



Interreg

MARITTIMO-IT FR-MARITIME



UNION EUROPÉENNE
UNIONE EUROPEA



Composant T3 - Élaboration de stratégies de gestion et de traitement des sédiments de dragage contaminés

OUTPUT T3.1

**Plan d'action pour une gestion soutenable des sédiments de
dragage contaminés**

Acronyme du projet	GRRinPORT
Titre du projet	Gestion durable des déchets et effluents dans les ports
Convention N°	UniCa – Prot. N. 0082843 du 09/05/2018 - [Classif. III/19]
CUP	
Programme	INTERREG ITALIE-FRANCE MARITTIMO 2014-2020
Axe Prioritaire	2
Objectif spécifique	6C2
Date de début du projet	01.04.2018
Durée	36 mois (+ 3 mois de prorogation)
N° de produit	OUTPUT T3.1
Nom du document	Plan d'action pour la gestion soutenable des sédiments de dragage contaminés
Examen / Approbation du (date)	26/06/2021
Composant	T3 - ÉLABORATION DE STRATÉGIES DE GESTION ET DE TRAITEMENT DES SÉDIMENTS DE DRAGAGE CONTAMINÉS
Date de soumission du produit du projet approuvé	30/06/2021
Date de soumission effective	30/06/2021
Auteur principal	Isabella Pecorini
Institution	Université de Pisa
E-mail	Isabella.pecorini@unipi.it
Abstract	Ce document explique le domaine d'application des différents types de traitements de décontamination et comment décider quels traitements utiliser selon le cas spécifique.
Mots clés	Sédiments, traitements, électrokinésie, lavage des sols, épandage

Auteurs

Nom	Institution	Contact
Isabella Pecorini	UNIFI	isabella.pecorini@unifi.it
Renato Iannelli	UNIFI	renato.iannelli@unifi.it
Alessio Ceccarini	UNIFI	alessio.ceccarini@unifi.it
Simona Di Gregorio	UNIFI	simona.digregorio@unifi.it
Fabiano Pilato	ISPRA	fabiano.pilato@isprambiente.it
Simona Macchia	ISPRA	simona.macchia@isprambiente.it

Réviseur

Nom	Institution	Contact
Andrea La Camera	ISPRA	andrea.lacamera@isprambiente.it

Index

1 Sommario

Auteurs	2
Réviser	2
Index.....	3
1. Prémisses.....	4
2. Le contexte réglementaire	5
2.1 Opérations de dragage réalisées au sein du SIN	7
2.2 Opérations de dragage réalisées en dehors d'une zone SIN	11
3. Plan d'action pour la gestion durable des sédiments contaminés.....	16
4. Application de l'analyse de cycle de vie (ACV) au plan d'action des sédiments proposé par GRRinPort	22
4.1 Définition du but et de la portée.....	22
5 Bibliographie.....	24

1. Prémisses

Ce rapport contient la description du Plan d'action pour la gestion soutenable des sédiments de dragage contaminés.

Après une révision réglementaire sur la gestion des sédiments, un examen de l'état de l'art et des bonnes pratiques est proposé. Une fois le plan d'action défini, la méthodologie ACV (*Analyse du Cycle de Vie*) a été appliquée au plan d'action avec une référence particulière aux types de traitement étudiés par le groupe de travail.

Le groupe de travail a étudié trois types de traitement: le lavage des sols, l'électrocinétique et l'épandage.

2. Le contexte réglementaire

D'un point de vue réglementaire, la gestion des sédiments est dans l'équilibre entre durabilité et sécurité environnementale. Les dispositions générales et internationales rendent difficile la gestion univoque des sédiments de dragage et la rendent en même temps indispensable.

Au niveau européen, la gestion des sédiments est incluse dans diverses directives, dont la *Directive-Cadre Européenne relative à l'Eau*, la *Directive Européenne sur les Déchets* et la *Directive Européenne sur les zones protégées*, sans en avoir de spécifique.

La *Directive-Cadre Européenne relative à l'Eau* (2000/60/CE), régit la surveillance des sédiments pour assurer une bonne qualité de toutes les masses d'eau par rapport à l'utilisation des terres et à la contamination, de plus les niveaux seuils de contamination ne sont pas décrétés au niveau européen mais chaque nation établit ses propres limites de seuil, même à l'intérieur des rivières et des lacs transnationaux.

Le dragage, le déplacement et le stockage final des sédiments sont réglementés par la *Directive Sur Les Eaux Souterraines* (2006/118/CE) qui établit des normes de qualité des eaux souterraines en général (à la fois pour prévenir la pollution mais aussi les inondations et la sécheresse des eaux intérieures).

La *Directive-Cadre Sur Les Déchets* (2008/98/CE) attribue aux sédiments un code d'identification issu du Catalogue Européen Des Déchets, qui les classe comme déchets dangereux ou non dangereux et « permet » leur réutilisation ultérieure en dehors de la masse d'eau d'origine.

De plus, la *Directive Habitat* (92/43/CEE) et la *Directive Oiseaux* (2009/147/CE) qui visent à sauvegarder la biodiversité et les biotopes et espèces rares, réglementent le dragage des sédiments pour éviter les effets négatifs sur l'écosystème. Les opérations de dragage doivent viser à créer ou à améliorer des sites naturels et à compenser la dégradation et la perte des sols.

En Italie, l'une des premières références réglementaires concernant le nettoyage des zones polluées est la loi n°441/1987 qui imposait à toutes les régions élaborer un « *Plan Régional d'assainissement* » pour recueillir des connaissances et une vue d'ensemble de la situation actuelle italienne des zones et des sites pollués.

Avec la loi 84/1994, l'accent est mis en particulier sur la gestion des ports avec des références aux zones à assainir.

Mais c'est avec l'entrée en vigueur du Décret -Loi 22/1997 (dit « décret Ronchi ») que les matériaux de dragage ont commencé à être gérés comme des déchets (avec deux codes CER différents: 17.05.05 et 17.05.06). Cependant, certaines options étaient encore envisagées pour la gestion des matériaux d'excavation provenant de fonds marins ou saumâtres ou de terres côtières émergées, conformément au Décret Ministériel 24/01/1996 (et repris par la suite par l'art. 35 du Décret Législatif

152/99), comme, par exemple, limmersion des sédiments dans la mer et le dépôt dans les zones adjacentes, telles que les plages, les lagunes, les étangs saumâtres et les digues côtières. Dans le Décret Ministériel 24/01/1996 les procédures techniques nécessaires à lobtention de laut orisation de rejet en mer sont précisées et la nécessité de procéder à une activité de caractérisation des sédiments est établie, pour laquelle des critères déchantillonnage et des paramètres chimiques - physiques et microbiologiques à analyser sont fournis

Cependant, les critères de qualité pour lévaluation des sédiments à déverser font défaut dans ce décret, cest pourquoi les évaluations aux fins de délivrance des autorisations sont accordées au cas par cas, éventuellement également sur la base des résultats danalyses écotoxicologiques, spécialement préparées pour lévaluation du risque environnemental des activités de déversement .

En effet, jusqu'en 1999, la localisation en mer était la seule option de gestion des boues issues des activités de dragage des petits et moyens ports répartis sur tout le territoire national. Ces dernières années, lattention portée à lenvironnement marin sest accrue et il existe une tendance vers une gestion éco-durable des activités liées à la mise en œuvre dinterventions côtières.

Tout cela dans le respect des dispositions de la Convention de Londres de 1972 (notamment dans la résolution approuvant le D.M.A.F. en Anglais (C.E.M.D.) - "*Cadre dEvaluation des Matériaux de Dragage*"), qui considère les matériaux de dragage comme une "ressource" à récupérer, plutôt que des déchets, concept repris de lart. 35 du Décret Législatif 152/99, puis par lart. 109 du Décret Législatif 152/2006.

Le Décret Législatif 152/2006, intégré et mis à jour constamment avec divers décrets ministériels périodiques, en ce qui concerne les sédiments de dragage réglemente principalement :

- **Procédures de référence pour léchantillonnage et lanalyse des échantillons de sédiments**
- **Concentration des seuils de contamination**, cest-à-dire quelle détermine les niveaux de contamination des matrices environnementales au-dessus desquels une caractérisation du site et une analyse de risque spécifique sont requises.
- **Concentration des seuils de risque**, cest-à-dire quelle détermine les niveaux de contamination des matrices environnementales à déterminer (au cas par cas) en appliquant une procédure danalyse de risque propre au site. Si le niveau est dépassé, des mesures de sécurité et dassainissement sont nécessaires. Les niveaux de concentration sont définis comme ceux acceptables pour le site.
- **Critères généraux de sécurité, de décontamination et d'assainissement environnementale des sites pollués**,

Une décennie après le Décret Législatif 152/06, en 2016, le Décret directorial 351/2016 a été publié pour lidentification de valeurs de référence de site spécifiques "Critères pour la définition de valeurs

de référence spécifiques pour la concentration de polluants pour les matériaux résultant des activités de dragage", mais surtout deux décrets ministériels du Ministère de l'Environnement et de la Protection du Territoire et de la Mer (MATTM) sont adoptés :

- DM 172/2016, qui régit les règles techniques pour les opérations de dragage dans les sites d'intérêt national (zones SIN).

- DM 173/2016, qui régit l'immersion des sédiments de dragage dans la mer, y compris les critères de caractérisation et de gestion dans la zone côtière.

Ainsi, en Italie, la réglementation des opérations de dragage est définie en fonction de la zone dans laquelle se trouvent les sédiments à draguer (dans les zones SIN ou dans les zones non situées dans un SIN).

Les zones SIN sont des zones portuaires ou des zones marines côtières qui nécessitent un « assainissement », à la fois parce qu'elles sont excessivement contaminées et doivent être remises en état, et parce qu'elles présentent un intérêt écologique particulier et doivent être préservées. Les zones non-SIN sont des zones portuaires ou des zones marines côtières qui ne sont pas situées dans des zones SIN.

2.1 Opérations de dragage réalisées au sein du SIN

Les opérations de dragage réalisées dans le cadre du SIN sont régies par le Décret Ministériel 172/2016 ("Règlement régissant les procédures et règles techniques pour les opérations de dragage dans les Sites d'Intérêt National"), par l'art. 5 -bis de la loi 84/1994 (et modifications et ajouts ultérieurs) et, sur la base des résultats des analyses physico-chimiques, microbiologiques et écotoxicologiques, conformément aux dispositions du décret ministériel du 7/11/2008 et des modifications ultérieures et ajouts.

Les méthodologies et critères de réalisation des activités de caractérisation des sédiments à draguer dans la zone SIN sont définis dans le Décret Ministériel du 7/11/2008 (modifié par le Décret Ministériel 04/08/2010). L'échantillonnage pour la caractérisation des sédiments à draguer doit permettre de mettre des hypothèses fidèles sur la répartition des contaminants. Si possible, l'analyse géostatistique doit être utilisée comme outil privilégié. Alternativement, des critères de précaution sont utilisés pour calculer et caractériser les volumes à gérer.

En ce qui concerne la gestion des sédiments de dragage dans les zones SIN, les possibilités suivantes sont identifiées, sur la base des exigences de qualité spécifiques définies sur la base de leurs caractéristiques chimiques, physiques, microbiologiques et écotoxicologiques :

1) Dépôt ou reflux dans les masses d'eau d'où ils proviennent ou qu'ils utilisent pour le rechargement des plages et la formation des sols côtiers, ou pour améliorer les conditions des fonds marins par des activités de recouvrement (capping). Directement ou après des traitements de délimination des contaminants, ces sédiments sont réintroduits dans le plan d'eau après des analyses physico-chimiques et écotoxicologiques appropriées qui attestent des caractéristiques

similaires au site de destination et qui ne montrent pas de résultats positifs aux tests écotoxicologiques ;

2) Rejet dans des bassins de collecte étanches, des bassins de collecte ou immobilisation dans des bassins de confinement réalisés avec les meilleures techniques disponibles (selon les critères de conception formulés par les normes techniques internationales accréditées et adoptées dans les États membres de l'Union européenne). Les sédiments concernés par ces modes de gestion doivent avoir des caractéristiques à garantir l'absence de risques pour la santé et l'environnement, en relation avec l'obligation de ne pas détériorer la qualité des matrices écologiques, du sol, du sous-sol, des eaux souterraines, des eaux de surface, marines et de transition. Cette réutilisation est autorisée si le sédiment est considéré comme non dangereux à son origine ou à la suite d'un traitement exclusivement destiné à l'élimination des polluants.

3) Utilisation terrestre des sédiments à condition que, tels quels, ou après le traitement de dessalement ou l'élimination des polluants (donc à l'exclusion des procédés destinés à immobiliser les polluants par solidification ou stabilisation), ils ne présentent pas, selon l'usage prévu, des niveaux de contamination supérieurs à ceux indiqués dans les colonnes A et B - Tableau 1 - Annexe 5 - Partie IV du DD Lgs.152/2006, et qui restent conformes aux valeurs limites pour la teneur en lixiviation ("tests de délivrance" réalisés selon la norme EN 12457-2) définis à l'annexe 3 du Décret Ministériel du 05/02/1998 (représenté à la Figure 1) pour la gestion du territoire, révisé par l'article 252 du Décret Législatif 152/2006 (lui-même intégré par le DM 172 /2016 qui traite de la gestion environnementale des phases de fouissement sur le territoire).

En cas d'utilisation de sédiments dans des zones à couches naturellement salines, il est possible d'obtenir une dérogation au dépassement des niveaux de lixiviation définis à l'annexe 3 du Décret Ministériel du 05/02/1998 pour les sulfates et les chlorures, à condition que, avec l'accord de l'autorité territoriale compétente de l'ARPA (Agence Régionale de Protection de l'Environnement), toute variation des caractéristiques du sol récepteur est évitée.

Allegato 3

CRITERI PER LA DETERMINAZIONE DEL TEST DI CESSIONE

Per la determinazione del test di cessione si applica l'appendice A alla norma UNI 10802, secondo la metodica prevista dalla norma UNI EN 12457-2. Solo nei casi in cui il campione da analizzare presenti una granulometria molto fine, si deve utilizzare, senza procedere alla fase di sedimentazione naturale, una ultracentrifuga (20000 G) per almeno 10 minuti. Solo dopo tale fase si potrà procedere alla successiva fase di filtrazione secondo quanto riportato al punto 5.2.2 della norma UNI EN 12457-2. I risultati delle determinazioni analitiche devono essere confrontati con i valori limite della seguente tabella:

Parametri	Unità di misura	Concentrazioni limite
Nitrati	Mg/l NO ₃	50
Fluoruri	Mg/l F	1,5
Solfati	Mg/l SO ₄	250
Cloruri	Mg/l Cl	100
Cianuri	microngrammi/l Cn	50
Bario	Mg/l Ba	1
Rame	Mg/l Cu	0.05
Zinco	Mg/l Zn	3
Berillio	microngrammi/l Be	10
Cobalto	microngrammi/l Co	250
Nichel	microngrammi/l Ni	10
Vanadio	microngrammi/l V	250
Arsenico	microngrammi/l As	50
Cadmio	microngrammi/l Cd	5
Cromo totale	microngrammi/l Cr	50
Piombo	microngrammi/l Pb	50
Selenio	microngrammi/l Se	10
Mercurio	microngrammi/l Hg	1
Amianto	Mg/l	30
COD	Mg/l	30
PH		5,5 < > 12,0

In sede di approvazione del progetto di cui all'articolo 5 del presente decreto, vengono stabiliti i parametri significativi e rappresentativi del rifiuto che devono essere determinati in relazione alle particolari caratteristiche del sito o alla natura del rifiuto

Figure 1 Annexe 3 du Décret Ministériel du 05/02/1998 qui indique les valeurs limites pour la teneur en lixiviation

Pour ces 3 axes principaux, le Décret Ministériel 172/2016 fournit la description, pour toutes les phases de gestion des sédiments (du dragage au dépôt jusqu'au transport, selon les usages prévus par l'article 5 bis, alinéa 2, de la loi L. 84/1994), des procédures applicables à ces opérations, ainsi que les mesures d'atténuation et les critères de préparation et de mise en œuvre des activités de surveillance

Dans la gestion des sédiments dans le contexte du SIN, le Décret Directorial 351/2016 traite des valeurs spécifiques au site, calculées avec une double approche où les valeurs réelles sont exploitées ainsi que les valeurs probabilistes, les détails du site considéré. En plus des analyses chimiques, des tests écotoxicologiques (à réaliser à trois niveaux trophiques) et l'analyse de la communauté benthique sont également pris en considération, pour une évaluation des effets potentiels et indirects sur la santé humaine.

Les valeurs seuils seront également déterminées en fonction du contexte environnemental, tel que la présence d'installations aquacoles, de biocénoses sensibles, de zones protégées et de la nécessité éventuelle d'établir des zones tampons entre le SIN et les zones externes.

Parmi les approches internationales possibles, celle utilisée par IISPRa est le PEL (Probable Effect Level) qui est le niveau seuil au-dessus duquel des effets toxiques ont été enregistrés, calculé avec la moyenne géométrique entre le 50^e centile d'une concentration d'une certaine substance qui a une toxicité démontrée et le 85^e centile des données ne montrant aucun effet toxique. Le PEL est calculé avec des données spécifiques au site pour les métaux et les éléments traces, pour l'acceptation d'un certain niveau de contamination pour les environnements compromis.

L'approche qui semble plutôt plus plausible à suivre est basée sur des données réelles et probabilistes, qui identifient le niveau d'Effet Acceptable (LEA) qui doit être choisi en fonction du contexte environnemental, des pressions qui s'exercent sur la zone et des impacts déjà identifiés. D'autres niveaux sont également identifiés : Niveau d'effet certain avec une probabilité de 95 % d'observer des effets toxiques génériques. Si ces effets sont considérés comme légers ou modérés, la LEC peut être maintenue à la même concentration par précaution, si au contraire les effets sont sévères et/ou très sévères et qu'à proximité de zones sensibles il est raisonnable de baisser la LEC. Lors de l'évaluation de la LEC, une multitude de facteurs sont pris en considération qui semblent être spécifiques au site et chaque valeur de référence sera comparée avec le pool de données utilisé et non avec des plages supérieures ou inférieures.

Pour l'évaluation des effets toxicologiques, le Modèle Adaptatif Généralisé (GAM) est introduit qui est utilisé lorsque l'interpolation entre la concentration du contaminant et l'effet résultant n'est pas linéaire. En fait, dans ce modèle d'autres variables sont prises en compte. Le jugement de toxicité est conseillé pour l'attribuer de manière pondérée compte tenu de la signification statistique du test écotoxicologique, de la gravité de l'effet et du type d'exposition (chronique ou aiguë). Le résultat final est la classe de danger donnée par la somme des résultats obtenus par les différents tests (sur trois niveaux trophiques) et corrigée des poids attribués en fonction de la pertinence biologique du point final considéré, de la pertinence écologique de la matrice et l'exposition chronique ou aiguë des organismes.

Enfin, il y a l'analyse de bioaccumulation réalisée sur certains contaminants connus pour leur tendance à la bioaccumulation (Cadmium, Mercure, Plomb, Benzo(a)pyrène, Dioxines). Pour les dioxines et benzo(a)pyrène les oiseaux et non les poissons sont utilisés dans les tests de bioaccumulation. Les données antérieures du SIN sont également évaluées, jusqu'à 6 années précédentes. Ces données doivent tenir compte des organismes sédentaires et en cas d'application de l'aquaculture dans les zones voisines, des tests doivent être effectués sur des espèces comestibles d'un niveau trophique 3. Dans le cas où une augmentation de la bioaccumulation est constatée par rapport aux données précédentes, un système de surveillance des moules doit être installé pour observer les effets sur les espèces comestibles et sédentaires ou extraordinairement (décès de moules d'autres causes que la contamination) d'autres organismes qui peuvent être trouvés dans le site seront observés de la même manière.

Tableau 1 Poids attribués en fonction du critère biologique, de la matrice, du temps d'exposition, utilisés pour le coefficient W2

ENDPOINT	(En)	MATRICE	(M)
Crescita	1.2	Sedimento intero (tal quale)	1
Riproduzione	1.5	Acqua interstiziale	0.8
Sviluppo	1.9	Elutriato	0.7
Bioluminescenza	2.4	Sedimento umido (es. centrifugato)	0.5
Sopravvivenza	3	Acqua della colonna	0.3
ESPOSIZIONE	(T)	ORMESI	Ei
Acuta	1	$E \leq 40\%$	0
		$40 < E \leq 100\%$	1.25
Cronica	0,7	$E > 100\%$	1.5

Tableau 2 Classe de danger écotoxicologique selon le HQ (Hazard Quozient) des batteries de tests

HQ BATTERIA DI SAGGI	CLASSE DI PERICOLO
< 1	Assente
$\geq 1 - 1.5$	Basso
$\geq 1.5 - 3.0$	Medio
$\geq 3.0 - 6.0$	Alto
$\geq 6.0 - 10.0$	Molto alto

2.2 Opérations de dragage réalisées en dehors d'une zone SIN

Les opérations de dragage réalisées en dehors du SIN sont régies par le Décret Ministériel 173/2016 et par le Décret Ministériel 24/01/1996, sur la base des résultats des analyses physico-chimiques, microbiologiques et écotoxicologiques, telles que définies dans ces mêmes décrets.

Le décret ministériel 173/2016 établit les procédures de délivrance de l'autorisation pour l'élimination volontaire en mer des matériaux visés à la lettre a), paragraphe 2, de l'article 109 du décret législatif 152/2006 (matériaux d'excavation du fond marin ou du fond saumâtre ou de la surface côtière) pour assurer la protection de l'environnement marin. Le décret fait référence à la gestion des matériaux issus des activités de dragage dans les ports côtiers et les zones marines hors SIN et détermine également certains critères de caractérisation, de classification et de réutilisation des matériaux afin d'atteindre ou de maintenir les objectifs de qualité environnementale des masses d'eau marine côtière.

L'annexe technique du décret ministériel 173/2016 régit l'ensemble du processus de caractérisation et de gestion des sédiments à traiter, y compris la planification et la mise en œuvre de l'échantillonnage, des analyses de laboratoire (physique, chimique, écotoxicologique, biologique et microbiologique) et la classification de la qualité des sédiments, jusqu'à la formulation d'hypothèses de gestion respectueuses de l'environnement et à l'élaboration de plans de suivi des activités (figure 2).

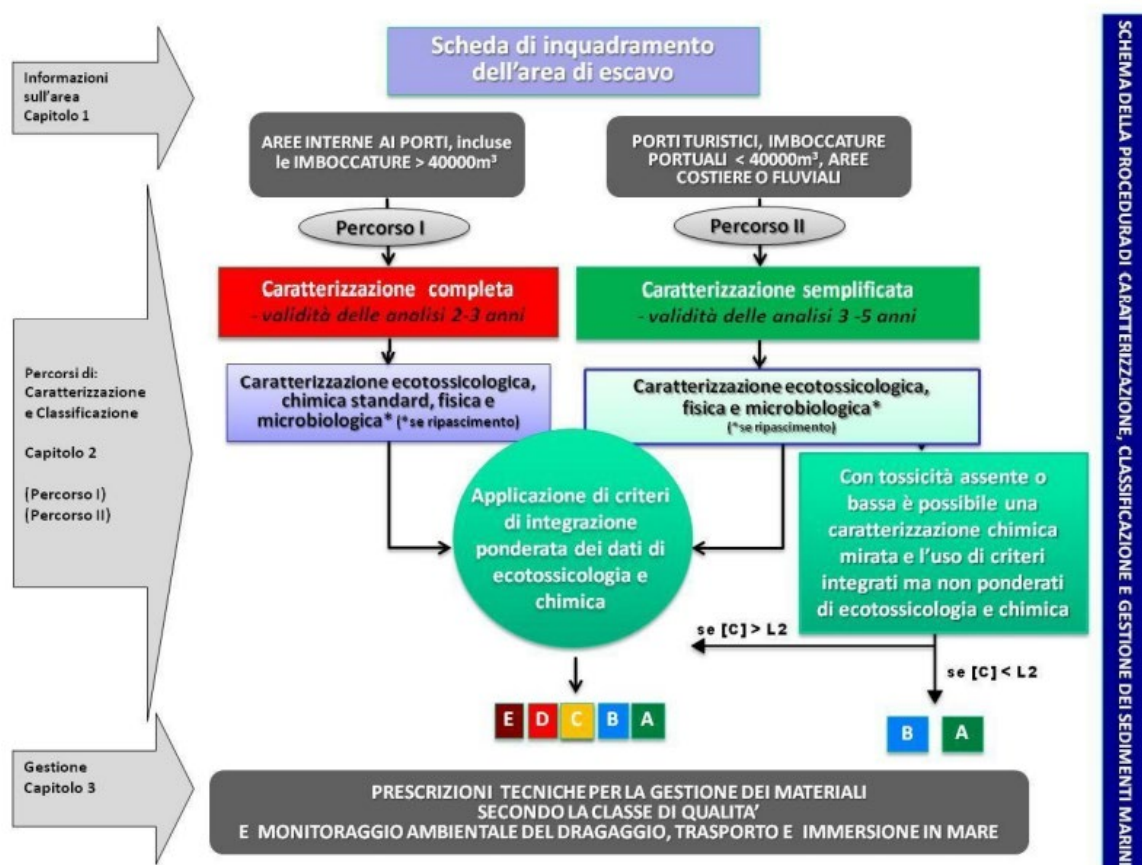


Figure 2 Cadre général pour la caractérisation, la classification et la gestion des matériaux

Dans le décret ministériel 173/2016, de nouveaux critères d'évaluation intégrés et pondérés ont été introduits pour intégrer et soutenir l'évaluation basée sur les seuls critères d'évaluation tabulaires utilisés pour la classification chimique, sur la comparaison des résultats avec les niveaux de référence chimiques nationaux L1 et L2 (rapportés dans le tableau 1) et pour la classification écotoxicologique basée sur les résultats de la batterie de biotest utilisée.

Tableau 3 valeurs seuils L1 et L2 du DM 173/2016

Paramètre	L1	L2
Éléments en traces	(mg Kg⁻¹)p.s.	
Arsenic	12	20
Cadmium	0,3	0,8
Chrome	50	150
Cr VI	2	2
Cuivre	40	52
Mercure	0,3	0,8
Nickel	30	75
Plomb	30	70
Zinc	100	150
Contaminants organiques	(µg Kg⁻¹)p.s.	
Composés organostanniques	5 ⁽¹⁾	72 ⁽²⁾
PCB	8	60
DDD	0,8	7,8
DDE	1,8	3,7
DDT	1	4,8
Chlordane	2,3	4,8
Aldrine	0,2	10 ⁽⁷⁾
Dieldrine	0,7	4,3
Eldrin	2,7	10
α -HCH	0,2	10 ⁽⁷⁾
β -HCH	0,2	10 ⁽⁷⁾
γ -HCH (Lindane)	0,2	1
Époxyde d'heptachlore	0,6	2,7
HCB	0,4	50 ⁽⁷⁾
Hydrocarbures C>12	Pas disponible	50000
IPA (16) ⁽⁵⁾	900	4000
Anthracène	24	245
Benzo (a)Anthracène	75	500
Benzo (a)pyrène	30	100
Benzo (b)fluoranthène	40	500 ⁽⁷⁾
Benzo(k)fluoranthène	20	500 ⁽⁷⁾
Benzo (g,h,i) périlène	55	100 ⁽⁷⁾
Crisène	108	846
Indénopyrène	70	100 ⁽⁷⁾
Phénanthrène	87	544
Fluorène	21	144
Fluoranthène	110	1494
Naftalène	35	391
Pyrène	153	1398
T.E., PCCD, PCDF (Dioxines et Furannes) et PCB dioxine similaires	2X10 ⁻³	1X10 ⁻²

⁽¹⁾ riferito al solo TBT

⁽²⁾ riferito alla sommatoria di MBT, DBT, TBT;

⁽³⁾ come sommatoria dei seguenti congeneri: 28, 52, 77, 81, 101, 118, 126, 128, 138, 153, 156, 169, 180;

⁽⁴⁾ come sommatoria degli isomeri 2,4 e 4,4;

⁽⁵⁾ come sommatoria dei 16 IPA di maggior rilevanza ambientale indicati dall'USEPA (Acenaftilene, Benzo(a)antracene, Fluorantene, Naftalene, Antracene, Benzo(a)pirene, Benzo(b)fluorantene, Benzo(k)fluorantene, Benzo(g,h,i)perilene, Acenaftene, Fluorene, Fenantrene, Pirene, Dibenzo(a,h)antracene, Crisene, Indeno(1,2,3,c-d)pirene;

⁽⁶⁾ L'Elenco dei congeneri e relativi Fattori di Tossicità Equivalenti (EPA, 1989) e l'elenco congeneri PCB Diossina simili (WHO, 2005) e quello riportato alle note della tabella 3/A di cui al D.Lgs.172/2015.

⁽⁷⁾ Concentrazione valida solo per attività di ripascimento emerso;

* relativa alla sommatoria di PCDD e PCDF

En abrogeant les normes techniques relatives aux activités régies par le D.M. 24/01/1996, sans préjudice des dispositions relatives aux activités de manutention des sédiments marins pour la pose de câbles et pipelines sous-marins, le Décret Ministériel 173/2016, en plus des nouveaux critères d'évaluation intégrée et pondérée, introduit de nouveaux éléments importants, tels que : le «Fiche de classement de la zone», pour la collecte et la valorisation des informations antérieures, préparatoire aux phases suivantes; la possibilité de simplifier la caractérisation en fonction du type de milieu (ports, entrées de ports, embouchures de rivières, etc.) et des données antérieures disponibles; le rôle prioritaire attribué aux résultats de la caractérisation écotoxicologique; l'examen des classes de qualité des sédiments en termes de nombre de classes et d'options de gestion appropriées (Figure 3).

Les critères d'intégration pondérés appliqués aux analyses chimiques prennent en compte le type de paramètre, le nombre de contaminants au-dessus des seuils établis et l'importance du dépassement des seuils établis, la toxicité attendue des éléments selon qu'ils figurent ou non dans la liste des substances "Prioritaires" ou dans la liste des matériaux "dangereux et prioritaires" ou qui sont mentionnées dans la Convention de Stockholm sur les POP (Polluants Organiques Persistants), et reposent sur l'élaboration d'un Quotient de risque chimique (HQc) qui permet de pondérer les sédiments selon leur classification d' « aucun risque » à « très haut risque ». Les critères d'intégration pondérés appliqués aux analyses écotoxicologiques tiennent compte des caractéristiques particulières des tests biologiques inclus dans la batterie utilisée: la significativité statistique de la différence d'effet entre l'échantillon et le témoin, la sévérité de l'effet, le type d'exposition (aigu ou chronique), la représentativité environnementale de la matrice testée. La classification écotoxicologique pondérée repose donc sur un critère de risque écotoxicologique pouvant aller d' « absent » à « très élevé », élaboré par l'intégration pondérée des résultats de tous les composants de toutes les batteries de biotest utilisées.

La catégorie de qualité des sédiments résulte donc de l'intégration de la classification chimique et écotoxicologique par l'application de critères d'intégration tabulaire et pondérée. Cinq classes de qualité des sédiments ont été définies (A, B, C, D, E), allant de « absent - Classe A » à « à haut risque - Classe E ».

Classe A

- Ripascimento della spiaggia emersa con pelite $\leq 10\%$ o altro valore stabilito su base regionale.
- Ripascimento della spiaggia sommersa con frazione sabbiosa prevalente.
- Immersione deliberata in aree marine non costiere (oltre le 3 miglia dalla costa).
- Immersione in ambiente conterminato marino – costiero.

N.B. : Per ognuna di queste opzioni deve essere prevista un'attività di monitoraggio ambientale.

Classe B

- Immersione deliberata in aree marine non costiere (oltre le 3 miglia) con monitoraggio ambientale.
- Immersione in ambiente conterminato in ambito portuale, incluso capping, con monitoraggio ambientale.

Classe C

- Immersione in ambiente conterminato in ambito portuale in grado di trattenere tutte le frazioni granulometriche del sedimento, incluso capping all'interno di aree portuali, con idonee misure di monitoraggio ambientale.

Classe D

- Immersione in ambiente conterminato impermeabilizzato, con idonee misure di monitoraggio ambientale.

Classe E

- Eventuale rimozione in sicurezza dall'ambiente marino dopo valutazione di rischio, secondo quanto previsto dalla normativa vigente.

Figure 3 Options de gestion des sédiments de dragage pour réutilisation en mer (annexe technique du décret ministériel 173/2016)

Par conséquent, en ce qui concerne la gestion des sédiments de dragage, en Italie la gestion dans la zone marine-côtière prévaut, alors que la gestion à terre ne concerne que les sédiments de dragage qui sont "interdits" pour la relocalisation marine (ex. sédiments dangereux) dont la localisation finale est principalement une décharge de déchets spéciaux.

Pour le moment, il n'y a pas de grandes ouvertures à la réutilisation des sédiments marins dans le contexte terrestre, il n'y a que la référence à des formes moins strictes pour le stockage temporaire à terre des matériaux issus des opérations de dragage et de récupération et une référence générique au « courant législation environnementale » dans l'éventualité d'une différente destination et d'une gestion à terre des matériaux issus des activités de dragage".

Il est clair qu'en l'absence de législation spécifique sur la gestion à terre des sédiments marins de dragage, on ne peut que formuler des hypothèses quant à une éventuelle réutilisation et valorisation de ces matériaux à terre, hypothèses qui devront nécessairement passer par des phases d'étude et d'expérimentation, en attendant des modifications réglementaires en ce sens.

Des exemples de bonnes pratiques en Europe sont donnés en annexe A.

3. Plan d'action pour la gestion durable des sédiments contaminés

Ce paragraphe propose, sur la base de cas réels européens et non, les traitements possibles qui peuvent être adoptés en fonction du type de contamination présente dans le sédiment de départ et de la réutilisation ultérieure. Un aperçu du Plan d'Action est présenté ci-dessous (Figure 4).

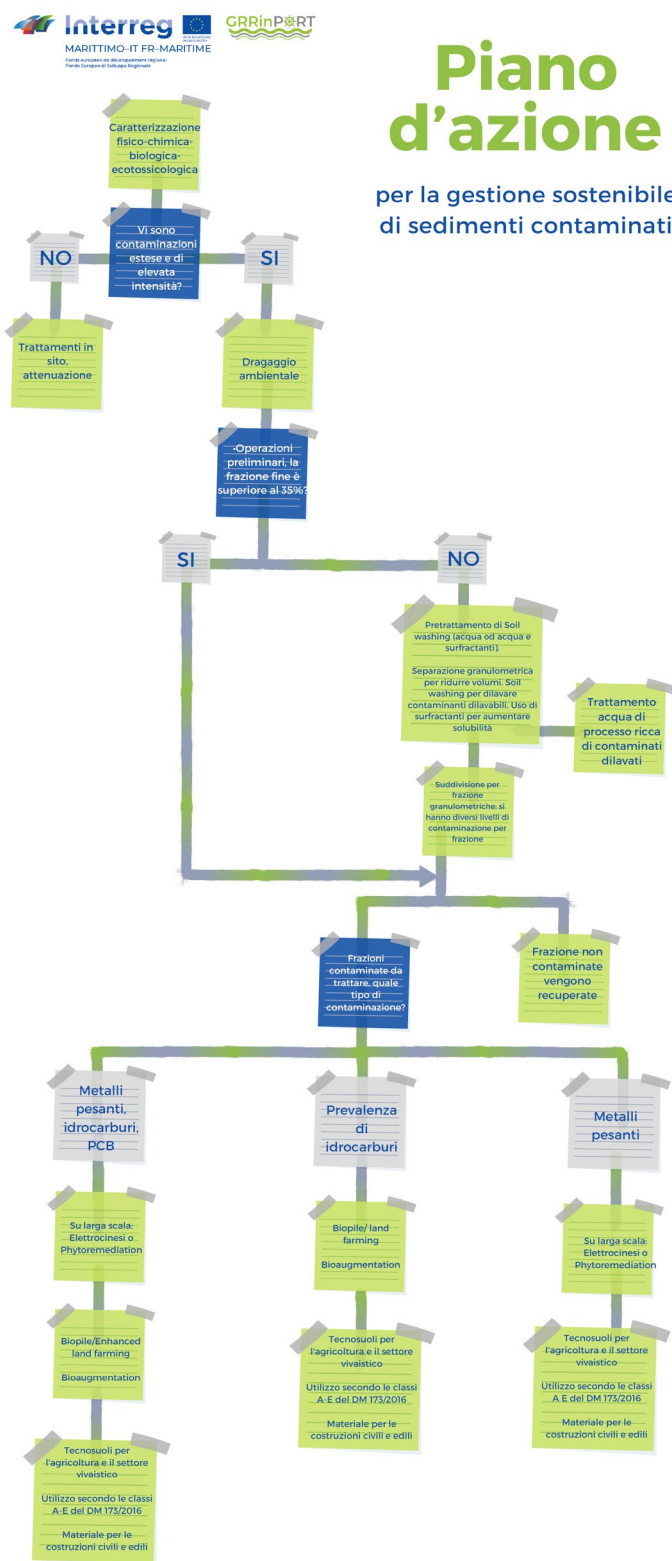


Figure 4 Plan d'action pour la gestion durable des sédiments contaminés

Le plan d'action présenté ci-dessus présente des solutions possibles pour la gestion et le traitement des sédiments portuaires. Les traitements rapportés ont été choisis dans la bibliographie sur la base de l'échelle d'application: comme critère général, les traitements utilisés au moins à l'échelle pilote ont été sélectionnés. Après une première analyse chimico-physique-écotoxicologique, le *niveau* et l'*étendue* de la contamination des sédiments sont évalués et sur la base de ces deux paramètres, on décide de mettre en œuvre des *traitements in situ* ou *ex situ*. Si la contamination est limitée à une petite zone et que les niveaux de contamination sont relativement faibles, on opte pour des traitements *in situ*, si possible en mettant en œuvre "*l'atténuation naturelle*", de cette façon les sédiments ne sont pas déplacés et il n'y a pas de risque de remise en suspension des contaminants dans l'environnement, mais surtout les coûts de traitement sans dragage et de transport dans les zones *ex situ* sont abaissés.

En général, les traitements *in situ* sont préférés aux traitements *ex situ* pour les raisons évoquées ci-dessus, par contre les traitements *in situ* sont difficiles à suivre et à contrôler, alors que les traitements *ex situ* sont réalisés dans des conditions contrôlées qui améliorent potentiellement la performance des traitements. Si, d'autre part, le site est largement contaminé par des niveaux élevés de contaminants, alors le dragage et les traitements ultérieurs sont optés. Avant de passer aux traitements, un prétraitement de *lavage des sols* est réalisé.

Ce prétraitement a deux finalités: tout d'abord séparer le sédiment dans ses fractions granulométriques, puis effectuer les analyses relatives, certaines fractions seront propres et facilement réutilisables (fonds marins et/ou remblais de plage) tandis que d'autres seront sujettes à une forte contamination et donc aux traitements relatifs. Ceci permet de réduire le volume à traiter par rapport au volume initial.

Le second objectif, en revanche, est éliminer certains contaminants (peut-être à l'aide de biosurfactants pour les matières organiques ou simplement de l'eau pour certains métaux) puis d'envoyer la solution obtenue avec les contaminants lessivés vers une station d'épuration. Une fois le volume de sédiments à traiter défini et le type de contaminants présents connu, il y aura différentes options de traitement pour les différents contaminants. Nous pouvons diviser les contaminants en deux macro-classes: organiques et inorganiques. Les premiers peuvent se dégrader plus ou moins facilement tandis que les seconds ne le peuvent pas. Au sein des organiques, nous avons des contaminants tels que les hydrocarbures, les polyphényles chlorés (PCB), les pesticides. Après le traitement, les sédiments peuvent être réutilisés dans une perspective d'économie circulaire en fonction du traitement subi.

Les sédiments contaminés aux PCB sont généralement traités par « encapsage ». C'est une technique largement utilisée comme technique *in situ*, mais dans le cas des ports, le énorme débit d'eau sur le site d'encapsage pourrait enlever ou déplacer la couche d'encapsage. Cependant, l'encapsage peut être une technologie *ex situ* avec des conditions contrôlées. Dans ce domaine, une technologie qui a été utilisée ces dernières années est l'utilisation d'encapsages activés et inoculés avec des souches bactériennes capables de dégrader les PCB. L'application *ex situ* est préférable pour assurer un meilleur mélange et contact du sédiment avec le matériau d'encapsage et les bactéries qui y sont inoculées et donc un meilleur rendement de traitement. Une étude préliminaire du site et en particulier une analyse microbiologique de la communauté microbienne indigène

pourrait être une étape clé pour ensuite isoler des bactéries ou des champignons capables de dégrader les contaminants du site et déjà adaptés à ce site particulier.

Payne et al. (2019) ont utilisé cette technique pour le traitement in situ dans une usine pilote d'encapage, obtenant des taux de dépollution inférieurs dans l'installation pilote par rapport à l'échelle laboratoire. Deux souches bactériennes ont été utilisées : une *Candidatus D. chlorococcia* anaérobie et une *Paraburkholderia xenovorans* aérobie. Le choix a été guidé par le type de contaminants présents, à savoir les PCB, qui sont initialement dégradés par réduction de la molécule pour éliminer les chlorures liés aux biphenyles et par la suite des réactions oxydantes se produisent pour oxyder et casser l'anneau aromatique.

Une autre technique similaire d'encapage est l'encapage activé par biofilm. Ce type de traitement a été rapporté par Jing et al. (2018) dans une revue des traitements des sédiments contaminés aux PCB. Avec ce type de technique, des processus d'adsorption et de dégradation ont lieu. Devant le succès des expériences montrées dans la littérature, l'EPA l'a inclus parmi les traitements des sédiments contaminés.

Les contaminants tels que les PCB et les HAP peuvent ne pas être biodisponibles en raison de leur structure apolaire et les micro-organismes sont entravés par cela pour la biodégradation. L'utilisation d'un adsorbant séquestrant ces contaminants (charbon actif ou biochar) en combinaison avec une bioaugmentation via un biofilm recouvrant le matériau adsorbant pourrait garantir une augmentation de la biodégradation par l'adsorption de contaminants sur le matériau adsorbant conjointement avec la communauté microbienne choisie pour dégrader les PCB. Kjellerup et Edwards (2013) ont montré une efficacité supérieure à 60% de dépollution des PCB en utilisant un encapage adsorbant activé par biofilm.

L'espace compact entre le biofilm et le charbon actif favorise l'utilisation des PCB comme accepteurs d'électrons par les micro-organismes et favorise ainsi leur dégradation. Le biofilm protège également les micro-organismes eux-mêmes des substances toxiques et peut retenir les composés organiques plus longtemps (Köhler et al., 2006 ; Aktas et Egen, 2007).

La phytoremédiation fait partie des techniques à grande échelle les plus utilisées (Gomes et al., 2013, Jing et al., 2018). Dans ce cas, la phytoremédiation peut être utilisée à deux fins : l'élimination des contaminants par accumulation dans les parties apicales de la plante et/ou la dégradation des contaminants en association avec les microorganismes de la rhizosphère. La présence de plantes stimule la croissance de micro-organismes dans la rhizosphère, par la sécrétion d'exsudats radicalaires, qui stimulent la croissance de bactéries et/ou de champignons potentiellement capables de dégrader les contaminants. De cette façon, les contaminants sont soit éliminés dans les tissus végétaux, soit dégradés par les plantes et les micro-organismes de la rhizosphère.

Il peut être utilisé comme traitement secondaire pour soutenir un précédent tel que l'encapage susmentionné. En effet, la phytoremédiation peut être utilisée pour des matrices avec des niveaux de contamination intermédiaires ou faibles et peut donc être utilisée dans le cadre de « traitements de train » après d'autres traitements pour éliminer la contamination résiduelle.

La phytoremédiation est une méthode biologique, ce qui signifie qu'elle est économiquement durable mais nécessite des temps plus longs. La possibilité de réutiliser la biomasse pour la production d'énergie « casse » le défaut du chronophage de ce traitement. Après une évaluation de la matrice de post-traitement, il est alors possible d'évaluer une réutilisation potentielle, qui dans ce cas pourrait

être réutilisée comme sol agricole pour les plantes ornementales, les technosols, ou la valorisation environnementale des zones industrielles.

Les métaux lourds ne peuvent pas être biodégradés par les micro-organismes, ils peuvent être solubilisés et immobilisés grâce à l'action microbienne. Les plantes peuvent les bioaccumuler dans la partie apicale. Les traitements électrocinétiques peuvent être utilisés efficacement pour éliminer les métaux lourds de la matrice, suivis d'une phytoremédiation. Lélectrokinésie est un traitement scalable, qui ne libère pas de déchets dans la matrice en tant que contaminants secondaires et supplémentaires et peut être appliqué à l'élimination de divers métaux.

L'aspect négatif de ce traitement est la variation de pH qu'il peut provoquer : la mobilisation des métaux se produit à pH acide, mais en vue d'une réutilisation ultérieure de la matrice, cet aspect doit être pris en compte, notamment pour la croissance de plantes en succession. Les pH acides mobilisent les métaux et empêchent leur adsorption sur la substance organique. De plus, ce traitement peut être utilisé pour les sédiments riches en fraction fine car ils adsorbent les métaux entraînant une conductivité électrique élevée avec un champ électrique fort (Mulligan et al. 2001; Peng et al. 2009). De plus, la possibilité de récupérer les métaux pourrait couvrir les coûts du traitement (Mulligan et al. 2001 ; Akcil et al. 2015).

Comme alternative, même un traitement thermique tel que la vitrification peut être utilisé, à condition que la quantité de sédiments à traiter ne soit pas élevée mais également avec des niveaux de contamination élevés car il est efficace pour divers types de contaminants. L'inconvénient de ce traitement est le prix et c'est pourquoi la quantité de sédiments doit être réduite au maximum. D'autre part, la réutilisation du matériel vitro obtenu peut être réutilisé comme matériau de construction ou pavage de route tandis que le reste du sédiment peut être destiné à être réutilisé.

Les traitements visant à immobiliser les contaminants sans les éliminer doivent être évités pour éviter tout effet de rejet dans le temps (avec variation du pH). D'autre part, la solidification et l'élimination des contaminants solidifiés et la réutilisation de ce matériau peuvent être envisagées lorsque les contaminants persistent. Les traitements de solidification consistent en l'ajout d'un « liant » qui solidifie la contamination. Le « Ciment Portland » est l'un des plus utilisés. Il modifie radicalement les sédiments et est laissé en dernière option avant d'être mis en décharge.

L'aspect positif est que le produit ainsi obtenu peut être utilisé comme matériau pour la construction et les fonds de routes, dans une perspective d'économie circulaire dans laquelle les sédiments sont valorisés comme une ressource et non plus seulement comme un déchet. De Gisi et al (2020) ont réussi à réutiliser 974 g de sédiments du kg initial, ne laissant que 26 g à éliminer dans les décharges.

Quant à la contamination par les hydrocarbures, les traitements biologiques devraient être ceux à encourager étant donné la capacité connue des micro-organismes tels que les bactéries et les champignons à dégrader les hydrocarbures. Les traitements ex situ à appliquer à grande échelle sont principalement l'épandage, les biopiles et les bioréacteurs. L'épandage est le plus simple: il consiste à labourer, retourner la matrice se trouvant dans un terrain découvert. Un agent de gonflement (bulking) est ajouté pour améliorer les qualités agronomiques des sédiments, des engrais et de l'eau pour stimuler la croissance de la population microbienne (biostimulation).

De cette façon, les relations entre les différents macronutriments typiques des sols fertiles et sains sont également rétablies, c'est-à-dire C: N: P 100: 10:1. L'apport d'engrais pour rétablir ces équilibres, d'eau et d'oxygène (par retournement), permet la stimulation de l'activité microbienne de la population indigène.

Cependant, ce traitement présente deux inconvénients : les grands espaces nécessaires et la possibilité de volatilisation des contaminants lors du retournement et du traitement en général. En revanche, il est économiquement pratique (Paudyn et au., 2008 ; Silva-Castro 2015).

Les biopiles sont similaires à l'épandage : elles consistent à empiler des matrices avec des agents de gonflement (bulking) sur plusieurs étages divisés par des feuilles et des tuyaux qui transportent l'air, l'eau et les engrais, et sont à l'intérieur. Il nécessite une conception d'épandage plus spécifique mais la volatilisation est réduite et laisse plus de place à la biodégradation. Il prend moins de place mais coûte plus cher. Il a été reconnu comme très efficace à grande échelle et/ou à vraie grandeur (Vaccari et au., 2020).

La biopile, mais aussi l'épandage, est particulièrement efficace lorsqu'elle est associée à la bioaugmentation, avec notamment la mycoaugmentation (Gomez et Sartaj, 2014). Ils peuvent être utilisés m.o. autochtone ou allochtone. Les premiers sont préférables car ils sont déjà adaptés à ces conditions particulières qui sont généralement hostiles et potentiellement capables de dégrader les contaminants de la matrice elle-même. L'inoculation d'organismes allochtones, aux capacités de dégradation prouvées, est cependant prometteuse mais les éventuels effets de compétition doivent être pris en considération. Cependant, la population indigène est également pertinente dans le cas de l'inoculation d'espèces exotiques.

Les champignons utilisés en bioremédiation sécrètent généralement des enzymes extracellulaires non spécifiques qui catalysent des réactions d'oxydation contre des molécules organiques complexes telles que la lignine mais aussi des contaminants hydrocarbonés. De plus, les champignons participent à des phénomènes d'organisation de la substance organique, à l'humification, aux phénomènes du sol, produisant, transformant et recyclant la substance organique. L'assainissement avec ces micro-organismes éliminera non seulement les contaminants de la matrice, mais favorisera leur récupération totale ou presque pour une réutilisation future.

Dans les matrices environnementales et complexes il ne sera évidemment pas possible de répartir les différentes contaminations ayant ainsi des sédiments multicontaminés. Par conséquent, une combinaison des traitements antérieurs en traitements de train doit être encouragée pour avoir une récupération totale de la matrice ou des produits obtenus dans le post-traitement.

4. Application de l'analyse de cycle de vie (ACV) au plan d'action des sédiments proposé par GRRinPort

L'étude a réalisé une analyse de cycle de vie (ACV) liée au traitement de 30.000 tonnes de sédiments contaminés, suivant les phases d'ACV définies par ISO 14040 : 2006 et ISO 14044 : 2006, c'est-à-dire définition de l'objectif et du périmètre, analyse de l'inventaire, évaluation d'impact et interprétation.

4.1 Définition du but et de la portée.

Ce projet a évalué les impacts environnementaux dus au traitement des sédiments marins contaminés dans un grand port méditerranéen situé au centre de l'Italie. Les sédiments marins ont été dragués dans deux quais différents, montrant deux tailles de particules différentes : *la taille des particules C* (55 % de sable grossier, 30 % de sable fin, 15 % d'argile) et *la taille de particules F* (2 % de sable grossier, 18 % de sable fin, 80 % argile) ; par conséquent, diverses options sont possibles pour leur assainissement. Le but de cette étude était d'étudier des scénarios de traitement de sédiments marins contaminés présentant différentes caractéristiques, afin de trouver la stratégie la plus respectueuse de l'environnement.

La pollution sédimentaire sur site a été estimée en analysant 32 échantillons de sédiments dragués au port. Analyse d'échantillonnage visant à calculer la concentration moyenne de contaminants situés à une profondeur de 0,5 mètre du fond marin. Les concentrations sur place ont montré que les métaux lourds, les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), les biphényles polychlorés (BPC) et les hydrocarbures dépassaient les limites de concentration réglementaires de 4, 7, 2 et 14 fois, respectivement. L'unité fonctionnelle de 30.000 tonnes a été choisie car elle représente une quantité suffisante pour laquelle la récupération des sédiments marins peut être commode par rapport à la mise en décharge, tant pour des raisons économiques qu'environnementales.

Les limites du système comprenaient tous les matériaux et les processus impliqués dans les étapes de traitement, du dragage des sédiments à la réutilisation et/ou l'élimination en décharge (Figure 5). La répartition finale des sédiments dépendait des hypothèses formulées dans les scénarios et des traitements supposés pour l'élimination des contaminants. Plus précisément, cette étude a examiné trois technologies de traitement d'assainissement des sols : le lavage des sols (SW ou LS), l'électrocinétique (EK) et l'amélioration des terres agricoles (EL). Ces technologies peuvent être combinées entre elles, car elles éliminent différentes catégories de contaminants et leur utilisation peut dépendre de la granulométrie des sédiments.

La figure 4 montre le plan d'action suivi pour cette ACV, qui explique le processus décisionnel adopté et les compétences des technologies de traitement envisagées : comme mentionné, il convient de noter que l'élimination des contaminants n'a pas toujours été autorisée en raison des compétences limitées des technologies de traitement envisagées, et cela a conduit à la récupération ou à la mise en décharge des fractions sédimentaires, sur la base des contaminants présents dans les fractions sédimentaires et des technologies de traitement disponibles.

Évidemment, même les fractions non traitées dans la figure 4 peuvent être récupérées grâce à diverses technologies non incluses dans cette ACV, telles que la phytomédiation.

Les impacts environnementaux de la construction des machines et équipements utilisés n'ont pas été inclus, en supposant qu'ils existent déjà et continueront de fonctionner.

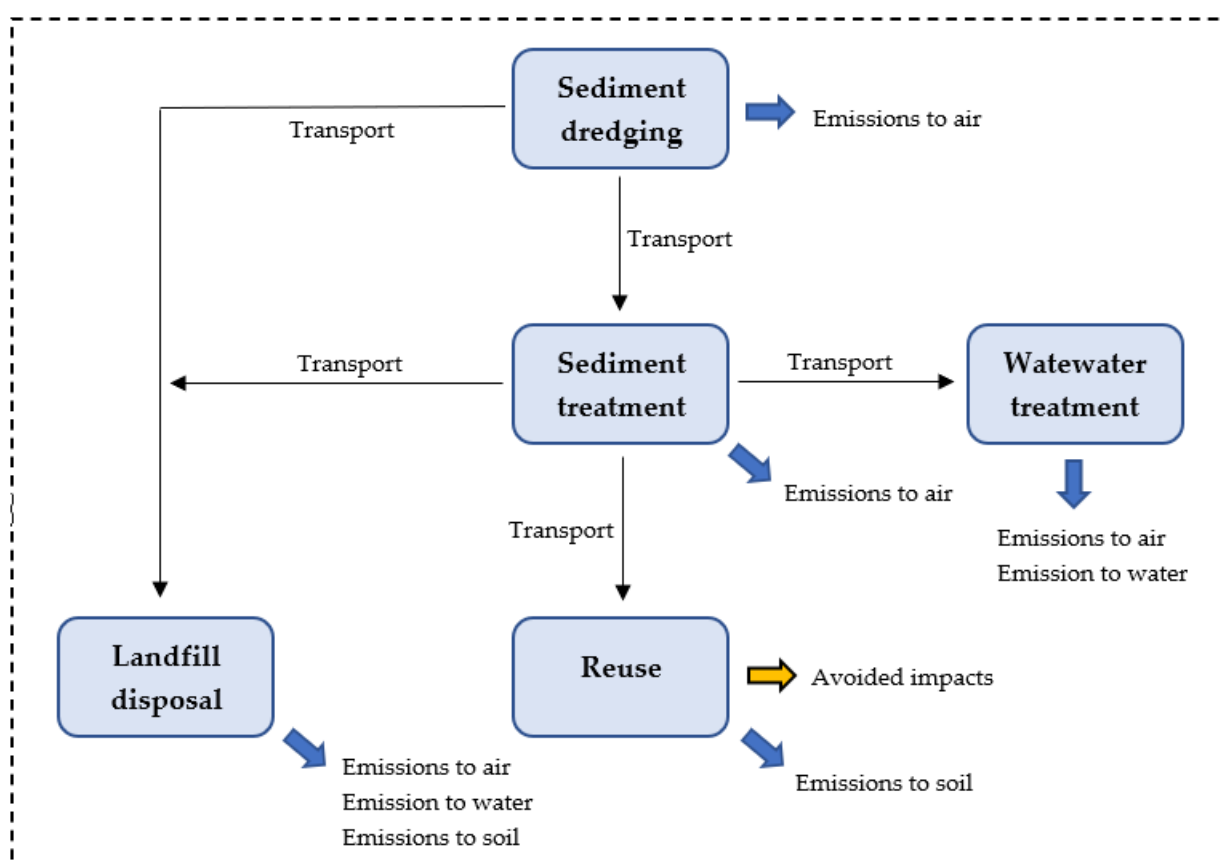


Figure 5 limites du système

4.2 Résultats

Pour le matériel et les méthodes ainsi que les résultats de l'étude, veuillez-vous référer à l'annexe B où la publication scientifique est rapportée sous la forme d'un projet soumis à une revue scientifique.

5 Bibliographie

- Akcil A, Erust C, Ozdemiroglu S, Fonti V, Beolchini F (2015) A review of approaches and techniques used in aquatic contaminated sediments: metal removal and stabilization by chemical and biotechnological processes. *J Clean Prod* 86:24–36. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2014.08.009>
- Aktaş, O., and Eçen, F. (2007). Adsorption, desorption and bioregeneration in the treatment of 2-chlorophenol with activated carbon. *J. Hazard. Mater.* 141, 769–777. doi: 10.1016/j.jhazmat.2006.07.050
- De Gisi, S., Todaro, F., Mesto, E., Schingaro, E., & Notarnicola, M. (2020). Recycling contaminated marine sediments as filling materials by pilot scale stabilization/solidification with lime, organoclay and activated carbon. *Journal of Cleaner Production*, 269, 122416.
- Gomes, H. I., Dias-Ferreira, C., & Ribeiro, A. B. (2013). Overview of in situ and ex situ remediation technologies for PCB-contaminated soils and sediments and obstacles for full-scale application. *Science of the Total Environment*, 445, 237-260.
- Gomez F, Sartaj M (2014) Optimization of field scale biopiles for bioremediation of petroleum hydrocarbon contaminated soil at low temperature conditions by response surface methodology (RSM). *Int Biodeterior Biodegradation* 89:103–109. doi:10. 1016/j.ibiod.2014.01.010
- Jing, R., Fusi, S., & Kjellerup, B. V. (2018). Remediation of polychlorinated biphenyls (PCBs) in contaminated soils and sediment: state of knowledge and perspectives. *Frontiers in Environmental Science*, 6, 79.
- Khalid, S., Shahid, M., Niazi, N. K., Murtaza, B., Bibi, I., & Dumat, C. (2017). A comparison of technologies for remediation of heavy metal contaminated soils. *Journal of Geochemical Exploration*, 182, 247-268.
- Kjellerup, B., & Edwards, S. (2013). *Application of Biofilm Covered Activated Carbon Particles as a Microbial Inoculum Delivery System for Enhanced Bioaugmentation of PCBs in Contaminated Sediment*. GOUCHER COLL BALTIMORE MD.
- Köhler, A., Hellweg, S., Escher, B. I., and Hungerbühler, K. (2006). Organic pollutant removal versus toxicity reduction in industrial wastewater treatment: the example of wastewater from fluorescent whitening agent production. *Environ. Sci. Technol.* 40, 3395–3401. doi: 10.1021/es060555f
- Mulligan CN, Yong RN, Gibbs BF (2001) An evaluation of technologies for the heavy metal remediation of dredged sediments. *J Hazard Mater* 85(1-2):145–163. [https://doi.org/10.1016/S0304-3894\(01\)00226-6](https://doi.org/10.1016/S0304-3894(01)00226-6)
- Paudyn K, Rutter A, Rowe RK, Poland JS (2008) Remediation of hydrocarbon contaminated soils in the Canadian Arctic by landfarming. *Cold Reg Sci Technol* 53:102–114. doi:10.1016/j.coldregions.2007.07.006

Payne, R. B., Ghosh, U., May, H. D., Marshall, C. W., & Sowers, K. R. (2019). A pilot-scale field study: in situ treatment of PCB-impacted sediments with bioamended activated carbon. *Environmental science & technology*, 53(5), 2626-2634.

Payne, R. B., Ghosh, U., May, H. D., Marshall, C. W., & Sowers, K. R. (2019). A pilot-scale field study: in situ treatment of PCB-impacted sediments with bioamended activated carbon. *Environmental science & technology*, 53(5), 2626-2634.

Peng JF, Song YH, Yuan P, Cui XY, Qiu GL (2009) The remediation of heavy metals contaminated sediment. *J Hazard Mater* 161(2-3):633– 640. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2008.04.061>

Peng, W., Li, X., Xiao, S., & Fan, W. (2018). Review of remediation technologies for sediments contaminated by heavy metals. *Journal of soils and sediments*, 18(4), 1701-1719.

Silva-Castro GA, Uad I, Rodríguez-Calvo A, González-Lo'pez J, Calvo C (2015) Response of autochthonous microbiota of diesel polluted soils to land- farming treatments. *Environ Res* 137:49–58. doi:10.1016/j.envres.2014.11.009

5.1 Normativa

DIRETTIVA 2000/60/CE Ottobre 2000

DIRETTIVA 2008/56/CE Giugno 2008

Regolamento (CE) n.1013/2006 14 giugno 2006

Regolamento (CE) n.660/2014 15 maggio 2014

Decreto legislativo n. 152/2006

Decreto ministeriale n.172/2016

Decreto ministeriale n.173/2016

6 Appendice A - Esempi di buone pratiche: uno sguardo in Europa

6.1 Esempi di buone pratiche

In Europa i sedimenti dragati annualmente sono circa 200 milioni di m³ (Todaro et al., 2019), mentre nel mondo sono circa 600 milioni di m³: tali numeri impongono una riflessione sul loro recupero e riciclo che dovrebbe essere incentivato il più possibile. Con la Convenzione di Londra del 1972 i sedimenti dragati perdono la loro accezione di rifiuti e vengono visti come risorsa, entrando in un percorso di Economia Circolare volta al dare una seconda vita a qualcosa che prima era destinato ad essere definito come rifiuto. Tale seconda vita nel caso di sedimenti marini dragati può includere il loro ri-utilizzo in campo marino, nel ripascimento sommerso e/o degli arenili, a terra sia come materiale per il “filling” nell’edilizia oppure come riutilizzo in campo agricolo nella formulazione di tecnosuoli. Dal quadro normativo italiano (in particolare DM172/2016 e DM173/2016, rispettivamente per aree SIN e non SIN) emerge che il recupero dei sedimenti dragati è invece circoscritto al solo ri-uso in ambiente marino, infatti non vi è ad oggi una normativa che permetta e regoli il loro ri-utilizzo in ambiente terrestre, se non come confinamento in discarica.

Anche se a livello europeo non esiste una normativa di gestione e riciclo dei sedimenti, molti sono gli esempi progettuali di riciclo dei sedimenti dragati, compresi quelli marini, soprattutto nel campo dell’edilizia e nella costruzione di strade. Il gap normativo europeo è principalmente causato da una mancanza di uniformità della materia stessa in quanto la varietà di tipo di sedimenti, livello di contaminazione e le facilities di stoccaggio e smaltimento degli stessi, è molto ampia e rende difficile un’uniformità a livello gestionale e normativo. Nonostante il processo che porta al riutilizzo dei sedimenti dragati sia lungo e complicato, i risvolti sono positivi in quanto i materiali recuperati possono essere impiegati nel controllo dell’erosione, nell’acquacoltura, nell’agricoltura, nella stabilizzazione degli arenili, nella manifattura di aggregati e nella sopracitata costruzione stradale.

In Francia i sedimenti dragati vengono riutilizzati principalmente nella costruzione delle strade. I sedimenti marini presentano però due principali problemi: alto contenuto di acqua (200%) e alta salinità. Il contenuto d’acqua non deve essere superiore al 20%, è necessario quindi un processo di “*dewatering*” utile anche alla desalinizzazione. Per favorire la diminuzione del contenuto d’acqua e della salinità si procede all’aggiunta di limo, asciugatura a 40°C e aggiunta di sabbia. La presenza di alte concentrazioni saline inficia la qualità del materiale, soprattutto se questi deve avere una certa “durezza”. Per poter decretare accettabile la qualità della miscela così ottenuta nell’utilizzo nella “*road construction*” sono necessari diversi test di verifica per la valutazione del contenuto d’acqua, della capacità del materiale di supportare la circolazione delle macchine in azione coinvolte nel processo, della forza tensile massima e dell’elasticità.

Nelle prossime due sezioni saranno rispettivamente presentati una panoramica a livello europeo dei casi di trattamento dei sedimenti dragati in scala reale e la proposta di un Piano d’azione come “*decision tool*” per il trattamento degli stessi. Il Piano d’azione descriverà una serie di trattamenti, già impiegati a scala pilota e/o reale per ottenere il risanamento completo dei sedimenti e/o il loro recupero per un eventuale riciclo, da usare come linee guida per la gestione dei sedimenti dragati secondo un approccio ecosostenibile.

I progetti europei possono essere sommariamente suddivisi in base ai trattamenti ed alla tipologia di riutilizzo dei sedimenti.

Come regola generale, i sedimenti che hanno subito trattamenti biologici quali *phytoremediation/landfarming/biopile* sono poi stati destinati prioritariamente ad un riutilizzo in campo agricolo. Questa tipologia di trattamenti, come anche quelli in cui è coinvolta l'elettrocinesi, hanno come risultato finale la rimozione effettiva dei contaminanti dalla matrice, attraverso processi biologici ossidativi e non, o tramite migrazione dei contaminanti (elettrocinesi e fitoestrazione). In questo caso la matrice finale dopo il trattamento raggiunge livelli sensibilmente più bassi di contaminanti, se dopo analisi chimico/ecotossicologiche risulti nei limiti di legge consentiti, può essere riutilizzata.

Progetti nei quali sono state impiegate tecniche chimico fisiche, quali stabilizzazione, immobilizzazione e trattamenti termici, hanno avuto come risultato finale il riutilizzo dei sedimenti nel comparto di costruzione edilizia e stradale. Tramite tali trattamenti i contaminanti vengono resi inerti, immobilizzati e solidificati ma non rimossi dal sedimento. La miscela ottenuta dal sedimento con il "binder", usato per immobilizzare i contaminanti, viene aggiunta ad aggregati per la produzione di cemento. Relative prove di stabilità fisica e resistenza a pressioni, ma anche prove di rilascio dei contaminanti, "leaching", vengono svolte per assicurare la qualità della miscela nel futuro utilizzo.

Progetti come AGRIPORT, HORTISED, SIBSAC, AGRISED e SUBSED, svolti in scala pilota fino a 150 m³ di impianto di trattamenti, e il progetto CLEANSED svolto in scala reale hanno visto l'utilizzo di trattamenti biologici quali *phytoremediation* e *landfarming*. Nel caso di CLEANSED si è raggiunto l'obiettivo di riutilizzare i sedimenti nell'ambiente e a livello paesaggistico (colline paesaggistiche), per la composizione di tecnosuoli o suoli per la coltivazione di piante orticole e/o ornamentali.

Il progetto AGRIPORT (Agricultural Reuse of Polluted Dredged Sediments) ha utilizzato un impianto di trattamento pilota di 80 m³ in cui utilizzando piante resistenti alla salinità è stata ottenuta una rimozione del 20% dei metalli pesanti e del 60% di idrocarburi. Il progetto ha svolto una meta-analisi su 20 studi a livello europeo a riguardo e stimato un costo per tale tipo di trattamento di 35€/m³, risultando economicamente e ambientalmente competitivo.

CLEANSED (Innovative integrated methodology for the use of decontaminated river sediments in plant nursing and road building) invece ha avuto un doppio fine di riciclo dei sedimenti sia nel settore vivaistico, come substrato per la crescita di piante ornamentali, e/o materiali idonei per costituzione di fondi stradali e ferroviari dopo previo trattamento con *phytoremediation* e *landfarming* in scala pilota e scala reale. Il progetto ha raggiunto l'obiettivo di ri-utilizzare i sedimenti sia nella preparazione di terreni, che hanno permesso la crescita di piante con caratteristiche fisiologiche e morfologiche comparabili a quelle coltivate in suoli tradizionali usati nel vivaismo nel giro di due anni, che nella costruzione di un tratto di strada di 100 m.

Il progetto HORTISED (Demonstration of the suitability of dredged remediated sediments for safe and sustainable horticulture production) invece aveva come obiettivo la valutazione dei terreni ottenuti dai sedimenti dragati già trattati nei progetti AGRIPORT e CLEANSED per la crescita di piante da frutto in Italia e Spagna (melograno e fragola). La valutazione dell'idoneità di questi terreni è stata stimata grazie al confronto con la coltivazione delle stesse piante su substrati di crescita tradizionali, a base di torba o fibra di cocco. I livelli di PCB misurati hanno mostrato valori inferiori a quelli consentiti dalla legge 152/2006, mentre quelli di IPA>12C sono risultati maggiori dei limiti di legge per le zone residenziali ma minori di quelli consentiti per le zone industriali.

Il progetto SIBSAC (Sistema Integrato per la Bonifica e il Trattamento di Sedimenti e Acque Contaminate ad elevata salinità) ha visto l'utilizzo di vari tipi di trattamenti come *soil washing* e *phytoremediation* con l'obiettivo di ottimizzare e definire la tecnologia di trattamento. Il progetto ha dimostrando un'elevata capacità di fitoestrazione e accumolo di metalli nella biomassa dei trattamenti proposti, ciò rende i sedimenti così trattati potenzialmente utilizzabili in altre applicazioni.

AGRISED (Use of dredged sediments for creating innovative growing media and techno-soils for plant nursery and soil rehabilitation) e SUBSED (Sustainable substrates for agriculture from dredged remediated marine sediments: from ports to pots) avevano come finalità il riutilizzo di sedimenti dragati e trattati nella coltivazione di piante ornamentali, rispettivamente tramite compostaggio con scarti verdi e *phytoremediation*.

Con il progetto SEDI.PORT.SIL (Recovery of dredged SEDiments of the PORT of Ravenna and SILicon extraction) i sedimenti sono stati trattati tramite *soil washing*, *land farming* e trattamento termico come fusione al plasma che ha permesso l'estrazione di silicio. Infatti come risultato finale sono state ottenute leghe di ferro-silicio, con percentuale di silicio indicativamente intorno al 50%, che rappresentano un importante elemento per l'industria siderurgica. È stato ottenuto un recupero pressoché totale del sedimento (efficienza di circa il 98%) e sono state create materie prime secondarie che possono trovare una loro collocazione nel mercato italiano, europeo e internazionale. È stato inoltre progettato un impianto di trattamento a scala industriale nel porto di Ravenna.

Nel progetto GREENSITE (Supercritical fluid technologies for river and sea dredge sediment Remediation) i sedimenti sono stati trattati con fluidi allo stato supercritico per l'estrazione e l'ossidazione degli inquinanti organici. A questo fine è stata realizzata un'attrezzatura compatta, facile da trasportare ed installare nei siti di intervento, che permette di rimuovere ed ossidare un largo spettro di sostanze organiche inquinanti, garantendo oltre il 90% di efficienza nelle due fasi di estrazione e di ossidazione con tempistiche dell'ordine dei 60 minuti. Tale tecnologia riduce radicalmente il consumo di acqua e la produzione di residui di lavorazione. Il sistema può essere utilizzato anche sfruttando una sola delle due fasi, utilizzando quindi la sola sezione di ossidazione per il trattamento di acque inquinate da composti organici. Da una prima valutazione teorica, ipotizzando di integrare termicamente i due cicli e migliorando l'efficienza dello scambio termico, un simile impianto, su scala industriale, dovrebbe avere oneri di gestione in linea con i costi attuali di mercato per la gestione di simili tipologie di sedimento.

I progetti TRASED, SEDIMED, SETARMS, SMOCS e VALSE sono stati finalizzati all'utilizzo di trattamenti quali inertizzazione, solidificazione e immobilizzazione dei contaminanti ed il loro successivo utilizzo nella costruzione di strade e in generale nell'edilizia.

Il progetto TRASED (TRASferimento delle tecnologie e migliori pratiche di gestione dei SEDimenti dragati fra i Porti di Venezia e Koper) aveva come obiettivo la produzione di laterizi e ha evidenziato delle correzioni da apportare nel ciclo di produzione per migliorare l'omogeneizzazione e i risultati di cessione dopo 16 giorni.

Nel progetto SEDIMED (Filières de valorisation des sédiments marins méditerranéens) il trattamento di inertizzazione è stato preceduto da *bioremediation* naturale o "*natural attenuation*". I materiali

ottenuti sono stati decretati di buona qualità per l'utilizzo in edilizia stradale. Valori di PCB, solfati e cloruri sono risultati sopra i limiti di legge, quindi non utilizzabili a livello ambientale, ad ogni modo i sedimenti trattati hanno mostrato buone caratteristiche come stabilità geotecnica e ripresa della vegetazione. La costituzione di cementi per l'edilizia rimane una soluzione praticabile per il riutilizzo dei sedimenti per l'assenza di rischi ambientali e per le performance meccaniche accettabili per il riutilizzo nella filiera biologica. Grazie a questo progetto, è stato costituito un centro per testare il riutilizzo di sedimenti negli eco-materiali.

SETARMS (Sustainable Environmental Treatment and Reuse of Marine Sediment) ha studiato lo stato di dragaggio del Canale della Manica, la caratterizzazione dei sedimenti dragati e la formulazione di miscele impiegabili nell'edilizia. Durante il progetto la formulazione è stata ottimizzata sostituendo un legante idraulico stradale a quello usato precedentemente in percentuali fino a 15% e 30% di sabbie dragate ed un correttore granulometrico, insieme a calce e cemento, raggiungendo le caratteristiche richieste dopo massimo 28 giorni.

Il fine del progetto SMOCS (Sustainable Management of Contaminated Sediments) è stato il riutilizzo in maniera sostenibile di sedimenti del Mar Baltico. Il trattamento dei sedimenti è avvenuto tramite immobilizzazione e solidificazione con l'ottenimento finale di materiali con caratteristiche geotecniche e ambientali accettabili per l'edilizia e ri-utilizzati come materiale di riempimento all'interno dello stesso porto e/o in zone portuali nuove, con una dimostrata assenza di perdite di materiali inquinanti nell'ambiente circostante.

La finalità del progetto VALSE (Nouvelles ressources transfrontalières : vers une validation de scénarii de valorisation de sédiments et autres matériaux) è quella di approvare filiere transfrontaliere di recupero dei materiali (sedimenti e materiali di scavo) attraverso la realizzazione di opere su grande scala (colline panoramiche, piste ciclabili). Il progetto mira a privilegiarne l'integrazione nel territorio e un utilizzo sostenibile in ottica di economia circolare. Tutto ciò è stato svolto con tecniche di stabilizzazione quale tecnologia innovativa sostenibile per la fabbricazione di miscele per calcestruzzo, di cemento per l'ingegneria civile e per la produzione di granulati per l'isolamento in edilizia, partendo da materiali risanati.

Progetti come SEKRET (Sediment ElectroKinetic REmediation Technology for heavy metal pollution removal) e BioResNova (Recupero e valorizzazione di suoli e sedimenti contaminati per mezzo di biotecnologie innovative supportate da processi chimico-fisici) hanno avuto come fine la valutazione del trasferimento in scala reale di trattamenti quali l'elettrocinesi e la *mycoaugmentation* in biopile, rispettivamente. Tali studi sono di particolare importanza per l'ottimizzazione di trattamenti di sedimenti e l'individuazione di bottlenecks nello scaling-up. Lo scaling up di tali processi, in particolare questi sopracitati, è auspicabile per poter trattare quantità ingenti di sedimenti dragati nel modo più sostenibile possibile per poter restituire tali sedimenti risanati all'ambiente.

Il progetto T.O.S.C.A. (Trattamento Ottimizzato in situ di Sedimenti per la Compattazione e la decontaminazione tramite CEM ad Alta frequenza) ha avuto come fine l'applicazione del trattamento termico quale Thermal Enhanced Soil Vapor extraction a livello pilota, per trattamenti in situ ed ex site, con strumentazione di dimensioni trascurabili e con costi contenuti per l'industrializzazione e tempi di trattamento compatibili. I sedimenti così trattati mostrano buone caratteristiche a fini costruttivi.

SEIMARD83 (Sédiments Marins Dragués du Var) e PCB AXELERA hanno visto l'applicazione di trattamenti misti. Nel primo caso stati valutati gli effetti sulla matrice dei vari trattamenti applicati (separazione granulometrica, disidratazione mediante pressatura, biorisanamento, fosfatazione, trattamento Novosol®, calcinazione, stabilizzazione e/o solidificazione a base di leganti idraulici come calce, cemento) per poter studiare eventuali pretrattamenti da adottare per favorire l'introduzione di sedimenti inizialmente altamente contaminati in filiere di recupero. Nel secondo caso il focus è stato sui sedimenti contaminati da PCB e gli eventuali interventi di risanamento incentivando i trattamenti biologici e tentando l'immissione di tali sedimenti trattati in filiere di recupero.

Il progetto PRISMA (Promoting Integrated Sediment Management) ha costituito un modello matematico di supporto decisionale per stabilire il tipo di trattamento più adatto in vista di un riutilizzo dei sedimenti come materiali di recupero. Grazie a questo progetto è stata costruita una diga a partire da sedimenti trattati.

Il panorama europeo ha mostrato l'avanzamento della ricerca nel trattamento dei sedimenti atta ad un recupero per una gestione più sostenibile. Data la natura degli stessi sedimenti, che fanno da sink nel bacino idrico dove si trovano, le fonti di contaminazione sono molteplici, quindi potenzialmente sono molteplici e vari i trattamenti da poter applicare. Ad ogni modo, a grandi linee è possibile osservare che vi sia una possibile filiera di recupero successiva a vari tipi di trattamento. Per quanto riguarda il riutilizzo dei sedimenti in campo dell'edilizia, la *conditio sine qua non* perché questi vengano utilizzati in questa ottica è che vengano "trattati". Generalmente tale trattamento riguarda la solidificazione/stabilizzazione, durante il quale i contaminanti non vengono rimossi ma inertizzati, per questo le prove di lisciviazione vengono svolte in seguito alla formazione del cemento. Ad ogni modo sarebbe auspicabile una rimozione dei contaminanti dal sedimento in modo da favorire il riutilizzo di un sedimento pulito e che nel futuro, a lungo andare, non rilasci i contaminanti. L'applicazione di più trattamenti ad un sedimento utilizzato a questo scopo può essere l'obiettivo di prossimi studi, per capire come la formulazione di cementi privi di contaminanti si adatti al riutilizzo in edilizia favorendo maggiormente la tutela ambientale.

7 Appendice B – Pubblicazione su rivista scientifica delle risultanze dell'LCA

Versione sottoposta a revisione (soggetta a modifiche)

Recovery strategies of contaminated marine sediments: A Life Cycle Assessment

Francesco Pasciucco ¹, Isabella Pecorini ^{1, *}, Simona Di Gregorio ², Fabiano Pilato ³ and Renato Iannelli ¹

¹ DESTEC—Department of Energy, Systems, Territory and Construction Engineering, University of Pisa, 56122 Pisa, Italy

² Department of Biology, University of Pisa, Pisa, Italy

³ Institute for Environmental Protection and Research, ISPRA, Via del Cedro, 38, 57123 Livorno, Italy

* Correspondence: isabella.pecorini@unipi.it

Abstract: Resource scarcity is a growing issue worldwide which calls for a paradigm shift aimed at recovering and reusing materials. Recovery of dredged contaminated sediments may be a viable opportunity to contribute for a sustainable development from various point of views. This study performed a Life Cycle Assessment (LCA) on recovery strategies of dredged contaminated marine sediments in a large Mediterranean port, in order to find the most environmentally sound solution. The study considered marine sediments polluted by heavy metals and/or organic compound, two different sediment particle sizes and the combined use of three soil remediation technologies: soil washing, electrokinetic and enhanced landfarming. The analyzed scenarios depended on sediment characteristics and skills of treatment technologies investigated, and were compared with the corresponding reference scenarios, consisting in landfilling of dredged contaminated sediments. LCA results showed that scenarios associated with sediment recovery generated potential environmental impacts lower than corresponding reference scenarios in almost all impact categories considered in CML-IA baseline method, especially for abiotic depletion and global warming. Future researches should focus on optimizing the combined use of multiple technologies and reducing the resource consumptions related to their implementation, in order to achieve both environmental and economic benefits.

Keywords: LCA; marine sediments; contamination; recovery; remediation; soil washing; electrokinetic; enhanced landfarming; heavy metals, hydrocarbons.

Citation: Pasciucco, F.; Pecorini, I.; Di Gregorio, S.; Pilato, F.; Iannelli, R. Recovery strategies of contaminated marine sediments: A Life Cycle Assessment. *Sustainability* **2021**, *13*, x. <https://doi.org/10.3390/xxxxx>

Academic Editor: Firstname Last-name

Received: date

Accepted: date

Published: date

Publisher's Note: MDPI stays neutral with regard to jurisdictional claims in published maps and institutional affiliations.



Copyright: © 2021 by the authors. Submitted for possible open access publication under the terms and conditions of the Creative Commons Attribution (CC BY) license (<https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>).

1. Introduction

Nowadays, resource scarcity and climate changes are a growing issues all around the world that researchers and practitioners will have to address in the near future [1]. Adopting a “zero waste” thinking seems to be the right way for a sustainable development [2]. These matters are part of the objectives of the circular economy, which calls for the resource recovery by considering waste as a product to be reused, in order to achieve environmental and economic benefits without compromising the next generations [3], [4].

In view of that, the recovery of dredged contaminated marine sediments represents a viable way to contribute to the ongoing paradigm shift. Indeed, marine sediments are often affected by pollution due to industrial, civil and port activities and their removal is strictly necessary, involving very expensive operations in several aspects [5].

This study compared the potential environmental impacts due to recovery or landfilling of contaminated marine sediments located in a large port of central Italy. Generally, management of marine sediments is governed by Legislative Decree 152/2006, which provides guidelines for dredging activities, aimed at maintenance of river and coastal areas, and for the reuse of decontaminated fractions after appropriate treatments. Until the recent past, the most common management strategy of contaminated marine sediments was

landfill disposal; however, this option is considered a potential risk for human health and environment due to release of contaminants and represents an unsustainable solution to-day.

1.1. Treatment technologies considered in this study

Treatment of contaminated marine sediments can be achieved by means of several technologies, most of them related to soil remediation [6], [7]. The available treatment technologies differ in skills and their use depend on sediment characteristics, such as particle size and type of pollution [8], [9]. Therefore, we considered three treatment technologies, which may be combined among them, to treat sediments polluted by heavy metals and organic compounds, namely: soil washing (SW), electrokinetic (EK) and enhanced landfarming (EL).

Soil washing treatment is an ex-situ technology for soil remediation. It is generally applied to coarse-grained soils and is capable of removing heavy metals, radioactive materials and organic pollution [10]–[12]. This technology is based on physical and/or chemical mechanisms. In the first case, soil washing implements a particle size separation of soil: theoretically, contaminants should be concentrated mainly into smaller fractions, while coarse fractions should be decontaminated. In the second case, contaminants are mainly dissolved in water solution by the use of chemicals for pH manipulation, in order to improve transfer capacity from soil to water solution [13], [14].

Electrokinetic treatment is usually applied to low-permeability soils for heavy metals removal. It is an electrical process where electrodes are placed in the ground and a low-intensity direct current is applied. Electrokinetic remediation is often applied to wet soils, involving electrokinetic flows that cause the migration of charged particles and water towards the electrodes, as positive ions are attracted to the negatively charged *cathode*, and negative ions are attracted to the positive charged *anode* [15], [16]. Specifically, electrokinetic flows occurring in the process are electroosmosis, electromigration and electrophoresis: these transport mechanisms allow for soil reclamation by collecting contaminants in the electrode wells [17], [18]. On the other hand, the presence of an electric field can lead to several unpredictable reactions to system; hence, research studies are continuously looking for process optimization [19]. Specifically, in order to understand the mechanisms involved and improve treatment processes, efforts have been made by exploring the implementation of additive chemicals for pH control, which is a crucial aspect for the proper functioning of electrokinetic process [20], the application of a periodic electric potential [21] and the development of mathematical models to predict contaminant extraction, which can be 1D or 2D models [22]–[27]. The treatment can be applied both in situ and ex situ.

Enhanced landfarming is an evolution of the basic landfarming treatment, which is a well-established soil remediation technology based on biodegradation of contaminants by microorganism [28]. Landfarming is generally applied ex situ for soil remediation by hydrocarbon and organic pollution in fine-grained soils [29], [30]. It is widely considered a cost-effectiveness treatment but, on the other hand, the complex kinetics of the bioremediation processes require experience and constant monitoring of pH, moisture and nutrient content [31]. In fact, difficult in management of bioremediation process and the long times required for contaminant removal represent the greatest limit of the basic landfarming treatment. In this regard, enhanced landfarming treatment seeks an improvement in bioremediation performance, both in terms of time and removal efficiency. In particular, two techniques are mainly applied: *Bioaugmentation* and *Biostimulation*. Bioaugmentation involves the inoculation in soil of harmless microorganism particularly skilled in contaminant removal, such as bacteria and fungi; while biostimulation consists in addition of nutrients in soil, such as nitrogen and phosphorous, in order to feed microorganism and encourage their growth [32], [33].

The novelty of this study lays in the assessment, from a life cycle perspective, of the combined application of the aforementioned technologies for the remediation of marine

sediments contaminated by mixed pollution, in order to evaluate the best recovery strategy in environmental terms.

Life Cycle Assessment (LCA) approach was born to quantify environmental impacts associated with a product during its entire life cycle. Only in the last decades LCA approach has been applied to soil and water remediation processes, since waste is considered as potential sources of matter or energy that could be recovered [4], [34].

Nevertheless, to the best of our knowledge, there are still few applications of LCA to the remediation of mixed polluted soils by combining multiple treatment technologies. Most of the studies found in the literature focused on single pollution type, namely soil contaminated by organic pollutants [35]–[39] or heavy metals [40]. In particular, few studies concerned marine sediments [41] and treatment technologies considered in this paper.

Kim et al. (2014) [42] reported an environmental assessment on remediation of multi-metal-contaminated site by electrokinetic treatment.

Vocciante et al. (2016) [43] used an LCA approach to investigate the global warming potential due to an innovative electrokinetic configuration in a 168 m³ soil reclamation.

Hou et al. (2014) [44] implemented a hybrid LCA method to evaluate the sustainability of river sediment remediation by soil washing.

Instead, concerning enhanced landfarming, we found more widespread and interesting the LCA applications to composting treatments, as they are very similar treatment technologies. For instance, [45] and [46] conducted environmental assessments on food waste composting: the strong similarities found between these technologies allow us to take important references for our case study.

2. Materials and Methods

The study performed a Life Cycle Assessment (LCA) related to the treatment of 30,000 tons of contaminated saturated sediments, following the LCA phases defined by ISO 14040:2006 [47] and ISO 14044:2006 [48], namely goal and scope definition, inventory analysis, impact assessment and interpretation.

2.1. Goal and Scope definition

This project evaluated the potential environmental impacts due to treatment of contaminated marine sediments in a large Mediterranean port located in the center of Italy. Marine sediments were dredged in two different docks of port, showing two different particle sizes: *particle size C*, containing more than 50% of coarse sand (density 1,5 t/m³, moisture content 25%), and *particle size F*, made up of 80% clay (density 2 t/m³, moisture content 40%); therefore, various options for their reclamation are possible. The aim of this study was to investigate scenarios for the treatment of contaminated marine sediments with different characteristics, in order to find the most environmentally sound strategy.

The on-site sediment pollution (table 1) was estimated by analyzing 32 sediment samples dredged in port. Sample analysis aimed at calculating the average concentration of the contaminants located at a depth of 0.5 meters from the seabed. On-site concentrations evinced that heavy metals, polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs), polychlorinated biphenyls (PCBs) and hydrocarbons exceeded regulatory concentration limits by 4, 7, 2 and 14 times, respectively. The functional unit of 30,000 tons was chosen because it represents a sufficient quantity for which the recovery of marine sediments may be convenient compared to landfill disposal, both for economic and environmental reasons.

Furthermore, 30,000 tons represent a reference unit for the port under study. For both docks, approximately 300,000 tons of marine sediments are dredged every year. After dredging, sediments are transported to a temporary storage for analysis: about 10% of the dredged sediments contain hazardous pollutions and need be treated or sent to landfill. Instead, the remaining sediments (about 90%) are placed in overwhelmed cases, as they contain low contamination levels.

Table 1. On-site contaminant concentration. *Limit concentrations established according to Legislative Decree 152/2006

Contaminant	Limit concentration* [mg/kg]	On-site concentration [mg/kg]
Antimony	10	40
Arsenic	20	80
Beryllium	2	8
Cadmium	2	8
Cobalt	20	80
Total Chrome	150	600
Mercury	1	4
Nickel	120	480
Lead	100	400
Copper	120	480
Selenium	3	12
Tin	1	4
Thallium	1	4
Vanadium	90	360
Zinc	150	600
Benzo (a) anthracene	0,5	3,5
Benzo (a) pyrene	0,1	0,7
Benzo (b) fluoranthene-s	0,5	3,5
Benzo (k) fluoranthene-s	0,5	3,5
Benzo (g-h-i) perylene-s	0,1	0,7
Chrysene	5	35
Dibenzo (a-e) pyrene	0,1	0,7
Dibenzo (a-l) pyrene	0,1	0,7
Dibenzo (a-i) pyrene	0,1	0,7
Dibenzo (a-h) pyrene	0,1	0,7
Dibenzo (a-h) anthracene	0,1	0,7
Indeno (1,2,3) pyrene	0,1	0,7
Pyrene	5	35
Total PCBs	0,06	0,12
Hydrocarbons C<12	10	140
Hydrocarbons C>=12	50	700

System boundaries included all the materials and processes involved in the treatment steps, from sediment transport to the treatment site to reuse and/or landfill disposal (figure 1). The final allocation of the sediments depended on the assumptions made in the scenarios and treatments supposed for the contaminant removal. In particular, this study considered three treatment technologies for soil remediation: soil washing (SW), electrokinetic (EK) and enhanced landfarming (EL). These technologies may be combined among them, as they remove different categories of contaminants, and their use may depend on the sediment particle size. Figure 2 shows the action plan followed for this project, explaining the decision-making process adopted and the competences of the treatment technologies considered: as mentioned, it should be noted that contaminant removal was not always allowed due to the limited skills of the treatment technologies considered, and this led to the recovery or landfill disposal of sediment fractions, based on technologies available. Obviously, even the untreated fractions may be recovered through different technologies not included in this project, such as phytoremediation [49], [50].

Dredging phase was not included as it is common to all scenarios analyzed. Potential environmental impacts due to construction of machinery and equipment used were not included, assuming they already exists and will continue to operate. Indeed, it is

expected that machinery and equipment will have a certain useful life once built, while potential environmental impacts due to treatment phases occur continuously over the years.

169
170
171
172

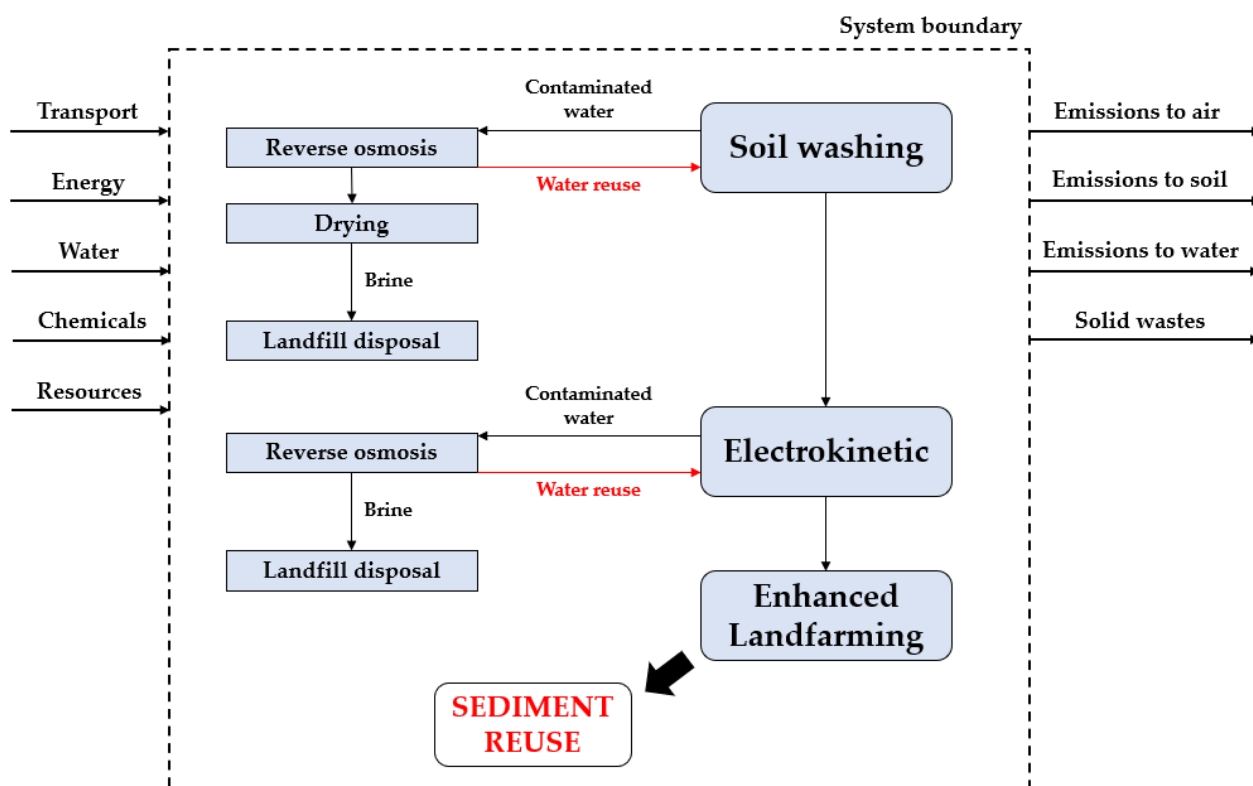


Figure 1. System boundary. Avoided impacts are colored in red.

173
174

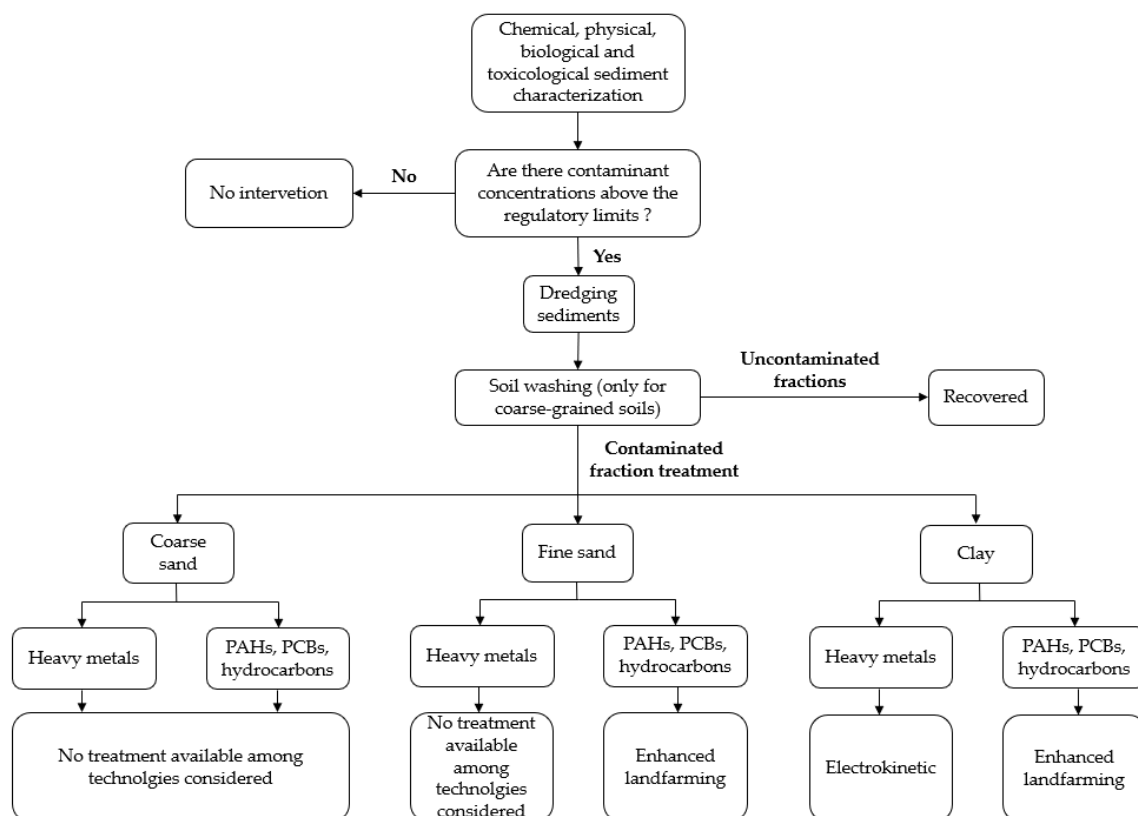


Figure 2. Action plan followed in this study, modified by [51].

175
176

2.1.1. Scenario analysis

As mentioned, soil washing is a water-based treatment that implements physical or chemical mechanisms for soil remediation. In our project, we implemented the first option, consisting in soil particle size separation and contaminant concentration into the smaller fractions, while coarse materials should be decontaminated after treatment. Because of that, soil washing technology is applied as first treatment when it is appropriate, and its results influence subsequent choices.

Soil washing experimental tests were conducted on sediments with particle size C using a solid-to-liquid ratio of 1:1 and showed two different contaminant distributions after treatment. In the first case, called *best case*, the contaminant distribution was as expected (table 2), as contaminants were mostly transferred to clay. On the other hand, the second case, called *worst case*, showed a distribution far from the ideal behavior (table 2), resulting in a large quantity of heavy metals in the coarse sand. It should be noted that PAHs, PCBs and hydrocarbons showed the same percentage of distribution for each case and respected the ideal distribution behavior of contaminants even in the worst case. As expected, experimental tests showed a negligible contributor of water in contaminant removal; hence, it was assumed that all contaminants remained in the soil fractions for safety.

Table 2. Contaminant distribution after soil washing treatment.

Distribution case	Contaminants	Coarse sand	Fine sand	Clay
Best case	Heavy metals	5%	7%	88%
	PAHs	2%	2%	96%
	PCBs	2%	2%	96%
	Hydrocarbons	2%	2%	96%
Worst case	Heavy metals	35%	18%	47%
	PAHs	6%	10%	84%
	PCBs	6%	10%	84%
	Hydrocarbons	6%	10%	84%

In view of that, the analyzed scenarios were based on the soil washing results, depending on the fraction type to be treated later. As mentioned, soil washing treatment can be applied to soils consisting mainly of coarse sand and, therefore, it was applied only to sediment with particle size C. Pilot-scale experimental tests showed a particle size separation performed by soil washing treatment equal to 55% of coarse sand, 30% of fine sand and of 15% clay.

The first LCA study (figure 3) concerned sediments with particle size C. Considering the best contaminant distribution, the so-called best case, sand fractions were decontaminated after soil washing treatment and ready for reuse, while clay fraction was still contaminated by all contaminant categories. In this case, two scenarios were possible: landfill disposal or recovery of the clay fraction by removing contaminants through electrokinetic and enhanced landfarming treatments. Obviously, sand fractions were always recovered.

Instead, considering the worst contaminant distribution, the so-called worst case, both sand and clay fractions were found to be contaminated after soil washing treatment. In this case, the only possible scenario was to recover the clay fraction and dispose of the sand fractions in landfill, since it is not possible to remove heavy metals. Indeed, while hydrocarbons could be removed in fine sand fraction by enhanced landfarming, electrokinetic treatment cannot be applied to both sand fractions, as it requires low permeability soils [52].

The second LCA study (figure 3) concerned sediments with particle size F. As mentioned, sediments with particle size F contained very high percentage of clay (80%): because of that, they could be considered as a clayey soil and it was possible to investigate a single scenario in which all sediments were recovered without implementing the soil washing treatment. Indeed, as shown in figure 2, in fine fractions heavy metals can be removed by electrokinetic, while PAHs, PCBs and hydrocarbon by enhanced landfarming treatment. It should be noted that this scenario was independent of the distribution cases described above, as soil washing treatment was not implemented.

The aforementioned studies considered the real case where dredged sediments were contaminated by all contaminants (*mixed pollution*) listed in table 2. In addition, two virtual case studies were examined, in which dredged sediments were assumed to be contaminated only by heavy metals or organic compounds (PAHs, PCBs and hydrocarbon). The two virtual case studies considered all data and assumptions adopted in real cases, resulting essentially in the same scenarios to analyze. The only difference concerned the virtual scenario in which dredged sediments were assumed to be contaminated only by organic compounds, and soil washing treatment was implemented considering the worst contaminant distribution: in fact, after the particle size separation, even fine sand could be recovered by enhanced landfarming, as there were no heavy metals that cannot be removed in fine sand using treatment technologies taken into account (figures A1 and A2, in appendix).

The scenarios were nominated using letters and numbers referring to particle size, contaminant distribution, initial pollution and final destination of the sediments, identifying the scenario analyzed as explained in table 3.

Table 3. Scenario nomenclature.

Parameter	Code	Decoding
Sediment particle size	C	Coarse-grained
	F	Fine-grained
Contaminant distribution after soil washing treatment	B	Best distribution
	W	Worst distribution
Initial pollution of dredged sediments	M	Mixed
	H	Heavy metal
	O	Organic
Sediment final destination	0	Landfill
	1	Landfill/reuse
	2	Reuse

It was assumed that electrokinetic and enhanced landfarming treatments lasted both six months, in order to achieve a contaminant removal efficiency of 99% and obtain a contaminant concentration below the regulatory limits in any case. Several studies in the literature showed excellent results in contaminant removal by using treatment technologies considered in this project [28], [53]. Moreover, our pilot-scale experiments on soil remediation by electrokinetic and enhanced landfarming treatments showed considerable results, reaching removal peaks of 72.8% (in 95 days) for heavy metals and 97.8% (in 126 day) for organic compounds, respectively. For this reason, the assumption of a 99% contaminant removal rate in six months seemed plausible.

Finally, each scenario was compared with the corresponding reference scenario, consisting in the landfilling of sediments without any treatment, namely Scenario M0, Scenario H0 and Scenario O0. It should be noted that potential environmental impacts due to landfill disposal of sediments depend exclusively on total amount of contaminated sediments discharged to landfill and, therefore, reference scenarios were independent of the other parameters.

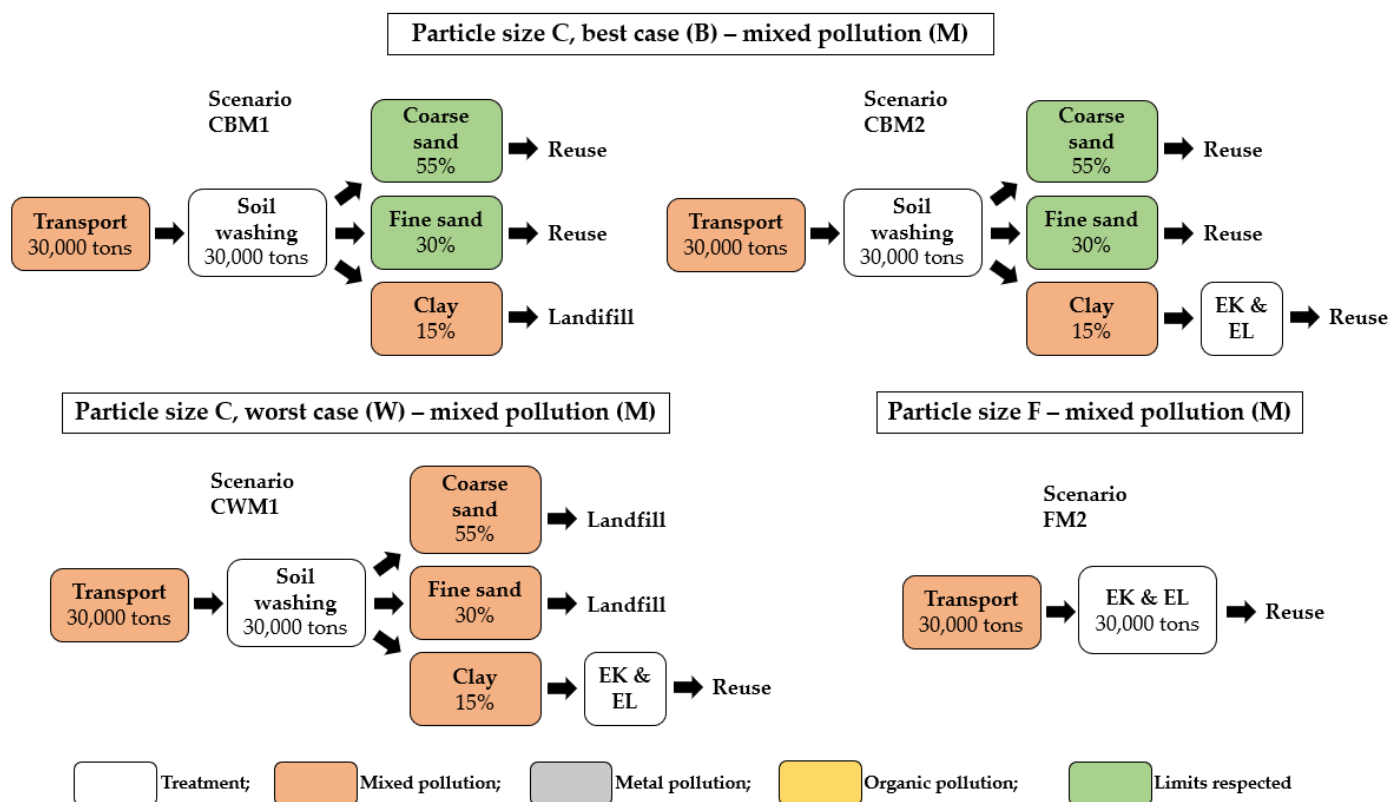


Figure 3. Analyzed scenarios considering mixed pollution for dredged sediments (real case study).

2.2. Life Cycle Inventory (LCI)

Inventory analysis covered all inputs and outputs data to describe material and energy flows involved in system boundaries. Inventory was compiled by combining data collected from experimental tests on sediments and data retrieved from literature, while background data were provided from ecoinvent 3.6.

2.2.1. Treatment site

Pilot-scale experimental tests were carried out within the port area. As mentioned, the aim of this study was to investigate the best sediment recovery strategy from an environmental perspective, hoping for a continuous treatment of dredged contaminated sediments. It was therefore assumed that a large treatment site would be built 1 km away from the dredging area. Within the site, the use of building machines with a power of 100 kW [43] was supposed for sediment handling in all treatment phases.

2.2.2. Soil washing treatment

On the basis of pilot-scale experiments carried out on sediments with particle size C, for treatment on an industrial scale it was assumed the use of a soil washing machine capable of treating 25 tons of sediments per hour, consuming 5 kWh/t and using a solid-to-liquid ratio of 1:1 [44], [54]. Although this ratio is rather low compared to other studies [55], water consumption would still be considerable on an industrial scale, so a water recovery system is necessary. Because of that, a reverse osmosis treatment was supposed: considering the industrial plants available on the market, two reverse osmosis plants with a power of 11 kW and a maximum flow rate of 13 m³/h should be sufficient to obtain a water recovery of 85% [56], resulting in a 15% supply of clean water every hour.

Water recovery raised the problem related to the disposal of brines. In fact, brine management still has many uncertainties and their discharge into the sea is not allowed

when brine were produced in decontamination processes [57]; therefore, the only viable option was to assume landfill disposal for the brines. Nevertheless, considering a feed water salinity of around 10,000 mg/L [56], [57], after reverse osmosis treatment the brines would still contain a moisture content too high for landfill disposal: in view of that, a drying process was assumed, in order to achieve a dry solid percentage of 80% [58]. Always consulting catalogues of industrial machinery available on the market and the literature, it was assumed the use of a belt dryer consuming 0.8 kWh of thermal energy and 0,0375 kWh of electrical energy per kg of evaporated water [59].

2.2.3. Electrokinetic treatment

For electrokinetic treatment on an industrial scale, it was assumed that sediments were placed in large square-shaped tanks. Inside the tanks, the sediment thickness was assumed equal to 3 meters, while surface depends on the sediment volume to be treated, based on the analyzed scenario. Moreover, the treatment was assumed to be carried out in a greenhouse having a height of 5 meters and a surface sufficient to contain sediments and to perform operational phases.

The number of anode electrodes and cathode electrodes also depend on treatment surface. In this regard, we assumed to divide treatment surfaces into 2m x 2m square meshes, with electrodes placed on the vertices of these meshes [43]. Electrodes were assumed to be arranged in vertical wells with 10 cm diameter in which catholyte (basic) and anolyte (acid) solutions can circulate in two independent circuits thorough the use of pumps. The total electrolyte circulating in the system was assumed equal to the volume of the installed electrode wells and the pipes connecting them.

However, it should be noted that water electrolysis generates hydroxides at the cathode and hydrogen ions at the anode, forming acid and alkaline fronts that move towards opposite electrodes by electric field, based on particle charge. Because of that, acid dosage is fundamental to avoid contaminant precipitation in porous medium due to alkaline front moving to opposite direction, favoring contaminant migration [5]. Nitric Acid (HNO_3) was used to maintain sediment pH under acidic conditions at cathode, assuming a consumption of 5.6 kg per sediment ton [43]. Based on experimental tests and data retrieved from the literature, energy consumption of the system was to be 82 kWh/m³, considering a power available of 50 kW, a maximum electrical current of 10 A and a maximum voltage of 48 V [60]. These parameters were deliberately considered low in order to contain electricity consumption.

As shown during experimental tests, metal removal efficiency decreases after a certain period of time, and electrolyte need to be changed or reconditioned. As with soil washing treatment, water consumption would be considerable on an industrial scale, so a water recovery system is required. Because of that, a reverse osmosis treatment was supposed. Reverse osmosis process was modelled to achieve full electrolyte treatment every 24 h, resulting in 85% water recovery and 15% supply of clean water every day. Electrolyte daily flow depends on the scenarios analyzed, as they consider different sediment volumes to be treated. In any case, energy consumptions of the assumed reverse osmosis plants were estimated on the basis of the technical characteristics provided by catalogs available on the market.

After reverse osmosis treatment, it was assumed that brines were placed inside trays to facilitate natural evaporation [61], exploiting the thermal efficiency available inside the greenhouse. Because of the above-mentioned reasons, it was assumed that brines were disposed of in landfill.

As mentioned, the electrokinetic treatment was assumed to be carried out in a greenhouse, also allowing the collection of gas emissions produced during remediation process (especially chlorine emissions) in a defined volume and their treatment before being released into the environment. For our case, treatment of gas in scrubber was supposed, involving energy and calcium carbonate (CaCO_3) consumptions. Laboratory tests showed

a calcium carbonate consumption of 0,5 kg per sediment ton, assuming a full air change in greenhouse every 30 minutes. Energy consumption was estimated by considering a scrubber with a maximum flow rate of 20,000 m³/h and a total power of 29,5 kW, including the fan.

2.2.4. Enhanced landfarming treatment

Landfarming treatment is a biodegradation-based process for soil remediation. As mentioned, this study explored the potentiality of the enhanced landfarming: compared to the basic process, enhanced landfarming seeks to improve and speed up contaminant removal process by adding different additives [62]. The technique used is known as bio-augmentation and, in our case, landfarming treatment was enhanced by the inoculation of *Fusarium oxysporium* fungi, which is able to work in extremely condition such as in the case of marine sediments containing high salinity [63], [64].

Enhanced landfarming treatment was modelled by combining literature data and data provided by laboratory tests carried out on small sediment mesocosm. For our LCA model, it was assumed that sediments were placed by building machines in piles 30 meters long and with a trapezoidal cross section of 10.5 m². Pile volume was assumed to be formed by sediments and wood chips, added as bulking material in order to keep an optimal moisture content during process (about 60%) and to favor the formation of pore spaces for the aeration of the inner part of piles [45], [46]. Furthermore, wood chips proved essential to achieve a neutral pH of sediments since, after electrokinetic treatment, sediment acidity could inhibit biodegradation processes. A 4:1 weight ratio of sediments to wood chips was considered in each pile [45], assuming a wood chip density of 0,5 t/m³.

Maintaining a certain moisture content requires above all the use of water and pile overturning, in order to encourage aeration and microbial activity. Concerning water consumption, considering similarities between landfarming and composting process, a water consumption of 80 m³ for every 800 m³ of pile was assumed. Instead, it was assumed that piles were turned twice a month by using a turner machine. Regarding turner machine consumption, given the comparable dimensions of piles, based on our experience we were allowed to take into account data provided in [46]: according to the authors, on average, a turner machine turns a pile in 10 minutes, consuming 22 liters of diesel per hour.

The above-mentioned data are common to a basic landfarming process but, as stated earlier, we performed a treatment of enhanced landfarming by implementing the inoculation of *Fusarium oxysporium* fungi. Fungi development took place in an aerated and mixed reactor by adding malt wheat for encouraging fungi growth. Becarelli et al. (2019) [65] estimated that a 90 m³ reactor running for two months should satisfy our need on an industrial scale. Instead, considering an inoculum of 10%, fungi growth would require 167 liters of water per sediment ton, containing 20 grammes of spray malt wheat diluted in each liter of water. The temperature of experimental reactor was kept between 20-25° C.

Leachate produced by biodegradation process was assumed to be recirculated back to the piles [45]. Treatment of gas emissions is not required as emissions were mainly related to CO₂ of biogenic origin, which is assumed not to contribute to global warming [66], [67].

2.2.5. Landfill disposal

Potential environmental impacts included disposal of contaminated sediments and bine, landfill management operation and transport of waste to sanitary landfill. The distance between the port and the sanitary landfill was assumed to be around 50 km.

2.2.5. Sediment and water reuse

Sediment reuse was intended for fractions showed contaminant concentrations below regulatory limits after treatment. It was expected a material reuse in port where they

were dredged. Environmental impacts due to sediment reuse taken into account material transport to reuse site.

However, sediment reuse induced a series of avoided impacts, namely the extraction and marketing of filling and construction materials (clay and sand, specifically). Water recovery systems assumed for soil washing and electrokinetic treatment also resulted in avoided impacts, as tap water consumption was limited.

2.3. Impact Assessment

Life Cycle Impact Assessment (LCIA) was performed in Simapro 9.1.1 using the mid-point CML-IA baseline V3.02/EU25 method, developed by the Institute of Environmental Sciences of the Leiden University [68]. CML method is well established and widely applied in several fields, especially in study of solid waste management system LCA [69].

3. Results and discussion

The results of our LCA study, conducted according to the assumptions explained in the previous sections, are shown. For each impact category considered in CML-IA baseline method, table 4 shows the percentage differences among the potential impacts generated by each analyzed scenario with the respect to the corresponding reference scenario. Negative values of percentage differences indicate that the analyzed scenario has lower potential environmental impacts than the respective reference scenario for the considered category; on the contrary, positive values mean higher potential impacts. Figures 4 and 5 show the contribution analysis of three indicators that are representative of the results found, namely global warming, terrestrial ecotoxicity and acidification. For conciseness reasons, the contribution analysis is shown only for the real case studies, showing the contribution of the individual processes that occurred in sediment remediation.

Table 4. Life cycle impact assessment of the scenarios. *CFC-11 = Trichlorofluoromethane. **1,4-DB = 1,4-dichlorobenzene.

Scenario	Abiotic depletion [kg Sb eq.]	Abiotic depletion (fuel) [MJ]	Global warming [kg CO ₂ eq.]	Ozone layer depletion [kg CFC-11 eq.]*	Human toxicity [kg 1,4-DB eq.]**	Fresh water aquatic ecotox. [kg 1,4-DB eq.]**	Marine aquatic ecotox. [kg 1,4-DB eq.]**	Terrestrial ecotox. [kg 1,4-DB eq.]**	Photo-chemical oxidation [kg C ₂ H ₄ eq.]	Acidification [kg SO ₂ eq.]	Eutrophication [kg PO ₄ eq.]
CWM1	-63%	73%	-11%	50%	-9%	-14%	-13%	-12%	-11%	26%	-11%
CBM1	-391%	-147%	-87%	-172%	-104%	-86%	-87%	-87%	-90%	-222%	-91%
CBM2	-471%	-140%	-101%	-164%	-120%	-101%	-102%	-99%	-104%	-216%	-104%
FM2	-483%	15%	-94%	20%	-109%	-100%	-98%	-85%	-90%	2%	-87%
CWH1	-89%	62%	-12%	38%	-11%	-14%	-13%	-15%	-13%	16%	-13%
CBH1	-391%	-147%	-87%	-172%	-104%	-86%	-87%	-87%	-90%	-222%	-91%
CBH2	-497%	-151%	-101%	-176%	-122%	-101%	-102%	-102%	-105%	-227%	-105%
FH2	-651%	-58%	-97%	-59%	-121%	-101%	-100%	-100%	-99%	-64%	-96%
CWO1	-174%	4%	-43%	-17%	-48%	-45%	-45%	-39%	-42%	-56%	-43%
CBO1	-391%	-147%	-87%	-172%	-104%	-86%	-87%	-87%	-90%	-222%	-91%
CBO2	-490%	-156%	-102%	-180%	-124%	-101%	-103%	-100%	-104%	-234%	-105%
FO2	-588%	-85%	-99%	-77%	-129%	-101%	-103%	-87%	-95%	-107%	-96%

From an overview in table 4, it can be said that the recovery of contaminated marine sediments generally leads to a reduction in potential environmental impacts, regardless of the sediment particle size and contaminant distribution. However, considering

Scenarios CBM1 and CBM2, it should be noted that, for some impact categories, partial sediment recovery is more beneficial than recovery of all fractions.

Focusing on real case studies, positive values of the percentage differences occur in two scenarios and refer to few impact categories, namely abiotic depletion (fuel), ozone layer depletion and acidification.

Concerning Scenario CWM1, contribution analysis of acidification (figure 5) shows that the highest impact is due to landfill disposal of the sand fractions, while avoided impacts due to recovery of the clay fraction and water are negligible. In fact, because of the worst contaminant distribution after soil washing treatment, in the Scenario CWM1 only clay fraction can be recovered, which represents 15% of the sediment with particle size C. Scenarios CBM1 and CBM2 confirm that acidification is strongly influenced by avoided impacts, as the recovery of large quantities of sediments makes these scenarios particularly advantageous, despite the treatment of 30,000 tons of sediments by soil washing generates a non-negligible contribution.

On the other hand, although the avoided impacts are considerable (all sediments are recovered), in the Scenario FM2 acidification is not an advantageous indicator, because of the high contributions given by enhanced landfarming and, above all, electrokinetic (figure 4). In particular, the greatest impacts are due to the energy consumption in EK and the use of wood chips as bulking material in EL. Therefore, even if all sediments are recovered, treating 30,000 tons of sediments by electrokinetic and enhanced landfarming requires high consumptions and negatively affects acidification.

Instead, global warming and terrestrial ecotoxicity are particularly sensitive to landfill disposal, considering both particle size F and C (figure 4 and 5). Therefore, potential environmental impacts associated with them decrease as the fractions of sediments disposed of in landfill decrease. Contributions given by avoided impacts are negligible for these two impact categories.

Scenarios in which dredged sediments are contaminated either by heavy metals or organic compounds (virtual case studies) show almost always negative values (environmental advantages compared to the corresponding reference scenarios), even if they represent unlikely situation in real world, as it is rare to deal with soil polluted by a single category of contaminants [70], [71]. Anyway, the absence of heavy metals or organic compounds in sediments does not require, respectively, the use of electrokinetic or enhanced landfarming treatment, avoiding the potential environmental impacts due to them. For this reason, virtual case studies are particularly environmentally friendly.

Concerning scenarios where sediments are contaminated by heavy metals, only Scenario CWH1 shows positive values for the same impact categories analyzed earlier. This is always due to the fact that electrokinetic treatment allows to recover only the clay fraction, which represents a small portion in sediments with particle size C.

On the other hand, Scenario CWO1 shows a higher value than the corresponding reference scenario in just one impact category since, as mentioned, the absence of heavy metals allows the recovery of the fine sand fraction by enhanced landfarming treatment, increasing the avoided impacts deriving from material recovery and decreasing the landfill disposal of contaminated sediments. In view of that, future studies will have to consider remediation technologies with fewer constraints.

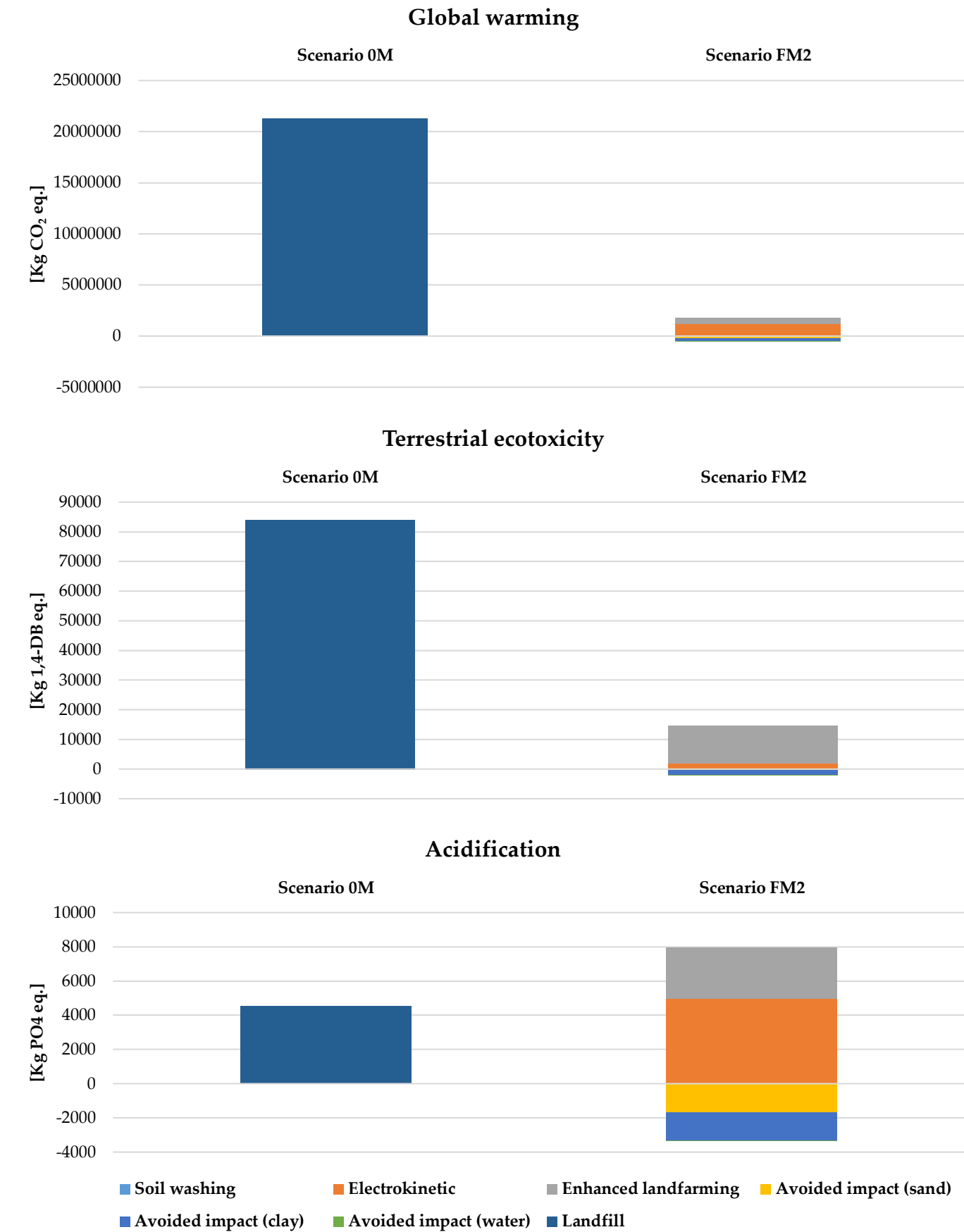


Figure 4. Contribution analysis considering particle size F and mixed pollution (real case study).

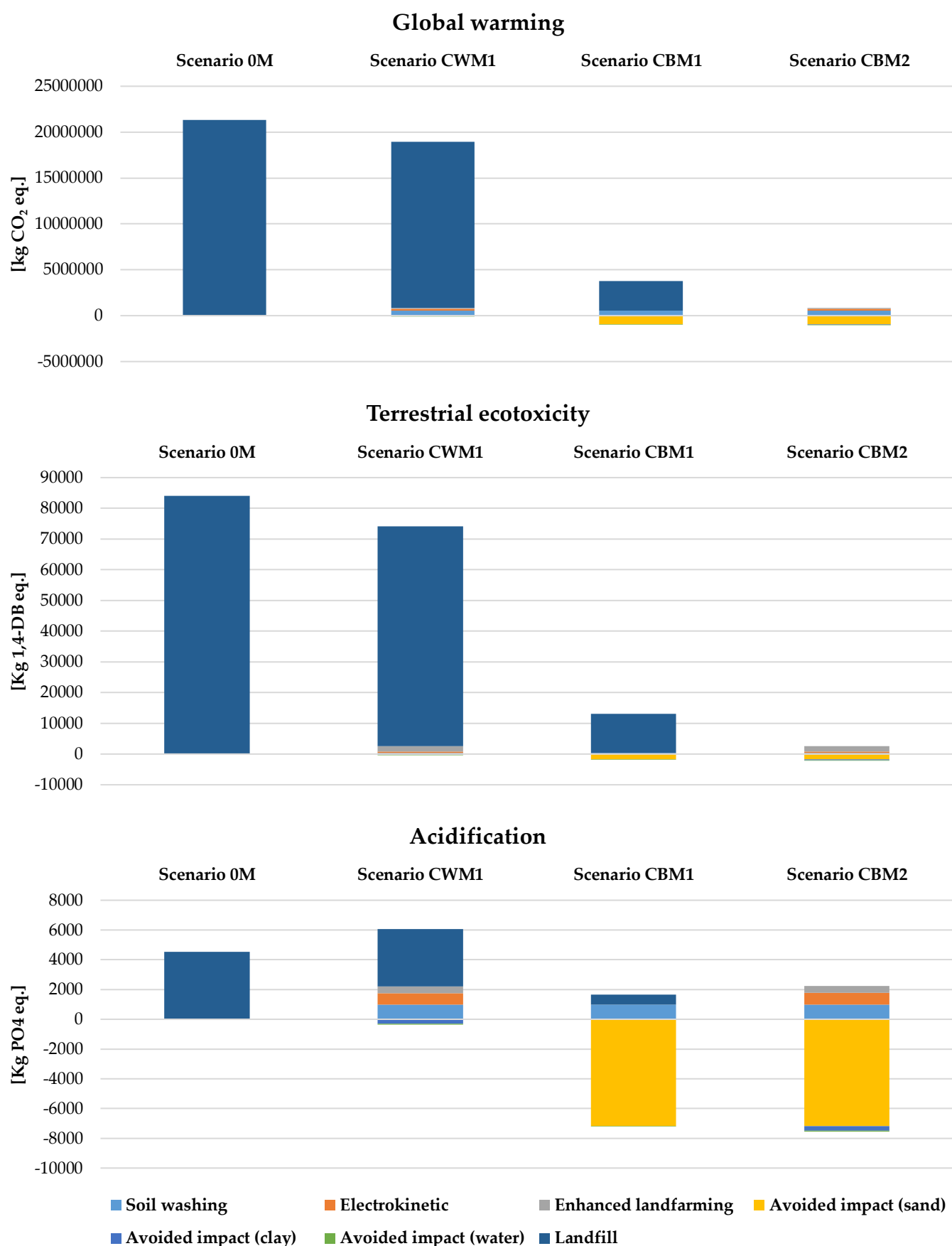


Figure 5. Contribution analysis considering particle size C and mixed pollution (real case study).

4. Conclusions

A Life Cycle Assessment on recovery strategies of contaminated marine sediments was performed in this study, considering different sediment particle sizes and contaminant distributions. The study considered three treatment technologies for soil remediation, having different skills and characteristics.

Results showed an environmental convenience in the treatment of marine sediments contaminated by heavy metals and/or organic compounds.

We are aware that results were affected by the limited number of remediation technologies taken into account in this study; therefore, future research may concern the application of additional technologies (e. g. phytoremediation) and the identification of suitable chemicals to regulate sediment PH, in order to optimize sequential electrokinetic and enhanced landfarming treatments.

Further efforts will have to concern the reduction of energy and resource consumptions, in order to decrease potential environmental impacts as the quantity of recovered sediments increase. Moreover, this would lead to a reduction in maintenance and operating costs, which are important aspects that were not considered in this study.

Author Contributions: Conceptualization, F.P., I.P., S.D., F.P. and R.I.; methodology, S.D., F.P. and I.P.; software, F.P.; validation, I.P. and R.I.; formal analysis, F.P.; investigation, I.P.; resources, I.P. and R.I.; data curation, I.P.; writing—original draft preparation, F.P.; writing—review and editing, F.P. and I.P.; visualization, I.P.; supervision, I.P. and R.I.; project administration, I.P.; funding acquisition, R.I. All authors have read and agreed to the published version of the manuscript.

Funding: This research was funded by INTERREG ITALIA-FRANCIA MARITTIMO 2014-2020 – GRRinPort “Gestione sostenibile dei rifiuti e dei reflui nei porti”, grant number UniCa – Prot. N. 0082843 del 09/05/2018 – [Classif. III/19] and The APC was funded by INTERREG ITALIA-FRANCIA MARITTIMO 2014-2020

Acknowledgments: The authors would like to thank: Alessio Cecchi, Simona Macchia, Andrea La Camera, Ilaria Chicca, Simone Becarelli, Alberto Vita for their kind help.

Conflicts of Interest: The authors declare no conflict of interest.

Appendix A

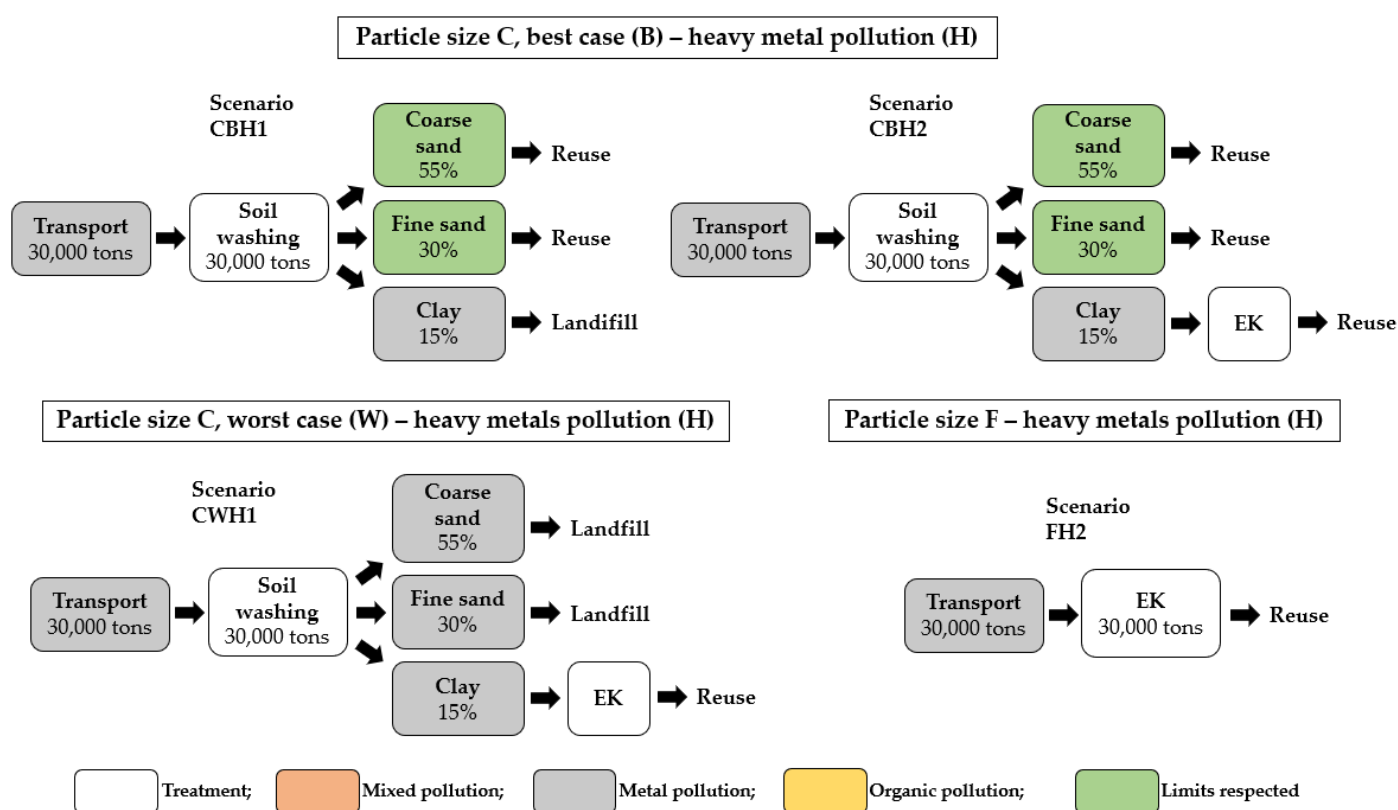


Figure A1. Analyzed scenarios considering heavy metal pollution for dredged sediments (virtual case study).

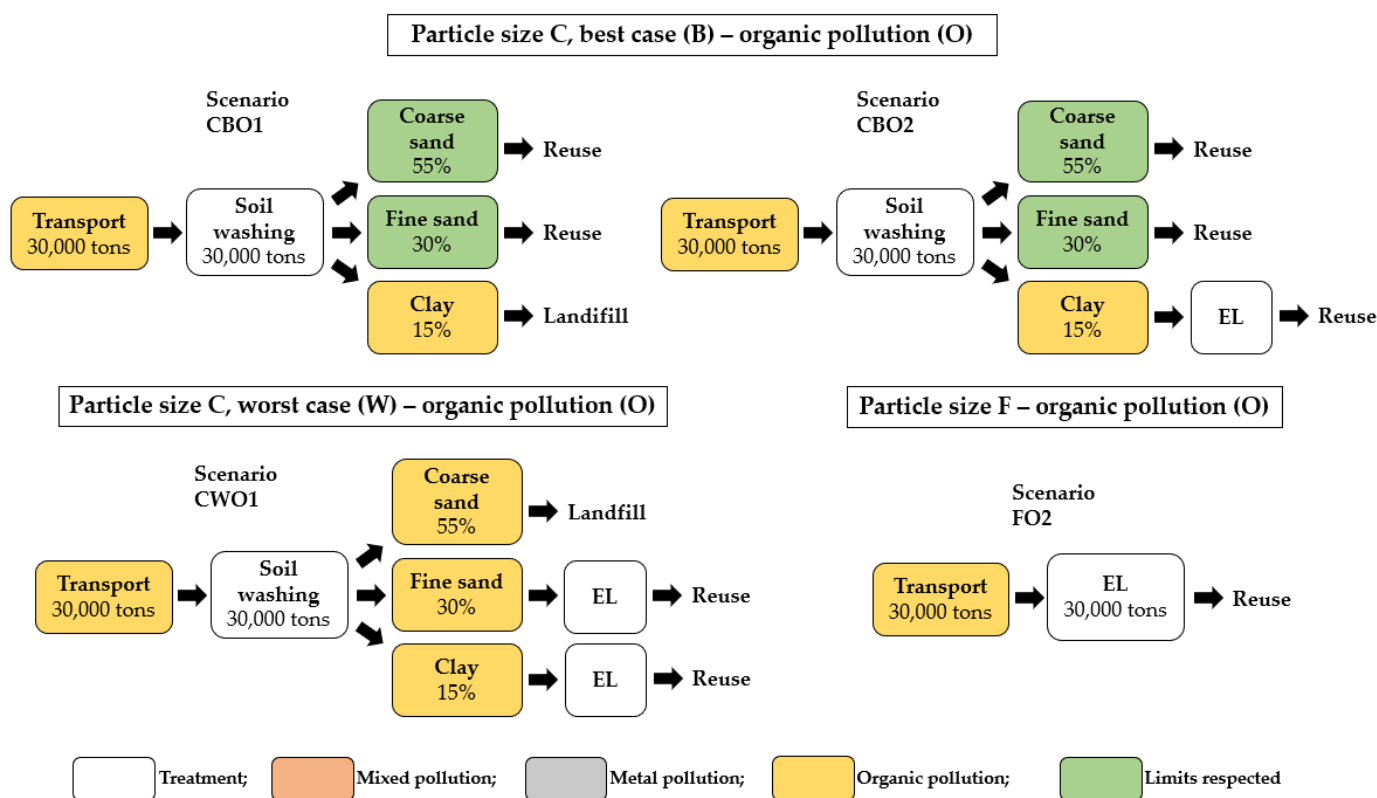


Figure A2. Analyzed scenarios considering organic pollution for dredged sediments (virtual case study).

References

- [1] J. Richardson *et al.*, "Effect of climate change and resource scarcity on health care," *Nurs. Stand.*, vol. 28, no. 45, 2014, doi: 10.7748/ns.28.45.44.e8415.
- [2] S. Lehmann, "Resource recovery and materials flow in the city: Zero waste and sustainable consumption as paradigm in urban development," *J. Green Build.*, vol. 6, no. 3, 2011, doi: 10.3992/jgb.6.3.88.
- [3] *An Introduction to Circular Economy*. 2021.
- [4] M. Pradel, L. Aissani, J. Villot, J. C. Baudez, and V. Laforest, "From waste to added value product: Towards a paradigm shift in life cycle assessment applied to wastewater sludge - A review," *Journal of Cleaner Production*, vol. 131. 2016, doi: 10.1016/j.jclepro.2016.05.076.
- [5] M. Masi, A. Ceccarini, and R. Iannelli, "Model-based optimization of field-scale electrokinetic treatment of dredged sediments," *Chem. Eng. J.*, vol. 328, 2017, doi: 10.1016/j.cej.2017.07.004.
- [6] W. Rulkens, "Introduction to the treatment of polluted sediments," *Reviews in Environmental Science and Biotechnology*, vol. 4, no. 3. 2005, doi: 10.1007/s11157-005-2167-6.
- [7] A. Akcil, C. Erust, S. Ozdemiroglu, V. Fonti, and F. Beolchini, "A review of approaches and techniques used in aquatic contaminated sediments: Metal removal and stabilization by chemical and biotechnological processes," *Journal of Cleaner Production*, vol. 86. 2015, doi: 10.1016/j.jclepro.2014.08.009.
- [8] J. feng Peng, Y. hui Song, P. Yuan, X. yu Cui, and G. lei Qiu, "The remediation of heavy metals contaminated sediment," *Journal of Hazardous Materials*, vol. 161, no. 2–3. 2009, doi: 10.1016/j.jhazmat.2008.04.061.
- [9] C. Mulligan, M. Fukue, and Y. Sato, *Sediments contamination and sustainable remediation*. 2009.
- [10] G. Dermont, M. Bergeron, G. Mercier, and M. Richer-Lafleche, "Soil washing for metal removal: A review of physical/chemical technologies and field applications," *Journal of Hazardous Materials*, vol. 152, no. 1. 2008, doi: 10.1016/j.jhazmat.2007.10.043.
- [11] M. J. Mann, "Full-scale and pilot-scale soil washing," *J. Hazard. Mater.*, vol. 66, no. 1–2, 1999, doi: 10.1016/S0304-3894(98)00207-6.
- [12] J. Liu *et al.*, "A critical review on soil washing during soil remediation for heavy metals and organic pollutants," *International Journal of Environmental Science and Technology*. 2021, doi: 10.1007/s13762-021-03144-1.
- [13] R. J. Abumaizar and E. H. Smith, "Heavy metal contaminants removal by soil washing," *J. Hazard. Mater.*, vol. 70, no. 1–2, 1999, doi: 10.1016/S0304-3894(99)00149-1.
- [14] L. Bonomo, *Bonifica di siti contaminati*. 2004.
- [15] G. Gregolec, K. E. Roehl, and K. Czurda, "Chapter 8 Electrokinetic techniques," in *Trace Metals and other Contaminants in the Environment*, vol. 7, no. C, 2005.
- [16] K. J. Kim, D. H. Kim, J. C. Yoo, and K. Baek, "Electrokinetic extraction of heavy metals from dredged marine sediment," in *Separation and Purification Technology*, 2011, vol. 79, no. 2, doi: 10.1016/j.seppur.2011.02.010.
- [17] R. Iannelli *et al.*, "Electrokinetic remediation of metal-polluted marine sediments: Experimental investigation for plant design," *Electrochim. Acta*, vol. 181, 2015, doi: 10.1016/j.electacta.2015.04.093.
- [18] F. Rozas and M. Castellote, "Electrokinetic remediation of dredged sediments polluted with heavy metals with different enhancing electrolytes," in *Electrochimica Acta*, 2012, vol. 86, doi: 10.1016/j.electacta.2012.03.068.
- [19] Y. B. Acar and A. N. Alshawabkeh, "Principles of Electrokinetic Remediation," *Environ. Sci. Technol.*, vol. 27, no. 13, 1993, doi: 10.1021/es00049a002.
- [20] A. T. Yeung and Y. Y. Gu, "A review on techniques to enhance electrochemical remediation of contaminated soils," *Journal of Hazardous Materials*, vol. 195. 2011, doi: 10.1016/j.jhazmat.2011.08.047.
- [21] C. Cameselle and K. R. Reddy, "Effects of periodic electric potential and electrolyte recirculation on electrochemical

- remediation of contaminant mixtures in clayey soils," *Water. Air. Soil Pollut.*, vol. 224, no. 8, 2013, doi: 10.1007/s11270-013-1636-8. 547
548
- [22] V. RUBIO-NIEBLAS, M. PEREZ-TELLO, R. A. JACOBS, R. HERRERA-URBINA, and S. A. MORENO-ZAZUETA, "TWO-DIMENSIONAL COMPUTATIONAL MODELING OF THE ELECTROKINETIC REMEDIATION OF A COPPER-CONTAMINATED SOIL PART I: MODEL VALIDATION," *DYNA*, vol. 81, no. 183, 2014, doi: 10.15446/dyna.v81n183.36896. 549
550
- [23] R. A. Jacobs and R. F. Probstein, "Two-Dimensional Modeling of Electoremediation," *AIChE J.*, vol. 42, no. 6, 1996, doi: 10.1002/aic.690420620. 552
553
- [24] V. RUBIO-NIEBLAS, M. PEREZ-TELLO, R. A. JACOBS, and R. HERRERA -URBINA, "TWO-DIMENSIONAL COMPUTATIONAL MODELING OF THE ELECTROKINETIC REMEDIATION OF A COPPER-CONTAMINATED SOIL PART II: SENSITIVITY ANALYSIS FOR A TRIANGULAR SOIL FIELD," *DYNA*, vol. 81, no. 183, 2014, doi: 10.15446/dyna.v81n183.36909. 554
555
556
557
- [25] J. M. Paz-García, B. Johannesson, L. M. Ottosen, A. B. Ribeiro, and J. M. Rodríguez-Maroto, "Modeling of electrokinetic processes by finite element integration of the Nernst-Planck-Poisson system of equations," *Sep. Purif. Technol.*, vol. 79, no. 2, 2011, doi: 10.1016/j.seppur.2011.02.023. 558
559
560
- [26] J. M. Paz-Garcia, K. Baek, I. D. Alshawabkeh, and A. N. Alshawabkeh, "A generalized model for transport of contaminants in soil by electric fields," *J. Environ. Sci. Heal. - Part A Toxic/Hazardous Subst. Environ. Eng.*, vol. 47, no. 2, 2012, doi: 10.1080/10934529.2012.640911. 561
562
563
- [27] A. N. Alshawabkeh and Y. B. Acar, "Electrokinetic Remediation. II: Theoretical Model," *J. Geotech. Eng.*, vol. 122, no. 3, 1996, doi: 10.1061/(asce)0733-9410(1996)122:3(186). 564
565
- [28] B. Lukić, A. Panico, D. Huguenot, M. Fabbicino, E. D. van Hullebusch, and G. Esposito, "A review on the efficiency of landfarming integrated with composting as a soil remediation treatment," *Environmental Technology Reviews*, vol. 6, no. 1. 2017, doi: 10.1080/21622515.2017.1310310. 566
567
568
- [29] M. P. Maila and T. E. Cloete, "Bioremediation of petroleum hydrocarbons through landfarming: Are simplicity and cost-effectiveness the only advantages?," *Rev. Environ. Sci. Biotechnol.*, vol. 3, no. 4, 2004, doi: 10.1007/s11157-004-6653-z. 569
570
- [30] K. Paudyn, A. Rutter, R. Kerry Rowe, and J. S. Poland, "Remediation of hydrocarbon contaminated soils in the Canadian Arctic by landfarming," *Cold Reg. Sci. Technol.*, vol. 53, no. 1, 2008, doi: 10.1016/j.coldregions.2007.07.006. 571
572
- [31] S. Gan, E. V. Lau, and H. K. Ng, "Remediation of soils contaminated with polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs)," *Journal of Hazardous Materials*, vol. 172, no. 2–3. 2009, doi: 10.1016/j.jhazmat.2009.07.118. 573
574
- [32] M. Tyagi, M. M. R. da Fonseca, and C. C. C. R. de Carvalho, "Bioaugmentation and biostimulation strategies to improve the effectiveness of bioremediation processes," *Biodegradation*, vol. 22, no. 2. 2011, doi: 10.1007/s10532-010-9394-4. 575
576
- [33] T. J. Gentry, C. Rensing, and I. L. Pepper, "New approaches for bioaugmentation as a remediation technology," *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, vol. 34, no. 5. 2004, doi: 10.1080/10643380490452362. 577
578
- [34] L. Corominas *et al.*, "Life cycle assessment applied to wastewater treatment: State of the art," *Water Research*, vol. 47, no. 15. 2013, doi: 10.1016/j.watres.2013.06.049. 579
580
- [35] M. R. Higgins and T. M. Olson, "Life-cycle case study comparison of permeable reactive barrier versus pump-and-treat remediation," *Environ. Sci. Technol.*, vol. 43, no. 24, 2009, doi: 10.1021/es9015537. 581
582
- [36] D. Sanscartier, M. Margni, K. Reimer, and B. Zeeb, "Comparison of the secondary environmental impacts of three remediation alternatives for a diesel-contaminated site in northern Canada," *Soil Sediment Contam.*, vol. 19, no. 3, 2010, doi: 10.1080/15320381003695256. 583
584
585
- [37] G. Lemming *et al.*, "Environmental impacts of remediation of a trichloroethene-contaminated site: Life cycle assessment of remediation alternatives," *Environ. Sci. Technol.*, vol. 44, no. 23, 2010, doi: 10.1021/es102007s. 586
587
- [38] P. Suer and Y. Andersson-Sköld, "Biofuel or excavation? - Life cycle assessment (LCA) of soil remediation options," *Biomass* 588

- and *Bioenergy*, vol. 35, no. 2, 2011, doi: 10.1016/j.biombioe.2010.11.022. 589
- [39] X. Hu, J. Zhu, and Q. Ding, "Environmental life-cycle comparisons of two polychlorinated biphenyl remediation technologies: Incineration and base catalyzed decomposition," *J. Hazard. Mater.*, vol. 191, no. 1–3, 2011, doi: 10.1016/j.jhazmat.2011.04.073. 590
- [40] C. A. Page, M. L. Diamond, M. Campbell, and S. McKenna, "Life-cycle framework for assessment of site remediation options: Case study," *Environ. Toxicol. Chem.*, vol. 18, no. 4, 1999, doi: 10.1002/etc.5620180428. 591
- [41] G. Barjoveanu, S. De Gisi, R. Casale, F. Todaro, M. Notarnicola, and C. Teodosiu, "A life cycle assessment study on the stabilization/solidification treatment processes for contaminated marine sediments," *J. Clean. Prod.*, vol. 201, 2018, doi: 10.1016/j.jclepro.2018.08.053. 592
- [42] D. H. Kim, J. C. Yoo, B. R. Hwang, J. S. Yang, and K. Baek, "Environmental assessment on electrokinetic remediation of multimetal-contaminated site: A case study," *Environ. Sci. Pollut. Res.*, vol. 21, no. 10, 2014, doi: 10.1007/s11356-014-2597-1. 593
- [43] M. Vocciante, A. Caretta, L. Bua, R. Bagatin, and S. Ferro, "Enhancements in ElectroKinetic Remediation Technology: Environmental assessment in comparison with other configurations and consolidated solutions," *Chem. Eng. J.*, vol. 289, 2016, doi: 10.1016/j.cej.2015.12.065. 594
- [44] D. Hou, A. Al-Tabbaa, P. Guthrie, J. Hellings, and Q. Gu, "Using a hybrid LCA method to evaluate the sustainability of sediment remediation at the London Olympic Park," *J. Clean. Prod.*, vol. 83, 2014, doi: 10.1016/j.jclepro.2014.07.062. 595
- [45] Z. X. Keng *et al.*, "Community-scale composting for food waste: A life-cycle assessment-supported case study," *J. Clean. Prod.*, vol. 261, 2020, doi: 10.1016/j.jclepro.2020.121220. 596
- [46] A. Saer, S. Lansing, N. H. Davitt, and R. E. Graves, "Life cycle assessment of a food waste composting system: Environmental impact hotspots," *J. Clean. Prod.*, vol. 52, 2013, doi: 10.1016/j.jclepro.2013.03.022. 597
- [47] International Standard Organisation 2006a, *ISO 14040, Environmental management—Life Cycle Assessment—Principles and Framework*. 2006. 598
- [48] International Standard Organisation 2006b, *ISO 14044, Environmental management—Life Cycle Assessment—Requirements and Guidelines*. 2006. 599
- [49] N. X. Feng *et al.*, "Efficient phytoremediation of organic contaminants in soils using plant–endophyte partnerships," *Science of the Total Environment*, vol. 583, 2017, doi: 10.1016/j.scitotenv.2017.01.075. 600
- [50] M. I. Lone, Z. L. He, P. J. Stoffella, and X. E. Yang, "Phytoremediation of heavy metal polluted soils and water: Progresses and perspectives," *Journal of Zhejiang University: Science B*, vol. 9, no. 3, 2008, doi: 10.1631/jzus.B0710633. 601
- [51] M. Pecorini, Isabella; Iannelli, Renato; Alessio, Ceccarini; Simona, Di Gregorio; Fabiano, Pilato; Simona, "T3 - SVILUPPO DI STRATEGIE DI GESTIONE E TRATTAMENTO DEI SEDIMENTI DI DRAGAGGIO CONTAMINATI," 2021. 602
- [52] M. Saleem *et al.*, "Electrokinetic remediation of nickel from low permeability soil," *Int. J. Electrochem. Sci.*, vol. 6, no. 9, 2011. 603
- [53] D. Rosestolato, R. Bagatin, and S. Ferro, "Electrokinetic remediation of soils polluted by heavy metals (mercury in particular)," *Chem. Eng. J.*, vol. 264, 2015, doi: 10.1016/j.cej.2014.11.074. 604
- [54] P. Belviolandi, "RICERCA SPERIMENTALE SUI PROCESSI DI LAVAGGIO DEI SUOLI CONTAMINATI E OTTIMIZZAZIONE DEL CICLO ACQUE," UNIVERSITA' DEGLI STUDI DI BRESCIA, 2004. 605
- [55] F. Bianco, G. Monteverde, M. Race, S. Papirio, and G. Esposito, "Comparing performances, costs and energy balance of ex situ remediation processes for PAH-contaminated marine sediments," *Environ. Sci. Pollut. Res.*, vol. 27, no. 16, 2020, doi: 10.1007/s11356-020-08379-y. 606
- [56] M. Qasim, M. Badrelzaman, N. N. Darwish, N. A. Darwish, and N. Hilal, "Reverse osmosis desalination: A state-of-the-art review," *Desalination*, vol. 459, 2019, doi: 10.1016/j.desal.2019.02.008. 607
- [57] J. Zhou, V. W. C. Chang, and A. G. Fane, "Environmental life cycle assessment of reverse osmosis desalination: The influence of different life cycle impact assessment methods on the characterization results," *Desalination*, vol. 283, 2011, doi: 10.1016/j.desal.2011.04.066. 608

- [58] L. Bennamoun, P. Arlabosse, and A. Léonard, "Review on fundamental aspect of application of drying process to wastewater sludge," *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, vol. 28. 2013, doi: 10.1016/j.rser.2013.07.043.
- [59] P. Arlabosse, J. H. Ferrasse, D. Lecomte, M. Crine, Y. Dumont, and A. Léonard, "Efficient Sludge Thermal Processing: From Drying to Thermal Valorization," in *Modern Drying Technology*, vol. 4, 2012.
- [60] M. Masi and R. Iannelli, "Trattamento elettrocinetico di sedimenti di dragaggio portuale contaminati da metalli pesanti: il progetto life+ 'SEKRET,'" *Ing. dell'Ambiente*, vol. 2, no. 2, 2015, doi: 10.14672/ida.v2i2.334.
- [61] J. Morillo, J. Usero, D. Rosado, H. El Bakouri, A. Riaza, and F. J. Bernaola, "Comparative study of brine management technologies for desalination plants," *Desalination*, vol. 336, no. 1, 2014, doi: 10.1016/j.desal.2013.12.038.
- [62] A. A. Juwarkar, S. K. Singh, and A. Mudhoo, "A comprehensive overview of elements in bioremediation," *Reviews in Environmental Science and Biotechnology*, vol. 9, no. 3. 2010, doi: 10.1007/s11157-010-9215-6.
- [63] F. Suárez-Estrella, C. Vargas-García, M. J. López, C. Capel, and J. Moreno, "Antagonistic activity of bacteria and fungi from horticultural compost against *Fusarium oxysporum* f. sp. *melonis*," *Crop Prot.*, vol. 26, no. 1, 2007, doi: 10.1016/j.cropro.2006.04.003.
- [64] C. Alabouvette, C. Olivain, Q. Migheli, and C. Steinberg, "Microbiological control of soil-borne phytopathogenic fungi with special emphasis on wilt-inducing *Fusarium oxysporum*," *New Phytologist*, vol. 184, no. 3. 2009, doi: 10.1111/j.1469-8137.2009.03014.x.
- [65] S. Becarelli *et al.*, "Hydrocarbonoclastic Ascomycetes to enhance co-composting of total petroleum hydrocarbon (TPH) contaminated dredged sediments and lignocellulosic matrices," *N. Biotechnol.*, vol. 50, 2019, doi: 10.1016/j.nbt.2019.01.006.
- [66] S. Evangelisti, R. Clift, C. Tagliaferri, and P. Lettieri, "A life cycle assessment of distributed energy production from organic waste: Two case studies in Europe," *Waste Manag.*, vol. 64, 2017, doi: 10.1016/j.wasman.2017.03.028.
- [67] G. Francini, L. Lombardi, F. Freire, I. Pecorini, and P. Marques, "Environmental and Cost Life Cycle Analysis of Different Recovery Processes of Organic Fraction of Municipal Solid Waste and Sewage Sludge," *Waste and Biomass Valorization*, vol. 10, no. 12, 2019, doi: 10.1007/s12649-019-00687-w.
- [68] J. B. Guinée, *Handbook on life cycle assessment: operational guide to the ISO standards*. Kluwer, Dordrecht. 2001.
- [69] A. Laurent *et al.*, "Review of LCA studies of solid waste management systems - Part I: Lessons learned and perspectives," *Waste Management*, vol. 34, no. 3. 2014, doi: 10.1016/j.wasman.2013.10.045.
- [70] Z.-F. MENG, Y.-P. ZHANG, and G.-D. WANG, "Sorption of Heavy Metal and Organic Pollutants on Modified Soils," *Pedosphere*, vol. 17, no. 2, 2007, doi: 10.1016/s1002-0160(07)60030-7.
- [71] X. Tang *et al.*, "Inorganic and organic pollution in agricultural soil from an emerging e-waste recycling town in Taizhou area, China," *J. Soils Sediments*, vol. 10, no. 5, 2010, doi: 10.1007/s11368-010-0252-0.

Piano d'azione

per la gestione sostenibile di sedimenti contaminati

