percentuali granulometriche di alcuni campioni considerati (Figure 14, 15, 16 e 17; grafici relativi a tutti i campioni in Appendice A).

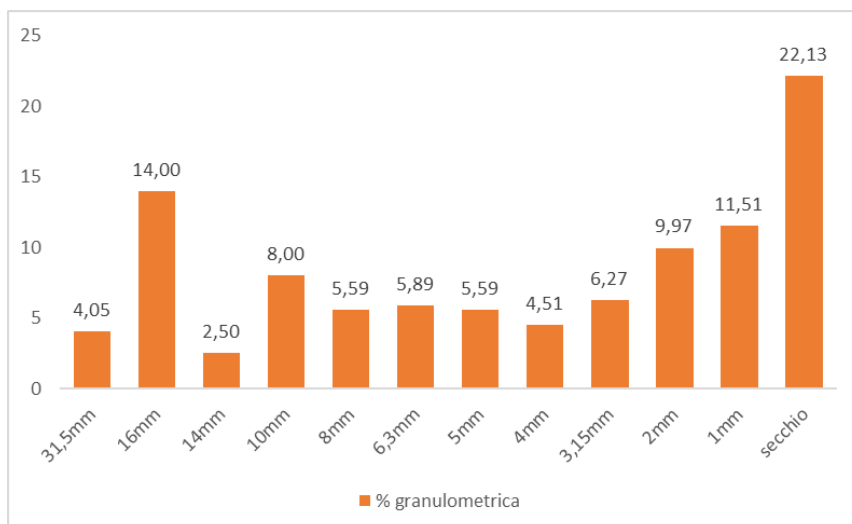


Figura 14: distribuzione percentuali granulometriche PC1

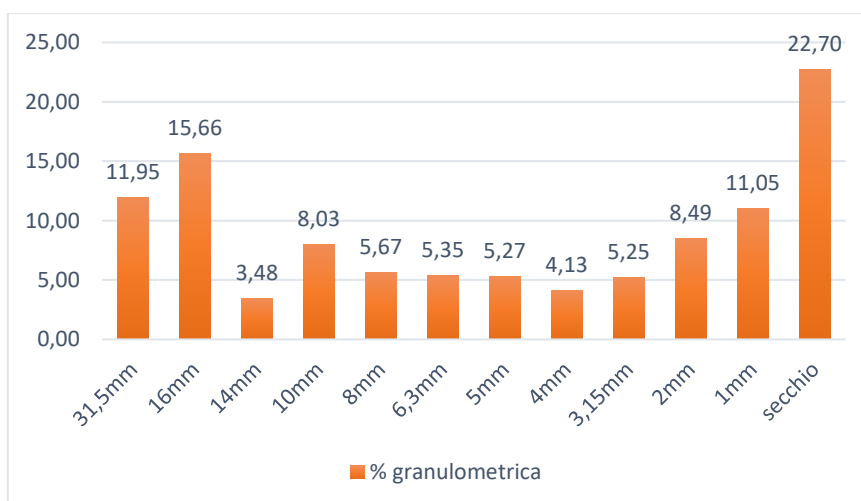


Figura 15: distribuzione percentuali granulometriche PC5

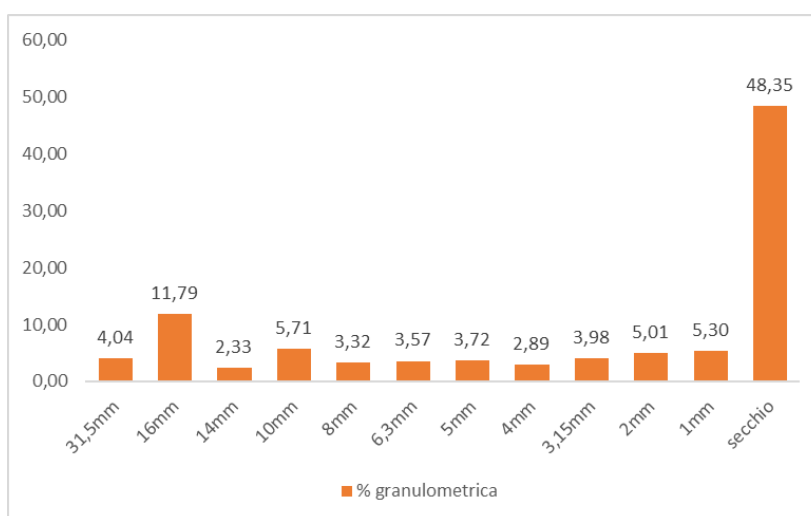


Figura 16: distribuzione percentuali granulometriche PC7

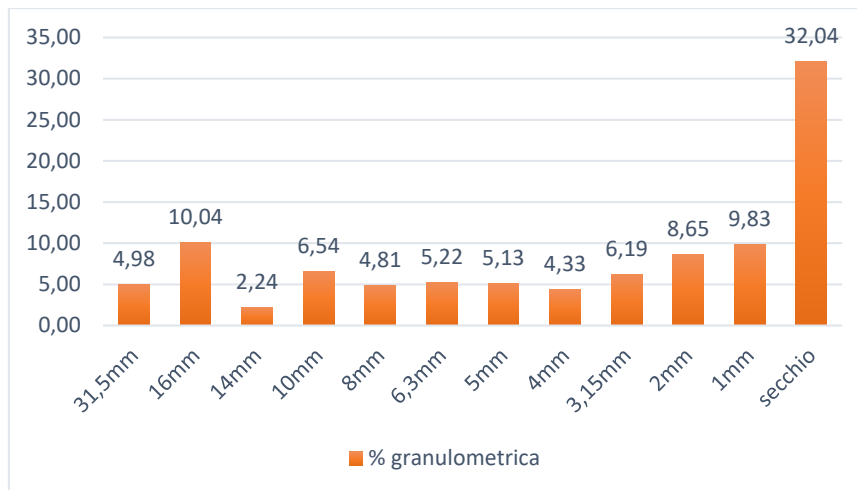


Figura 17: distribuzione percentuali granulometriche PC10

Come terminologia per il materiale con cui si è lavorato e che verrà preso in considerazione, si è optato di basarsi sulla classificazione granulometrica utilizzata nella scala di Wentworth (o Udden-Wentworth), riportata in Tabella 5.

Intervallo dimensionale	Classificazione granulometrica (Wentworth)
> 256 mm	Massi
256 – 64 mm	Ciottoli
64 – 4 mm	Ghiaia
4 – 0,063 mm	Sabbia
0,063 – 0,004 mm	Limo (silt)
< 0,004 mm	Argilla

Tabella 5: scala di Wentworth (1922)

6.3. Applicazione del soil washing al suolo tal quale

I risultati sulla distribuzione granulometrica tendono a sottostimare la quantità di materiale fine, inferiore a 1 mm, sabbia fine, limo e argilla, in quanto queste particelle di piccole dimensioni risultano aderire fortemente alla superficie dei grani più grossi, non separandosi da essi durante il passaggio tra i vagli; inoltre, sono presenti numerosi conglomerati sabbiosi relativamente teneri, ma con durezza sufficiente a restare integri nonostante le forti vibrazioni applicate durante la vagliatura.

Per risolvere questo problema si è optato di eseguire delle operazioni di soil washing con acqua, in modo da portare in soluzione il materiale a granulometria fine che può essere rimosso con il semplice ausilio di acqua e concentrare i contaminanti nella frazione fine (Dermont et al., 2008). I lavaggi sono stati eseguiti su tre frazioni granulometriche: superiore a 10 mm, compresa tra 10 mm e 4 mm, inferiore a 4 mm. Queste tre frazioni vengono tipicamente considerate separatamente dall'azienda ospitante (TEV Group), che nella propria esperienza ha evidenziato che: nelle frazioni superiori a 10 mm il materiale è probabilmente inerte, o inertizzabile con mezzi semplici, la frazione inferiore a 4 mm tendenzialmente è più contaminata e da trattare con mezzi più "spinti"; lo stato della frazione intermedia non è ipotizzabile così come per le due precedenti e dipende da molti fattori sito-specifici.

Sono stati eseguiti dei cicli di lavaggio e decantazione per portare in soluzione acquosa le particelle solubili, limi e argille e lasciar sedimentare le sabbie e il materiale più pesante (30 secondi di lavaggio e 1 minuto di decantazione). L'acqua e il materiale sospeso sono stati fatti percolare in dei fusti, dove sono stati lasciati in decantazione per permettere al materiale fine, ai limi e alle argille di sedimentare; per favorire la loro precipitazione è stato aggiunto alla soluzione un flocculante anionico (scheda di sicurezza in Appendice E), per farli unire in particelle più grossolane e più facilmente sedimentabili. L'operazione può ritenersi conclusa quando l'acqua in superficie risulta sufficientemente chiarificata, ovvero con una torbidità molto ridotta, se non assente, a

indicare che anche il materiale a granulometria molto fine è completamente sedimentato.

Il soil washing è stato testato su 5 campioni (PC1, PC5, PC7, PC8 e PC10), scelti per avere una copertura di tutta l'area campionata; sono stati utilizzati 20 kg per ogni campione.

La nuova distribuzione granulometrica di alcuni dei campioni utilizzati considerando solamente le tre nuove classi di magliatura sono le seguenti (Tabella 6):

	Granulometria (mm)	Massa frazione granulometrica (kg)	% frazione granulometrica
PC1	> 10	5,72	28,6
	10 > x > 4	4,32	21,6
	< 4	9,98	49,9
PC5	> 10	6,74	33,7
	10 > x > 4	4,10	20,5
	> 4	9,16	45,8
PC7	> 10	5,01	23,9
	10 > x > 4	2,83	13,5
	> 4	13,15	62,7
PC8	> 10	4,8	24
	10 > x > 4	3,97	19,85
	> 4	11,23	56,15
PC10	> 10	4,89	24,45
	10 > x > 4	4,16	20,8
	> 4	10,97	54,85

Tabella 6: distribuzione granulometrica PC1 e PC7 dopo il soil washing



Figura 18: le tre frazioni granulometriche considerate per il lavaggio; > 10 mm, 10 mm > x > 4 mm, < 4 mm

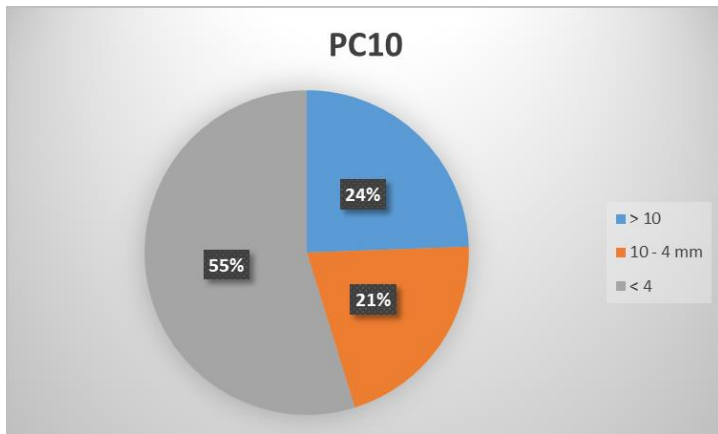
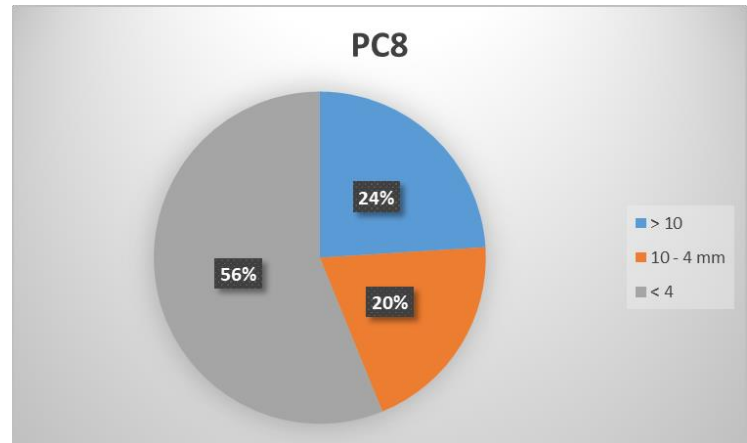
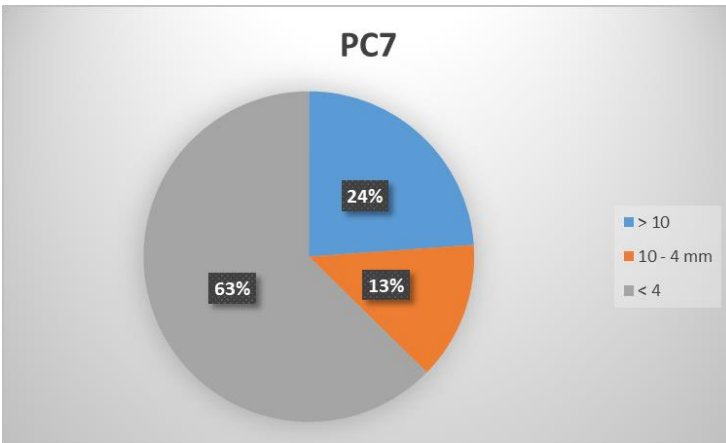
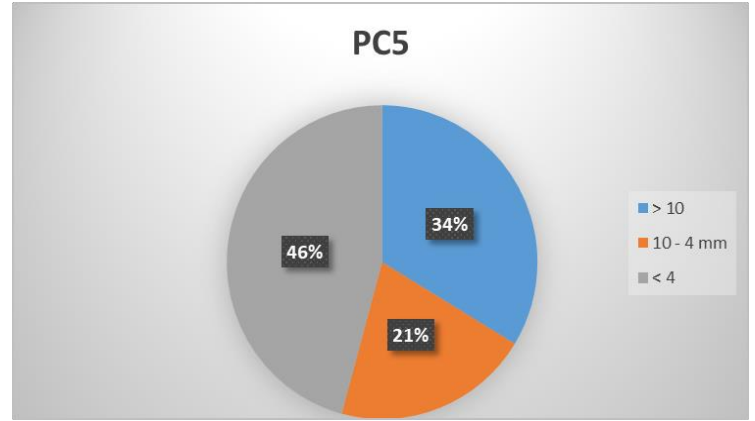
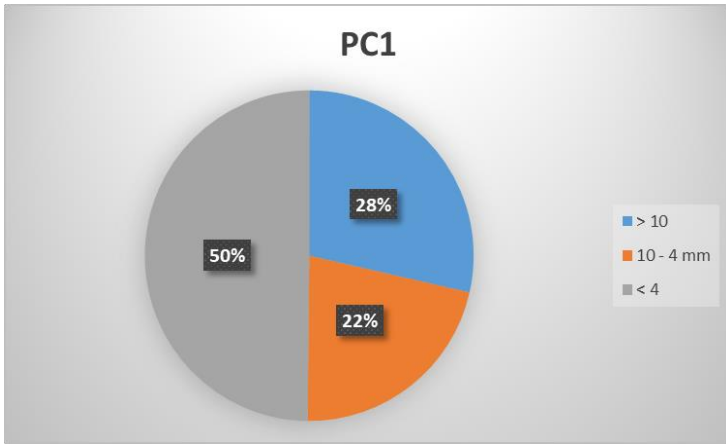


Figure 19, 20, 21, 22 e 23: distribuzione granulometrica dei campioni dopo il soil washing

Di seguito, in Tabella 7, vengono riportati il numero di cicli di lavaggio, e la quantità di acqua utilizzata per rimuovere completamente le particelle più fini e solubili, che vanno in soluzione acqua, dal materiale più grossolano, che è precipitato sul fondo.

Campione	Granulometria (mm)	Numero cicli di lavaggio	Volume acqua utilizzata (L)
PC1	> 10	5	50
	10 > x > 4	7	70
	< 4	9	90
PC5	> 10	5	50
	10 > x > 4	6	60
	< 4	5	50
PC7	> 10	7	70
	10 > x > 4	11	110
	< 4	9	90
PC8	> 10	6	60
	10 > x > 4	8	80
	< 4	7	70
PC10	> 10	6	60
	10 > x > 4	6	60
	< 4	7	70

Tabella 7: numero cicli di lavaggio e litri di acqua utilizzati per ogni frazione granulometrica dei campioni utilizzati

Per esempio, per il PC7, il materiale di granulometria inferiore a 4 mm è stato sottoposto a 9 cicli di lavaggio, in ognuno dei quali sono stati utilizzati 10 litri di acqua; il materiale maggiore di 10 mm è stato sottoposto a 7 cicli e quello intermedio tra i 10 mm e i 4 mm è stato sottoposto a 11 lavaggi. Per simulare poi quello che nell'opera di bonifica vera e propria, si è scelto di separare i materiali a dimensioni maggiori di 4 mm da quelli inferiori; dato che i costi di trattamento sono proporzionali alla massa di suolo trattare, è opportuno valutare a che livello di frazione granulometrica è presente la maggiore contaminazione (sempre basandosi sul principio che la contaminazione dovrebbe concentrarsi nelle frazioni più fini). Quindi, si è deciso di unire le frazioni maggiori di 10 mm e comprese tra 10 e 4 mm in un'unica frazione, maggiore di 4 mm.

Dopo la decantazione, l'acqua è stata fatta percolare in appositi fusti in HDPE (omologati ONU 1H2): l'acqua proveniente dai sotto-campioni con materiale a granulometria maggiore a 4 mm è stata inserita in un unico fusto (da 200 L per ogni campione) mentre quella proveniente dai sotto-campioni inferiori ai 4 mm è stata posta in un fusto separato (da 150 L per ogni campione). È stato poi aggiunto un flocculante anionico (Appendice E), utilizzato per favorire l'aggregazione delle particelle fini. Il materiale è stato lasciato a sedimentare per un giorno. A sedimentazione completata si è aspirata l'acqua chiarificata con l'ausilio di una pompa. Il materiale sedimentato è stato estratto dai fusti e posto ad asciugare su del tessuto drenante (tessuto non tessuto).

Dopo aver lasciato seccare i sotto-campioni per un periodo sufficiente si è misurato il peso secco per identificare lo spostamento di particelle fini, che rimanevano adese ai grani di granulometria maggiore, superiore ai 4 mm. Come affermato in precedenza, una delle criticità di questa fase sperimentale è data dalla grande quantità di materiale fine che rimane adesa ai grani a granulometria maggiore e che può essere separato solo con l'ausilio di lavaggi (dettaglio in Figura 24). Anche in questo caso la separazione non è stata completa ed è stato necessario vagliare nuovamente il materiale seccato; in questo

caso però, trattandosi di quantità molto ridotte di materiale, è stato possibile assicurare la corretta distribuzione dei granuli.



Figura 24: dettaglio dove è possibile notare l'adesione di particelle fini ai grani di maggiori dimensioni, prima del soil washing (a sx); dettaglio successivamente al soil washing, è possibile notare l'assenza di particelle fini adese, perché lavate via

Soprattutto il materiale a granulometria intermedia, compresa tra 10 mm e 4 mm, risulta una buona matrice adsorbente, probabilmente per un ideale rapporto superficie/volume. Nel caso di PC7 e PC8 circa il 50% della loro massa era in realtà composto da particelle più fini adese, che sono passate in soluzione acquosa durante il lavaggio. Pure le sabbie, granulometria inferiore a 4 mm ma separabili dall'acqua alla prima decantazione, hanno perso tra il 25 e il 30% della loro massa. Per gli altri campioni (PC1, PC5 e PC10) il mutamento in massa delle frazioni granulometriche è stato inferiore. Di seguito, in Tabella 8, è indicata la differenza di massa tra i campioni prima e dopo il trattamento.

Campione	Granulometria (mm)	Peso secco pre trattamento (kg)	Peso secco post trattamento (kg)	Differenza (%)
PC1	> 10	5,72	4,48	21,66
	10 > x > 4	4,32	2,64	38,89
	< 4	9,98	8,75	12,32
PC5	> 10	6,74	4,91	27,15
	10 > x > 4	4,1	2,66	35,2
	< 4	9,16	6,53	28,66
PC7	> 10	5,01	3,03	39,52
	10 > x > 4	2,83	1,29	54,31
	< 4	13,15	9,38	28,7
PC8	> 10	4,8	3,14	34,23
	10 > x > 4	3,97	2,03	48,86
	< 4	11,23	8,17	27,19
PC10	> 10	4,89	4,09	36,71
	10 > x > 4	4,16	2,51	39,45
	< 4	10,97	7,37	32,84

Tabella 8: valori di massa dei campioni prima e dopo il soil washing e differenza % tra i valori ottenuti

Dalla differenza tra peso totale del campione pre e post trattamento si può risalire alla frazione solubile in soluzione acquosa (Tabella 9), denominata per semplicità "limi e argille" (Figura 25).

Campione	Massa pre trattamento (kg)	Massa post trattamento (kg)	Massa parte solubile (kg)	% rispetto al totale
PC1	20,02	15,87	4,15	20,73
PC5	20,00	14,10	5,90	29,50
PC7	20,99	13,7	7,29	34,73
PC8	20,04	13,34	6,7	33,43
PC10	20,02	13,97	6,05	30,22

Tabella 9: massa e percentuale di frazione solubile in soluzione acquosa ("limi e argille") rispetto al campione totale



Figura 25: frazione "limi e argille" seccata

Dalla Tabella 9 è possibile notare che una cospicua parte dei campioni è composta da materiale a granulometria finissima (inferiore a 1 mm), molto difficile da separare dalle frazioni a granulometria superiore con una semplice setacciatura. Come affermato più volte in precedenza, ci si aspetta che questa frazione sia quella maggiormente contaminata in quanto la concentrazione si presume si concentri nel materiale a granulometria fine, per il suo elevato rapporto superficie/volume.

Questi risultati sono importanti perché permettono di separare le frazioni maggiormente contaminate; in questo modo è possibile scegliere con maggiore consapevolezza su quali frazioni è ragionevole eseguire il processo di inertizzazione attraverso HPSS (tecnologia relativamente costosa) e su quali può essere sufficiente un soil washing. La prima è preferibile per matrici molto contaminate, che non possono essere bonificate con un semplice lavaggio; infatti, generalmente i costi associati al trattamento con soil washing si aggirano attorno a 25 €/m³, mentre per il trattamento impiegando la tecnica di inertizzazione HPSS i costi risultano quasi doppi, di circa 50 €/ton. (costi forniti dall'azienda ospitante: TEV Group S.r.l.). Nel prezzo sono compresi il noleggio dell'impianto, i mezzi di trasporto, la movimentazione all'interno dell'impianto, la mano d'opera e il costo dei reagenti; non sono considerati i costi relativi agli scavi e al riposizionamento del materiale trattato nel sito.

6.4. Granulazione

Per la granulazione si è scelto di utilizzare le frazioni più fini dei campioni: quella al di sotto dei 4 mm e la frazione solubile (limi e argille). Si è deciso successivamente di vagliare nuovamente la frazione inferiore a 4 mm con un vaglio da 2 mm in quanto dai risultati delle vagliature precedenti è evidente una maggiore quantità di materiale a granulometria inferiore a tali dimensioni: ad esempio nel caso di PC1 il materiale a granulometria inferiore a 2 mm rappresenta più del 66% rispetto al materiale inferiore ai 4 mm, mentre nel caso di PC7 l'85%.

È stata eseguita la granulazione sulle frazioni di limi e argille (≈ 2 kg) e su una miscela di limi, argille e sabbie di granulometria inferiore ai 2 mm, seguendo la proporzione delle distribuzioni granulometriche dei campioni al di sotto di tale. La procedura scelta prevede di miscelare il materiale da inertizzare con il 25% in peso (finale) di cemento e con il 2% in peso del cemento utilizzato degli additivi ECO-A ed ECO-B. Il cemento utilizzato è stato Cemento Portland, classe I, 52.5 R, noto per la sua resistenza, qualità e basse impurezze. Secondo la classificazione UNI EN 197/1, che contempla sei classi di resistenza del cemento, questa classe di cemento ha una resistenza alla compressione standard $\geq 52,5$ Mpa, normalizzata a 28 giorni. Miscelato il tutto con un mixer per 5 minuti si è proceduto a porre sul piatto granulatore la miscela a cui è stata aggiunta una precisa quantità d'acqua (precedentemente pesata). Il movimento del piatto granulatore garantisce la formazione di granuli sferici. I granuli sono stati estratti e riposti all'interno di sacchi di nylon per non far uscire totalmente l'umidità. Questo per permettere una asciugatura più uniforme del granulo che, se fosse asciugato solamente all'aria formerebbe una crosta esterna secca che rischierebbe di rompersi nel tempo, a causa delle reazioni di idratazione del cemento che causano un rigonfiamento (Grisolia et al., 2011; Meriggi & Del Fabbro, 2014). A questo punto del processo è necessario un periodo di maturazione di almeno 28 giorni, tempo stimato per garantire l'adeguata resistenza meccanica al materiale granulare. Quest'ultima nel tempo è destinata ad aumentare: infatti, è stato osservato che la precipitazione dei metalli nelle condizioni tipiche dei processi S/S è un processo a due stadi, che prevede una prima fase in cui si ha la precipitazione del metallo sotto forma di idrossido e da una seconda fase in cui intervengono reazioni chimiche con gli altri componenti del cemento, quali Calcio, Alluminio e Silicio, che conducono ad una precipitazione più completa. Poiché queste

reazioni secondarie con i componenti solidi del cemento si sviluppano nel tempo, il potenziale di immobilizzazione dei sistemi cementizi aumenta con il tempo di maturazione (Kindness, 1994).

Sono stati creati due diversi tipi di matrici di suolo da granulare: il primo è composto da solo limi e argille, il secondo è una miscela di limi e argille e sabbie inferiori a 2 mm proporzionale alla distribuzione granulometrica dei campioni.

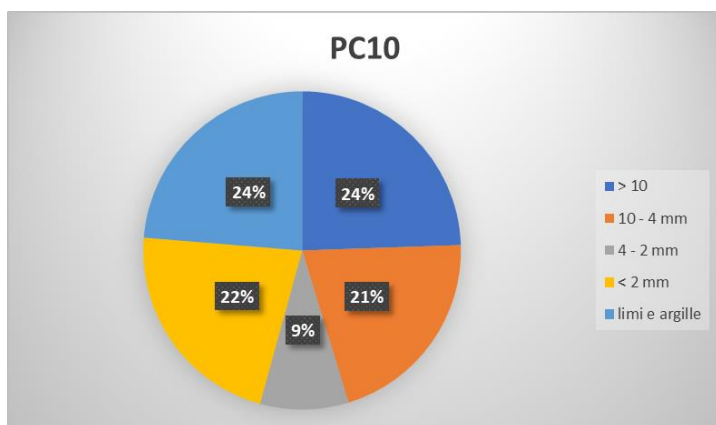
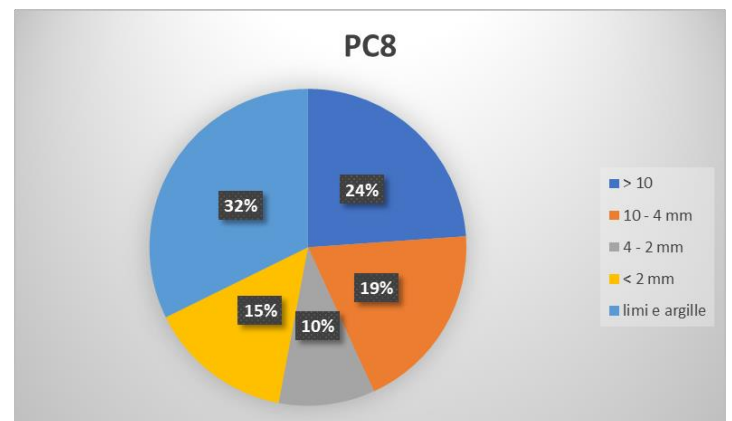
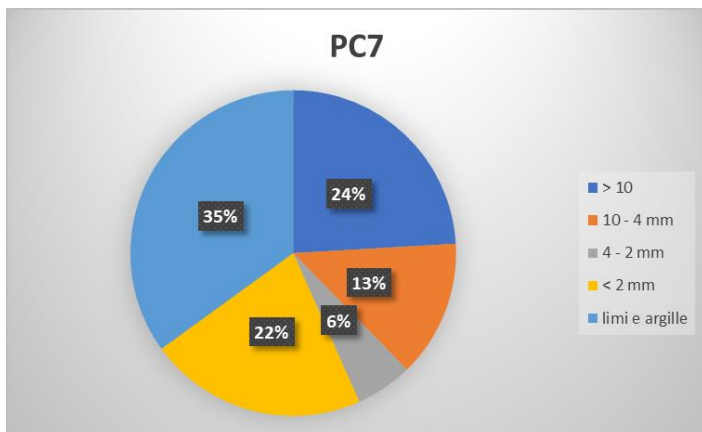
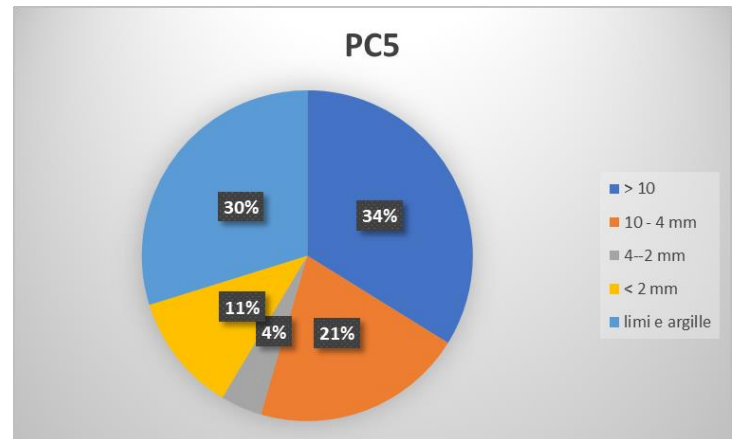
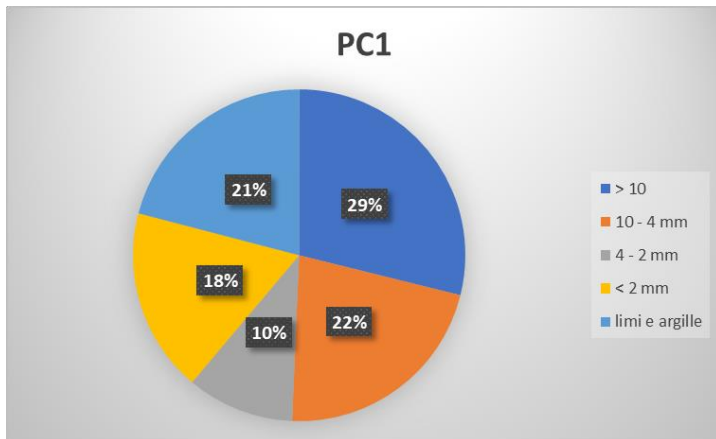


Figure 26, 27, 28, 29 e 30: distribuzione granulometrica di dei campioni considerando anche la frazione inferiore a 2 mm

In seguito sono riportate le dosi delle due ricette; una utilizzando esclusivamente limi e argille (Tabella 10) e un'altra con limi e argille + sabbia (Tabella 11):

	PC1	PC5	PC7	PC8	PC10
Massa limi e argille	2 kg	2 kg	2 kg	2 kg	2 kg
Massa cemento (25%)	0,66 kg	0,66 kg	0,66 kg	0,66 kg	0,66 kg
Massa ECO A (2%) ed ECO B (2%)	13 g	13 g	13 g	13 g	13 g
Acqua utilizzata (L)	0,358 L	0,349 L	0,384 L	0,363 L	0,409 L

Tabella 10: ricetta 1 per la produzione di granulato con solo limi e argille

	PC1	PC5	PC7	PC8	PC10
Massa limi e argille	1 kg	1 kg	1 kg	1 kg	1 kg
Massa sabbie < 2mm	0,86 kg	0,39 kg	0,62 kg	0,46 kg	0,93 kg
Distribuzione delle 2 frazioni utilizzate (% limi e argille; % sabbie < 2 mm)	54% ; 46%	72% ; 28%	62% ; 38%	69% ; 31%	52% ; 48%
Massa cemento (25%)	0,61 kg	0,46 kg	0,54 kg	0,49 kg	0,64 kg
Massa ECO A (2%) ed ECO B (2%)	12 g	9 g	11 g	10 g	13 g
Acqua utilizzata (L)	0,22 L	0,25 L	0,23 L	0,25 L	0,20 L

Tabella 11: ricetta 2 per la produzione di granulato con limi e argille + sabbie a granulometria inferiore a 2 mm aggiunte in proporzione con i rispettivi campioni tal quali

La creazione di granuli dalla matrice di solamente limi e argille è risultata più ostica rispetto all'altra, in quanto essi non prendevano forma e integrità ed è stata necessaria una quantità maggiore di acqua rispetto ai granuli formati con limi e argille + le sabbie a granulometria < a 2 mm. Per la produzione dei granuli formati solamente da limi e argille è stato necessario circa il 17-20% di acqua rispetto alla massa da granulare. Nei granuli prodotti con limi e argille e sabbie la quantità d'acqua rispetto alla massa da granulare è stata inferiore, tra il 10 e il 17%; ciò potrebbe essere dovuto alla presenza della sabbia che ha agito da legante col cemento. Essendo i grani di sabbia a granulometria maggiore dei grani di limi e argille, presentano rapporto superficie/volume minore di questi ultimi: ne consegue che, in proporzione, è necessario meno cemento per saturare la superficie esterna dei grani di sabbia, e quindi risulta necessaria una minore quantità di acqua per ottenere l'idratazione del cemento e, di conseguenza, i granuli sferici. Infatti, la quantità

di acqua aggiunta per la granulazione è stata indirettamente proporzionale alla quantità di sabbia sotto i 2 mm presente nell'impasto da granulare. Ciò potrebbe influenzare le proprietà di resistenza meccanica e la lisciviazione dei contaminanti all'interno dei granuli. In ogni caso la quantità è stata superiore alle dosi indicate nella ricetta classica (Capitolo 4.3); infatti, anche il rapporto acqua/cemento (A/C) è indirettamente proporzionale alla quantità di sabbia fine presente nell'impasto da granulare: nei granuli prodotti solo con limi e argille tale rapporto è molto elevato per tutti i campioni, tra 0,53 e 0,62 (rispettivamente in PC1 e PC10), mentre nei granuli prodotti anche con sabbie fini tale rapporto è inferiore. Tale rapporto si avvicina al valore ideale di 0,32 indicato da Walton et al. (1990) per i campioni PC1 e PC10 (rispettivamente 0,36 e 0,31), con un rapporto circa 1:1 di limi e argille e sabbia fine. Per gli altri campioni, minore è la quantità di sabbia presente nell'impasto rispetto ai limi e alle argille, maggiore è il rapporto A/C; infatti, è stata necessaria una quantità maggiore di acqua (per il PC7 il rapporto A/C è stato 0,42).



Figura 31: granulazione su piatto granulatore



Figure 32 e 33: granuli formati dopo 28 giorni di maturazione; granuli di solamente limi e argille (a sx), granuli con limi e argille + sabbie (a dx)

6.5. Prove di resistenza alla compressione

Come accennato nel Capitolo 4.1.4, possono essere impiegati diversi metodi per valutare le capacità di resistenza meccaniche dei materiali, come la resistenza alla compressione e/o alla frammentazione. Per il granulato destinato al recupero e al riutilizzo non sono richiesti esplicitamente dei metodi standard (come invece avviene per i materiali edili) ma è comunque opportuno valutare la loro resistenza alla compressione, per garantirne robustezza e la sicurezza come corpi di riempimento. È stata misurata la resistenza alla compressione attraverso l'ausilio di una pressa idraulica, mostrata in Figura 34. Lo strumento in questione permette di misurare la resistenza alla compressione applicata in un singolo punto del granulo e non all'intera superficie; essendo i pistoni idraulici a punta piramidale, applicano la forza in un singolo punto.



Figura 34: pressa idraulica manuale utilizzata per la valutazione della resistenza alla compressione dei granuli

Si è eseguita la prova su 10 granuli per campione di granulato di solamente limi e argille (LA) e granulato di limi e argille + sabbie (LAS), per valutare se la differenza nella loro composizione restituisce valori di resistenza alla compressione significativamente differenti. Si è posto il granulo da testare tra i due battenti in metallo della pressa e si è eseguita la compressione, misurando la forza di picco alla quale il granulo si frantuma (in kg/cm^2). La resistenza dei granuli formati da matrice mista di limi e argille + sabbie è chiaramente maggiore di quella dei granuli formati solamente da limi e argille, i cui risultati sono riportati nel capitolo 7.2.3.

7. Risultati

Il suolo prelevato dal sito è stato diviso in diversi sotto-campioni che sono stati sottoposti ad analisi chimica, per individuare il livello di contaminazione, e test di cessione, per valutare il rilascio di contaminanti dalla matrice all'ambiente. Dai campioni utilizzati per il soil washing (PC1, PC5, PC7, PC8 e PC10), sono stati separati 4 sotto-campioni, di massa ca. 1 kg l'uno: un sotto-campione tal quale, uno a granulometria superiore ai 2 mm, uno a granulometria inferiore ai 2 mm (sabbia) e uno contenente limi e argille.

7.1. Analisi dei campioni di suolo: tal quale e dopo soil washing

L'analisi di contenuto totale sui campioni tal quali serve a identificare i principali contaminanti indicati nel D.Lgs. 152/2006 All. 5, Parte IV, Tab. 1 (soglie di contaminazione suolo e sottosuolo) e quindi l'entità della contaminazione del sito allo stato attuale. Le analisi eseguite sulle diverse frazioni granulometriche sono volte a indicare la concentrazione dei contaminanti in ogni frazione.

I test di cessione, con lo scopo di identificare la tendenza del suolo a rilasciare i contaminanti in ambiente, si sono basati sui parametri considerati dal D.Lgs. 152/2006 All. 5, Parte IV, Tab. 2 (soglie di Contaminazione acque sotterranee); in aggiunta si sono considerati anche i parametri e limiti contenuti nel D.M. 186/2006 (rifiuti non pericolosi sottoposti a procedure semplificate di recupero).

7.1.1. Analisi di contenuto totale dei campioni di suolo

Sono stati ricercati i principali composti inorganici identificati nelle indagini precedenti; l'estrazione degli analiti dalla matrice è avvenuta attraverso riscaldamento a microonde e digestione acida (metodo EPA 3051A 2007) e la determinazione del contenuto totale è avvenuta tramite ICP-AES (metodo EPA 6010D 2018), a esclusione del Mercurio, estratto attraverso decomposizione termica e analizzato tramite spettrofotometria ad assorbimento atomico (metodo EPA 7473 2007).

I composti organici indagati sono stati il Benzene (estratto attraverso metodo EPA 5021A 2014 e analizzato tramite GC/MS specifica per composti organici volatili, metodo EPA 8260D 2018), IPA (estratti con ultrasuoni, metodo EPA 3550C 2007, e analizzati attraverso

GC/MS specifica per composti organici semivolatili, metodo EPA 8270E 2018), idrocarburi pesanti C > 12 (estratti con metodo EPA 3550C 2007, lo stesso utilizzato per gli IPA, e determinati attraverso metodo EPA 8015C 2007, GC per la determinazione di composti organici non alogenati) e pesticidi clorurati, ovvero DDD, DDT e DDE (estratti e analizzati con gli stessi metodi utilizzati per gli IPA, metodi EPA 3550C 2007 ed EPA 8270E 2018).

I risultati, relativi ai campioni di suolo tal quale, sono consultabili nella Tabella 12. I livelli di contaminazione sono stati confrontati con i limiti di legge indicati nel D.Lgs. n° 152/2006 All. 5, Parte IV (che disciplina lo smaltimento o il recupero di rifiuti pericolosi), Tab. 1, colonna A (per aree a uso verde pubblico, privato e residenziale; i limiti in questo caso sono più stringenti) e colonna B (per aree a uso commerciale e industriale, con limiti più elevati). Sono evidenziati in verde i valori che superano i limiti di colonna A e in azzurro quelli che superano i limiti di colonna B.

Denominazione		Tal quale PC1	Tal quale PC5	Tal quale PC7	Tal quale PC8	Tal quale PC10			
Parametro	U. M.						LOQ	DLgs 152/2006 All 5 Tab 1 Res Verde	DLgs 152/2006 All 5 Tab 1 Com- Ind
Scheletro	% s.s.	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	0,1		
Residuo secco a 105 °C	%	83,8 (±6,1)	81,4 (±6,1)	89,8 (±6,1)	87,3 (±6,1)	89,5 (±6,1)	0,1		
COMPOSTI INORGANICI									
Antimonio	mg/Kg s.s.	2,00 (±0,30)	2,10 (±0,30)	2,20 (±0,30)	2,00 (±0,30)	2,00 (±0,30)	1	10	30
Arsenico	mg/Kg s.s.	10,0 (±1,5)	11,5 (±1,5)	11,0 (±1,5)	10,0 (±1,5)	9,3 (±1,5)	1	20	50
Mercurio	mg/Kg s.s.	3,05 (±0,56)	3,15 (±0,56)	4,25 (±0,56)	3,73 (±0,56)	3,38 (±0,56)	0,005	1	5
Piombo	mg/Kg s.s.	65 (±11)	67 (±11)	83 (±11)	72 (±11)	55 (±11)	1	100	1000
Rame	mg/Kg s.s.	22,4 (±3,9)	23,2 (±3,9)	26,4 (±3,9)	25,8 (±3,9)	24,1 (±3,9)	0,5	120	600
Zinco	mg/Kg s.s.	68 (±12)	72 (±12)	88 (±12)	79 (±12)	71 (±12)	0,5	150	1500
COMPOSTI ORGANICI AROMATICI									
Benzene	mg/Kg s.s.	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	0,005	0,1	2
IDROCARBURI POLICICLICI AROMATICI									
Naftalene	mg/Kg s.s.	< 0,01	< 0,01	0,0100 (±0,0025)	0,0100 (±0,0025)	< 0,01	0,01		
Acenaftilene	mg/Kg s.s.	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	0,01		
Acenaftene	mg/Kg s.s.	0,0100 (±0,0025)	< 0,01	0,0100 (±0,0050)	0,0200 (±0,0050)	0,0100 (±0,0025)	0,01		
Fluorene	mg/Kg s.s.	0,0100 (±0,0025)	< 0,01	0,0100 (±0,0050)	0,0200 (±0,0050)	0,0200 (±0,0050)	0,01		
Fenantrene	mg/Kg s.s.	0,320 (±0,095)	0,350 (±0,095)	0,400 (±0,095)	0,380 (±0,095)	0,300 (±0,075)	0,01		
Antracene	mg/Kg s.s.	0,0100 (±0,0025)	< 0,01	0,100 (±0,028)	0,110 (±0,028)	0,0100 (±0,0025)	0,01		
Fluorantene	mg/Kg s.s.	0,150 (±0,048)	0,160 (±0,048)	0,200 (±0,048)	0,190 (±0,048)	0,180 (±0,048)	0,01		
Pirene (A)	mg/Kg s.s.	0,55 (±0,16)	0,60 (±0,16)	0,78 (±0,16)	0,64 (±0,16)	0,55 (±0,16)	0,01	5	50
Benzo(a)antracene (B)	mg/Kg s.s.	0,35 (±0,11)	0,45 (±0,11)	0,55 (±0,11)	0,44 (±0,11)	0,40 (±0,11)	0,01	0,5	10
Crisene (C)	mg/Kg s.s.	0,30 (±0,10)	0,40 (±0,10)	0,50 (±0,10)	0,40 (±0,10)	0,35 (±0,10)	0,01	5	50
Benzo(b)fluorantene (D)	mg/Kg s.s.	0,45 (±0,14)	0,50 (±0,14)	0,60 (±0,14)	0,54 (±0,14)	0,46 (±0,14)	0,01	0,5	10
Benzo(k)fluorantene (E)	mg/Kg s.s.	0,230 (±0,073)	0,235 (±0,073)	0,300 (±0,073)	0,290 (±0,073)	0,250 (±0,073)	0,01	0,5	10
Benzo(a)pirene (F)	mg/Kg s.s.	0,40 (±0,10)	0,45 (±0,10)	0,50 (±0,10)	0,41 (±0,10)	0,32 (±0,10)	0,01	0,1	10
Indeno(1,2,3-cd)pirene (G)	mg/Kg s.s.	0,215 (±0,068)	0,250 (±0,068)	0,280 (±0,068)	0,270 (±0,068)	0,210 (±0,068)	0,01	0,1	5
Dibenzo(a,h)antracene (H)	mg/Kg s.s.	0,060 (±0,018)	0,070 (±0,018)	0,088 (±0,018)	0,070 (±0,018)	0,060 (±0,018)	0,01	0,1	10
Benzo(ghi)perilene (I)	mg/Kg s.s.	0,200 (±0,060)	0,210 (±0,060)	0,290 (±0,060)	0,240 (±0,060)	0,180 (±0,060)	0,01	0,1	10
Dibenzo(a,e)pirene (L)	mg/Kg s.s.	0,150 (±0,045)	0,185 (±0,045)	0,205 (±0,045)	0,180 (±0,045)	0,170 (±0,045)	0,01	0,1	10
Dibenzo(a,h)pirene (M)	mg/Kg s.s.	0,110 (±0,030)	0,0100 (±0,0050)	0,150 (±0,030)	0,120 (±0,030)	0,090 (±0,030)	0,01	0,1	10
Dibenzo(a,i)pirene (N)	mg/Kg s.s.	0,040 (±0,013)	0,040 (±0,013)	0,060 (±0,013)	0,050 (±0,013)	< 0,01	0,01	0,1	10
Dibenzo(a,l)pirene (O)	mg/Kg s.s.	0,040 (±0,013)	0,035 (±0,013)	0,050 (±0,013)	0,050 (±0,013)	0,050 (±0,013)	0,01	0,1	10
Somm. policiclici aromatici (da A a O)	mg/Kg s.s.	3,09 (±0,93)	3,45 (±0,93)	4,35 (±0,93)	3,70 (±0,93)	3,44 (±0,93)	0,01	10	100
FITOFARMACI									
DDD, DDT, DDE	mg/Kg s.s.	0,00300 (±0,00075)	0,00350 (±0,00075)	0,00350 (±0,00075)	0,00300 (±0,00075)	0,002950 (±0,00075)	0,001	0,01	0,1
IDROCARBURI									
Idrocarburi pesanti (C>12)	mg/Kg s.s.	20,0 (±6,5)	26,0 (±6,5)	31,0 (±6,5)	26,0 (±6,5)	26,0 (±6,5)	5	50	750

Tabella 12: risultati analisi contenuto totale per i campioni di suolo tal quale

Le analisi di contenuto totale effettuate sui campioni tal quali confermano la contaminazione da parte di Mercurio, che supera i limiti di colonna A in tutti i campioni indagati, presentando una concentrazione media di $3,51 \pm 1,09$ mg/kg; nel campione PC7 i valori sono prossimi ai limiti di concentrazioni indicati in colonna B nel campione PC7 ($4,25 \pm 0,56$ mg/kg). Importanti superamenti sono anche a carico di alcuni IPA: nel caso di Benzo(a)pirene ($0,42 \pm 0,18$ mg/kg), Indeno(1,2,3-cd)pirene ($0,25 \pm 0,07$ mg/kg) e Benzo(ghi)perilene ($0,22 \pm 0,11$ mg/kg) le loro concentrazioni medie nei campioni di suolo superano significativamente i limiti di legge indicati in colonna A. Per gli altri IPA, ovvero Benzo(b)fluorantene, Dibenzo(a,e)pirene e Dibenzo(a,h)pirene i superamenti si sono rivelati di minor entità.

Di seguito vengono riportati i risultati effettuati sulle diverse frazioni granulometriche di suolo dopo le operazioni di soil washing, per identificare la distribuzione della contaminazione nelle diverse frazioni considerate. Le Tabelle 13 e 14 indicano i risultati per le frazioni granulometriche rispettivamente di PC7 e PC10 (tabelle relative agli altri campioni in Appendice B).

Denominazione		Tal quale PC7	Granulometria >2 mm PC7	Granulometria <2 mm PC7	limi e argille PC7			
Parametro	U. M.					LOQ	DLgs 152/2006 All 5 Tab 1 Res Verde	DLgs 152/2006 All 5 Tab 1 Com-Ind
Scheletro	% s.s.	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	0,1		
Residuo secco a 105 °C	%	89,8 (±6,1)	95,5 (±6,4)	95,8 (±6,6)	97,4 (±6,9)	0,1		
COMPOSTI INORGANICI								
Antimonio	mg/Kg s.s.	2,20 (±0,30)	2,30 (±0,30)	7,5 (±1,1)	8,7 (±1,2)	1	10	30
Arsenico	mg/Kg s.s.	11,0 (±1,5)	3,40 (±0,45)	21,0 (±2,9)	27,0 (±3,8)	1	20	50
Mercurio	mg/Kg s.s.	4,25 (±0,56)	0,0400 (±0,0053)	6,10 (±0,80)	20,2 (±2,8)	0,005	1	5
Piombo	mg/Kg s.s.	83 (±11)	4,00 (±0,60)	90 (±12)	225 (±30)	1	100	1000
Rame	mg/Kg s.s.	26,4 (±3,9)	15,7 (±2,1)	46,8 (±6,9)	116 (±15)	0,5	120	600
Zinco	mg/Kg s.s.	88 (±12)	47,6 (±6,7)	178 (±23)	329 (±44)	0,5	150	1500
COMPOSTI ORGANICI AROMATICI								
Benzene	mg/Kg s.s.	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	0,005	0,1	2
IDROCARBURI POLICICLICI AROMATICI								
Naftalene	mg/Kg s.s.	0,0100 (±0,0025)	0,0100 (±0,0025)	0,160 (±0,033)	0,0150 (±0,0050)	0,01		
Acenafilene	mg/Kg s.s.	< 0,01	< 0,01	0,0100 (±0,0025)	0,0100 (±0,0025)	0,01		
Acenaftene	mg/Kg s.s.	0,0100 (±0,0050)	< 0,01	0,0150 (±0,0050)	0,0100 (±0,0025)	0,01		
Fluorene	mg/Kg s.s.	0,0100 (±0,0050)	0,0100 (±0,0025)	0,0350 (±0,0075)	0,0100 (±0,0025)	0,01		
Fenantrene	mg/Kg s.s.	0,400 (±0,095)	0,0110 (±0,0025)	0,54 (±0,12)	0,230 (±0,055)	0,01		
Antracene	mg/Kg s.s.	0,100 (±0,028)	< 0,01	0,100 (±0,018)	0,100 (±0,013)	0,01		
Fluorantene	mg/Kg s.s.	0,200 (±0,048)	< 0,01	0,250 (±0,058)	0,200 (±0,045)	0,01		
Pirene (A)	mg/Kg s.s.	0,78 (±0,16)	< 0,01	0,50 (±0,11)	0,94 (±0,19)	0,01	5	50
Benzo(a)antracene (B)	mg/Kg s.s.	0,55 (±0,11)	0,0100 (±0,0025)	0,290 (±0,065)	0,62 (±0,13)	0,01	0,5	10
Crisene (C)	mg/Kg s.s.	0,50 (±0,10)	< 0,01	0,310 (±0,070)	0,65 (±0,14)	0,01	5	50
Benzo(b)fluorantene (D)	mg/Kg s.s.	0,60 (±0,14)	0,0100 (±0,0025)	0,400 (±0,098)	1,05 (±0,22)	0,01	0,5	10
Benzo(k)fluorantene (E)	mg/Kg s.s.	0,300 (±0,073)	< 0,01	0,170 (±0,035)	0,355 (±0,088)	0,01	0,5	10
Benzo(a)pirene (F)	mg/Kg s.s.	0,50 (±0,10)	< 0,01	0,250 (±0,068)	0,67 (±0,15)	0,01	0,1	10
Indeno(1,2,3-cd)pirene (G)	mg/Kg s.s.	0,280 (±0,068)	< 0,01	0,200 (±0,040)	0,53 (±0,12)	0,01	0,1	5
Dibenzo(a,h)antracene (H)	mg/Kg s.s.	0,088 (±0,018)	< 0,01	0,040 (±0,010)	0,153 (±0,033)	0,01	0,1	10
Benzo(ghi)perilene (I)	mg/Kg s.s.	0,290 (±0,060)	< 0,01	0,180 (±0,048)	0,61 (±0,10)	0,01	0,1	10
Dibenzo(a,e)pirene (L)	mg/Kg s.s.	0,205 (±0,045)	< 0,01	0,085 (±0,018)	0,415 (±0,085)	0,01	0,1	10
Dibenzo(a,h)pirene (M)	mg/Kg s.s.	0,150 (±0,030)	< 0,01	0,050 (±0,013)	0,135 (±0,025)	0,01	0,1	10
Dibenzo(a,i)pirene (N)	mg/Kg s.s.	0,060 (±0,013)	< 0,01	0,0355 (±0,0075)	0,063 (±0,013)	0,01	0,1	10
Dibenzo(a,l)pirene (O)	mg/Kg s.s.	0,050 (±0,013)	< 0,01	0,050 (±0,010)	0,060 (±0,013)	0,01	0,1	10
Somm. policiclici aromatici (da A a O)	mg/Kg s.s.	4,35 (±0,93)	0,02 (±0,005)	2,56 (±0,59)	6,8 (±1,3)	0,01	10	100
FITOFARMACI								
DDD, DDT, DDE	mg/Kg s.s.	0,00350 (±0,00075)	< 0,001	0,0140 (±0,0033)	0,0300 (±0,0070)	0,001	0,01	0,1
IDROCARBURI								
Idrocarburi pesanti (C>12)	mg/Kg s.s.	31,0 (±6,5)	16,1 (±3,8)	94 (±20)	43,0 (±9,8)	5	50	750

Tabella 13: risultati delle analisi di contenuto totale delle varie frazioni granulometriche di PC7

Denominazione		Tal quale PC10	Granulometria >2 mm PC10	Granulometria <2 mm PC10	limi e argille PC10			
Parametro	U. M.					LOQ	DLgs 152/2006 All 5 Tab 1 Res Verde	DLgs 152/2006 All 5 Tab 1 Com-Ind
Scheletro	% s.s.	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	0,1		
Residuo secco a 105 °C	%	89,5 (±6,1)	93,7 (±6,4)	91,6 (±6,6)	96,9 (±6,9)	0,1		
COMPOSTI INORGANICI								
Antimonio	mg/Kg s.s.	2,00 (±0,30)	2,15 (±0,30)	7,3 (±1,1)	8,8 (±1,2)	1	10	30
Arsenico	mg/Kg s.s.	9,3 (±1,5)	2,70 (±0,45)	18,1 (±2,9)	23,8 (±3,8)	1	20	50
Mercurio	mg/Kg s.s.	3,38 (±0,56)	0,0295 (±0,0053)	4,90 (±0,80)	16,5 (±2,8)	0,005	1	5
Piombo	mg/Kg s.s.	55 (±11)	3,15 (±0,60)	62 (±12)	145 (±30)	1	100	1000
Rame	mg/Kg s.s.	24,1 (±3,9)	13,4 (±2,1)	39,2 (±6,9)	97 (±15)	0,5	120	600
Zinco	mg/Kg s.s.	71 (±12)	40,2 (±6,7)	139 (±23)	271 (±44)	0,5	150	1500
COMPOSTI ORGANICI AROMATICI								
Benzene	mg/Kg s.s.	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	0,005	0,1	2
IDROCARBURI POLICICLICI AROMATICI								
Naftalene	mg/Kg s.s.	< 0,01	< 0,01	0,125 (±0,033)	0,0220 (±0,0050)	0,01		
Acenaftilene	mg/Kg s.s.	< 0,01	< 0,01	< 0,01	0,0100 (±0,0025)	0,01		
Acenaftene	mg/Kg s.s.	0,0100 (±0,0025)	< 0,01	0,0200 (±0,0050)	0,0100 (±0,0025)	0,01		
Fluorene	mg/Kg s.s.	0,0200 (±0,0050)	< 0,01	0,0200 (±0,0050)	0,0100 (±0,0025)	0,01		
Fenantrene	mg/Kg s.s.	0,300 (±0,075)	< 0,01	0,38 (±0,12)	0,200 (±0,050)	0,01		
Antracene	mg/Kg s.s.	0,0100 (±0,0025)	< 0,01	0,050 (±0,013)	0,050 (±0,013)	0,01		
Fluorantene	mg/Kg s.s.	0,180 (±0,048)	< 0,01	0,0200 (±0,0050)	0,160 (±0,045)	0,01		
Pirene (A)	mg/Kg s.s.	0,55 (±0,16)	< 0,01	0,40 (±0,11)	0,70 (±0,19)	0,01	5	50
Benzo(a)antracene (B)	mg/Kg s.s.	0,40 (±0,11)	< 0,01	0,0200 (±0,0050)	0,43 (±0,13)	0,01	0,5	10
Crisene (C)	mg/Kg s.s.	0,35 (±0,10)	< 0,01	0,210 (±0,070)	0,50 (±0,14)	0,01	5	50
Benzo(b)fluorantene (D)	mg/Kg s.s.	0,46 (±0,14)	< 0,01	0,330 (±0,098)	0,65 (±0,22)	0,01	0,5	10
Benzo(k)fluorantene (E)	mg/Kg s.s.	0,250 (±0,073)	< 0,01	0,125 (±0,035)	0,290 (±0,088)	0,01	0,5	10
Benzo(a)pirene (F)	mg/Kg s.s.	0,32 (±0,10)	< 0,01	0,220 (±0,068)	0,55 (±0,15)	0,01	0,1	10
Indeno(1,2,3-cd)pirene (G)	mg/Kg s.s.	0,210 (±0,068)	< 0,01	0,150 (±0,040)	0,36 (±0,12)	0,01	0,1	5
Dibenzo(a,h)antracene (H)	mg/Kg s.s.	0,060 (±0,018)	< 0,01	0,035 (±0,010)	0,0100 (±0,0025)	0,01	0,1	10
Benzo(ghi)perilene (I)	mg/Kg s.s.	0,180 (±0,060)	< 0,01	0,185 (±0,048)	0,36 (±0,10)	0,01	0,1	10
Dibenzo(a,e)pirene (L)	mg/Kg s.s.	0,170 (±0,045)	< 0,01	0,065 (±0,018)	0,225 (±0,085)	0,01	0,1	10
Dibenzo(a,h)pirene (M)	mg/Kg s.s.	0,090 (±0,030)	< 0,01	0,035 (±0,013)	0,110 (±0,025)	0,01	0,1	10
Dibenzo(a,i)pirene (N)	mg/Kg s.s.	< 0,01	< 0,01	0,0225 (±0,0075)	0,050 (±0,013)	0,01	0,1	10
Dibenzo(a,l)pirene (O)	mg/Kg s.s.	0,050 (±0,013)	< 0,01	0,030 (±0,010)	0,0100 (±0,0025)	0,01	0,1	10
Somm. policiclici aromatici (da A a O)	mg/Kg s.s.	3,44 (±0,93)	< 0,01	1,83 (±0,59)	3,7 (±1,3)	0,01	10	100
FITOFARMACI								
DDD, DDT, DDE	mg/Kg s.s.	0,002950 (±0,00075)	< 0,001	0,0110 (±0,0033)	0,0230 (±0,0070)	0,001	0,01	0,1
IDROCARBURI								
Idrocarburi pesanti (C>12)	mg/Kg s.s.	26,0 (±6,5)	14,2 (±3,8)	75 (±20)	33,4 (±9,8)	5	50	750

Tabella 14: risultati delle analisi di contenuto totale delle varie frazioni granulometriche di PC10

I risultati delle analisi chimiche di contenuto totale effettuate sulle diverse frazioni granulometriche indagate indicano un livello di contaminazione da metalli, IPA, idrocarburi pesanti (C > 12) e pesticidi. La frazione a granulometria inferiore (limi e argille) risulta, come prevedibile, la più contaminata, sia in termini di numero di parametri che superano i limiti di legge, sia per la loro concentrazione.

Per quanto riguarda i campioni di suolo PC7 (Tabella 13), essi presentano superamenti dei limiti di colonna A per numerosi composti inorganici e per IPA; il Mercurio è il solo composto inorganico che supera il limite imposto dal D.Lgs. n° 152/2006 All. 5, Parte IV, Tab. 1, colonna B fissato a 5 mg/kg nei campioni a granulometria inferiore a 2 mm e limi e argille. Altri composti inorganici di cui si rilevano superamenti dei limiti di legge da parte Arsenico, Piombo e Zinco, anch'essi maggiormente concentrati nelle frazioni di suolo più fine; si rilevano superamenti solamente della colonna A. Per gli IPA invece i superamenti dei limiti di colonna A sono più numerosi e riguardano soprattutto Benzo(a)pirene, Benzo(ghi)perilene e Indeno(1,2,3-cd)pirene, maggiormente concentrati nelle frazioni di limi e argille. Si rilevano superamenti anche da parte di pesticidi (DDD, DDT, DDE) nelle frazioni di sabbie fini (< 2 mm) e limi e argille, mentre tale superamento non è stato riscontrato nelle analisi dei campioni tal quali. I campioni di suolo a granulometria superiore ai 2 mm non presentano superamenti né da parte di composti inorganici né da parte di composti organici (come in tutti gli altri campioni), al contrario molti parametri sono al di sotto dei Limiti di Quantificazione strumentale. Il suolo tal quale presenta una contaminazione da inorganici e IPA minore rispetto ai campioni a granulometria fine (sabbie sotto i 2 mm e limi e argille), ma essa è maggiore rispetto al campione a granulometria maggiore di 2 mm; ciò potrebbe essere dovuto al fatto che nelle operazioni di lavaggio del suolo le particelle fini adese a quelle più grossolane sono state dilavate verso frazioni a granulometria più fine.

Tali risultati sono analoghi anche per gli altri campioni: le frazioni sotto i 2 mm e limi e argille sono le maggiormente contaminate (nelle frazioni di limi e argille il Mercurio supera sempre i limiti della colonna B e in 3 campioni su 5 la supera anche nelle frazioni di sabbia sotto i 2 mm). Le frazioni di sabbie sopra i 2 mm presentano concentrazioni di contaminanti molto basse per tutti i campioni. I tal quali di tutti i campioni presentano livelli di contaminazione simili alle frazioni di sabbia sotto i 2 mm, ma di gran lunga inferiori rispetto alle frazioni di limi e argille.

7.1.2. Test di cessione sui campioni di suolo

Per quanto riguarda i test di cessione, per valutare quantitativamente la mobilità dei contaminanti inorganici all'interno campioni analizzati, le operazioni di campionamento manuale, preparazione dei campioni e analisi degli eluati per tutti i parametri analizzati sono state conformi alla normativa UNI 10802:2013; la caratterizzazione del lisciviato è avvenuta con metodi indicati dalla norma UNI EN 12457-2:2004 (Caratterizzazione dei rifiuti - Lisciviazione - Prova di conformità per la lisciviazione di rifiuti granulari e fanghi); la caratterizzazione del rifiuto è avvenuta seguendo i metodi indicati dalla norma UNI EN 16192:2012 (Caratterizzazione dei rifiuti - analisi degli eluati).

Per la determinazione degli analiti sono stati utilizzati diversi metodi, a seconda della natura dell'analita ricercato: la determinazione degli anioni disciolti (nitrati, fluoruri, solfati e cloruri) si è ricorso a cromatografia ionica in fase liquida (norma UNI EN ISO 10304-1:2009), mentre lo ione cianuro è stato determinato con seguendo la norma ISO 6703-1:1984. I composti inorganici (compreso il Mercurio) sono stati determinati attraverso ICP-MS (norma UNI EN ISO 17294-2:2016).

In seguito sono riportati i risultati dei test di cessione eseguiti sui campioni di suolo tal quale per i 5 campioni di suolo considerati (Tabella 15).

Tipo: Test di cessione D.M. n°186 05/04/2006 GU n°115 del 19/05/2006									
Denominazione		Tal quale PC1	Tal quale PC5	Tal quale PC7	Tal quale PC8	Tal quale PC10			
Parametro	U. M.						LOQ	D.lgs. 152/2006 All. 5	DM 186/2006 All. 3
Nitrati (ione nitrato)	mg/L	2,10 (±0,29)	2,30 (±0,29)	2,65 (±0,29)	2,40 (±0,29)	2,30 (±0,29)	0,1		50
Fluoruri (ione fluoruro)	mg/L	0,610 (±0,080)	0,590 (±0,080)	0,740 (±0,080)	0,670 (±0,080)	0,630 (±0,080)	0,1	1,5	1,5
Solfati (ione solfato)	mg/L	9,7 (±1,3)	10,1 (±1,3)	11,4 (±1,3)	10,9 (±1,3)	10,1 (±1,3)	0,1	250	250
Cloruri (ione cloruro)	mg/L	1,45 (±0,20)	1,45 (±0,20)	1,85 (±0,20)	1,65 (±0,20)	1,45 (±0,20)	0,1		100
Cianuri totali (ione cianuro)	µg/L	< 20	< 20	< 20	< 20	< 20	20	50	50
Bario	mg/L	0,100 (±0,018)	0,100 (±0,018)	0,128 (±0,018)	0,119 (±0,018)	0,100 (±0,018)	0,0005		1
Rame	mg/L	0,0186 (±0,0032)	0,0195 (±0,0032)	0,0235 (±0,0032)	0,0215 (±0,0032)	0,0205 (±0,0032)	0,0001	1	0,05
Zinco	mg/L	0,0410 (±0,0072)	0,0410 (±0,0072)	0,0524 (±0,0072)	0,0480 (±0,0072)	0,0430 (±0,0072)	0,005	3	3
Berillio	µg/L	0,90 (±0,015)	< 0,1	0,100 (±0,015)	0,100 (±0,015)	< 0,1	0,1	4	10
Cobalto	µg/L	1,10 (±0,18)	1,10 (±0,18)	1,20 (±0,18)	1,20 (±0,18)	1,10 (±0,18)	0,1	50	250
Nichel	µg/L	2,70 (±0,47)	3,00 (±0,47)	3,50 (±0,47)	3,10 (±0,47)	2,90 (±0,47)	0,5	20	10
Vanadio	µg/L	6,3 (±1,1)	6,2 (±1,1)	7,9 (±1,1)	7,0 (±1,1)	6,5 (±1,1)	0,1		250
Arsenico	µg/L	8,6 (±1,4)	8,0 (±1,4)	10,2 (±1,4)	9,0 (±1,4)	9,2 (±1,4)	0,1	10	50
Cadmio	µg/L	< 0,1	0,100 (±0,015)	0,110 (±0,015)	0,100 (±0,015)	0,095 (±0,015)	0,1	5	5
Cromo totale	µg/L	4,30 (±0,74)	4,60 (±0,74)	5,50 (±0,74)	4,90 (±0,74)	4,20 (±0,74)	0,1	50	50
Piombo	µg/L	41,3 (±6,9)	40,6 (±6,9)	52,7 (±6,9)	45,7 (±6,9)	40,7 (±6,9)	0,1	10	50
Selenio	µg/L	2,45 (±0,39)	2,50 (±0,39)	2,90 (±0,39)	2,60 (±0,39)	2,60 (±0,39)	0,5	10	10
Mercurio	µg/L	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	0,1	1	1
Amianto	mg/L	assente	assente	assente	assente	assente	1		30
COD	mg/L	9,0 (±1,2)	9,8 (±1,2)	11,0 (±1,2)	10,0 (±1,2)	10,0 (±1,2)	5		30
pH	unità pH	8,35 (±0,41)	8,37 (±0,41)	8,47 (±0,41)	8,27 (±0,41)	8,27 (±0,41)			5,5 - 12,0

Tabella 15: risultati test di cessione per i suoli tal quali

Non vi sono importanti superamenti dei limiti di legge dati dal D.Lgs. 152/2006 Allegato 5, Parte IV, Tab. 2, relativo alle acque sotterranee da parte degli analiti ricercati, ad esclusione del Piombo, che supera ampiamente i limiti in tutti i campioni analizzati. Un leggero superamento dei limiti tabellari è riscontrato anche per l'Arsenico nel campione PC7. Siccome il D.Lgs. 152/2006 non presenta i limiti per tutti i parametri identificati nelle analisi di contenuto totale, i risultati sono stati confrontati anche ai limiti tabellari imposti dal D.M. n° 186 del 05/04/2006 All. 3. In questo caso, solamente per il PC7, vi è un singolo superamento del limite di concentrazione, sempre a carico del Piombo.

I risultati relativi alle diverse frazioni granulometriche di PC7 e PC10 sono riportati rispettivamente nelle Tabelle 16 e 17 (le tabelle relative agli altri campioni vengono riportate in Appendice C).

Tipo: Test di cessione D.M. n°186 05/04/2006 GU n°115 del 19/05/2006								
Denominazione		Tal quale PC7	Granulometria > 2mm PC7	Granulometria <2 mm PC7	Limi e argille PC7			
Parametro	U. M.					LOQ	D.Lgs. 152/2006 All. 5	DM 186/2006 All 3
Nitrati (ione nitrato)	mg/L	2,65 (±0,29)	2,45 (±0,26)	2,30 (±0,25)	2,40 (±0,26)	0,1		50
Fluoruri (ione fluoruro)	mg/L	0,740 (±0,080)	0,860 (±0,096)	0,480 (±0,052)	0,95 (±0,10)	0,1	1,5	1,5
Solfati (ione solfato)	mg/L	11,4 (±1,3)	10,6 (±1,2)	4,10 (±0,44)	9,4 (±1,1)	0,1	250	250
Cloruri (ione cloruro)	mg/L	1,85 (±0,20)	5,35 (±0,58)	2,70 (±0,30)	3,61 (±0,40)	0,1		100
Cianuri totali (ione cianuro)	µg/L	< 20	< 20	< 20	< 20	20	50	50
Bario	mg/L	0,128 (±0,018)	0,106 (±0,014)	0,101 (±0,015)	0,120 (±0,016)	0,0005		1
Rame	mg/L	0,0235 (±0,0032)	0,00350 (±0,00047)	0,03749 (±0,0052)	0,0179 (±0,0024)	0,0001	1	0,05
Zinco	mg/L	0,0524 (±0,0072)	0,00565 (±0,00075)	0,0740 (±0,0099)	0,0195 (±0,0026)	0,005	3	3
Berillio	µg/L	0,100 (±0,015)	< 0,1	0,100 (±0,015)	0,115 (±0,015)	0,1	4	10
Cobalto	µg/L	1,20 (±0,18)	0,225 (±0,030)	2,85 (±0,39)	0,500 (±0,075)	0,1	50	250
Nichel	µg/L	3,50 (±0,47)	0,540 (±0,075)	5,10 (±0,72)	1,85 (±0,24)	0,5	20	10
Vanadio	µg/L	7,9 (±1,1)	2,20 (±0,30)	10,0 (±1,3)	4,30 (±0,57)	0,1		250
Arsenico	µg/L	10,2 (±1,4)	2,90 (±0,39)	2,5 (±2,9)	6,10 (±0,86)	0,1	10	50
Cadmio	µg/L	0,110 (±0,015)	< 0,1	0,235 (±0,030)	0,110 (±0,015)	0,1	5	5
Cromo totale	µg/L	5,50 (±0,74)	1,20 (±0,17)	6,60 (±0,89)	3,95 (±0,53)	0,1	50	50
Piombo	µg/L	52,7 (±6,9)	3,10 (±0,42)	139 (±19)	14,8 (±2,1)	0,1	10	50
Selenio	µg/L	2,90 (±0,39)	2,70 (±0,36)	1,90 (±0,26)	1,65 (±0,23)	0,5	10	10
Mercurio	µg/L	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	0,1	1	1
Amianto	mg/L	assente	assente	assente	assente	1		30
COD	mg/L	11,0 (±1,2)	10,0 (±1,1)	12,0 (±1,3)	21,5 (±2,3)	5		30
pH	unità pH	8,47 (±0,41)	8,25 (±0,42)	8,73(±0,43)	8,75 (±0,42)			5,5 - 12,0

Tabella 16: risultati relativi a test di cessione effettuati sulle diverse frazioni granulometriche di PC7

Tipo: Test di cessione D.M. n°186 05/04/2006 GU								
Denominazione		Tal quale PC10	Granulometria > 2mm PC10	Granulometria <2 mm PC10	Limi e argille PC10			
Parametro	U. M.					LOQ	D.Lgs. 152/2006 All. 5	DM 186/2006 All 3
Nitrati (ione nitrato)	mg/L	2,30 (±0,29)	2,15 (±0,26)	2,00 (±0,25)	2,00 (±0,26)	0,1		50
Fluoruri (ione fluoruro)	mg/L	0,630 (±0,080)	0,785 (±0,096)	0,410 (±0,052)	0,79 (±0,10)	0,1	1,5	1,5
Solfati (ione solfato)	mg/L	10,1 (±1,3)	9,12(±1,2)	3,45 (±0,44)	9,0 (±1,1)	0,1	250	250
Cloruri (ione cloruro)	mg/L	1,45 (±0,20)	4,75 (±0,58)	2,45 (±0,30)	3,20 (±0,40)	0,1		100
Cianuri totali (ione cianuro)	µg/L	< 20	< 20	< 20	< 20	20	50	50
Bario	mg/L	0,100 (±0,018)	0,087 (±0,014)	0,97 (±0,015)	0,39 (±0,016)	0,0005		1
Rame	mg/L	0,0205 (±0,0032)	0,00300 (±0,00047)	0,0318 (±0,0052)	0,0123 (±0,0024)	0,0001	1	0,05
Zinco	mg/L	0,0430 (±0,0072)	0,00500 (±0,00075)	0,0630 (±0,0099)	0,0160 (±0,0026)	0,005	3	3
Berillio	µg/L	< 0,1	< 0,1	0,100 (±0,015)	0,100 (±0,015)	0,1	4	10
Cobalto	µg/L	1,10 (±0,18)	0,190 (±0,030)	2,50 (±0,39)	0,480 (±0,075)	0,1	50	250
Nichel	µg/L	2,90 (±0,47)	0,460 (±0,075)	4,40 (±0,72)	1,90 (±0,24)	0,5	20	10
Vanadio	µg/L	6,5 (±1,1)	2,20 (±0,30)	8,4 (±1,3)	3,60 (±0,57)	0,1		250
Arsenico	µg/L	9,2 (±1,4)	2,30 (±0,39)	20,1 (±2,9)	5,30 (±0,86)	0,1	10	50
Cadmio	µg/L	0,095 (±0,015)	0,100 (±0,015)	0,200 (±0,030)	< 0,1	0,1	5	5
Cromo totale	µg/L	4,20 (±0,74)	0,100 (±0,015)	5,70 (±0,89)	3,10 (±0,53)	0,1	50	50
Piombo	µg/L	40,7 (±6,9)	2,75 (±0,42)	105 (±19)	13,9 (±2,1)	0,1	10	50
Selenio	µg/L	2,60 (±0,39)	2,40 (±0,36)	1,65 (±0,26)	1,50 (±0,23)	0,5	10	10
Mercurio	µg/L	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	0,1	1	1
Amianto	mg/L	assente	assente	assente	assente	1		30
COD	mg/L	10,0 (±1,2)	9,0 (±1,1)	10,7 (±1,3)	19,0 (±2,3)	5		30
pH	unità pH	8,27 (±0,41)	8,35 (±0,42)	8,56 (±0,43)	8,33 (±0,42)			5,5 - 12,0

Tabella 17: risultati relativi a test di cessione effettuati sulle diverse frazioni granulometriche di PC10

Anche in questo caso i superamenti dei limiti di legge sono imputabili al Piombo, che vede la sua concentrazione nell'eluato aumentare più del doppio rispetto al suolo tal quale, superando addirittura i limiti (meno stringenti nel suo caso) del D.M. n° 186 del 05/04/2006 All. 3. Non vi sono superamenti dei limiti di legge dati dal D.Lgs. 152/2006 Allegato 5, Parte IV, Tab. 2, relativo alle acque sotterranee da parte degli altri analiti indagati. A differenza dei risultati delle analisi di contenuto totale (Capitolo 7.1.1) le concentrazioni degli analiti negli eluati non sembrano correlate alle dimensioni granulometriche dei campioni; mentre nelle analisi di contenuto totale è possibile scorgere una lieve tendenza (soprattutto da parte degli inorganici) ad assumere concentrazioni più elevate al diminuire della granulometria, ciò non è per nulla riscontrato nelle analisi degli eluati dei test di cessione.

7.1.3. Sommario dei risultati ottenuti dall'analisi del suolo

I risultati relativi al livello di contaminazione del suolo del sito di studio confermano la presenza di numerosi contaminanti organici e inorganici, tra cui spicca il Mercurio, come atteso date le precedenti attività che insistevano nel sito. Altri elementi per cui si sono riscontrati i maggiori superamenti dei limiti di legge vi sono, tra gli inorganici, soprattutto Arsenico, Zinco e Piombo, tra gli organici vi sono numerosi IPA, tra cui

Benzo(a)pirene, Benzo(ghi)perilene e Indeno(1,2,3-cd)pirene; in alcune frazioni granulometriche di suolo si sono evidenziati anche superamenti dei limiti della colonna A per quanto riguarda idrocarburi pesanti ($C > 12$) e per i pesticidi (DDD, DDT e DDE). Come era prevedibile, la contaminazione si concentra nella frazione di suolo più fine; quindi, è ragionevole effettuare una separazione delle frazioni granulometriche in modo da concentrare tale contaminazione in un'unica matrice da trattare più con metodologie spinte, come l'HPSS; le frazioni a granulometria maggiore possono essere in parte già inertizzate attraverso le operazioni di separazione attraverso soil washing.

Non vi sono importanti superamenti dei limiti indicati per quanto riguarda la cessione dei contaminanti verso le matrici ambientali, in quanto solamente il Piombo sembra superare i limiti di legge; ciò potrebbe essere dovuto al fatto che il sito è in stato di abbandono da decenni, quindi, a causa delle precipitazioni atmosferiche e/o altri agenti ambientali, i contaminanti presenti in superficie che potevano essere lisciviati ormai sono stati ceduti all'ambiente, magari verso gli strati di suolo inferiori, quindi nel suolo allo stato attuale sono rimasti solo gli elementi più stabili e meno mobili.

In ogni caso, i risultati di questi test (soprattutto quello di cessione) servono poi da confronto per valutare la buona riuscita delle operazioni di HPSS, che mirano limitare il passaggio di contaminanti dal suolo contaminato, ma stabilizzato, con matrici esterne.

7.2. Caratterizzazione dei granuli

7.2.1. Contenuto dei granuli

Sono state eseguite analisi chimiche sui granuli dopo un periodo di maturazione della durata di 5 mesi (150 giorni), per verificare le concentrazioni dei parametri d'interesse al loro interno e la loro cessione in ambiente. I parametri ricercati sono gli stessi che sono stati considerati nelle analisi chimiche di contenuto totale del suolo precedentemente alla granulazione, così da poter confrontare i risultati.

I metodi EPA utilizzati per le analisi dei granuli sono i medesimi utilizzati per le analisi del suolo.

I risultati relativi ai parametri che superano i limiti imposti dal D.Lgs. 152/2006 All. 5, Parte IV, vengono riportati sotto in Tabella 18 per quanto riguarda i campioni di granuli formati con limi e argille + sabbie, e in Tabella 19 per quanto riguarda i granuli formati solamente con limi e argille (tabelle complete in Appendice D).

Parametro	U. M.	Terreno granulato limi e argille + sabbie PC1	Terreno granulato limi e argille + sabbie PC5	Terreno granulato limi e argille + sabbie PC7	Terreno granulato limi e argille + sabbie PC8	Terreno granulato limi e argille + sabbie PC10	LOQ	DLgs 152/2006 All 5 Tab 1 Res Verde	DLgs 152/2006 All 5 Tab 1 Com-Ind
Mercurio	mg/Kg s.s.	6,1 (±1,0)	6,3 (±1,0)	7,4 (±1,0)	6,8 (±1,0)	5,9 (±1,0)	0,005	1	5
Benzo(a)pirene (F)	mg/Kg s.s.	0,235 (±0,075)	0,205 (±0,075)	0,355 (±0,075)	0,300 (±0,075)	0,250 (±0,075)	0,01	0,1	10
Indeno(1,2,3-cd)pirene (G)	mg/Kg s.s.	0,200 (±0,048)	0,180 (±0,048)	0,210 (±0,048)	0,190 (±0,048)	0,180 (±0,048)	0,01	0,1	5
Benzo(ghi)perilene (I)	mg/Kg s.s.	0,150 (±0,050)	0,140 (±0,050)	0,250 (±0,050)	0,200 (±0,050)	0,175 (±0,050)	0,01	0,1	10
Dibenzo(a,e)pirene (L)	mg/Kg s.s.	0,125 (±0,038)	0,135 (±0,038)	0,175 (±0,038)	0,150 (±0,038)	0,120 (±0,038)	0,01	0,1	10

Tabella 18: parametri con concentrazioni superiori al limite imposto da D.Lgs. 152/2006 All 5; da analisi elementare sul contenuto dei granuli formati con limi argille + sabbie

Parametro	U. M.	Terreno granulato limi e argille PC1	Terreno granulato limi e argille PC5	Terreno granulato limi e argille PC7	Terreno granulato limi e argille PC8	Terreno granulato limi e argille PC10	LOQ	DLgs 152/2006 All 5 Tab 1 Res Verde	DLgs 152/2006 All 5 Tab 1 Com-Ind
Mercurio	mg/Kg s.s.	13,5 (±2,4)	15,4 (±2,4)	17,3 (±2,4)	15,7 (±2,4)	14,7 (±2,4)	0,005	1	5
Piombo	mg/Kg s.s.	125 (±21)	130 (±21)	150 (±21)	139 (±21)	131 (±21)	1	100	1000
Zinco	mg/Kg s.s.	131 (±23)	145 (±23)	163 (±23)	151 (±23)	143 (±23)	0,5	150	1500
Benzo(a)antracene (B)	mg/Kg s.s.	0,40 (±0,14)	0,55 (±0,14)	0,66 (±0,14)	0,55 (±0,14)	0,45 (±0,14)	0,01	0,5	10
Benzo(b)fluorantene (D)	mg/Kg s.s.	0,75 (±0,25)	0,88 (±0,25)	1,05 (±0,25)	0,99 (±0,25)	0,85 (±0,25)	0,01	0,5	10
Benzo(a)pirene (F)	mg/Kg s.s.	0,46 (±0,15)	0,50 (±0,15)	0,63 (±0,15)	0,58 (±0,15)	0,50 (±0,15)	0,01	0,1	10
Indeno(1,2,3-cd)pirene (G)	mg/Kg s.s.	0,40 (±0,11)	0,42 (±0,11)	0,50 (±0,11)	0,42 (±0,11)	0,37 (±0,11)	0,01	0,1	5
Benzo(ghi)perilene (I)	mg/Kg s.s.	0,300 (±0,093)	0,290 (±0,093)	0,410 (±0,093)	0,370 (±0,093)	0,340 (±0,093)	0,01	0,1	10
Dibenzo(a,e)pirene (L)	mg/Kg s.s.	0,210 (±0,058)	0,220 (±0,058)	0,245 (±0,058)	0,230 (±0,058)	0,210 (±0,058)	0,01	0,1	10

Tabella 19: parametri con concentrazioni superiori al limite imposto da D.Lgs. 152/2006 All 5; da analisi elementare sul contenuto dei granuli formati con limi argille

I risultati delle analisi qualitative sui granuli sono coerenti con quelli delle analisi sul suolo: per quanto riguarda i composti inorganici, i granuli formati esclusivamente con i limi e le argille del suolo (la frazione più contaminata) presentano concentrazioni superiori ai limiti di colonna A per Mercurio, Piombo e Zinco (il Mercurio supera anche di 3 volte il limite della colonna B); i granuli formati, invece, con la miscela di limi e argille e sabbie a granulometria inferiore a 2 mm presentano un superamento della colonna B solo per il Mercurio. Per quanto riguarda i composti organici, sono stati superati i limiti di concentrazione della colonna A da parte di alcuni IPA; anche in questo caso, i granuli formati con la frazione più fine (limi e argille) risulta la più contaminata, con importanti superamenti dei limiti di concentrazione di Benzo(a)antracene, Benzo(b)fluorantene,

Benzo(a)pirene, Indeno(1,2,3-cd)pirene, Benzo(ghi)perilene e Dibenz(a,e)pirene. I granuli creati con la miscela limi e argille e sabbie presentano concentrazioni inferiori di questi parametri e un minor numero di superamenti dei limiti di colonna A (4 invece di 6).

7.2.2. Test di cessione sui granuli

Come per l'analisi elementare, anche i test di cessione sono stati effettuati seguendo le stesse norme UNI utilizzate per i campioni di suolo; i risultati sono mostrati nelle Tabelle 20 e 21.

Tipo: Test di cessione D.M. n°186 05/04/2006 GU n°115 del 19/05/2006									
Denominazione		Granuli LA PC1	Granuli LA PC5	Granuli LA PC7	Granuli LA PC8	Granuli LA PC10			
Parametro	U. M.						LOQ	D.Lgs. 152/2006 All. 5	DM 186/2006 All 3
Nitrati (ione nitrato)	mg/L	0,9	1,2	1,00	0,95	1,05	0,1		50
Fluoruri (ione fluoruro)	mg/L	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	0,1	1,5	1,5
Solfati (ione solfato)	mg/L	12,3	12,8	13,5	13,3	12,7	0,1	250	250
Cloruri (ione cloruro)	mg/L	3,12	3,4	3,52	3,45	3,72	0,1		100
Cianuri totali (ione cianuro)	µg/L	< 20	< 20	< 20	< 20	< 20	20	50	50
Bario	mg/L	0,07	0,09	0,082	0,078	0,09	0,0005		1
Rame	mg/L	0,007	0,009	0,0088	0,0076	0,008	0,0001	1	0,05
Zinco	mg/L	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	0,005	3	3
Berillio	µg/L	< 0,1	0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	0,1	4	10
Cobalto	µg/L	< 0,1	< 0,1	0,500	< 0,1	0,4	0,1	50	250
Nichel	µg/L	1,8	2	2,10	1,7	1,9	0,5	20	10
Vanadio	µg/L	16,6	17	18,1	16,8	18	0,1		250
Arsenico	µg/L	1,1	1	1,30	1	1,4	0,1	10	50
Cadmio	µg/L	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	0,1	5	5
Cromo totale	µg/L	1	1,2	1,10	0,9	1,15	0,1	50	50
Piombo	µg/L	< 0,1	< 0,1	0,100	0,100	< 0,1	0,1	10	50
Selenio	µg/L	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	0,5	10	10
Mercurio	µg/L	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	0,1	1	1
Amianto	mg/L	assente	assente	assente	assente	assente	1		30
COD	mg/L	13,4	13,6	14,0	13	13,1	5		30
pH	unità pH	11,78	11,66	11,68	11,5	11,45			5,5 - 12,0

Tabella 20: risultati test di cessione sui granuli creati con solamente limi e argille

Denominazione		Granuli LAS PC1	Granuli LAS PC5	Granuli LAS PC7	Granuli LAS PC8	Granuli LAS PC10			
Parametro	U. M.						LOQ	D.Lgs. 152/2006 All. 5	DM 186/2006 All 3
Nitrati (ione nitrato)	mg/L	1,6	1,9	1,80	1,77	1,67	0,1		<u>50</u>
Fluoruri (ione fluoruro)	mg/L	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	0,1	1,5	<u>1,5</u>
Solfati (ione solfato)	mg/L	8,1	8,8	9,2	9	8	0,1	250	<u>250</u>
Cloruri (ione cloruro)	mg/L	2,9	3	3,04	2,95	3,24	0,1		<u>100</u>
Cianuri totali (ione cianuro)	µg/L	< 20	< 20	< 20	< 20	< 20	20	50	<u>50</u>
Bario	mg/L	0,056	0,063	0,0638	0,0625	0,0678	0,0005		<u>1</u>
Rame	mg/L	0,0021	0,0032	0,00220	0,0021	0,002	0,0001	1	<u>0,05</u>
Zinco	mg/L	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	0,005	3	<u>3</u>
Berillio	µg/L	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	0,1	4	<u>10</u>
Cobalto	µg/L	< 0,1	< 0,1	0,300	0,300	0,25	0,1	50	<u>250</u>
Nichel	µg/L	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	0,5	20	<u>10</u>
Vanadio	µg/L	12,4	13	14,2	13,5	14,5	0,1		<u>250</u>
Arsenico	µg/L	< 0,1	< 0,1	0,500	< 0,1	0,500	0,1	10	<u>50</u>
Cadmio	µg/L	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	0,1	5	<u>5</u>
Cromo totale	µg/L	0,52	0,52	0,600	0,55	0,725	0,1	50	<u>50</u>
Piombo	µg/L	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	0,1	10	<u>50</u>
Selenio	µg/L	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	0,5	10	<u>10</u>
Mercurio	µg/L	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	0,1	1	<u>1</u>
Amianto	mg/L	assente	assente	assente	assente	assente	1		<u>30</u>
Richiesta chimica di ossigeno (CO	mg/L	9,6	9,4	10,0	11	9,9	5		<u>30</u>
pH	unità pH	11,8	11,7	11,77	11,6	11,63			<u>5,5 - 12,0</u>

Tabella 21: risultati test di cessione su granuli formati con limi e argille + sabbie < 2 mm

Come si evince dalle tabelle, in nessuno dei campioni si individuano superamenti per i limiti imposti da D.Lgs. 152/2006 Allegato 5, Parte IV, Tab. 2 (acque sotterranee) e D.M. 186/2006 All. 3 per tutti i parametri considerati. Nonostante vi sia un'importante contaminazione all'interno dei granuli, come illustrato nelle Tabelle 18 e 19, essa non riesce a migrare all'esterno, rimanendo confinata all'interno dei granuli stessi. Questa è una caratteristica fondamentale che deve essere presa in considerazione dal momento che si punta al riutilizzo dei granuli e a una loro posa in ambiente.

7.3. Resistenza granuli

La resistenza alla compressione per le due diverse tipologie di granuli ha evidenziato che la loro composizione dà un'importante differenza in termini di resistenza alla compressione, come illustrato nelle Tabelle 22 e 23.

LA PC1	LA PC5	LA PC7	LA PC8	LA PC10
14,26	13,97	10,51	33,98	12,74
15,18	12,03	30,49	18,25	14,16
13,57	20,66	17,84	25,39	13,55
13,65	17,15	18,35	20,12	14,87
12,44	19,47	18,76	18,54	18,26
13,82 (±1,37)	16,66 (±4,32)	19,19 (±9,99)	23,27 (±7,87)	14,72 (±2,76)

Tabella 22: risultati relativi alle prove di resistenza alla compressione per i granuli formati solamente da limi e argille; i valori indicano le pressioni di picco alle quali il granulo si frantuma (kg/cm^2)

LAS PC1	LAS PC5	LAS PC7	LAS PC8	LAS PC10
34,45	23,67	37,12	21,72	27,11
33,16	25,12	41,00	46,90	36,42
26,59	44,10	27,94	32,02	31,89
24,39	32,82	24,37	42,52	23,64
26,17	27,12	60,78	49,67	29,95
28,95 (±5,03)	30,57 (±10,22)	38,24 (±18,21)	38,57 (±13,98)	29,80 (±6,39)

Tabella 23: risultati relativi alle prove di resistenza alla compressione per i granuli formati da limi e argille + sabbie; i valori indicano le pressioni di picco alle quali il granulo si frantuma (kg/cm^2)

Come si può notare la resistenza dei granuli creati con limi e argille è significativamente minore di quella con limi e argille + sabbie, questo può essere dovuto al fatto che la sabbia garantisce una “presa” maggiore col cemento e con le particelle che compongono il granulo, che invece risulta più friabile quando composto solo da limi e argille; la media aritmetica dei valori dei granuli di limi e argille è $17,53 \text{ kg/cm}^2$, mentre quella di limi e argille + sabbie è $33,23 \text{ kg/cm}^2$, ovvero quasi il doppio. Questo risultato permette di concludere che, a parità di massa di materiale da granulare e di cemento (sempre il 25% rispetto alla massa da granulare), l’uso di sabbia fine (al di sotto dei 2 mm) garantisce una resistenza maggiore ai granuli che, in sua assenza, necessiterebbero di una maggiore quantità di acqua e di cemento per ottenere la stessa resistenza meccanica.

8. Scenari di costi

È stato infine eseguito uno studio economico sui costi associati alle operazioni di bonifica. Come affrontato più volte nei capitoli precedenti la tecnica HPSS, sebbene non presenti costi proibitivi, risulta meno economica della tecnica di soil washing. È quindi opportuno eseguire degli studi critici su quali siano le condizioni in cui conviene usare una tecnica piuttosto che un'altra, tenendo sempre conto di come varia l'efficienza con le variazioni delle matrici da trattare. Come affrontato precedentemente il soil washing è particolarmente indicato come tecnica di bonifica di suoli contaminati da metalli (escluso il Mercurio), con efficienze maggiori su suoli a granulometria medio-grossolana piuttosto che fine, tipica dei suoli limosi-argillosi (Semer et al., 1996; Ferraro et al., 2016). Per questo tipo di suoli la tecnica HPSS risulta più efficiente (Zhai et al., 2018).

Si è considerato di dover bonificare tutta la superficie del sito di studio (6 ha = 60000 m²) e di scavare fino alla profondità media di 1,5 m dal p.c., profondità oltre la quale non è conveniente scavare in quanto è presente lo strato di caranto che limita il passaggio dei contaminanti agli strati inferiori (Capitolo 5.3); la sua compromissione potrebbe causare "cross contamination" negli strati inferiori del suolo. Quindi, il volume di suolo totale da trattare è di 90000 m³. Dal PdC redatto del 2023 la densità del suolo del sito risulta essere 1,7 g/cm³, ovvero 1,7 ton/m³. Si tratta nel totale di 153000 tonnellate di suolo da trattare.

Sono stati ipotizzati inizialmente due scenari di operazioni di bonifica: un primo scenario in cui viene utilizzata solamente la tecnica HPSS per tutta la massa di suolo da bonificare, e un secondo in cui avviene una sequenza di queste due tecniche, un primo trattamento con soil washing e successivo trattamento tramite HPSS di esclusivamente la frazione fine solubile in soluzione acquosa (nel caso del presente lavoro, i campioni di limi e argille). Di seguito, in Tabella 24, sono riportati i costi associati alle due strategie di bonifica.

Costo HPSS (euro/tonn)	50,00 €
Costo con solo HPSS	7.650.000,00 €
Costo soil washing (euro/m3)	25,00 €
Costo soil washing per tutta la massa	2.250.000,00 €
Costo HPSS per sola frazione fine	2.448.000,00 €
Costo tecniche in serie	4.698.000,00 €

Tabella 24: vari scenari di costi per le diverse tecniche utilizzate: 1) solo HPSS; 2) soil washing + HPSS solamente su frazione di limi e argille (massa parte solubile)

Dalla Tabella 24 si può notare che le spese associate all'uso in serie della tecnica di soil washing e dell'HPSS, andando a effettuare la solidificazione solamente delle frazioni fini (mediamente il 30% nei campioni), permette una riduzione dei costi associati alla bonifica del 39%, che con le cifre in gioco si traduce nel risparmio di quasi 3 milioni di euro.

Dalle analisi condotte sui campioni di suolo solo il soil washing si è concluso che, per il sito specifico che si ha intenzione di trattare, la contaminazione è concentrata nelle frazioni fini, al di sotto dei 2 mm di granulometria; sono stati testati diversi scenari:

- Soil washing su tutta la massa di suolo e HPSS solo su materiale a granulometria inferiore a 4 mm
- Soil washing su tutta la massa di suolo e HPSS solo su materiale a granulometria inferiore a 2 mm

Siccome i campioni analizzati presentano distribuzioni granulometriche diverse si è optato per suddividere i campioni in due macro-campioni con distribuzioni granulometriche simili, così da ottenere dei risultati più realistici e che considerino la differenza di massa da inertizzare: un primo macro-campione formato da PC1, PC5 e PC10 e un secondo formato da PC7 e PC8 (Tabella 25):

	% sotto i 4 mm	% sotto i 2 mm
PC1, PC5, PC10	50%	42%
PC7, PC8	59%	52%

Tabella 25: percentuali granulometriche medie al di sotto dei 4 mm e dei 2 mm per i macro-campioni considerati

PC1, 5 e 10	Tonn frazione < 4 mm	75765,6
	Spesa HPSS solo su frazione < 4 mm	3.788.280,00 €
	Spesa soil washing + HPSS su frazione < 4 mm	6.038.280,00 €

Tabella 26: scenario costi per soil washing su tutta la massa + HPSS su frazione < 4 mm in macro-campione con 50% massa < 4 mm

PC7 e 8	Tonn frazione < 4 mm	90984,6
	Spesa HPSS solo su frazione < 4 mm	4.549.231,53 €
	Spesa soil washing + HPSS su frazione < 4 mm	6.799.231,53 €

Tabella 27: scenario costi per soil washing su tutta la massa + HPSS su frazione < 4 mm in macro-campione con 59% massa < 4 mm

PC1, 5 e 10	Tonn frazione < 2 mm	63852,0
	Spesa HPSS solo su fraz < 2 mm	3.192.600,00 €
	Spesa soil washing + HPSS frazione < 2 mm	5.442.600,00 €

Tabella 28: scenario costi per soil washing su tutta la massa + HPSS su frazione < 4 mm in macro-campione con 42% massa < 2 mm

PC7 e 8	Tonn frazione < 2 mm	79157,7
	Spesa HPSS solo su fraz < 2 mm	3.957.886,53 €
	Spesa soil washing + HPSS frazione < 2 mm	6.207.886,53 €

Tabella 29: scenario costi per soil washing su tutta la massa + HPSS su frazione < 4 mm in macro-campione con 52% massa < 2 mm

Dalle Tabelle 26, 27, 28 e 29 si può concludere che eseguire i due trattamenti in serie, con inertizzazione solamente della frazione fine porta a delle riduzioni nei costi di trattamento: l'esecuzione di HPSS solamente sulla frazione inferiore a 4 mm (Tabelle 26 e 27) riduce i costi tra l'11% e il 21%, rispettivamente, se si trattasse del macro-campione PC7+PC8 (59% da inertizzare) o del macro-campione PC1+PC5+PC10 (50% da inertizzare); ovviamente minore è la massa da trattare con HPSS, minori saranno i costi totali.

Se si optasse per inertizzare solamente il materiale fine sotto i 2 mm (oltre i limi e le argille) (Tabelle 28 e 29), i costi si ridurrebbero ulteriormente tra il 19% e il 29%,

rispettivamente se si trattasse del macro-campione PC7+PC8 (52% da inertizzare) o del macro-campione PC1+PC5+PC10 (42% da inertizzare); rispetto all'inertizzazione del materiale al di sotto dei 4 mm di granulometria la riduzione di costi sarebbe intorno al 10% per entrambi i macro-campioni.

È stata valutata infine la percentuale massima di materiale da inertizzare tramite HPSS oltre la quale non risulta conveniente, in termini di costi, eseguire il trattamento applicando soil washing e HPSS in serie, ma solamente l'HPSS, ovvero la solidificazione dell'intera matrice. Tale percentuale è, considerando i costi delle due tecnologie fornite dall'azienda ospitante, il 71% rispetto alla massa totale da trattare: oltre tale percentuale di materiale da trattare con HPSS non risulta più conveniente eseguire precedentemente il soil washing, in quanto i costi sarebbero maggiori rispetto a eseguire esclusivamente il trattamento attraverso inertizzazione con HPSS.

Quindi, sebbene non in tutti i casi, la scelta di effettuare l'inertizzazione tramite HPSS risulta ragionevole nelle condizioni del sito di studio, sia in termini di buona riuscita delle operazioni di trattamento che dal punto di vista economico; non sarebbe stato prudente inertizzare solamente la frazione di limi e argille in quanto dalle analisi di contenuto totale effettuate sul suolo la contaminazione supera i limiti di legge anche nelle frazioni maggiori, fino ai 2 mm; oltre tale granulometria non vi sono evidenze di contaminazione, a causa del soil washing effettuato precedentemente che ha concentrato la contaminazione nelle frazioni più fini del suolo.

9. Conclusioni

Lo studio oggetto del mio lavoro di tesi ha permesso di concludere che una caratterizzazione sito-specifica del sito risulta fondamentale per indirizzare al meglio la pianificazione delle strategie di bonifica e l'esecuzione dei lavori, che possono tradursi in risparmi economici non indifferenti e in una maggiore efficienza nei risultati della bonifica. Le caratteristiche del suolo (come la granulometria e l'entità delle diverse frazioni granulometriche, la densità del suolo, presenza di acque di falda), la tipologia e il grado di contaminazione per ogni frazione granulometrica risultano informazioni fondamentali al fine di pianificare strategie di bonifica efficienti, anche dal punto di vista economico. Nel caso specifico esaminato, ho concluso che è conveniente eseguire una vagliatura del suolo per suddividerlo in frazioni granulometriche, al fine di valutare a quale livello di granulometria viene riscontrata la contaminazione più importante; siccome i contaminanti tendono a concentrarsi nelle frazioni più fini, a causa del loro elevato rapporto superficie/volume, le frazioni a granulometria maggiore potrebbero risultare inerti, oppure trattabili con tecniche di bonifica meno impegnative e più economiche.

L'impiego del soil washing con l'utilizzo di acqua come prima tecnica per il trattamento della matrice garantisce un duplice vantaggio: in primo luogo permette alle particelle fini adese ai ciottoli e alla ghiaia di de-assorbirsi da essi, così da ridurre la massa delle frazioni a granulometria maggiore e concentrare la contaminazione delle frazioni più fini, che vengono dilavate dall'acqua; in questo modo si riduce la massa di materiale da trattare con tecniche di bonifica più spinte e costose. In secondo luogo, tale tecnica permette una prima dissoluzione dei contaminanti più solubili nella soluzione acquosa, e quindi di ridurre la contaminazione della matrice che poi verrà trattata con altre tecniche, o avviata a smaltimento. Ovviamente tale strategia non è sempre funzionale ed è importante considerare la specificità del sito d'interesse: la granulometria del suolo, la tipologia e la concentrazione di inquinanti presenti sono informazioni fondamentali che danno indicazione sulla serie di tecniche da utilizzare. Ideali sono suoli ad elevate percentuali di materiale a granulometria fine, umidi e interessati da importanti contaminazioni da metalli. La tecnica del soil washing è particolarmente indicata per il trattamento di suoli contaminati da metalli però perde di efficienza su suoli a granulometria molto fine (suoli limosi/argillosi) (Vademecum Eni Rewind). Dopo aver

distribuito la contaminazione alle frazioni più fini, su tale matrice è opportuno eseguire inertizzazione mediante tecnica HPSS, per bloccare la contaminazione ancora ivi presente. Le quantità di cemento e reattivi Mapei (oltre l'acqua) vengono aggiunti in relazione alla massa della matrice che si vuole inertizzare; quindi, ridurre la massa di suolo risulta economicamente conveniente. Per il sito indagato, sembra conveniente effettuare un soil washing sull'intera massa di suolo da bonificare, ed eseguire l'HPSS solo sulle frazioni inferiori a 2 mm, in quanto essi presentano valori di concentrazione che superano i limiti di legge imposti dal D.Lgs. n° 152/2006 All. 5, Parte IV, Tab. 1: ciò comporta una riduzione nei costi di bonifica del 20 – 30%, a seconda della percentuale di frazione granulometrica fine, inferiore a 2 mm. Tale strategia risulta conveniente per suoli con una percentuale massima di materiale a granulometria fine (inferiore a 2 mm) inferiore al 71%, oltre la quale i costi di esecuzione della singola tecnologia HPSS su tutta la massa risultano inferiori a quelli dell'esecuzione delle tue tecniche in serie.

Inoltre, la tecnica HPSS permette il recupero e il riutilizzo del materiale inertizzato sottoforma di granuli, che possono essere impiegati per vari fini come materia prima secondaria (principalmente come corpi di riempimento), evitando quindi la produzione di materie prime vergini per tale scopo; tale caratteristica è coerente con i criteri di *End of Waste* e di conseguenza con gli obiettivi della sostenibilità.

10. Bibliografia e sitografia

- Abel, T., & Stepp, J. R. (2003). A New Ecosystems Ecology for Anthropology. *Conservation Ecology*, 7(3). <http://www.jstor.org/stable/26271963>
- Abumaizar, R. J., & Smith, E. H. (1999). Heavy metal contaminants removal by soil washing. *Journal of Hazardous Materials*, 70(1–2), 71–86. [https://doi.org/10.1016/S0304-3894\(99\)00149-1](https://doi.org/10.1016/S0304-3894(99)00149-1)
- Afrin, H. (2017). A Review on Different Types Soil Stabilization Techniques. *International Journal of Transportation Engineering and Technology*, 3(2), 19. <https://doi.org/10.11648/j.ijtet.20170302.12>
- Aparicio, J. D., Raimondo, E. E., Saez, J. M., Costa-Gutierrez, S. B., Álvarez, A., Benimeli, C. S., & Polti, M. A. (2022). The current approach to soil remediation: A review of physicochemical and biological technologies, and the potential of their strategic combination. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 10(2). <https://doi.org/10.1016/j.jece.2022.107141>
- Azhar, U., Ahmad, H., Shafqat, H., Babar, M., Shahzad Munir, H. M., Sagir, M., Arif, M., Hassan, A., Rachmadona, N., Rajendran, S., Mubashir, M., & Khoo, K. S. (2022). Remediation techniques for elimination of heavy metal pollutants from soil: A review. *Environmental Research*, 214(P4), 113918. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2022.113918>
- Berardi, S., Bogliolo, M. P., Lombardi, M., Mauro, F., Napoleoni, Q., & Sabatino, R. (2020). La pianificazione della sicurezza nei progetti di bonifica dei siti contaminati. *SiCon 2020. Siti Contaminati - Esperienze Negli Interventi Di Risanamento*.
- Bollen, A., Wenke, A., & Biester, H. (2008). Mercury speciation analyses in HgCl₂-contaminated soils and groundwater-Implications for risk assessment and remediation strategies. *Water Research*, 42(1–2), 91–100. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2007.07.011>
- Bonomaluwa, BB. & Palutnicowa TA. (1987). The formation of soil and humus. Agricultural Publishing House, Beijing, pp 140–141.
- Calgaro, L., Badetti, E., Bonetto, A., Contessi, S., Pellay, R., Ferrari, G., Artioli, G., & Marcomini, A. (2019). Consecutive thermal and wet conditioning treatments of sedimentary stabilized cementitious materials from HPSS® technology: Effects on

- leaching and microstructure. *Journal of Environmental Management*, 250(August), 109503. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.109503>
- Chakrabarty, M., & Mohammad Harun-Or-Rashid, G. (2021). Feasibility Study of the Soil Remediation Technologies in the Natural Environment. *American Journal of Civil Engineering*, 9(4), 91. <https://doi.org/10.11648/j.ajce.20210904.11>
 - Chen, H., & Wang, Q. (2006). The behaviour of organic matter in the process of soft soil stabilization using cement. *Bulletin of Engineering Geology and the Environment*, 65(4), 445–448. <https://doi.org/10.1007/s10064-005-0030-1>
 - Dermont, G., Bergeron, M., Mercier, G., & Richer-Lafèche, M. (2008). Soil washing for metal removal: A review of physical/chemical technologies and field applications. *Journal of Hazardous Materials*, 152(1), 1–31. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2007.10.043>
 - Facciorusso, J., Madiari, C. & Vannucchi, G. (2011). Origine e struttura dei terreni. Università degli Studi di Firenze - Dipartimento di Ingegneria Civile e Ambientale – Sezione Geotecnica, Dispense di Geotecnica (Rev. Settembre 2011)
 - Ferraro, A., Fabbricino, M., van Hullebusch, E. D., Esposito, G., & Pirozzi, F. (2016). Effect of soil/contamination characteristics and process operational conditions on aminopolycarboxylates enhanced soil washing for heavy metals removal: a review. *Reviews in Environmental Science and Biotechnology*, 15(1), 111–145. <https://doi.org/10.1007/s11157-015-9378-2>
 - Gambolati, G., Putti, M., Paniconi, C. (1999). Simulazione numerica del flusso e trasporto di contaminanti in mezzi porosi a saturazione e densità variabile
 - Gong, C., Ma, L., Cheng, H., Liu, Y., Xu, D., Li, B., Liu, F., Ren, Y., Liu, Z., Zhao, C., Yang, K., Nie, H., & Lang, C. (2014). Characterization of the particle size fraction associated heavy metals in tropical arable soils from Hainan Island, China. *Journal of Geochemical Exploration*, 139, 109–114. <https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2013.01.002>
 - González-Siso, M. R., Gaona, X., Duro, L., Altmaier, M., & Bruno, J. (2018). Thermodynamic model of Ni(II) solubility, hydrolysis and complex formation with ISA. *Radiochimica Acta*, 106(1), 31–45. <https://doi.org/10.1515/ract-2017-2762>
 - Griffiths, R. A. (1995). Soil-washing technology and practice. *Journal of Hazardous Materials*, 40(2), 175–189. [https://doi.org/10.1016/0304-3894\(94\)00064-N](https://doi.org/10.1016/0304-3894(94)00064-N)

- Grisolia, M., Leder, E., Marzano, I. P., Mizutani, T. A., & Morikawa, Y. (2011). Effetto di “tire chips” sulle proprietà meccaniche di miscele terreno cemento per applicazioni di geotecnica ambientale. *Atti IARG*.
- Harwood, A. D., Nutile, S. A., & Simpson, A. M. (2022). A comparison of activated carbon remediation success in floodplain soils contaminated with DDT and its metabolites using ex situ and in situ experimentation. *Environmental Pollution*, 295(December 2021), 118687. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.118687>
- Huang, B., Li, Z., Li, D., Yuan, Z., & Chen, Z. (2017). Distribution characteristics of heavy metal (loid) s in aggregates of different size fractions along contaminated paddy soil profile. 23939–23952. <https://doi.org/10.1007/s11356-017-0012-4>
- Kaurin, A., Gluhar, S., Tilikj, N., & Lestan, D. (2020). Soil washing with biodegradable chelating agents and EDTA: Effect on soil properties and plant growth. *Chemosphere*, 260, 127673. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.127673>
- Khan, F. I., Husain, T., & Hejazi, R. (2004). An overview and analysis of site remediation technologies. *Journal of Environmental Management*, 71(2), 95–122. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2004.02.003>
- Kindness, A., Macias, A., & Glasser, F. P. (1994). Immobilization of chromium in cement matrices. *Waste Management*, 14(1), 3–11. [https://doi.org/10.1016/0956-053X\(94\)90016-7](https://doi.org/10.1016/0956-053X(94)90016-7)
- Liu, J., Zhao, L., Liu, Q., Li, J., Qiao, Z., Sun, P., & Yang, Y. (2022). A critical review on soil washing during soil remediation for heavy metals and organic pollutants. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 19(1), 601–624. <https://doi.org/10.1007/s13762-021-03144-1>
- Maffucci, M., & Cappucci, S. (2008). Metodologie di messa in sicurezza e bonifica di siti contaminati. ENEA, Dipartimento Ambiente, Cambiamenti Globali e Sviluppo Sostenibile. <https://doi.org/10.13140/RG.2.1.5147.0965>
- Maniglier, P. (2016). How Many Earths ? The Geological Turn in Anthropology . 2(1), 61–75.
- Meriggi, R., & Del Fabbro, M. (2014). Caratteristiche geotecniche di miscele sovrasure limo-cemento-bentonite. *Rivista Italiana Di Geotecnica*, 48(2), 7–26.

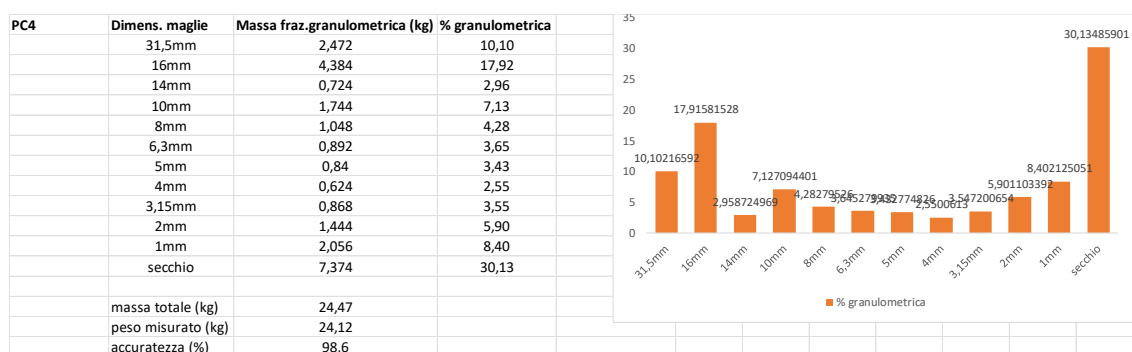
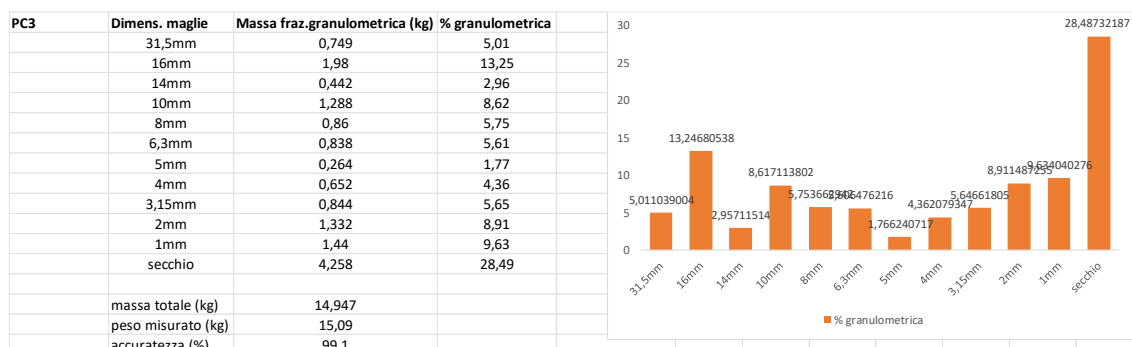
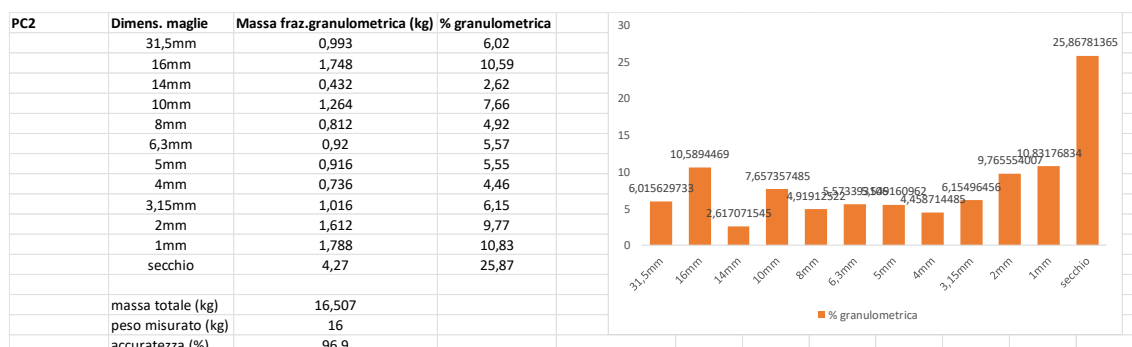
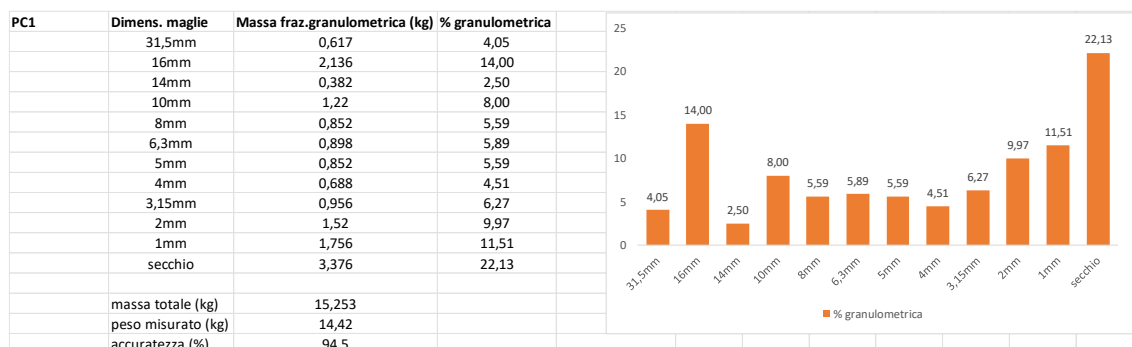
- Neale, M. C., Lubke, G., Aggen, S. H., & Dolan, C. V. (2005). Problems With Using Sum Scores for Estimating Variance Components : Contamination and Measurement Noninvariance. 8(6), 553–568.
- Paria, S., & Yuet, P. K. (2006). Solidification-stabilization of organic and inorganic contaminants using portland cement: A literature review. In *Environmental Reviews* (Vol. 14, Issue 4). <https://doi.org/10.1139/A06-004>
- Riser-Roberts, E. (2020). *Remediation of petroleum contaminated soils: biological, physical, and chemical processes*. CRC press.
- Scanferla, P. (2009). I fattori che limitano lo sviluppo del mercato delle tecnologie di bonifica dei siti contaminati e la validazione della tecnologia innovativa HPSS quale strumento per abbattere le barriere di mercato.
- Scanferla, P., Ferrari, G., Pelay, R., Volpi Ghirardini, A., Zanetto, G., & Libralato, G. (2009). An innovative stabilization/solidification treatment for contaminated soil remediation: Demonstration project results. *Journal of Soils and Sediments*, 9(3), 229–236. <https://doi.org/10.1007/s11368-009-0067-z>
- Scanferla, P., Calgaro, L., Quaresmini, R., Zambon, M., Pelay, R., Ferrari, G., & Marcomini, A. (2023). The validation of converting pyrite ash-contaminated soil into End-of-Waste by the High-Performance Solidification/Stabilization process application. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 19(4), 961–969. <https://doi.org/10.1002/ieam.4707>
- Semer, R., & Reddy, K. R. (1996). Evaluation of soil washing process to remove mixed contaminants from a sandy loam. *Journal of Hazardous Materials*, 45(1), 45–57. [https://doi.org/10.1016/0304-3894\(96\)82887-1](https://doi.org/10.1016/0304-3894(96)82887-1)
- Singh, A., Kuhad, R.C., Ward, O.P. (2009). Biological Remediation of Soil: An Overview of Global Market and Available Technologies. *Advances in Applied Bioremediation. Soil biology*, vol 17. Springer, berlin, heidelberg. https://doi.org/10.1007/978-3-540-89621-0_1
- Tosi, L. (1993). Caratteristiche geotecniche del sottosuolo del litorale veneziano. Progetto sistema lagunare veneziano. Technical report n. 171
- Tosi, L. (1994). I sedimenti tardo-quadernari dell'area litorale veneziana: analisi delle caratteristiche fisico-meccaniche. *Geologia tecnica e ambientale*, vol 47. 2/94.

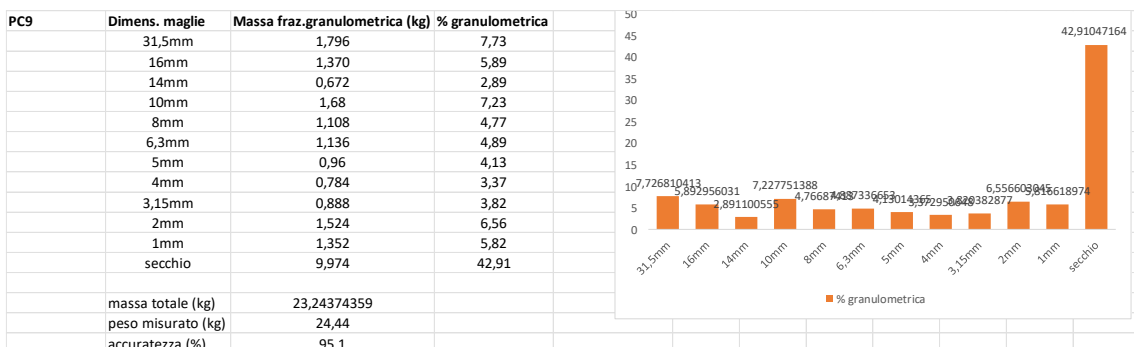
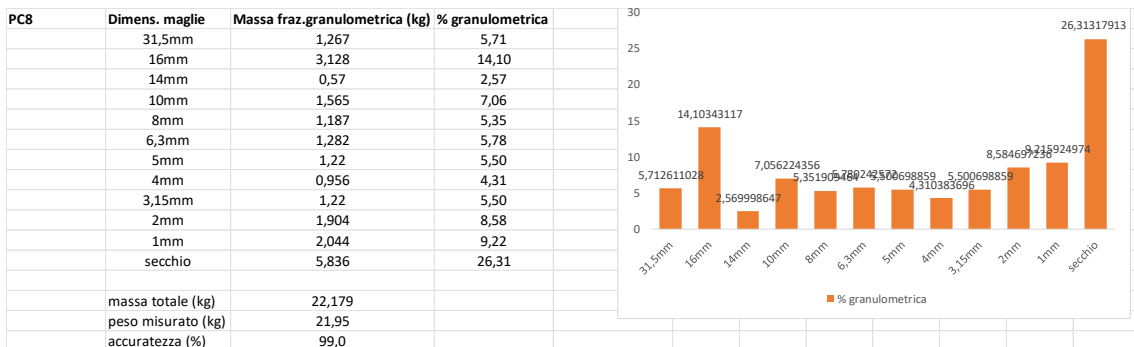
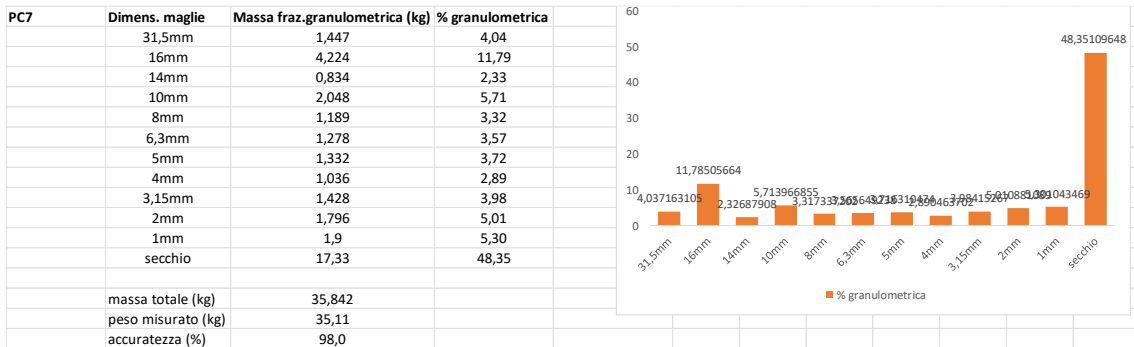
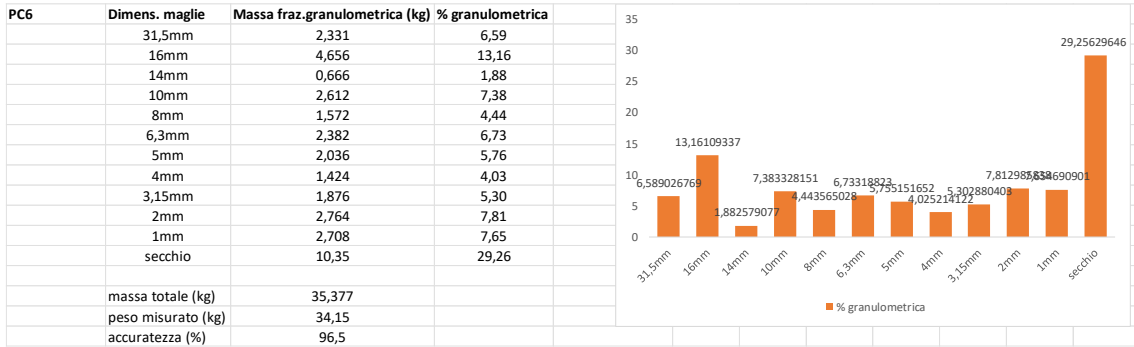
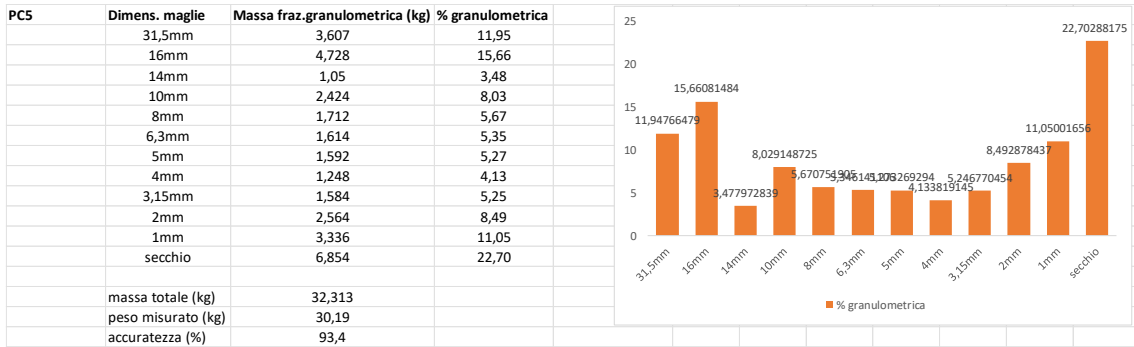
- Trussell, S., & Spence, R. D. (1994). A review of solidification/stabilization interferences. *Waste management*, 14(6), 507–519. [https://doi.org/10.1016/0956-053X\(94\)90134-1](https://doi.org/10.1016/0956-053X(94)90134-1)
- Van der Sloot, H A. (2002). Developments in testing for environmental impact assessment. *Waste Management*, 7(22), 693–694
- Van der Sloot, H A. (2003). Horizontal standardization and harmonization of leaching test methods for waste, secondary raw materials, construction materials and (contaminated) soil. *Proceedings of WASCON San-Sebastian, Spain*
- Van Eijk RJ., Brouwers HJH. (1998). Study of the Relation Between Hydrated Portland Cement Composition and Leaching Resistance. *Cement and Concrete Research*, 28(6), 815-828
- Wiles, C. (1987). A review of solidification/stabilization technology. 14, 5–21
- Xue, Q., Wang, P., Li, J., Zhang, T., & Wang, S. (2017). Chemosphere Investigation of the leaching behavior of lead in stabilized / solidified waste using a two-year semi-dynamic leaching test. *Chemosphere*, 166, 1–7. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.09.059>
- Xun, Y. (2000). The anti-influences and influences of containing organic matter on cement soil strength. *Build Sci Res Sichuan*, 3, 58-59.
- Walton, J. C., Plansky, L. E., & Smith, R. W. (1990). Models for estimation of service life of concrete barriers in low-level radioactive waste disposal. Nuclear Regulatory Commission, Washington, DC (USA). Div. of Engineering; EG ...
- Wentworth, C. K. (1922). A Scale of Grade and Class Terms for Clastic Sediments Author (s): Chester K . Wentworth Published by : The University of Chicago Press Stable URL : <http://www.jstor.org/stable/30063207> . *The Journal of Geology*, 30(5), 377–392.
- Zhai, X., Li, Z., Huang, B., Luo, N., Huang, M., Zhang, Q., & Zeng, G. (2018). Remediation of multiple heavy metal-contaminated soil through the combination of soil washing and in situ immobilization. *Science of the Total Environment*, 635, 92–99. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.04.119>
- Zhang, H., Luo, Y., Makino, T., Wu, L., & Nanzyo, M. (2013). The heavy metal partition in size-fractions of the fine particles in agricultural soils contaminated by waste water

and smelter dust. *Journal of hazardous materials*, 248-249, 303–312.
<https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2013.01.019>

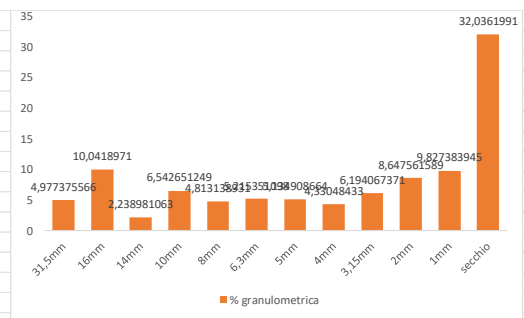
- Zorpas, A. A. (2016). Sustainable waste management through end-of-waste criteria development. *Environmental Science and Pollution Research*, 23(8), 7376–7389.
<https://doi.org/10.1007/s11356-015-5990-5>
- [Bonifica dei siti contaminati - ARPA Lombardia](#)
- www.isprambiente.gov.it
- www.mosaicositicontaminati.isprambiente.it
- [Vademecum tecnologie di bonifica \(eni.com\)](#)
- [Verbale c1 10.04.2017.pdf \(ingmaurogallo.com\)](#)

APPENDICE A – risultati vagliatura





PC10	Dimens. maglie	Massa fraz.granulometrica (kg)	% granulometrica
	31,5mm	1,485	4,98
	16mm	2,996	10,04
	14mm	0,668	2,24
	10mm	1,952	6,54
	8mm	1,436	4,81
	6,3mm	1,556	5,22
	5mm	1,532	5,13
	4mm	1,292	4,33
	3,15mm	1,848	6,19
	2mm	2,58	8,65
	1mm	2,932	9,83
	secchio	9,558	32,04
	massa totale (kg)	29,835	
	peso misurato (kg)	29,3	
	accuratezza (%)	98,2	



APPENDICE B – risultati analisi contenuto totale campioni di suolo (esclusi PC7 e PC10)

Denominazione		Tal quale PC1	Granulometria >2 mm PC1	Granulometria <2 mm PC1	limi e argille PC1	DLgs 152/2006 All 5 Tab 1 Res Verde	DLgs 152/2006 All 5 Tab 1 Com-Ind
Parametro	U. M.						
Scheletro	% s.s.	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1		
Residuo secco a 105 °C	%	83,8 (±6,1)	93,1 (±6,4)	89,3 (±6,6)	97,5 (±6,9)		
COMPOSTI INORGANICI							
Antimonio	mg/Kg s.s.	2,00 (±0,30)	2,00 (±0,30)	7,0 (±1,1)	8,0 (±1,2)	10	30
Arsenico	mg/Kg s.s.	10,0 (±1,5)	3,00 (±0,45)	19,0 (±2,9)	21,2 (±3,8)	20	50
Mercurio	mg/Kg s.s.	3,05 (±0,56)	0,0300 (±0,0053)	4,80 (±0,80)	16,7 (±2,8)	1	5
Piombo	mg/Kg s.s.	65 (±11)	4,00 (±0,60)	68 (±12)	170 (±30)	100	1000
Rame	mg/Kg s.s.	22,4 (±3,9)	12,0 (±2,1)	39,8 (±6,9)	92 (±15)	120	600
Zinco	mg/Kg s.s.	68 (±12)	39,7 (±6,7)	134 (±23)	253 (±44)	150	1500
COMPOSTI ORGANICI AROMATICI							
Benzene	mg/Kg s.s.	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	0,1	2
IDROCARBURI POLICICLICI AROMATICI							
Naftalene	mg/Kg s.s.	< 0,01	< 0,01	< 0,01	0,0100 (±0,0050)		
Acenaftilene	mg/Kg s.s.	< 0,01	< 0,01	< 0,01	0,0100 (±0,0025)		
Acenaftene	mg/Kg s.s.	0,0100 (±0,0025)	< 0,01	0,0100 (±0,0050)	0,0100 (±0,0025)		
Fluorene	mg/Kg s.s.	0,0100 (±0,0025)	< 0,01	0,0200 (±0,0075)	0,0100 (±0,0025)		
Fenantrene	mg/Kg s.s.	0,320 (±0,095)	< 0,01	0,41 (±0,12)	0,200 (±0,055)		
Antracene	mg/Kg s.s.	0,0100 (±0,0025)	< 0,01	0,060 (±0,018)	0,040 (±0,013)		
Fluorantene	mg/Kg s.s.	0,150 (±0,048)	< 0,01	0,200 (±0,058)	0,150 (±0,045)		
Pirene (A)	mg/Kg s.s.	0,55 (±0,16)	< 0,01	0,40 (±0,11)	0,80 (±0,19)	5	50
Benzo(a)antracene (B)	mg/Kg s.s.	0,35 (±0,11)	< 0,01	0,235 (±0,065)	0,45 (±0,13)	0,5	10
Crisene (C)	mg/Kg s.s.	0,30 (±0,10)	< 0,01	0,210 (±0,070)	0,45 (±0,14)	5	50
Benzo(b)fluorantene (D)	mg/Kg s.s.	0,45 (±0,14)	< 0,01	0,310 (±0,098)	0,65 (±0,22)	0,5	10
Benzo(k)fluorantene (E)	mg/Kg s.s.	0,230 (±0,073)	< 0,01	0,120 (±0,035)	0,270 (±0,088)	0,5	10
Benzo(a)pirene (F)	mg/Kg s.s.	0,40 (±0,10)	< 0,01	0,220 (±0,068)	0,50 (±0,15)	0,1	10
Indeno(1,2,3-cd)pirene (G)	mg/Kg s.s.	0,215 (±0,068)	< 0,01	0,120 (±0,040)	0,40 (±0,12)	0,1	5
Dibenzo(a,h)antracene (H)	mg/Kg s.s.	0,060 (±0,018)	< 0,01	0,030 (±0,010)	0,110 (±0,033)	0,1	10
Benzo(ghi)perilene (I)	mg/Kg s.s.	0,200 (±0,060)	< 0,01	0,150 (±0,048)	0,40 (±0,10)	0,1	10
Dibenzo(a,e)pirene (L)	mg/Kg s.s.	0,150 (±0,045)	< 0,01	0,070 (±0,018)	0,300 (±0,085)	0,1	10
Dibenzo(a,h)pirene (M)	mg/Kg s.s.	0,110 (±0,030)	< 0,01	0,040 (±0,013)	0,100 (±0,025)	0,1	10
Dibenzo(a,i)pirene (N)	mg/Kg s.s.	0,040 (±0,013)	< 0,01	0,0250 (±0,0075)	0,050 (±0,013)	0,1	10
Dibenzo(a,l)pirene (O)	mg/Kg s.s.	0,040 (±0,013)	< 0,01	0,030 (±0,010)	0,060 (±0,013)	0,1	10
Somm. policiclici aromatici (da A a O)	mg/Kg s.s.	3,09 (±0,93)	< 0,01	1,96 (±0,59)	4,5 (±1,3)	10	100
FITOFARMACI							
DDD, DDT, DDE	mg/Kg s.s.	0,00300 (±0,00075)	< 0,001	0,0095 (±0,0033)	0,0280 (±0,0070)	0,01	0,1
IDROCARBURI							
Idrocarburi pesanti (C>12)	mg/Kg s.s.	20,0 (±6,5)	12,0 (±3,8)	74 (±20)	30,0 (±9,8)	50	750

Denominazione		Tal quale PC5	Granulometria >2 mm PC5	Granulometria <2 mm PC5	limi e argille PC5		
Parametro	U. M.					Dlgs 152/2006 All 5 Tab 1 Res Verde	Dlgs 152/2006 All 5 Tab 1 Com-Ind
Scheletro	% s.s.	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1		
Residuo secco a 105 °C	%	81,4 (±6,1)	90,8 (±6,4)	90,1 (±6,6)	98,6 (±6,9)		
COMPOSTI INORGANICI							
Antimonio	mg/Kg s.s.	2,10 (±0,30)	2,00 (±0,30)	7,5 (±1,1)	8,5 (±1,2)	10	30
Arsenico	mg/Kg s.s.	11,5 (±1,5)	3,30 (±0,45)	20,8 (±2,9)	21,8 (±3,8)	20	50
Mercurio	mg/Kg s.s.	3,15 (±0,56)	0,0330 (±0,0053)	5,30 (±0,80)	17,3 (±2,8)	1	5
Piombo	mg/Kg s.s.	67 (±11)	4,30 (±0,60)	71 (±12)	185 (±30)	100	1000
Rame	mg/Kg s.s.	23,2 (±3,9)	13,1 (±2,1)	40,5 (±6,9)	101 (±15)	120	600
Zinco	mg/Kg s.s.	72 (±12)	42,9 (±6,7)	141 (±23)	259 (±44)	150	1500
COMPOSTI ORGANICI AROMATICI							
Benzene	mg/Kg s.s.	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	0,1	2
IDROCARBURI POLICICLICI AROMATICI							
Naftalene	mg/Kg s.s.	< 0,01	< 0,01	< 0,01	0,0100 (±0,0050)		
Acenaftilene	mg/Kg s.s.	< 0,01	< 0,01	< 0,01	0,0100 (±0,0025)		
Acenaftene	mg/Kg s.s.	< 0,01	< 0,01	< 0,01	0,0100 (±0,0025)		
Fluorene	mg/Kg s.s.	< 0,01	< 0,01	0,0150 (±0,0075)	0,0100 (±0,0025)		
Fenantrene	mg/Kg s.s.	0,350 (±0,095)	< 0,01	0,48 (±0,12)	0,250 (±0,055)		
Antracene	mg/Kg s.s.	< 0,01	< 0,01	0,070 (±0,018)	0,055 (±0,013)		
Fluorantene	mg/Kg s.s.	0,160 (±0,048)	< 0,01	0,200 (±0,058)	0,180 (±0,045)		
Pirene (A)	mg/Kg s.s.	0,60 (±0,16)	< 0,01	0,50 (±0,11)	0,90 (±0,19)	5	50
Benzo(a)antracene (B)	mg/Kg s.s.	0,45 (±0,11)	< 0,01	0,255 (±0,065)	0,50 (±0,13)	0,5	10
Crisene (C)	mg/Kg s.s.	0,40 (±0,10)	< 0,01	0,220 (±0,070)	0,55 (±0,14)	5	50
Benzo(b)fluorantene (D)	mg/Kg s.s.	0,50 (±0,14)	< 0,01	0,420 (±0,098)	0,70 (±0,22)	0,5	10
Benzo(k)fluorantene (E)	mg/Kg s.s.	0,235 (±0,073)	< 0,01	0,145 (±0,035)	0,300 (±0,088)	0,5	10
Benzo(a)pirene (F)	mg/Kg s.s.	0,45 (±0,10)	< 0,01	0,270 (±0,068)	0,55 (±0,15)	0,1	10
Indeno(1,2,3-cd)pirene (G)	mg/Kg s.s.	0,250 (±0,068)	< 0,01	0,140 (±0,040)	0,45 (±0,12)	0,1	5
Dibenzo(a,h)antracene (H)	mg/Kg s.s.	0,070 (±0,018)	< 0,01	0,035 (±0,010)	0,120 (±0,033)	0,1	10
Benzo(ghi)perilene (I)	mg/Kg s.s.	0,210 (±0,060)	< 0,01	0,150 (±0,048)	0,50 (±0,10)	0,1	10
Dibenzo(a,e)pirene (L)	mg/Kg s.s.	0,185 (±0,045)	< 0,01	0,060 (±0,018)	0,280 (±0,085)	0,1	10
Dibenzo(a,h)pirene (M)	mg/Kg s.s.	0,0100 (±0,0050)	< 0,01	0,050 (±0,013)	0,110 (±0,025)	0,1	10
Dibenzo(a,i)pirene (N)	mg/Kg s.s.	0,040 (±0,013)	< 0,01	0,0270 (±0,0075)	0,070 (±0,013)	0,1	10
Dibenzo(a,l)pirene (O)	mg/Kg s.s.	0,035 (±0,013)	< 0,01	0,020 (±0,010)	0,050 (±0,013)	0,1	10
Somm. policiclici aromatici (da A a O)	mg/Kg s.s.	3,45 (±0,93)	< 0,01	2,29 (±0,59)	5,1 (±1,3)	10	100
FITOFARMACI							
DDD, DDT, DDE	mg/Kg s.s.	0,00350 (±0,00075)	< 0,001	0,001 (±0,0033)	0,0295 (±0,0070)	0,01	0,1
IDROCARBURI							
Idrocarburi pesanti (C>12)	mg/Kg s.s.	26,0 (±6,5)	13,0 (±3,8)	0,001 (±0,0033)	38,0 (±9,8)	50	750

Denominazione		Tal quale PC8	Granulometria >2 mm PC8	Granulometria <2 mm PC8	limi e argille PC8		
Parametro	U. M.					Dlgs 152/2006 All 5 Tab 1 Res Verde	Dlgs 152/2006 All 5 Tab 1 Com-Ind
Scheletro	% s.s.	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1		
Residuo secco a 105 °C	%	87,3 (±6,1)	94,9 (±6,4)	90,7 (±6,6)	97,8 (±6,9)		
COMPOSTI INORGANICI							
Antimonio	mg/Kg s.s.	2,00 (±0,30)	2,00 (±0,30)	7,0 (±1,1)	8,0 (±1,2)	10	30
Arsenico	mg/Kg s.s.	10,0 (±1,5)	3,00 (±0,45)	19,0 (±2,9)	25,0 (±3,8)	20	50
Mercurio	mg/Kg s.s.	3,73 (±0,56)	0,0350 (±0,0053)	5,30 (±0,80)	18,9 (±2,8)	1	5
Piombo	mg/Kg s.s.	72 (±11)	4,00 (±0,60)	78 (±12)	200 (±30)	100	1000
Rame	mg/Kg s.s.	25,8 (±3,9)	14,1 (±2,1)	45,7 (±6,9)	101 (±15)	120	600
Zinco	mg/Kg s.s.	79 (±12)	44,9 (±6,7)	155 (±23)	291 (±44)	150	1500
COMPOSTI ORGANICI AROMATICI							
Benzene	mg/Kg s.s.	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	0,1	2
IDROCARBURI POLICICLICI AROMATICI							
Naftalene	mg/Kg s.s.	0,0100 (±0,0025)	< 0,01	0,130 (±0,033)	0,0200 (±0,0050)		
Acenaftilene	mg/Kg s.s.	< 0,01	< 0,01	0,0100 (±0,0025)	0,0100 (±0,0025)		
Acenaftene	mg/Kg s.s.	0,0200 (±0,0050)	< 0,01	0,0200 (±0,0050)	0,0100 (±0,0025)		
Fluorene	mg/Kg s.s.	0,0200 (±0,0050)	< 0,01	0,0300 (±0,0075)	0,0100 (±0,0025)		
Fenantrene	mg/Kg s.s.	0,380 (±0,095)	0,0100 (±0,0025)	0,49 (±0,12)	0,220 (±0,055)		
Antracene	mg/Kg s.s.	0,110 (±0,028)	< 0,01	0,070 (±0,018)	0,050 (±0,013)		
Fluorantene	mg/Kg s.s.	0,190 (±0,048)	< 0,01	0,230 (±0,058)	0,180 (±0,045)		
Pirene (A)	mg/Kg s.s.	0,64 (±0,16)	< 0,01	0,45 (±0,11)	0,76 (±0,19)	5	50
Benzo(a)antracene (B)	mg/Kg s.s.	0,44 (±0,11)	< 0,01	0,260 (±0,065)	0,51 (±0,13)	0,5	10
Crisene (C)	mg/Kg s.s.	0,40 (±0,10)	< 0,01	0,280 (±0,070)	0,55 (±0,14)	5	50
Benzo(b)fluorantene (D)	mg/Kg s.s.	0,54 (±0,14)	< 0,01	0,390 (±0,098)	0,88 (±0,22)	0,5	10
Benzo(k)fluorantene (E)	mg/Kg s.s.	0,290 (±0,073)	< 0,01	0,140 (±0,035)	0,350 (±0,088)	0,5	10
Benzo(a)pirene (F)	mg/Kg s.s.	0,41 (±0,10)	< 0,01	0,270 (±0,068)	0,61 (±0,15)	0,1	10
Indeno(1,2,3-cd)pirene (G)	mg/Kg s.s.	0,270 (±0,068)	< 0,01	0,160 (±0,040)	0,47 (±0,12)	0,1	5
Dibenzo(a,h)antracene (H)	mg/Kg s.s.	0,070 (±0,018)	< 0,01	0,040 (±0,010)	0,130 (±0,033)	0,1	10
Benzo(ghi)perilene (I)	mg/Kg s.s.	0,240 (±0,060)	< 0,01	0,190 (±0,048)	0,41 (±0,10)	0,1	10
Dibenzo(a,e)pirene (L)	mg/Kg s.s.	0,180 (±0,045)	< 0,01	0,070 (±0,018)	0,340 (±0,085)	0,1	10
Dibenzo(a,h)pirene (M)	mg/Kg s.s.	0,120 (±0,030)	< 0,01	0,050 (±0,013)	0,100 (±0,025)	0,1	10
Dibenzo(a,i)pirene (N)	mg/Kg s.s.	0,050 (±0,013)	< 0,01	0,0300 (±0,0075)	0,050 (±0,013)	0,1	10
Dibenzo(a,l)pirene (O)	mg/Kg s.s.	0,050 (±0,013)	< 0,01	0,040 (±0,010)	0,050 (±0,013)	0,1	10
Somm. policiclici aromatici (da A a O)	mg/Kg s.s.	3,70 (±0,93)	< 0,01	2,37 (±0,59)	5,2 (±1,3)	10	100
FITOFARMACI							
DDD, DDT, DDE	mg/Kg s.s.	0,00300 (±0,00075)	< 0,001	0,0130 (±0,0033)	0,0280 (±0,0070)	0,01	0,1
IDROCARBURI							
Idrocarburi pesanti (C>12)	mg/Kg s.s.	26,0 (±6,5)	15,0 (±3,8)	81 (±20)	39,0 (±9,8)	50	750

APPENDICE C – risultati test di cessione campioni di suolo (esclusi PC7 e PC10)

Tipo: Test di cessione D.M. n°186 05/04/2006 GU n°115 del 19/05/2006							
Denominazione		Tal quale PC1	Granulometria >2mm PC1	Granulometria <2 mm PC1	Limi e argille PC1		
Parametro	U. M.					D.Lgs. 152/2006 All. 5	DM 186/2006 All 3
Nitrati (ione nitrato)	mg/L	2,10 (±0,29)	2,00 (±0,26)	1,90 (±0,25)	2,00 (±0,26)		50
Fluoruri (ione fluoruro)	mg/L	0,610 (±0,080)	0,710 (±0,096)	0,370 (±0,052)	0,78 (±0,10)	1,5	1,5
Solfati (ione solfato)	mg/L	9,7 (±1,3)	9,1 (±1,2)	3,40 (±0,44)	8,1 (±1,1)	250	250
Cloruri (ione cloruro)	mg/L	1,45 (±0,20)	4,29 (±0,58)	2,20 (±0,30)	2,93 (±0,40)		100
Cianuri totali (ione cianuro)	µg/L	< 20	< 20	< 20	< 20	50	50
Bario	mg/L	0,100 (±0,018)	0,073 (±0,014)	0,091 (±0,015)	0,096 (±0,016)		1
Rame	mg/L	0,0186 (±0,0032)	0,00270 (±0,00047)	0,0197 (±0,0052)	0,0144 (±0,0024)	1	0,05
Zinco	mg/L	0,0410 (±0,0072)	0,00465 (±0,00075)	0,0580 (±0,0099)	0,0170 (±0,0026)	3	3
Berillio	µg/L	0,90 (±0,015)	< 0,1	< 0,1	< 0,1	4	10
Cobalto	µg/L	1,10 (±0,18)	0,170 (±0,030)	2,40 (±0,39)	0,435 (±0,075)	50	250
Nichel	µg/L	2,70 (±0,47)	0,435 (±0,075)	4,40 (±0,72)	1,45 (±0,24)	20	10
Vanadio	µg/L	6,3 (±1,1)	2,00 (±0,30)	8,1 (±1,3)	3,40 (±0,57)		250
Arsenico	µg/L	8,6 (±1,4)	2,30 (±0,39)	17,0 (±2,9)	5,15 (±0,86)	10	50
Cadmio	µg/L	< 0,1	< 0,1	0,175 (±0,030)	0,90 (±0,15)	5	5
Cromo totale	µg/L	4,30 (±0,74)	1,00 (±0,17)	5,00 (±0,89)	3,10 (±0,53)	50	50
Piombo	µg/L	41,3 (±6,9)	2,50 (±0,42)	51 (±5,4)	9,5 (±2,1)	10	50
Selenio	µg/L	2,45 (±0,39)	2,10 (±0,36)	1,45 (±0,26)	1,20 (±0,23)	10	10
Mercurio	µg/L	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	1	1
Amianto	mg/L	assente	assente	assente	assente		30
COD	mg/L	9,0 (±1,2)	8,5 (±1,1)	9,4 (±1,3)	8,6 (±2,3)		30
pH	unità pH	8,35 (±0,41)	8,39 (±0,42)	8,46 (±0,43)	8,10 (±0,42)		5,5 - 12,0

Tipo: Test di cessione D.M. n°186 05/04/2006 GU n°115 del 19/05/2006							
Denominazione		Tal quale PCS	Granulometria >2mm PCS	Granulometria <2 mm PCS	Limi e argille PCS		
Parametro	U. M.					D.Lgs. 152/2006 All. 5	DM 186/2006 All 3
Nitrati (ione nitrato)	mg/L	2,30 (±0,29)	2,10 (±0,26)	2,00 (±0,25)	2,15 (±0,26)		50
Fluoruri (ione fluoruro)	mg/L	0,590 (±0,080)	0,810 (±0,096)	0,400 (±0,052)	0,77 (±0,10)	1,5	1,5
Solfati (ione solfato)	mg/L	10,1 (±1,3)	9,0 (±1,2)	3,60 (±0,44)	8,9 (±1,1)	250	250
Cloruri (ione cloruro)	mg/L	1,45 (±0,20)	3,95 (±0,58)	2,25 (±0,30)	3,01 (±0,40)		100
Cianuri totali (ione cianuro)	µg/L	< 20	< 20	< 20	< 20	50	50
Bario	mg/L	0,100 (±0,018)	0,084 (±0,014)	0,85 (±0,015)	0,100 (±0,016)		1
Rame	mg/L	0,0195 (±0,0032)	0,00310 (±0,00047)	0,0338 (±0,0052)	0,0141 (±0,0024)	1	0,05
Zinco	mg/L	0,0410 (±0,0072)	0,00465 (±0,00075)	0,0670 (±0,0099)	0,0155 (±0,0026)	3	3
Berillio	µg/L	< 0,1	< 0,1	0,100 (±0,015)	0,100 (±0,015)	4	10
Cobalto	µg/L	1,10 (±0,18)	0,180 (±0,030)	2,40 (±0,39)	0,475 (±0,075)	50	250
Nichel	µg/L	3,00 (±0,47)	0,500 (±0,075)	4,40 (±0,72)	1,55 (±0,24)	20	10
Vanadio	µg/L	6,2 (±1,1)	1,80 (±0,30)	7,5 (±1,3)	3,40 (±0,57)		250
Arsenico	µg/L	8,0 (±1,4)	2,40 (±0,39)	17,0 (±2,9)	4,90 (±0,86)	10	50
Cadmio	µg/L	0,100 (±0,015)	0,100 (±0,015)	0,190 (±0,030)	0,100 (±0,015)	5	5
Cromo totale	µg/L	4,60 (±0,74)	1,00 (±0,17)	5,10 (±0,89)	3,20 (±0,53)	50	50
Piombo	µg/L	40,6 (±6,9)	2,40 (±0,42)	28 (±3,5)	11,4 (±2,1)	10	50
Selenio	µg/L	2,50 (±0,39)	2,10 (±0,36)	1,50 (±0,26)	1,30 (±0,23)	10	10
Mercurio	µg/L	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	1	1
Amianto	mg/L	assente	assente	assente	assente		30
COD	mg/L	9,8 (±1,2)	9,5 (±1,1)	10,2 (±1,3)	18,1 (±2,3)		30
pH	unità pH	8,37 (±0,41)	8,65 (±0,42)	8,48 (±0,43)	8,13 (±0,42)		5,5 - 12,0

Tipo: Test di cessione D.M. n°186 05/04/2006 GU n°115 del 19/05/2006							
Denominazione		Tal quale PC8	Granulometria > 2mm PC8	Granulometria <2 mm PC8	Limi e argille PC8		
Parametro	U. M.					D.Lgs. 152/2006 All. 5	DM 186/2006 All 3
Nitrati (ione nitrato)	mg/L	2,40 (±0,29)	2,20 (±0,26)	2,10 (±0,25)	2,20 (±0,26)		50
Fluoruri (ione fluoruro)	mg/L	0,670 (±0,080)	0,800 (±0,096)	0,430 (±0,052)	0,87 (±0,10)	1,5	1,5
Solfati (ione solfato)	mg/L	10,9 (±1,3)	9,9 (±1,2)	3,70 (±0,44)	9,4 (±1,1)	250	250
Cloruri (ione cloruro)	mg/L	1,65 (±0,20)	4,84 (±0,58)	2,50 (±0,30)	3,31 (±0,40)		100
Cianuri totali (ione cianuro)	µg/L	< 20	< 20	< 20	< 20	50	50
Bario	mg/L	0,119 (±0,018)	0,093 (±0,014)	0,101 (±0,015)	0,104 (±0,016)		1
Rame	mg/L	0,0215 (±0,0032)	0,00310 (±0,00047)	0,0349 (±0,0052)	0,0161 (±0,0024)	1	0,05
Zinco	mg/L	0,0480 (±0,0072)	0,00500 (±0,00075)	0,0660 (±0,0099)	0,0170 (±0,0026)	3	3
Berillio	µg/L	0,100 (±0,015)	< 0,1	0,100 (±0,015)	0,100 (±0,015)	4	10
Cobalto	µg/L	1,20 (±0,18)	0,200 (±0,030)	2,60 (±0,39)	0,500 (±0,075)	50	250
Nichel	µg/L	3,10 (±0,47)	0,500 (±0,075)	4,80 (±0,72)	1,60 (±0,24)	20	10
Vanadio	µg/L	7,0 (±1,1)	2,00 (±0,30)	8,8 (±1,3)	3,80 (±0,57)		250
Arsenico	µg/L	9,0 (±1,4)	2,60 (±0,39)	19,0 (±2,9)	5,70 (±0,86)	10	50
Cadmio	µg/L	0,100 (±0,015)	< 0,1	0,200 (±0,030)	0,100 (±0,015)	5	5
Cromo totale	µg/L	4,90 (±0,74)	1,10 (±0,17)	5,90 (±0,89)	3,50 (±0,53)	50	50
Piombo	µg/L	45,7 (±6,9)	2,80 (±0,42)	128 (±19)	13,9 (±2,1)	10	50
Selenio	µg/L	2,60 (±0,39)	2,40 (±0,36)	1,70 (±0,26)	1,50 (±0,23)	10	10
Mercurio	µg/L	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	1	1
Amianto	mg/L	assente	assente	assente	assente		30
COD	mg/L	10,0 (±1,2)	9,0 (±1,1)	11,0 (±1,3)	19,0 (±2,3)		30
pH	unità pH	8,27 (±0,41)	8,35 (±0,42)	8,64 (±0,43)	8,33 (±0,42)		5,5 - 12,0

APPENDICE D – risultati analisi contenuto totale granuli

Tipo: Terreni D.Lgs 152/2006 Tabella 1 All. 5 (ex D.M. 471/1999, Tabella 1 All. 1)									
Denominazione		Terreno granulato limi e argille PC1	Terreno granulato limi e argille PC5	Terreno granulato limi e argille PC7	Terreno granulato limi e argille PC8	Terreno granulato limi e argille PC10			
Parametro	U. M.						LOQ	DLgs 152/2006 All. 5	DLgs 152/2006 All. 5
PARAMETRI DI CATEGORIA 0									
Scheletro	% s.s.	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	0,1		
Residuo secco a 105 °C	%	86,9 (±6,4)	88,4 (±6,4)	90,9 (±6,4)	87,7 (±6,4)	87,9 (±6,4)	0,1		
COMPOSTI INORGANICI									
Antimonio	mg/Kg s.s.	3,70 (±0,60)	3,95 (±0,60)	4,50 (±0,60)	4,00 (±0,60)	3,90 (±0,60)	1	10	30
Arsenico	mg/Kg s.s.	14,0 (±2,4)	14,7 (±2,4)	17,4 (±2,4)	16,0 (±2,4)	15,0 (±2,4)	1	20	50
Mercurio	mg/Kg s.s.	13,5 (±2,4)	15,4 (±2,4)	17,3 (±2,4)	15,7 (±2,4)	14,7 (±2,4)	0,005	1	5
Piombo	mg/Kg s.s.	125 (±21)	130 (±21)	150 (±21)	139 (±21)	131 (±21)	1	100	1000
Rame	mg/Kg s.s.	61,5 (±9,8)	64,3 (±9,8)	70,5 (±9,8)	65,5 (±9,8)	65,5 (±9,8)	0,5	120	600
Zinco	mg/Kg s.s.	131 (±23)	145 (±23)	163 (±23)	151 (±23)	143 (±23)	0,5	150	1500
COMPOSTI ORGANICI AROMATICI									
Benzene	mg/Kg s.s.	< 0,005	< 0,005	0,005 (±0,0050)	< 0,005	< 0,005	0,005	0,1	2
IDROCARBURI POLICICLICI AROMATICI									
Naftalene	mg/Kg s.s.	0,0165 (±0,0050)	0,0185 (±0,0050)	0,0200 (±0,0050)	0,0200 (±0,0050)	0,0190 (±0,0050)	0,01		
Acenaftilene	mg/Kg s.s.	< 0,01	0,0100 (±0,0025)	0,0120 (±0,0025)	< 0,01	< 0,01	0,01		
Acenaftene	mg/Kg s.s.	< 0,01	< 0,01	0,0100 (±0,0025)	0,0100 (±0,0025)	< 0,01	0,01		
Fluorene	mg/Kg s.s.	< 0,01	< 0,01	0,0100 (±0,0025)	0,0100 (±0,0025)	< 0,01	0,01		
Fenantrene	mg/Kg s.s.	0,200 (±0,060)	0,223 (±0,060)	0,280 (±0,060)	0,240 (±0,060)	0,200 (±0,060)	0,01		
Antracene	mg/Kg s.s.	0,060 (±0,015)	0,065 (±0,015)	0,070 (±0,015)	0,060 (±0,015)	0,055 (±0,015)	0,01		
Fluorantene	mg/Kg s.s.	0,64 (±0,16)	0,74 (±0,16)	0,80 (±0,16)	0,64 (±0,16)	0,50 (±0,16)	0,01		
Pirene (A)	mg/Kg s.s.	0,45 (±0,14)	0,45 (±0,14)	0,70 (±0,14)	0,57 (±0,14)	0,40 (±0,14)	0,01	5	50
Benzo(a)antracene (B)	mg/Kg s.s.	0,40 (±0,14)	0,55 (±0,14)	0,66 (±0,14)	0,55 (±0,14)	0,45 (±0,14)	0,01	0,5	10
Crisene (C)	mg/Kg s.s.	0,50 (±0,13)	0,45 (±0,13)	0,60 (±0,13)	0,50 (±0,13)	0,50 (±0,13)	0,01	5	50
Benzo(b)fluorantene (D)	mg/Kg s.s.	0,75 (±0,25)	0,88 (±0,25)	1,05 (±0,25)	0,99 (±0,25)	0,85 (±0,25)	0,01	0,5	10
Benzo(k)fluorantene (E)	mg/Kg s.s.	0,230 (±0,058)	0,250 (±0,058)	0,270 (±0,058)	0,230 (±0,058)	0,230 (±0,058)	0,01	0,5	10
Benzo(a)pirene (F)	mg/Kg s.s.	0,46 (±0,15)	0,50 (±0,15)	0,63 (±0,15)	0,58 (±0,15)	0,50 (±0,15)	0,01	0,1	10
Indeno(1,2,3-cd)pirene (G)	mg/Kg s.s.	0,40 (±0,11)	0,42 (±0,11)	0,50 (±0,11)	0,42 (±0,11)	0,37 (±0,11)	0,01	0,1	5
Dibenzo(a,h)antracene (H)	mg/Kg s.s.	0,062 (±0,018)	0,065 (±0,018)	0,085 (±0,018)	0,070 (±0,018)	0,065 (±0,018)	0,01	0,1	10
Benzo(ghi)perilene (I)	mg/Kg s.s.	0,300 (±0,093)	0,290 (±0,093)	0,410 (±0,093)	0,370 (±0,093)	0,340 (±0,093)	0,01	0,1	10
Dibenzo(a,e)pirene (L)	mg/Kg s.s.	0,210 (±0,058)	0,220 (±0,058)	0,245 (±0,058)	0,230 (±0,058)	0,210 (±0,058)	0,01	0,1	10
Dibenzo(a,h)pirene (M)	mg/Kg s.s.	0,065 (±0,020)	0,065 (±0,020)	0,095 (±0,020)	0,080 (±0,020)	0,075 (±0,020)	0,01	0,1	10
Dibenzo(a,i)pirene (N)	mg/Kg s.s.	< 0,01	< 0,01	0,0300 (±0,0075)	0,0300 (±0,0075)	0,0195 (±0,0075)	0,01	0,1	10
Dibenzo(a,l)pirene (O)	mg/Kg s.s.	0,047 (±0,013)	0,050 (±0,013)	0,055 (±0,013)	0,050 (±0,013)	0,050 (±0,013)	0,01	0,1	10
Somm. policiclici aromatici (da A a O)	mg/Kg s.s.	3,9 (±1,2)	4,8 (±1,2)	5,3 (±1,2)	4,7 (±1,2)	4,1 (±1,2)	0,01	10	100
FITOFARMACI									
DDD, DDT, DDE	mg/Kg s.s.	0,0050 (±0,0015)	0,0050 (±0,0015)	0,0055 (±0,0015)	0,0060 (±0,0015)	0,0055 (±0,0015)	0,001	0,01	0,1
IDROCARBURI									
Idrocarburi pesanti (C>12)	mg/Kg s.s.	40 (±12)	44 (±12)	45 (±12)	48 (±12)	44 (±12)	5	50	750

Tipo: Terreni D.Lgs 152/2006 Tabella 1 All. 5 (ex D.M. 471/1999, Tabella 1 All. 1)									
Denominazione		Terreno granulato limi e argille + sabbie PC1	Terreno granulato limi e argille + sabbie PC5	Terreno granulato limi e argille + sabbie PC7	Terreno granulato limi e argille + sabbie PC8	Terreno granulato limi e argille + sabbie PC10			
Parametro	U. M.						LOQ	DLgs 152/2006 All 5 Tab 1 Res Verde	DLgs 152/2006 All 5 Tab 1 Com- Ind
PARAMETRI DI CATEGORIA 0									
Scheletro	% s.s.	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	0,1		
Residuo secco a 105 °C	%	88,9 (±6,7)	90,2 (±6,7)	95,9 (±6,7)	93,1 (±6,7)	90,6 (±6,7)	0,1		
COMPOSTI INORGANICI									
Antimonio	mg/Kg s.s.	2,65 (±0,45)	2,85 (±0,45)	3,15 (±0,45)	3,00 (±0,45)	2,75 (±0,45)	1	10	30
Arsenico	mg/Kg s.s.	8,0 (±1,4)	8,7 (±1,4)	10,3 (±1,4)	9,0 (±1,4)	8,0 (±1,4)	1	20	50
Mercurio	mg/Kg s.s.	6,1 (±1,0)	6,3 (±1,0)	7,4 (±1,0)	6,8 (±1,0)	5,9 (±1,0)	0,005	1	5
Piombo	mg/Kg s.s.	68 (±11)	71 (±11)	80 (±11)	75 (±11)	71 (±11)	1	100	1000
Rame	mg/Kg s.s.	28,6 (±4,7)	29,4 (±4,7)	35,9 (±4,7)	31,6 (±4,7)	30,1 (±4,7)	0,5	120	600
Zinco	mg/Kg s.s.	66 (±11)	70 (±11)	81 (±11)	72 (±11)	69 (±11)	0,5	150	1500
COMPOSTI ORGANICI AROMATICI									
Benzene	mg/Kg s.s.	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	0,005	0,1	2
IDROCARBURI POLICICLICI AROMATICI									
Naftalene	mg/Kg s.s.	0,0075 (±0,0025)	0,009 (±0,0025)	0,0120 (±0,0025)	0,0100 (±0,0025)	0,0100 (±0,0025)	0,01		
Acenaftilene	mg/Kg s.s.	< 0,01	< 0,01	0,0100 (±0,0025)	< 0,01	< 0,01	0,01		
Acenaftene	mg/Kg s.s.	< 0,01	0,0100 (±0,0025)	< 0,01	< 0,01	< 0,01	0,01		
Fluorene	mg/Kg s.s.	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	0,01		
Fenantrene	mg/Kg s.s.	0,115 (±0,035)	0,140 (±0,035)	0,150 (±0,035)	0,140 (±0,035)	0,120 (±0,035)	0,01		
Antracene	mg/Kg s.s.	0,0320 (±0,0075)	0,0310 (±0,0075)	0,0325 (±0,0075)	0,0300 (±0,0075)	0,0265 (±0,0075)	0,01		
Fluorantene	mg/Kg s.s.	0,380 (±0,095)	0,380 (±0,095)	0,400 (±0,095)	0,380 (±0,095)	0,355 (±0,095)	0,01		
Pirene (A)	mg/Kg s.s.	0,300 (±0,090)	0,315 (±0,090)	0,410 (±0,090)	0,360 (±0,090)	0,330 (±0,090)	0,01	5	50
Benzo(a)antracene (B)	mg/Kg s.s.	0,260 (±0,065)	0,235 (±0,065)	0,325 (±0,065)	0,260 (±0,065)	0,260 (±0,065)	0,01	0,5	10
Crisene (C)	mg/Kg s.s.	0,260 (±0,065)	0,240 (±0,065)	0,300 (±0,065)	0,260 (±0,065)	0,260 (±0,065)	0,01	5	50
Benzo(b)fluorantene (D)	mg/Kg s.s.	0,38 (±0,11)	0,40 (±0,11)	0,50 (±0,11)	0,42 (±0,11)	0,40 (±0,11)	0,01	0,5	10
Benzo(k)fluorantene (E)	mg/Kg s.s.	0,130 (±0,035)	0,140 (±0,035)	0,150 (±0,035)	0,140 (±0,035)	0,140 (±0,035)	0,01	0,5	10
Benzo(a)pirene (F)	mg/Kg s.s.	0,235 (±0,075)	0,205 (±0,075)	0,355 (±0,075)	0,300 (±0,075)	0,250 (±0,075)	0,01	0,1	10
Indeno(1,2,3-cd)pirene (G)	mg/Kg s.s.	0,200 (±0,048)	0,180 (±0,048)	0,210 (±0,048)	0,190 (±0,048)	0,180 (±0,048)	0,01	0,1	5
Dibenzo(a,h)antracene (H)	mg/Kg s.s.	0,0215 (±0,0050)	0,0230 (±0,0050)	0,0250 (±0,0050)	0,0200 (±0,0050)	0,0150 (±0,0050)	0,01	0,1	10
Benzo(ghi)perilene (I)	mg/Kg s.s.	0,150 (±0,050)	0,140 (±0,050)	0,250 (±0,050)	0,200 (±0,050)	0,175 (±0,050)	0,01	0,1	10
Dibenzo(a,e)pirene (L)	mg/Kg s.s.	0,125 (±0,038)	0,135 (±0,038)	0,175 (±0,038)	0,150 (±0,038)	0,120 (±0,038)	0,01	0,1	10
Dibenzo(a,h)pirene (M)	mg/Kg s.s.	0,050 (±0,010)	0,050 (±0,010)	0,050 (±0,010)	0,040 (±0,010)	0,050 (±0,010)	0,01	0,1	10
Dibenzo(a,i)pirene (N)	mg/Kg s.s.	< 0,01	< 0,01	0,0100 (±0,0025)	< 0,01	< 0,01	0,01	0,1	10
Dibenzo(a,l)pirene (O)	mg/Kg s.s.	< 0,01	0,0100 (±0,0025)	0,0130 (±0,0025)	0,0100 (±0,0025)	< 0,01	0,01	0,1	10
Somm. policiclici aromatici (da A a O)	mg/Kg s.s.	2,11 (±0,59)	2,1 (±0,59)	2,77 (±0,59)	2,35 (±0,59)	2,18 (±0,59)	0,01	10	100
FITOFARMACI									
DDD, DDT, DDE	mg/Kg s.s.	< 0,01	0,00200 (±0,00075)	< 0,01	0,00300 (±0,00075)	0,00200 (±0,00075)	0,001	0,01	0,1
IDROCARBURI									
Idrocarburi pesanti (C>12)	mg/Kg s.s.	23,0 (±7,3)	26,8 (±7,3)	26,5 (±7,3)	29,0 (±7,3)	25,4 (±7,3)	5	50	750

APPENDICE E – Schede di sicurezza

MAPEPLAST ECO1 A

Additivo a base di miscele di additivi organici idrofobizzanti

CAMPI DI APPLICAZIONE

Mapeplast Eco1 A è un additivo sviluppato nei laboratori di ricerca MAPEI specificamente formulato per essere utilizzato con il sistema MAPEI HPSS (High Performance Solidification/Stabilization), per il trattamento di terreni e sedimenti contaminati, applicabile anche ai rifiuti, avente come obiettivo la produzione di conglomerati cementizi granulari caratterizzati da cessioni estremamente ridotte, ottima compatibilità ambientale, elevate proprietà meccaniche ed elevata durabilità.

Mapeplast Eco1 A grazie alle sue proprietà idrofobizzanti, limita la penetrazione dell'acqua all'interno dei pori e contribuisce a ridurre sia l'entità del rilascio che l'ingresso delle sostanze aggressive per il Binder HPSS (solfati, ecc).

MODALITÀ D'IMPIEGO

Mapeplast Eco1 A viene utilizzato esclusivamente nelle applicazioni che fanno uso della tecnologia MAPEI HPSS (High Performance Solidification/Stabilization), in combinazione con l'additivo **Mapeplast Eco1 B** e **Binder HPSS**.

Per questa ragione è sempre necessario eseguire una serie di valutazioni preliminari a scala di laboratorio, sulla base delle indicazioni dei tecnici MAPEI.

CONSUMI

Mapeplast Eco1 A è utilizzato in proporzioni variabili, a seconda del tipo e delle caratteristiche della matrice da trattare (terreno, sedimento, rifiuto), del suo livello di contaminazione e degli obiettivi dell'intervento.

Consumo tipico: dall'1% al 3% sul peso di **Binder HPSS**.

Dosaggi diversi devono essere valutati caso per caso, sulla base di prove preliminari di laboratorio da eseguire su indicazione dei tecnici MAPEI.

IMMAGAZZINAGGIO

Mapeplast Eco1 A si conserva per 12 mesi in recipienti chiusi, protetti dal gelo e dall'esposizione diretta ai raggi del sole.

CONFEZIONI

Mapeplast Eco1 A viene venduto e consegnato in cisternette da 1000 l.

ISTRUZIONI DI SICUREZZA PER LA PREPARAZIONE E LA MESSA IN OPERA

Per un utilizzo sicuro dei nostri prodotti fare riferimento all'ultima versione della Scheda Dati Sicurezza, disponibile sul nostro sito www.mapei.it.

PRODOTTO PER USO PROFESSIONALE.

DATI TECNICI (valori tipici)	
DATI IDENTIFICATIVI DEL PRODOTTO	
Aspetto:	liquido
Colore:	bianco
Massa volumica secondo ISO 758 (g/cm ³):	1,03 ± 0,02 a +20°C
Azione principale:	aumento dell'effetto idrorepellente e riduzione delle efflorescenze
Classificazione secondo UNI EN 934-2:	additivo resistente all'acqua, prospetto 9
Cloruri solubili in acqua secondo EN 480-10 (%):	< 0,1 (assenti secondo UNI EN 934-2)
Contenuto di alcali (Na ₂ O equivalente) secondo EN480-12 (%):	< 1,0

AVVERTENZA

Le informazioni e le prescrizioni sopra riportate, pur corrispondendo alla nostra migliore esperienza, sono da ritenersi, in ogni caso, puramente indicative e dovranno essere confermate da esaurienti applicazioni pratiche; pertanto, prima di adoperare il prodotto, chi intenda farne uso è tenuto a stabilire se esso sia o meno adatto all'impiego previsto e, comunque, si assume ogni responsabilità che possa derivare dal suo uso.

Fare sempre riferimento all'ultima versione aggiornata della scheda tecnica, disponibile sul sito www.mapei.com

INFORMATIVA LEGALE

I contenuti della presente Scheda Tecnica possono essere riprodotti in altro documento progettuale, ma il documento così risultante non potrà in alcun modo sostituire o integrare la Scheda Tecnica in vigore al momento dell'applicazione del prodotto MAPEI.

La Scheda Tecnica più aggiornata è disponibile sul nostro sito www.mapei.com.

QUALSIASI ALTERAZIONE DEL TESTO O DELLE CONDIZIONI PRESENTI IN QUESTA SCHEDA TECNICA O DA ESSA DERIVANTI ESCLUDE LA RESPONSABILITÀ DI MAPEI.

8720-2-2021-it

La riproduzione di testi, foto e illustrazioni di questa pubblicazione è vietata e viene perseguita ai sensi di legge



MAPEPLAST ECO1 B

Additivo a base di miscele di polimeri acrilici idrosolubili

CAMPI DI APPLICAZIONE

Mapeplast Eco1 B è un additivo sviluppato nei laboratori di ricerca MAPEI specificamente formulato per essere utilizzato con il sistema MAPEI HPSS (High Performance Solidification/Stabilization), per il trattamento di terreni e sedimenti contaminati, applicabile anche ai rifiuti, avente come obiettivo la produzione di conglomerati cementizi granulari caratterizzati da cessioni estremamente ridotte, ottima compatibilità ambientale, elevate proprietà meccaniche ed elevata durabilità.

Grazie all'utilizzo di **Mapeplast Eco1 B** viene drasticamente ridotto il quantitativo di acqua necessario per formare l'impasto, in modo da ottenere conglomerati omogenei e molto densi, caratterizzati da un basso rapporto acqua/legante e da una bassa porosità.

MODALITÀ D'IMPIEGO

Mapeplast Eco1 B viene utilizzato esclusivamente nelle applicazioni che fanno uso della tecnologia MAPEI HPSS (High Performance Solidification/Stabilization), in combinazione con l'additivo **Mapeplast Eco1 A** e **Binder HPSS**. Per questa ragione è sempre necessario eseguire una serie di valutazioni preliminari a scala di laboratorio, sulla base delle indicazioni dei tecnici MAPEI.

CONSUMI

Mapeplast Eco1 B è utilizzato in proporzioni variabili, a seconda del tipo e delle caratteristiche della matrice da trattare (terreno, sedimento, rifiuto), del suo livello di contaminazione e degli obiettivi dell'intervento.

Consumo tipico: dall'1% al 3% sul peso di **Binder HPSS**.

Dosaggi diversi devono essere valutati caso per caso, sulla base di prove preliminari di laboratorio da eseguire su indicazione dei tecnici MAPEI.

CONFEZIONI

Mapeplast Eco1 B viene venduto e consegnato in cisternette da 1000 l.

IMMAGAZZINAGGIO

Mapeplast Eco1 B si conserva per 12 mesi in recipienti chiusi e protetti dal gelo.

L'esposizione ai raggi solari diretti può provocare una variazione cromatica, senza che ciò pregiudichi in alcun modo le caratteristiche prestazionali del prodotto.

ISTRUZIONI DI SICUREZZA PER LA PREPARAZIONE E LA MESSA IN OPERA

Per un utilizzo sicuro dei nostri prodotti fare riferimento all'ultima versione della Scheda Dati Sicurezza, disponibile sul nostro sito www.mapei.it.

PRODOTTO PER USO PROFESSIONALE.

DATI TECNICI (valori tipici)	
DATI IDENTIFICATIVI DEL PRODOTTO	
Aspetto:	liquido
Colore:	ambrato
Massa volumica secondo ISO 758 (g/cm ³):	1,08 ± 0,02 a +20°C
Azione principale:	riduzione dell'acqua d'impasto
Classificazione secondo UNI EN 934-2:	riduttore d'acqua ad alta efficacia, superfluidificante, accelerante di indurimento, prospetti 3.1, 3.2 e 7
Classificazione secondo ASTM C494:	tipo F e tipo C
Classificazione secondo ASTM C1017:	tipo I
Cloruri solubili in acqua secondo EN 480-10 (%):	< 0,1 (assenti secondo UNI EN 934-2)
Contenuto di alcali (Na ₂ O equivalente) secondo EN480-12 (%):	< 3,0
pH secondo ISO 4316:	6,5 ± 1,0

AVVERTENZA

Le informazioni e le prescrizioni sopra riportate, pur corrispondendo alla nostra migliore esperienza, sono da ritenersi, in ogni caso, puramente indicative e dovranno essere confermate da esaurienti applicazioni pratiche; pertanto, prima di adoperare il prodotto, chi intenda farne uso è tenuto a stabilire se esso sia o meno adatto all'impiego previsto e, comunque, si assume ogni responsabilità che possa derivare dal suo uso.

Fare sempre riferimento all'ultima versione aggiornata della scheda tecnica, disponibile sul sito www.mapei.com

INFORMATIVA LEGALE

I contenuti della presente Scheda Tecnica possono essere riprodotti in altro documento progettuale, ma il documento così risultante non potrà in alcun modo sostituire o integrare la Scheda Tecnica in vigore al momento dell'applicazione del prodotto MAPEI.

La Scheda Tecnica più aggiornata è disponibile sul nostro sito www.mapei.com.

QUALSIASI ALTERAZIONE DEL TESTO O DELLE CONDIZIONI PRESENTI IN QUESTA SCHEDA TECNICA O DA ESSA DERIVANTI ESCLUDE LA RESPONSABILITÀ DI MAPEI.

8719-2-2021-it

La riproduzione di testi, foto e illustrazioni di questa pubblicazione è vietata e viene perseguita ai sensi di legge



SCHEDA N° 13.1

Scheda Dati di Sicurezza (Conforme al Regolamento (UE) N. 453/2010) Edizione 1 Rev. 0 del 28/03/2022

1. Identificazione della sostanza o della miscela e della società/impresa

1.1 Identificazione del prodotto

SOSTANZA: Flocculante AN

1.2 Usi pertinenti identificati della sostanza o miscela e usi sconsigliati:

- | | |
|--|---|
| <input type="checkbox"/> Materia prima | <input type="checkbox"/> Solvente |
| <input type="checkbox"/> Intermedio | <input type="checkbox"/> Catalizzatore |
| <input type="checkbox"/> Prodotto finito | <input type="checkbox"/> Reattivo analisi |
| <input checked="" type="checkbox"/> Reattivo per impianto di depurazione acque | |

1.3 Informazioni sul fornitore della scheda dati di sicurezza

Produttore/Fornitore:

TEV GROUP S.R.L.
Via Mestrina, 85 – 30172 Venezia Mestre (VE) - tel. 041 5321837
tevgroup@tevgroup.it

1.4 Numero telefonico di emergenza

Centro antiveneni Ospedale "Niguarda Cà Granda" – Milano
tel. +39 02 66101029
Centro antiveneni del Policlinico Universitario "A. Gemelli" - Roma
tel. +39 06 3054343
Istituto superiore della Sanità – Roma
tel. +39 06 49901

2. Identificazione dei pericoli

2.1 Classificazione della sostanza o della miscela

Classificazione secondo il regolamento (CE) n. 1272/2008

Non classificato

Classificazione secondo la direttiva 67/548/CEE o direttiva 1999/45/CE

Non classificato

Indicazione di pericolosità specifiche per l'uomo e l'ambiente:

Non classificato

2.2 Elementi dell' etichetta

Pittogrammi di pericolo Nessuno

Avvertenza: nessuna

Indicazioni di pericolo

Nessuna

Consigli di prudenza

Nessuno.

2.3 Altri pericoli

Risultati della valutazione PBT e vPvB

PBT: Non soddisfano i criteri di cui all'allegato XIII del regolamento REACH

VPvB: Non soddisfano i criteri di cui all'allegato XIII del regolamento REACH

Ulteriori informazioni: La soluzione acquosa o la polvere umida rende le superfici estremamente scivolose

3. Composizione/informazione sugli ingredienti

3.1 Sostanze: n.a.

N.A.	N.A.	N.A.
------	------	------

3.2 Miscela: Questo prodotto è una miscela

-	Nessuna sostanza pericolosa da segnalare	
---	---	--

Ulteriori indicazioni: non contiene sostanze pericolose da segnalare.

4. Misure di primo soccorso

4.1 Descrizione delle misure di primo soccorso

Inalazione: Non sussistono pericoli tali da richiedere speciali misure di pronto soccorso.

Contatto con la pelle: Lavare con sapone e molta acqua

Contatto con gli occhi: Sciacquare immediatamente con molta acqua anche sotto le palpebre, per almeno 15 minuti. In caso di persistente irritazione agli occhi consultare il medico.

Ingestione: Sciacquare la bocca con acqua. NON indurre il vomito. Non sussistono pericoli tali da richiedere speciali misure di pronto soccorso.

Indicazioni per il medico: nessuna.

4.2 Principali sintomi ed effetti, sia acuti che ritardati: nessuno.

4.3 Indicazione della eventuale necessità di consultare immediatamente un medico e di trattamenti speciali:

nessuna.

5. Misure antincendio

5.1 Mezzi di estinzione idonei: Utilizzare acqua nebulizzata, schiuma alcool resistente, prodotti chimici asciutti o anidride carbonica.

Mezzi di estinzione non idonei: nessuno.

5.2 Pericoli speciali derivanti dalla sostanza o dalla miscela: La decomposizione termica può generare: ossidi di azoto(Nox),ossidi di carbonio (COx). Cianuro di idrogeno (acido cianidrico) possono essere prodotti in caso di combustione in atmosfera carente di ossigeno.

5.3 Raccomandazioni per gli addetti all' estinzione degli incendi:

Accorgimenti di protezione:

in caso di incendio, indossare apparecchio respiratorio con apporto d'aria indipendente.

Altri dati:

La soluzione acquosa o la polvere umida rende estremamente scivolose le superfici.

6. Misure in caso di rilascio accidentale

6.1 Precauzione personali, dispositivi di protezione e procedure in caso di emergenza:

Precauzioni individuali: La soluzione acquosa o la polvere umida rende le superfici estremamente scivolose.

Indumenti protettivi: Non è richiesto un allestimento speciale di protezione.

Procedure di emergenza: Tenere le persone lontane dalle perdite.

6.2 Precauzioni ambientali: come per tutti i prodotti chimici, non scaricare il prodotto in acque superficiali.

6.3 Metodi e materiali per il contenimento e per la bonifica:

Piccoli spargimenti: Non lavare o fluxare con acqua. Rimuovere immediatamente per mezzo di una scopa o con mezzo aspirante. Conservare in contenitori adatti e chiusi per lo smaltimento. Dopo la rimozione pulire ogni traccia con acqua.

Fuoriuscite di grandi dimensioni: Non lavare o fluxare con acqua. Rimuovere immediatamente per mezzo di una scopa o con mezzo aspirante. Conservare in contenitori adatti e chiusi per lo smaltimento. Dopo la rimozione pulire ogni traccia con acqua.

Residui: lavare con grandi quantità di acqua.

6.4 Riferimento ad altre sezioni

Per informazioni relative all' equipaggiamento protettivo ad uso personale vedere capitolo 8.

Per informazioni relative allo smaltimento vedere capitolo 13.

7. Manipolazione e immagazzinamento

7.1 Precauzioni per la manipolazione sicura:

Negli ambienti di lavoro è fatto divieto di mangiare, di bere e di fumare. Lavare le mani prima dopo la manipolazione. Togliere gli indumenti contaminanti ed i dispositivi di protezione prima di accedere alle zone in cui si mangia. Non sono richieste particolari precauzioni. La soluzione acquosa o la polvere umida rende le superfici estremamente scivolose.

7.2 Condizioni per l'immagazzinamento sicuro, comprese eventuali incompatibilità.

Requisiti dei magazzini e dei recipienti: Tenere in un luogo asciutto. Mantenere il contenitore chiuso quando non viene usato.

Indicazioni sullo stoccaggio misto: incompatibile con agenti ossidanti.

Ulteriori indicazioni sull' immagazzinamento: nessuno.

7.3 Usi finali specifici: nessuno

8. Controllo dell'esposizione/protezione individuale

8.1 Parametri di controllo

Limiti di esposizione nazionali: Nessuno(a).

Livello derivato senza effetto (DNELs) / Livello derivato con effetti minimi (DMELs) Nessuno(a).

La concentrazione prevedibile senza effetto (PNECs) Nessuno(a).

8.2 Controlli dell' esposizione:

Controlli tecnici adeguati:

Utilizzare un locale in aspirazione in caso di polverulenza. La ventilazione naturale è adeguata in assenza di polveri.

Controlli dell'esposizione ambientale:

Non sono richieste precauzioni speciali. Non scaricare il liquido di lavaggio nelle acque libere

Norme generali protettive e di igiene del lavoro: Durante il lavoro è vietato mangiare, bere, fumare, fiutare tabacco. Togliere immediatamente gli abiti contaminati. Lavarsi le mani prima dell'intervallo o a lavoro terminato. Non inalare gas/vapori/aerosol. Evitare il contatto con gli occhi.

Protezioni occhi/volto:

occhiali di protezione con schermi laterali

Protezione della pelle:

abiti da lavoro che proteggano le braccia, le gambe ed il

corpo

Protezione respiratoria:

Normalmente non è richiesto alcun dispositivo di protezione per le vie respiratorie. Si raccomanda l'uso di una maschera di sicurezza antipolvere quando la concentrazione di polvere di lavorazione è superiore a 10 mg/m³

Materiale dei guanti/tempo di permeazione: guanti in PVC o altro materiale plastico.

9. Proprietà fisiche e chimiche

9.1 Informazioni sulle proprietà fisiche e chimiche fondamentali

Indicazioni generali	
Aspetto:	granulare
Forma:	solido
Colore:	bianco
Odore:	nessuno
soglia olfattiva	n.a.
Valore di pH a 20°C	5 - 9 @5g/L
Punto di fusione/punto di congelamento	>150°C
Punto di ebollizione iniziale e intervallo di ebollizione	Non applicabile
Punto di infiammabilità	Non applicabile
Tasso di evaporazione	Non applicabile
Infiammabilità (solidi e gas)	Nessun dato disponibile
Limite sup/inf di infiammabilità o di esplosività	Non si prevede di creare atmosfere esplosive
Tensione di vapore	Non applicabile
Densità di vapore	Non applicabile
Densità relativa	0,6-0,9
Solubilità	Solubile in acqua
Coefficiente di ripartizione n-ottanolo/acqua	-2
Temperatura di autoaccensione	Non auto-incendiarsi (base sulla struttura chimica)
Temperatura di decomposizione	>150°C
Viscosità	Kst=0
Proprietà esplosive	Non infiammabile a fonti di combustione inferiore a 2,5 kJ.
Proprietà ossidanti	Non dovrebbe essere ossidante sulla base della struttura chimica

9.2 Altre informazioni: nessuna

10. Stabilità e reattività

10.1 Reattività:	Non conosciuti
10.2 Stabilità chimica.	Stabile in condizioni normali
10.3 Possibilità di reazioni pericolose:	Non conosciuti.
10.4 Condizioni da evitare:	Non conosciuti.
10.5 Materiali incompatibili	Agenti ossidanti. Possono causare reazioni esotermiche.
10.6 Prodotti di decomposizione pericolosi:	La decomposizione termica può generare: ossidi di azoto (Nox), ossidi di cianidrico.

11. Informazioni tossicologiche

11.1 Informazioni sugli effetti tossicologici

Tossicità acuta:

Tossicità acuta per via orale: DL50/orale/su ratto > 5000 mg/kg

Tossicità acuta per via cutanea: DL50/cutanea/su ratto > 5000 mg/kg

Tossicità acuta per inalazione: Il prodotto non è tossico per inalazione

Corrosione/irritazione cutanea: non irritante.

Lesioni oculari gravi/irritazione oculari gravi: non irritante

Sensibilizzazione respiratoria o cutanea: non sensibilizzazione

Mutagenicità delle cellule germinali: non mutageno

Cancerogenicità: non cancerogeno

Tossicità per la riproduzione: non tossico per la riproduzione

Tossicità specifica per organi bersaglio (STOT)- esposizione singola
Nessun effetto conosciuto

Tossicità specifica per organi bersaglio (STOT)- esposizione ripetuta
Nessun effetto conosciuto

Pericolo in caso di aspirazione:
nessun rischio derivante dal materiale così fornito

Informazioni aggiuntive:
nessuna

12. Informazioni ecologiche

12.1 Tossicità:

Tossicità acuta per i pesci: LC50/Danio rerio/96 ore > 100 mg/L (OCSE 203)

Tossicità acuta per gli invertebrati: CE50/Daphnia magna/48 ore > 100 mg/L (OCSE 202)

Tossicità acuta per le alghe: IC50/Scenedesmus subspicatus/72 ore > 100 mg/L (OCSE 201)

Tossicità cronica per i pesci: Nessun dato disponibile

Tossicità cronica per gli invertebrati: Nessun dato disponibile

Tossicità per i micro-organismi: Nessun dato disponibile

Effetti sugli organismi del suolo: Nessun effetto conosciuto

12.2 Persistenza e degradabilità:

Degradazione: Non immediatamente biodegradabile.

Idrolisi: Non Idrolizza.

Fotolisi: Nessun dato disponibile.

12.3 Potenziale di bioaccumulo:

Informazioni sul prodotto fornito: Non soggette a bioaccumulo.

Coefficiente di ripartizione (Log Pow): -2

Fattore di bioconcentrazione (BCF): ~0

12.4 Mobilità nel suolo: nessuna

12.5 Risultati della valutazione PBT e vPvB:

Valutazione PBT:

Non soddisfano i criteri di cui all'allegato XIII del regolamento REACH.

Valutazione vPvB:

Non soddisfano i criteri di cui all'allegato XIII del regolamento REACH

12.6 Altri effetti avversi: non conosciuti.

13. Considerazioni sullo smaltimento

13.1 Metodi di trattamento dei rifiuti

Consigli: Smaltimento in conformità con le disposizioni amministrative. Può essere mandato in discarica o incenerito, quando la legislazione locale lo consente.

Imballaggi non puliti: Può essere mandato in discarica o incenerito, quando la legislazione locale lo consente.

14. Informazioni sul trasporto

Trasporto stradale/ferroviario ADR/RID

Classe ADR/RID-GGVSEB	n.a.
Numero Kemler:	n.a.
Numero ONU:	n.a.
Gruppo di imballaggio	n.a.
Nome di spedizione ONU	n.a.
Codice di restrizione in galleria:	n.a.
Etichetta	n.a.
Pericolo per l' ambiente	n.a.

Trasporto marittimo IMDG

Classe IMDG	n.a.
Numero ONU	n.a.
Etichetta	n.a.
Gruppo di imballaggio	n.a.
Numero EMS	n.a.
Denominazione tecnica esatta:	n.a.

Trasporto aereo ICAO-TI e IATA-DGR

Classe ICAO/IATA:	n.a.
Numero ONU/ID:	n.a.
Etichetta:	n.a.
Gruppo di imballaggio:	n.a.
Denominazione tecnica esatta:	n.a.
UN " Model Regulation":	n.a.
Precauzioni speciali per gli utilizzatori	n.a.
Trasporto di rinfuse secondo l'allegato II di MARPOL 73/78 ed il codice IBC	

15. Informazioni sulla regolamentazione

15.1 Norme e legislazione su salute, sicurezza e ambiente specifiche per la sostanza o la miscela:

Regolamento (UE) n. 453/2010 della commissione del 20 maggio 2010; Regolamento (CE) n. 1907/2006 REACH; Direttiva 1999/45/CE; Regolamento (CE) n.1272/2008; Direttiva del Consiglio 98/24/CE del 7 aprile 1998; Direttiva 2000/39/CE della Commissione, dell'8 giugno 2000; Direttiva del Consiglio 98/24/CE; Direttiva 2008/98/CE del Parlamento europeo e del Consiglio, del 19 novembre 2008; Direttiva del Consiglio 96/82/CE.

15.2 Valutazione della sicurezza chimica: No

16. Altre informazioni

I dati sono riportati sulla base delle nostre conoscenze attuali. Non rappresentano tuttavia alcuna garanzia delle caratteristiche del prodotto e non motivano alcun rapporto giuridico contrattuale.

Fraasi rilevanti

Nessuna

Abbreviazioni e acronimi:

ADR: Accord européen sur le transport des marchandises dangereuses par Route (European Agreement concerning the International Carriage of Dangerous Goods by Road)

RID: Règlement international concernant le transport des marchandises dangereuses par chemin de fer (Regulations Concerning the International Transport of Dangerous Goods by Road)

IMDG: International Maritime Code for Dangerous Goods

IATA: International Air Transport Association

IATA-DGR: Dangerous Goods Regulations by the "International Air Transport Association" (IATA)

ICAO: International Civil Aviation Organization

ICAO-TI: Technical instructions by the "International Civil Aviation Organization "

GHS: Globally Harmonized System of Classification and Labelling of Chemicals

N.A. = non applicabile

N.D. = non disponibile