



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

Produit T3.2.1 -

Rapports procédures de gestion et de traitement des sédiments

Acronyme du projet	Grrinport
Titre du projet	Gestion durable des déchets et des déchets dans les ports
N. Convention	Unico - Prot. N. 0082843 del 09/05/2018 - [Classif. III/19]
CUP	
Programme	INTERREG ITALIE-FRANCE MARITIME 2014-2020
Axe prioritaire	2
Objectif Spécifique	6C2
Date de démarrage Projet	01.04.2018
Durée	36 mois
Prodotto No.	T 3.2.1
Nom du document	Rapports procédures de gestion et de traitement des sédiments
Révision/Approbation du (date)	
Composant	
Date de soumission du projet approuvé	T3 - DÉVELOPPEMENT DE STRATÉGIES DE GESTION ET DE TRAITEMENT DES SÉDIMENTS DE DRAGAGE CONTAMINÉS
Date de soumission effective	
Auteur Principal	Isabella Pecorini
Institution	Université de Pise
E-mail	isabella.pecorini@unipi.fr
Abstract	Le rapport contient les caractéristiques quantitatives générales des sédiments de dragage et énumère les cas de bonnes pratiques et les éventuelles criticités gestionnaires remarquées à niveau européen.
Keywords	Sédiments de dragage, bonnes pratiques, traitements

Auteurs

Nom	Institution	Contact
Isabella Pecorini	Université de Pise	isabella.pecorini@unipi.fr
Renato Iannelli	Université de Pise	renato.iannelli@unipi.fr
Alessio Ceccarini	Université de Pise	alessio.ceccarini@unipi.fr
Daniele Castagna	Université de Pise	danicasta@hotmail.fr
Fabiano Pilato	ISPRA	fabiano.pilato@isprambiente.fr

Réviseur

Nom	Institution	Contact

Index

Auteurs	2
Réviser	2
Index.....	3
1 Prémisses	5
2 Caractéristiques qualitatives quantitatives générales des sédiments de dragage en Europe ..	6
2.1 Ports de la Manche	6
2.1.1 Caractérisation des sédiments - Ports de la Manche	6
2.2 Caractérisation des sédiments - Port du Pirée	8
2.2.1 Gestion des sédiments - Port du Pirée.....	10
2.3 Caractérisation des sédiments - Port d'Algésiras	10
2.3.1 Gestion des sédiments - Port d'Algésiras.....	13
2.4 Port de Barcelone	13
2.4.1 Caractérisation des sédiments - Port de Barcelone	14
2.4.2 Gestion des sédiments - Port de Barcelone	17
2.5 Les Ports en Normandie	17
2.5.1 Caractérisation des sédiments Normandie.....	17
2.6 Comparaison parmi les caractérisations des sédiments prélevés des ports Européens ..	22
3 Manutention des sédiments marins	27
3.1 Opérations de dragage à l'intérieur du Sin	27
3.2 Dragage et technologies de traitement de récupération et/ou de réutilisation des sédiments marins.....	28
3.3 Systèmes de dragage	30
3.3.1 Dragues mécaniques	31
3.3.2 Dragues hydrauliques	32
3.3.3 Autres dragues	34
3.4 Dragage environnemental.....	35
3.4.1 Dragues mécaniques de type "environnemental"	36
3.4.2 Dragues hydrauliques de type "environnemental"	37
3.5 Traitement et décontamination des sédiments dragés	39

4	Solutions de décontamination.....	41
4.1	Prétraitement	41
4.2	Traitements physico-chimiques.....	41
4.3	Traitements biologiques.....	43
4.4	Traitements thermiques	45
4.5	Traitements électrocinétiques	46
4.5.1	Utilisations possibles des sédiments de dragage contaminés	46
5	Décontamination électrocinétique : bases théoriques et applications.....	49
5.1	Théorie des phénomènes électrocinétiques.....	49
5.2	Formation et structure de la double couche électrique	50
5.3	Décontamination électrocinétique	54
5.4	Exemples d'applications de EK.....	57
5.4.1	Porto Marghera (Venise).....	57
5.4.2	Plage d'Augusta (Sicile).....	59
5.4.3	Port de Nam Hang (Corée du Sud).....	61
5.4.4	Bassin de comblée du port de Livourne (Toscane)	62
6	Résumé des bonnes pratiques	67
6.1	Techniques de bonne pratique	67
7	Bibliographie.....	71

1 Prémisses

Le rapport contient les caractéristiques qual-quantitatives des sédiments de dragage et énumère les cas de bonne et les éventuelles criticités gestionnaires remarquées à niveau européen.

Dans cette étude, l'état des fonds marins concernant certains ports européens a été examiné afin de dresser un tableau général reprenant les caractéristiques moyennes d'un échantillon de sédiment. Une intense recherche bibliographique a permis de recueillir un certain nombre de caractérisations chimiques et physiques qui ont permis de mettre en évidence les propriétés moyennes des sédiments dragés. Toutes les réalités portuaires traitées ont des caractéristiques semblables sous l'aspect du trafic et des activités maritimes.

L'enquête vise à déterminer et encadrer chaque réalité portuaire traitée, de façon à mettre en évidence les méthodologies d'approche aux caractérisations des sédiments et à leur dragage et gestion. À ce jour, toute activité de gestion totalement autonome et dépendante du cadre réglementaire en vigueur dans chaque pays a cherché à identifier les modalités mises en œuvre dans chaque contexte traité, afin de pouvoir y recourir si l'on tente de trouver un traitement différent pour de futures initiatives. À cet égard, des cas de bonnes pratiques dans la gestion des sédiments contaminés, qui peuvent être considérés comme une indication pour les applications futures, ont été identifiés dans la littérature.

L'enquête a permis d'identifier les différentes méthodologies utilisées dans les interventions de redressement jusqu'à la moyenne échelle et jugées efficaces pour des matrices solides constituées principalement de matériaux fins, contenant des hydrocarbures aromatiques polycycliques et des métaux lourds. Les nombreuses activités de laboratoire de la littérature n'ont pas été prises en considération, car on estime que des installations à plus grande échelle sont plus représentatives de l'efficacité d'un traitement de remise en état.

2 Caractéristiques qualitatives quantitatives générales des sédiments de dragage en Europe

De suite on rapporte les résultats d'une recherche en littérature scientifique environ la caractérisation de sédiments provenant de différents ports en Europe, avec le but d'identifier les polluants prédominants.

2.1 Ports de la Manche

La Manche est un canal naturel qui sépare la Grande-Bretagne du continent européen (voir figure 1). Ce trait de mer notoirement sujet à intense navigation reçoit diverses réalités portuaires, dans lesquelles ils ont été exécutés des prélèvements de sédiments, analyse et caractérisation afin de clarifier l'état des fonds et de comprendre comment la pollution peut affecter le milieu aquatique. Les résultats permettront de mettre en œuvre une politique de gestion et de réutilisation durables des sédiments marins [1]. Dans le paragraphe suivant seront rapportés les résultats des analyses et les informations dérivantes de l'étude des fonds de quelques des ports qui se donnent sur le Canal, faisant partie soit de la côte française qu'anglaise.



Figure 1 : La Manche

2.1.1 Caractérisation des sédiments - Ports de la Manche

L'échantillonnage des sédiments a été effectué à neuf endroits différents (figure 2). Le mode de prélèvement a été conditionné localement par la disponibilité de moyens appropriés à cet effet. Dans l'ensemble, trois méthodes ont été utilisées : un godet, un technicien sous-marin ou une drague aspirante. Les échantillonnages ont été réalisés entre 2010 et 2011, la position a été géoréférencée à l'époque, ainsi que la profondeur, qui se situe entre 4 et 11 mètres [1].

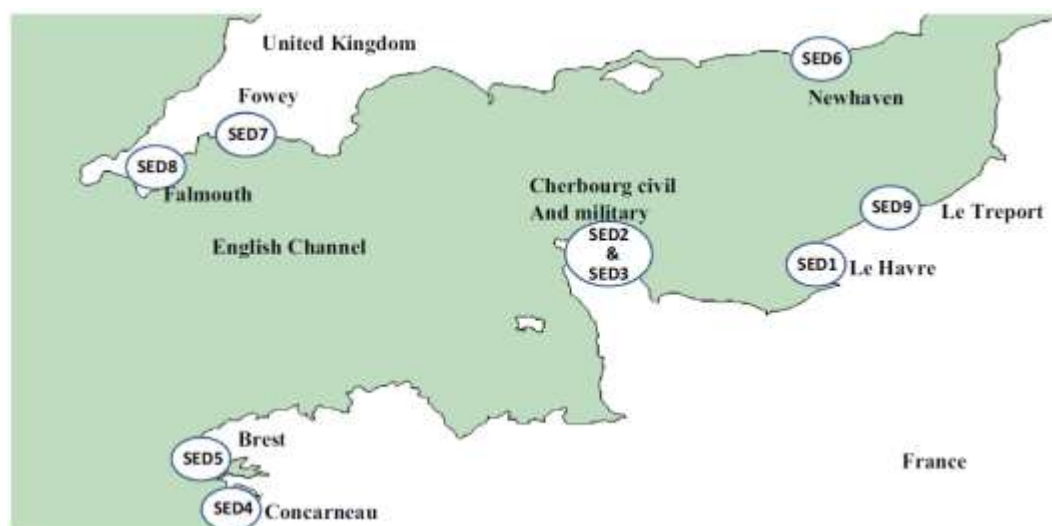


Figure 2 : Stations de prélèvement dans la Manche

Les analyses ont été effectuées sur des échantillons homogénéisés d'abord, puis séchés à l'air pendant quatre jours et tamisés manuellement à l'aide d'un tamis en nylon d'une maille de 500µm. On a ensuite procédé à la caractérisation chimique qui a été possible une fois effectuée la fusion alcaline pour l'extraction d'Al et la digestion acide au micro-ondes pour l'extraction des autres métaux (As, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb et Zn). Toutes les solutions de lixiviats ont été analysées à l'aide d'une spectrométrie d'émission atomique (ICP-AES - Inductively Coupled Plasma) et les résultats ont été exprimés en moyenne sur cinq analyses [1]. Trois échantillonnages ont été effectués pour chaque station de prélèvement. Dans le tableau 1, on peut observer les résultats des analyses dont la moyenne et l'écart type ont été effectués.

		Le concentrazioni di As, Cd, Co, Cr, Cu, Ni, Pb, and Zn sono espresse in mg kg ⁻¹ , mentre quelle di Al e Si in g kg ⁻¹				
Località	Campionamento	Al	As	Cd	Cr	Cu
Port of Le Havre	Sed1	24,6 ±0.3	42 ±3	4,1 ±0.1	74 ±0.4	10,3 ±0.4
Port of Cherbourg civil ad military	Sed2	17 ±2	10 ±2	1,2 ±0.1	19 ±0.3	18,6 ±0.2
Port of Cherbourg civil ad military	Sed3	20 ±3	17 ±1	1,8 ±0.1	28 ±1	59 ±1
Port of Concarneau	Sed4	25 ±3	16,2 ±0.2	2,6 ±0.2	46 ±0.2	113 ±0.2
Port of Brest	Sed5	15 ±1	27 ±1	1,6 ±0.1	18 ±2	254 ±23
Port of Newhaven	Sed6	13 ±1	37 ±2	2,3 ±0.3	9 ±1	31 ±4
Port of Fowey	Sed7	21 ±1	6,5 ±0.2	2,2 ±0.1	17 ±1	15,3 ±0.5
Port of Falmouth	Sed8	15,4 ±0.8	21 ±1	3,9 ±0.1	38 ±1	101 ±2
Port of Le Treport	Sed9	20 ±1	6 ±3	1,5 ±0.2	27 ±1	54 ±2
CONCENTRAZIONI LIMITE E SOGLIA DI CONTAMINAZIONE	D.M. 173/2016	L1 [mg kg ⁻¹] s.s.	12	0,3	50	40
		L2 [mg kg ⁻¹] s.s.	20	0,8	150	52
	D.Lgs. 152/2006	A [mg kg ⁻¹] s.s.	20	2	150	120
		B [mg kg ⁻¹] s.s.	50	15	800	600
Località	Campionamento	Ni	Pb	Si	Zn	
Port of Le Havre	Sed1	27,1 ±0.3	37,2 ±0.2	114 ±18	194 ±0.4	
Port of Cherbourg civil ad military	Sed2	9,1 ±0.1	32 ±1	73 ±2	97 ±1	
Port of Cherbourg civil ad military	Sed3	14,1 ±0.5	263 ±6	160 ±21	316 ±9	
Port of Concarneau	Sed4	21 ±0.2	75,5 ±0.2	73 ±1	327 ±0.4	
Port of Brest	Sed5	9,6 ±0.5	57 ±5	60 ±7	241 ±21	
Port of Newhaven	Sed6	12 ±1	36 ±5	80 ±5	109 ±14	
Port of Fowey	Sed7	14 ±1	9 ±0.3	10 ±1	24 ±1	
Port of Falmouth	Sed8	23 ±1	39 ±1	37 ±2	123 ±4	
Port of Le Treport	Sed9	18 ±0	51 ±1	71 ±2	226 ±3	
CONCENTRAZIONI LIMITE E SOGLIA DI CONTAMINAZIONE	D.M. 173/2016	L1 [mg kg ⁻¹] s.s.	30	30		100
		L2 [mg kg ⁻¹] s.s.	75	70		150
	D.Lgs. 152/2006	A [mg kg ⁻¹] s.s.	120	100		150
		B [mg kg ⁻¹] s.s.	500	1000		1500

Tableau 1 : Caractérisation chimique des ports de la Manche

Pour avoir une correspondance immédiate avec la réalité de notre Pays les valeurs ont été comparées avec ceux relatifs aux colonnes A et B du D.Lgs. 152/2006 et avec les colonnes L1 et L2 du D.M. 173/2016. Il convient de noter que les concentrations de métaux As, Cd et Zn dépassent les niveaux de concentration seuil de contamination prévus de la colonne A et, partant, les limites de concentration L1, alors que les concentrations élevées de Pb se situent principalement à Port De Cherbourg, bien qu'elles restent supérieures aux valeurs limites de la colonne L1 dans presque tous les échantillons analysés. En revanche, les concentrations de la colonne B ne doivent en aucun cas être dépassées avec de l'arsenic qui, dans tous les cas, présente les concentrations les plus élevées.

2.2 Caractérisation des sédiments - Port du Pirée

L'échantillonnage des sédiments a été effectué dans neuf stations du port du Pirée et dans ses environs. Stations qui sont constamment surveillées par l'Organisation du port du Pirée, tant pour le contrôle de la qualité de l'eau que pour le contrôle de la qualité des sédiments [2]. Les échantillons ont d'abord été soumis à une caractérisation visuelle où la couleur, la composition, l'odeur et la présence d'organismes marins ont été évaluées; Ils ont ensuite été placés dans des conteneurs plastiques munis d'un couvercle hermétique et transportés au laboratoire pour analyse ultérieure. La position des prélèvements a été géoréférencée et leur profondeur a été enregistrée grâce à des mesures à l'aide de sonars.

La teneur en humidité des échantillons était comprise entre 33 et 49%, tandis que la teneur en matières solides volatiles (organiques) était dans l'intervalle de 2.7 - 16.7%. Il a également été observé que les échantillons présentant une teneur en matières organiques plus élevée contenaient également un pourcentage élevé de matière fine, supérieur à 73 % (passant au tamis à mailles de 74µm) et une concentration accrue de contaminants [2].

Tableau 2 Caractérisation des sédiments du port du Pirée

Champion	Matières sèches totales [g/g échantillon]	Substances volatiles [%]	Humidité [%]	Matériau fin <74 µ [%]
1	0,5101	12,03	49	81
2	0,5747	7,34	42,5	46
4	0,5812	8,07	41,9	38
5	0,583	7,02	41,7	-
7	0,5596	16,65	44	73
10	0,5244	8,31	47,6	-
13	0,614	3,06	38,6	-
45	0,5602	6,98	33,1	-
50	0,6715	2,73	32,9	-

Tableau 3 Caractérisation des sédiments du port du Pirée

Stazione		Concentrazioni espresse in mg Kg ⁻¹ di s.s.								
		Cu	Pb	Zn	Ni	Cr	Cd	Hg		
1		359,8	264,3	504,3	84	92,4	<20	0,5		
2		199,6	147,2	387,7	52	67,4	<20	0,48		
4		196,4	206,5	273,8	46,1	57,4	<20	0,5		
5		161,1	362,2	730,2	64,5	71,4	<20	0,75		
7		257,5	1628,8	768,8	46,1	59	<20	10,2		
10		291,7	724,8	827,9	61,1	74,7	<20	1,4		
13		129,8	377,6	922,8	44	67,7	<20	0,3		
45		58,3	135,8	815,2	136,4	107,8	<20	0,51		
50		127,1	261,6	824	42,6	52,1	<20	0,07		
target values		36	85	140	35	100	0,8	0,3		
Intervention values		190	530	720	210	380	12	10		
CONCENTRAZIONI LIMITE E SOGLIA DI CONTAMINAZIONE	D.M.	L1	[mg kg ⁻¹ s.s.	40	30	100	30	50	0,3	0,3
	173/2016	L2	[mg kg ⁻¹ s.s.	52	70	150	75	150	0,8	0,8
	D.lgs.	A	[mg kg ⁻¹ s.s.	120	100	150	120	150	2	1
	152/2006	B	[mg kg ⁻¹ s.s.	600	1000	1500	500	800	15	5

Le tableau 2 montre immédiatement que les sédiments sont fortement contaminés par des métaux lourds, à l'exception du chrome. Les échantillons 7 et 10 sont les plus pollués car trois éléments dépassent les niveaux d'intervention. Il convient également de noter que la forte concentration de Zn est imputable aux opérations de sablage des coques des navires [2].

2.2.1 Gestion des sédiments - Port du Pirée

La gestion des sédiments dans le port du Pirée prévoit trois options en fonction de la qualité du sédiment. Les résultats de trois tests de qualité sont pris en compte pour décider s'il convient de remettre les sédiments à la mer, de les mettre en décharge ou de les confiner dans des environnements confinés [2].

Le premier test consiste à effectuer la caractérisation chimique, obtenant ainsi les concentrations en métaux lourds et les comparant aux concentrations limites proposées par le Ministère néerlandais "des Habitations, de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement" (VROM), aujourd'hui connu sous le nom de "Ministère des Infrastructures et de la Gestion des Ressources Hydriques". Sur la base de ces valeurs limites, la remise à la mer des sédiments ou leur réutilisation vertueuse sont autorisées, mais uniquement si les valeurs des concentrations sont inférieures aux valeurs cibles. Si les concentrations de métaux lourds sont telles qu'elles dépassent également le seuil d'intervention, il existe un risque réel de toxicité et il serait donc nécessaire d'envisager une élimination.

Les deux autres essais, celui de la cession et celui de la toxicité, permettent d'identifier la phase de gestion suivante la plus appropriée. Ce sont des tests qui sont réservés aux échantillons qui présentent dès le départ une contamination plus marquée selon les niveaux de concentration susmentionnés. L'essai de cession montre le niveau de désorption des métaux au contact de l'eau, tandis que l'essai de toxicité évalue le risque potentiel pour le milieu marin [2].

L'option de mise en décharge des sédiments est envisagée lorsque l'essai de cession met en évidence le danger de toxicité dans le surnageant. Les valeurs de concentration dans ce cas sont comparées à celles de la directive 2003/33/CE, qui permet de classer les matières comme dangereuses, non dangereuses ou inertes et peuvent donc être envoyées à la décharge appropriée.

Enfin l'option de confinement dans des appropriés milieux conterminés prévus près du port est considérée une fois pris connaissance des résultats de tous les tests et on retient qu'il n'y ait pas de risques pour l'ambient marin. Comme nous nous rappelons que ces milieux sont près de la côte et sont de toute façon des bassins confinés mais ouverts et il est donc permis au surnageant de déborder en finissant en mer.

Les valeurs limites traitées en termes de concentration maximale de métaux dans l'eau salée sont celles présentes dans l'US Environmental Protection Agency (EPA).

2.3 Caractérisation des sédiments - Port d'Algésiras

L'échantillonnage des sédiments a été effectué en cinq points situés dans la baie d'Algésiras (A1-A5) et en un point le long du littoral dans une zone exempte de pollution (R) pour être utilisé comme échantillon de contrôle. Chaque poste de prélèvement a été

géoréférencé et un double échantillonnage avec godet Van Veen a été effectué, ce qui a permis de prélever les premiers 5cm de fond [3].



Les échantillons ont ensuite été placés dans des récipients hermétiques maintenus à une température constante de 4 dB C et transportés en laboratoire, où ils ont été divisés en deux aliquotes pour effectuer la caractérisation physique et chimique. La fraction destinée à la caractérisation physique a été laissée au naturel, celle destinée à la caractérisation chimique a été chauffée à une température de 60 dB C puis tamisée (tamis à mailles de 63 μ m) en vue de l'analyse des concentrations de métaux, de la teneur en carbone totale et des essais de toxicité. L'extraction des métaux a été réalisée par le traitement à l'eau contrôlée tel que prévu par le Community Bureau of Reference (BCR) [4], tandis que la fraction biodisponible a été évaluée comme fraction soluble en acide, toujours comme prévu par le BCR.

La caractérisation physique a montré que les sédiments d'échantillonnage sont principalement composés de sables de dimensions différentes, les échantillons A1, A2, A4 et l'échantillon de contrôle R étant composés de sable fin, tandis que l'échantillon A3 produit à partir de sable moyen et, enfin, l'échantillon A5 produit à partir de sable grossier principalement en raison de la présence de biodéchets tels que les algues calcaires et les coquilles [4].

La caractérisation chimique qui peut être observée dans le tableau 3 a été réalisée en effectuant l'extraction des métaux à la fois dans l'eau royale et dans l'acide.

Tableau 4 : Caractérisation des sédiments - Port d'Algésiras

Limiti secondo Long at. al [10]		Limiti CEDEX [9] (Equivalente APAT - ARPA)		Concentrazioni limite e soglia di contaminazione			
				Tabella D.M. 173/2016		Tabella 1 D.Lgs. 152/2006	
				L1	L2	A	B
ERL	ERM	AL1	AL2	[mg kg ⁻¹] s.s.		[mg Kg ⁻¹] s.s.	
150	410	500	3000	100	150	150	1500
34	270	100	400	40	52	120	600
1.2	9.6	1.0	5.0	0,3	0,8	2	15
46.7	218	120	600	30	70	100	1000
—	—	—	—				
8.2	70	80	200	12	20	20	50
0.15	0.71	0.6	3.0	0,3	0,8	1	5
—	—	—	—				
20.9	51.6	100	400	30	75	120	500
81	370	200	1000	50	150	150	800
ERL	ERM	AL1	AL2				
150	410	500	3000	100	150	150	1500
34	270	100	400	40	52	120	600
1.2	9.6	1.0	5.0	0,3	0,8	2	15
46.7	218	120	600	30	70	100	1000
—	—	—	—				
—	—	—	—				
20.9	51.6	100	400	30	75	120	500
81	370	200	1000	50	150	150	800

Nome campionamento e concentrazioni espresse in [mg/Kg s.s]												Limiti secondo Long at. al [10]		Limiti CEDEX [9] (Equivalente APAT - ARPA)	
R	A1		A2		A3		A4		A5						
Estrazione in acqua regia												ERL	ERM	AL1	AL2
Misura	DS	Misura	DS	Misura	DS	Misura	DS	Misura	DS	Misura	DS	ERL	ERM	AL1	AL2
Zn	38 ±0.6%	39 ±2.9%	154 ±1.6%	43 ±0.5%	51 ±4.4%	46 ±4.8%	150	410	500	3000					
Cu	5.6 ±5.7%	8.5 ±2.4%	54 ±0.7%	8.9 ±8.7%	11 ±3.2%	9.4 ±8.4%	34	270	100	400					
Cd	0.3 ±1.8%	0.4 ±13.4%	0.5 ±9.7%	0.4 ±12.4%	0.7 ±8.1%	0.4 ±14.8%	1.2	9.6	1.0	5.0					
Pb	6.1 ±8.7%	7.2 ±2.2%	23 ±9.7%	7.8 ±8.6%	16 ±6.8%	7.9 ±2.2%	46.7	218	120	600					
Fe	22 ±0.4%	21.4 ±4.5%	24.2 ±3.5%	21.7 ±2.5%	26.2 ±0.1%	22.5 ±1.4%	—	—	—	—					
As	3.7 ±8.7%	3.9 ±9.6%	7.8 ±4.6%	4.2 ±6.3%	4.3 ±4.1%	4.2 ±7.1%	8.2	70	80	200					
Hg	0.10 ±7.2%	0.12 ±11.0%	0.17 ±1.7%	0.13 ±6.0%	0.27 ±14.4%	0.14 ±8.4%	0.15	0.71	0.6	3.0					
Mn	410 ±0.7%	410 ±1.6%	460 ±4.8%	324 ±0.5%	368 ±3.1%	350 ±2.1%	—	—	—	—					
Ni	4.0 ±7.4%	19 ±6.4%	50 ±1.7%	20 ±7.6%	82 ±6.3%	50 ±8.5%	20.9	51.6	100	400					
Cr	14 ±4.5%	25 ±0.8%	95 ±4.3%	28 ±3.7%	134 ±4.5%	80 ±2.3%	81	370	200	1000					
Estrazione in acido												ERL	ERM	AL1	AL2
Misura	DS	Misura	DS	Misura	DS	Misura	DS	Misura	DS	Misura	DS	ERL	ERM	AL1	AL2
Zn	1.7 ±6.1%	2.5 ±2.0%	13 ±6.5%	3.1 ±3.9%	6.1 ±7.1%	3.6 ±9.9%	150	410	500	3000					
Cu	0.6 ±2.9%	1.2 ±10.7%	6.5 ±9.2%	1.2 ±8.7%	2.0 ±2.0%	1.4 ±9.6%	34	270	100	400					
Cd	0.03 ±3.8%	0.04 ±1.1%	0.06 ±1.2%	0.04 ±5.6%	0.11 ±9.9%	0.06 ±12.2%	1.2	9.6	1.0	5.0					
Pb	1.0 ±6.3%	1.4 ±13.7%	6.9 ±3.4%	0.7 ±2.2%	2.7 ±11.6%	1.0 ±3.3%	46.7	218	120	600					
Fe	264 ±3.5%	257 ±2.5%	436 ±4.5%	412 ±1.0%	550 ±0.5%	360 ±2.4%	—	—	—	—					
Mn	119 ±2.7%	119 ±1.9%	161 ±2.8%	94 ±0.7%	121 ±0.7%	109 ±0.5%	—	—	—	—					
Ni	0.44 ±2.4%	2.7 ±7.7%	9.0 ±1.1%	3.6 ±1.3%	17 ±3.6%	6.5 ±9.1%	20.9	51.6	100	400					
Cr	1.1 ±7.9%	2.5 ±6.7%	15 ±13.6%	2.7 ±0.1%	27 ±14.4%	10 ±10.5%	81	370	200	1000					
T.O.C [%]	1.2 ±4.7%	1.5 ±8.5%	5.0 ±2.8%	1.8 ±5.8%	4.0 ±8.7%	2.4 ±0.9%									

L'extraction en eau royale montre que les échantillons avec la plus forte concentration de métaux sont A2 (Cu, Zn, Pb, As et Mn) et A4 (Ni, Cr, Cd et Hg), le premier est situé près de la ville d'Algésiras et du port, tandis que le second dans la zone industrielle. Par contre, les échantillons A1 et A3 montrent des concentrations de métaux plus faibles. L'échantillon R utilisé comme témoin, prélevé dans une zone de littoral considérée comme non polluée, montre comme attendu, les concentrations de métaux les plus basses observées dans les différents échantillonnages. On notera que les valeurs de fond naturel sont sensiblement plus élevées respectivement pour le Fe et le Mn, de sorte que les concentrations de ces métaux sont moins importantes pour quantifier le niveau de contamination.

2.3.1 Gestion des sédiments - Port d'Algésiras

La gestion des sédiments dans le port d'Algésiras est conditionnée par leur qualité, les valeurs du tableau 3 ont été comparées avec les limites proposées par Long et al [3] et celles proposées par le Centro de Estudios y Experimentación de Obras Públicas (CEDEX). Les critères utilisés pour déterminer ces limites sont fondés sur le potentiel d'effets toxiques sur les organismes marins. À cet égard, en ce qui concerne les limites prévues par Long. Et. al [3] deux seuils ont été identifiés : Effect Range-Low (ERL) et Effect Range-Mediated (ERM). L'ERL se rapporte aux valeurs de concentration pour lesquelles les effets toxiques ont été identifiés au-dessous du dixième percentile pour chaque substance chimique analysée. Le MCE suit la même logique mais se base sur le cinquantième percentile. En tout cas dans les ports espagnols pour décider comme gérer les sédiments de dragage se fait référence aux critères proposés de CEDEX, selon lequel lorsque les concentrations des métaux sont à de sous de l'Action Level 1 (AL1) les sédiments sont considérés comme non contaminés et peuvent être rejetés directement en haute mer. Si, contrairement à ce qui se passe, la concentration d'un métal est comprise entre AL1 et Action Level 2 (AL2), le sédiment est défini comme modérément contaminé et doit être déversé dans des zones appropriées, une étude est également nécessaire pour évaluer l'impact sur l'environnement et la surveillance, étant donné que le matériau fin peut être transporté par les courants. Si les concentrations de n'importe quel métal dépassent les valeurs AL2, le sédiment est classé comme très contaminé et il est donc nécessaire de justifier tout traitement avant l'élimination et le confinement.

À la lumière de ces précisions entre les sédiments prélevés dans la baie d'Algésiras, l'échantillon A2 dépasse les ERL pour ZN, Ni, Cr, Cu et Hg et la station A4 dépassent ERL pour CR et ERM pour Ni. Par contre, pour l'échantillon de contrôle, aucun des critères de qualité n'est dépassé. En conclusion, étant donné qu'aucun échantillon ne dépasse le premier seuil indiqué par le CEDEX, les sédiments traités pourraient être rejetés directement à la mer sans aucune précaution [4].

2.4 Port de Barcelone

La ville de Barcelone, capitale de la Catalogne, située dans la partie orientale de la péninsule ibérique, accueille un des plus grands ports de la Méditerranée, qui transporte un volume de marchandises de plus de 3 millions de TEU et plus de 2 millions de passagers. Le port s'étend sur près de 400 hectares avec deux dizaines de kilomètres entre des pontons et des quais. Le port peut être considéré comme divisé en deux parties, la plus intérieure qui a été appelée Port Vell ("vieux port" en catalan) qui abrite le port de plaisance et l'avant-port (voir figure 6).



Figure 3 : Port de Barcelone

2.4.1 Caractérisation des sédiments - Port de Barcelone

La caractérisation des sédiments a été réalisée par le CEDAX en 2002, dans le but de fournir la granulométrie, la teneur en carbone organique total et la teneur en HAP. Les concentrations de TBT ont également été déterminées sur les mêmes stations de prélèvement, mais dans une étude ultérieure [5]. Quinze échantillonnages ont été effectués dans la partie la plus intérieure du port de plaisance (Port Vell) et cinq dans l'avant-port. Les caractéristiques physiques et chimiques des échantillons analysés ont été indiquées dans les tableaux 5 et 6.

Tableau 5 : Caractérisation chimique du port de Barcelone

Inner harbour (Port Vell)													Concentrazioni limite e soglia di contaminazione Tabella D.M. 173/2016 Tabella 1 D.Lgs. 152/2006			
C-1	C-2	C-3	C-4	C-5	C-6	C-7	C-8	C-9	C-10	C-11						
g kg ⁻¹	g kg ⁻¹	g kg ⁻¹	g kg ⁻¹	g kg ⁻¹	g kg ⁻¹	g kg ⁻¹	g kg ⁻¹	g kg ⁻¹	g kg ⁻¹	g kg ⁻¹						
µg kg ⁻¹ s.s.	µg kg ⁻¹ s.s.	µg kg ⁻¹ s.s.	µg kg ⁻¹ s.s.	µg kg ⁻¹ s.s.	µg kg ⁻¹ s.s.	µg kg ⁻¹ s.s.	µg kg ⁻¹ s.s.	µg kg ⁻¹ s.s.	µg kg ⁻¹ s.s.	µg kg ⁻¹ s.s.						
Gravel (>2mm)	8	5	10	23	17	3	7	2	1	10	12					
Sand (63µm-2mm)	39	41	54	45	41	67	46	78	22	62	32					
Mud (<3µm)	53	53	37	32	42	29	47	20	77	28	56					
TOC	61	42	28	25	26	18	18	15	53	22	53					
Naphthalene	50	40	50	40	40	40	30	130	110	240	130					
Acenaphthylene	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	30	30	30	30					
Acenaphthene	20	10	20	10	10	10	n.d.	20	20	30	20					
Fluorene	30	30	30	30	15	30	n.d.	60	40	80	50					
Phenanthrene	180	140	190	180	150	150	50	300	230	430	260					
Anthracene	50	40	50	50	40	40	20	100	60	150	70					
Fluoranthene	320	210	280	310	230	240	60	380	320	540	310					
Pyrene	430	400	430	440	290	300	70	420	370	550	500					
Benzo(a)anthracene	220	140	190	190	150	170	30	200	140	250	310					
Chrysene	250	120	170	180	160	160	30	180	110	190	120					
Benzo(b)fluoranthene	260	190	280	270	180	200	60	390	330	600	450					
Benzo(k)fluoranthene	150	130	190	170	120	120	30	210	160	300	200					
Benzo(a)pyrene	270	240	360	330	240	240	80	510	390	650	440					
Indeno(1,2,3-c,d)pyrene	230	210	290	280	210	220	50	310	190	490	290					
Benzo(g,h,i)perylene	260	220	310	280	210	200	50	330	230	420	260					
Dibenzo(a,h)anthracene	110	100	130	110	70	40	20	30	20	50	50					
Σ16 PAH _s	2830	2220	2970	2870	2130	2160	580	3600	2750	5000	3490					
TBT	2314	n.a	n.a	n.a	n.a	326	n.a	359	n.a	4702	n.a					

⁽⁴⁾ riferito al solo TBT

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

Tableau 5 : Caractérisation chimique du port de Barcelone

		Inner harbour					Outer harbour				
		C-12	C-13	C-14	C-15	C-16	C-17	C-18	C-19	C-20	
Gravel (>2mm)	%	20	3	14	4	0	0	1	1	0	
	%	22	64	30	61	64	39	31	30	35	
	%	58	38	56	36	36	61	68	69	64	
Mud (<3µm)	%										
TOC	g kg ⁻¹	73	26	36	20	19	21	27	28	24	
	µg kg ⁻¹ s.s.	160	250	140	60	40	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	
Naphthalene	µg kg ⁻¹ s.s.	30	30	15	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	
Acenaphthylene	µg kg ⁻¹ s.s.	20	30	30	10	10	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	
Acenaphthene	µg kg ⁻¹ s.s.	50	90	50	30	30	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	
Fluorene	µg kg ⁻¹ s.s.	300	570	320	140	100	30	20	30	20	
Phenanthrene	µg kg ⁻¹ s.s.	110	60	100	40	30	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	
Anthracene	µg kg ⁻¹ s.s.	470	850	460	170	140	50	30	60	40	
Fluoranthene	µg kg ⁻¹ s.s.	670	1590	560	320	170	40	30	80	40	
Pyrene	µg kg ⁻¹ s.s.	220	470	240	120	100	30	30	50	30	
Benzo(a)anthracene	µg kg ⁻¹ s.s.	180	320	190	60	90	30	30	70	40	
Chrysene	µg kg ⁻¹ s.s.	630	1480	540	300	170	50	30	50	30	
Benzol(b)fluoranthene	µg kg ⁻¹ s.s.	310	760	290	140	100	20	20	40	20	
Benzol(k)fluoranthene	µg kg ⁻¹ s.s.	690	1800	670	350	210	50	30	60	20	
Benzol(a)pyrene	µg kg ⁻¹ s.s.	360	1120	450	160	140	40	30	60	30	
Indeno(1,2,3-c,d)pyrene	µg kg ⁻¹ s.s.	400	830	430	180	170	40	30	50	40	
Benzol(g,h,i)perylene	µg kg ⁻¹ s.s.	20	70	30	30	50	20	20	30	20	
Dibenzol(a,h)anthracene	µg kg ⁻¹ s.s.										
Σ16 PAH _s	µg kg ⁻¹ s.s.	4620	10320	4515	2110	1550	400	300	580	330	
TBT	µg kg ⁻¹ s.s.	n.a	1968	4012	n.a	259	178	150	98	250	

Concentrazioni limite e soglia di contaminazione			
Tabella D.M. 173/2016 Tabella 1 D.Lgs. 152/2006			
L1	L2	A	B
[mg kg ⁻¹] s.s.			
900		4000	
5 ⁽¹⁾		72 ⁽²⁾	

Concentrazioni limite e soglia di contaminazione			
Tabella D.M. 173/2016		Tabella 1 D.Lgs. 152/2006	
L1	L2	A	B
[mg kg ⁻¹] s.s.		[mg kg ⁻¹] s.s.	
900		4000	
5 ⁽¹⁾		72 ⁽²⁾	

⁽¹⁾ riferito al solo TBT

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

D'après les tableaux 5 et 6, on constate immédiatement que les échantillons prélevés dans l'avant-port se caractérisaient le plus souvent par un matériau fin, qui a toutefois été également présent dans les prélèvements effectués dans la partie la plus intérieure du port, bien que dans une moindre mesure. En ce qui concerne les concentrations de HAP, dans certains cas, les valeurs ont dépassé celles de la colonne A du D.Lgs. 152/2006, notamment en ce qui concerne les échantillons compris entre le C-En aucun cas, il n'y a eu de concentrations proches de celles de la colonne B dudit décret. Par contre, la valeur des concentrations des TBT dépassait non seulement la valeur L1 (de 5 µg/kg) prévue par le D.M 173/2016, mais elle était même bien au-delà de la valeur L2 (72µg/kg) que si elle est représentée par la somme des MBT DBT et TBT. Cette situation reste préoccupante pour le milieu marin, car elle est jugée négativement liée à la santé du benthos [5]. Cependant, bien que cette étude se soit principalement concentrée sur la détermination des hydrocarbures aromatiques polycycliques et du tributylétain, on sait que des métaux lourds sont également présents dans le port de Barcelone [5].

2.4.2 Gestion des sédiments - Port de Barcelone

La gestion des sédiments dans le port de Barcelone à aujourd'hui est sujette au même parcours déjà vu pour le port d'Algeciras auquel on renvoie.

2.5 Les Ports en Normandie

La Normandie est une région française située sur la côte nord-ouest. Dont fait partie la partie littorale de la baie de Seine (voir figure 7). La Seine est l'un des principaux cours d'eau français et représente une part importante du trafic fluvial. Son parcours concerne une partie du territoire fortement urbanisée avec une population d'environ 26% du total, en incluant des aires stratégiques d'activité économique et de raffinage du pétrole. Il est donc facile d'imaginer comment, au cours des décennies, la Seine a pu transporter une série de micro polluants, dont divers métaux lourds, hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) et polychlorobiphényles (PCB)[6]. Il faut aussi considérer l'importance commerciale du port du Havre qui chaque année mouvemente au-delà de 2.8 millions de TEU en plus d'être un noeud touristique stratégique pour qui est intentionné à aller outre-manche.



Figure 4 : Normandie

2.5.1 Caractérisation des sédiments Normandie

La caractérisation des sédiments a été réalisée sur des échantillons prélevés à des périodes différentes entre 2001 et 2003. Les points d'échantillonnage qui ont été pris en compte dans Mon Saint Michel et l'autre dans la partie occidentale de la baie, sur la

péninsule du Cotentin (voir figure 8). cette étude est cinq, trois sur l'estuaire de la Seine (port du Havre, un côté opposé de l'estuaire et un peu plus en amont), deux sur des sites marins, dont un près de

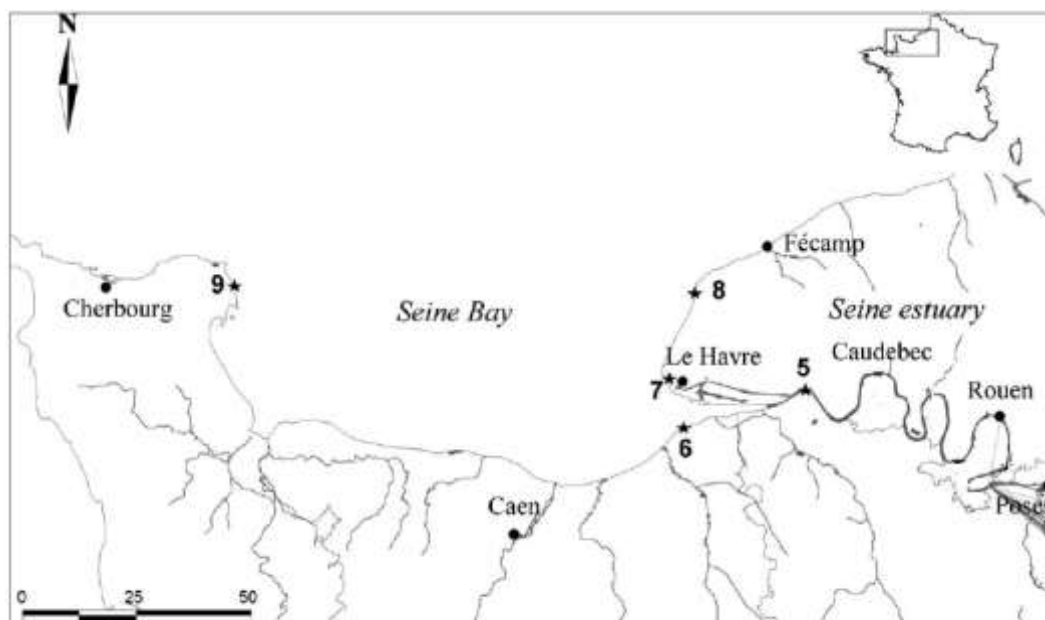


Figure 5 Stations de prélèvement en Normandie

Au cours de l'échantillonnage, on a essayé de prélever la couche superficielle

Tableau 6 Caractérisation physique et chimique en Normandie

Caratterizzazione fisica						
	Quillebeuf	Villerville	Le Havre	Antifer	Le Moulard	Le Vivier/Mer
Dimensione particelle <63µm (%) 2001	100		100	93,3		100
Dimensione particelle <63µm (%) 2003		100	98,2	100	83,8	
Caratterizzazione chimica metalli e T.O.C.						
Composto	[mg kg ⁻¹] s.s.					
Cr	nd	51	<10	<10	3,3	nd
Co	nd	6,3	2,5	2,6	1,5	nd
Ni	nd	15,2	6,4	3,9	3,4	nd
As	nd	8,6	5,6	5	2,5	nd
Cd	nd	0,2	0,1	<0,1	0,1	nd
Hg	nd	1,4	1	0,9	0,2	nd
Pb	nd	27,4	26,5	7,7	5,2	nd
Cu	nd	13,8	9,1	1,5	1,7	nd
Zn	nd	79,9	43,8	17,6	9,2	nd
TOC %	1,2	1,35	0,08	0,06	0,35	0,35

Concentrazioni limite e soglia di contaminazione Tabella 1 D.Lgs. 152/2006 Tabella D.M. 173/2016			
LI	L2	A	B
[mg kg ⁻¹] s.s.			
50	150	150	800
		20	250
30	75	120	500
12	30	20	50
0,3	0,8	2	15
0,3	0,8	1	5
30	70	100	1000
40	52	120	600
100	150	150	1500

considérée en 2001 comme étant en 2003 et les résultats sont visibles dans le tableau 6 et dans le tableau 7. plus toxique, pour une superficie d'environ 100 mètres carrés pour chaque station. Les échantillons ont ensuite été stockés à des températures d'environ - 20 °C pour être ensuite analysés. Les échantillonnages et les analyses ont été effectués

La caractérisation physique des sédiments a montré que les échantillons étaient pour la plupart caractérisés par des particules fines. Le tableau 7 montre que tous les échantillons se composent de pourcentages élevés de matériau mesurant moins de 63 µm.

Tableau 7 Caractérisation chimique en Normandie

Caratterizzazione chimica P.A.H. e P.C.B.										Concentrazioni limite e soglia di contaminazione Tabella D.M. 173/2016				Tabella 1 D.Lgs. 152/2006	
	Quillebeuf	Villerville	Le Havre	Antifer	Le Moulard	Le Vivier/Mer				L1	L2	A	B		
										[µg kg ⁻¹] s.s.		[µg kg ⁻¹] s.s.		[µg kg ⁻¹] s.s.	
Naphtalene	nd	11	5	<0,1	0,5	nd									
Acenaphthylene	nd	11	19	0,1	0,1	nd									
Acenaphthene	nd	159	63	2	0	nd									
Fluorene	nd	125	53	2	0	nd									
Phenanthrene	nd	83	94	4	1	nd									
Anthracene	nd	60	22	1	0	nd									
Fluoranthene	nd	286	253	12	4	nd									
Pyrene	nd	236	215	8	3	nd									
Benzo[a]anthracene	nd	217	131	8	2	nd									
Triphenylene + chrysene	nd	302	132	11	2	nd									
Benzo[fluoranthene]	nd	320	268	13	4	nd									
Benzo[e]pyrene	nd	145	97	4	2	nd									
Benzo[a]pyrene	nd	176	145	5	2	nd									
Dibenzoanthracene	nd	25	13	1	0	nd									
Perylene	nd	50	46	1	1	nd									
Indeno[1,2,3-cd]pyrene	nd	129	107	3	2	nd									
Benzo[ghi]perylene	nd	122	102	3	2	nd									
Σ17PAH ⁽¹⁾ in 2003		2151	1623	75	24					900	4000				
Σ 17PAH ⁽¹⁾ in 2001	3010	nd	344	32	nd	191				900	4000				
				[µg kg ⁻¹] s.s.						[µg kg ⁻¹] s.s.		[µg kg ⁻¹] s.s.			
CB 28	nd	1,6	5,7	0,05	<0,05	nd									
CB 52	nd	1,5	5,4	0,1	0,1	nd									
CB 101	nd	2,8	3,1	0,1	<0,05	nd									
CB 118	nd	2,4	3,4	0,1	<0,05	nd									
CB 138	nd	4,1	1,6	0,1	0,1	nd									
CB 153	nd	4,2	1,4	0,3	0,2	nd									
CB 180	nd	1,7	0,85	<0,05	<0,05	nd									
Σ7PCB in 2003	nd	18,4	21,4	0,7	0,4	nd				8 ⁽²⁾	60 ⁽²⁾				
Σ7PCB in 2001	97,4	nd	7,4	6,6	nd	5,3				8 ⁽²⁾	60 ⁽²⁾				

⁽¹⁾ Somma di 21 PAH eccetto NAPH, ACEY, ACEE and FLUE

⁽²⁾ come sommatoria dei seguenti congeneri: 28, 52, 77, 81, 101, 118, 126, 128, 138, 153, 156, 169, 180;

La caractérisation chimique présentée dans les tableaux 6 et 7 a mis en évidence la présence de concentrations variables de métaux, d'hydrocarbures aromatiques polycycliques et de PCB dans tous les échantillons. Pour avoir un aperçu de l'état de l'environnement des fonds marins des stations où les prélèvements ont été effectués, les concentrations de contaminants ont été comparées aux concentrations limites de contamination prévues par D.Lgs. 152/2006 et aux concentrations limites du DM 173/2016. On peut observer que les concentrations de métaux ont été assez faibles, à l'exception du chrome et du mercure qui, respectivement dans la gare de Villerville et dans celles du Havre et du Moulard, ont dépassé les limites L1 et L2, mais qui sont toujours très éloignées des valeurs de la colonne B. En ce qui concerne les concentrations également des hydrocarbures aromatiques polycycliques et des polychlorobiphényles, les sites de Villerville et celui du Havre ont été les plus contaminés, avec des concentrations allant bien au-delà du niveau L2 et s'établissant entre les valeurs des colonnes A et B.

2.6 Comparaison parmi les caractérisations des sédiments prélevés des ports Européens

L'élaboration d'ensemble des données relatives aux sites susmentionnés a permis de mettre en évidence dans un cadre unique ce que l'on peut considérer comme les caractéristiques chimiques moyennes d'une matrice solide prélevée d'un milieu marin, exposé à des polluants résultant d'activités anthropiques. Les cas recueillis partagent une réalité qui voit la pollution comme produit des activités portuaires, du trafic maritime et dans certains cas lié à des activités industrielles ou à d'autres causes en amont localisées loin du lieu d'échantillonnage.

Les valeurs moyennes, obtenues par le traitement des données de recherche, ont permis une vue d'ensemble de l'état des fonds examinés. Pour obtenir un résultat, les valeurs ont été comparées aux concentrations limites du tableau 1 actuel (col. A e B) du D.Lgs. 152/2006 et avec les valeurs de concentration limite prévues par le D.M. 173/2016. Il est ainsi apparu que les concentrations de certains métaux lourds dépassent au moins les limites fixées dans la colonne A du décret précité. Il a également été constaté que la somme des hydrocarbures aromatiques polycycliques est également assez élevée, comme le montre dans le tableau. Les valeurs moyennes des concentrations en métaux lourds dépassant celles de la colonne A concernent l'arsenic, le cadmium, le mercure, le plomb et le zinc et ont été mises en évidence en jaune.

Les tableaux 8, 9 et 10 indiquent pour chaque site de prélèvement les méthodes d'extraction et d'analyse des polluants, ainsi que le degré de salinité, étant donné que tous les échantillons n'ont pas été prélevés en mer, mais aussi à l'embouchure et dans un cas en eaux intérieures. Le nombre d'échantillons sur lesquels la moyenne et l'écart type ont été effectués a également été indiqué. Dans la dernière colonne du tableau 9, la somme des métaux considérés comme cancérigènes selon le CIRC a été calculée. La teneur en carbone organique total (COT), la somme des hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), du tributylétain (TBT) et des polychlorobiphényles (PCB) a également été mentionnée. Bien que le tableau montre que les concentrations moyennes dépassent dans certains cas la colonne A du tableau 1 du D.Lgs. 152/2006

(pour As, Pb, Zn et HAP), il a été observé que les concentrations n'atteignent en aucun cas les valeurs de la colonne B de ladite colonne.

Malheureusement, il n'a pas été possible d'effectuer la même étude de caractérisation physique, étant donné que, dans toutes les études de cas, les méthodes utilisées pour classer le matériau ont été inégales et que la distribution granulométrique n'a pas été fournie. Ça n'avait pas de sens de parler de physique moyenne.

Tableau 8 Caractérisation des ports européens - Métaux

					Le concentrazioni sono espresse in mg Kg ⁻¹ di s.s.											
					Al		As		Cd		Co		Cr		Cu	
		Riferimenti	Tipo Caratterizzazione	n. campioni	Media	SD	Media	SD	Media	SD	Media	SD	Media	SD	Media	SD
Canale della Manica	Port of Le Havre	H. Hamdoun et al., 2015	ICP-AES	3	24600	300	42	3	4.1	0.1			74.4	0.4	10.3	0.4
	Port of Cherbourg civil ad military		ICP-AES	3	17000	2000	10	2	1.2	0.1			18.5	0.3	18.6	0.2
	Cherbourg civil ad military		ICP-AES	3	20000	3000	17	1	1.8	0.1			28	1	59	1
	Port of Concarneau		ICP-AES	3	25000	3000	16.2	0.2	2.6	0.2			45.5	0.2	112.9	0.2
	Port of Brest		ICP-AES	3	15000	1000	27	1	1.6	0.1			18	2	254	23
	Port of Newhaven		ICP-AES	3	13000	1000	37	2	2.3	0.3			9	1	31	4
	Port of Fowey		ICP-AES	3	21000	1000	6.5	0.2	2.2	0.1			17	1	15.3	0.5
	Port of Falmouth		ICP-AES	3	15400	800	21	1	3.9	0.1			38	1	101	2
	Port of Le Treport		ICP-AES	3	20000	1000	6	3	1.5	0.2			27	1	54	2
Grecia	Porto del Pireo	A. Katsiri et al., 2009	AVS/SEM, EPA Method 3052	9					<20				72.21	17.76	197.92	92.91
Spagna	Porto di Algeciras	J. A. Usero et al., 2016	Estrazione in Acqua regia	5			4.88	1.64	0.48	0.13			72.40	46.32	18.36	19.95
	Porto di Algeciras	J. A. Usero et al., 2016	Estrazione in Acido	5					0.06	0.03			11.44	10.16	2.46	2.28
	Port Vell (Barcellona) inner harbour	X. Martínez-Lladó et al., 2007	Procedure previste dal CEDAX	15												
	Port Vell (Barcellona) outer harbour	X. Martínez-Lladó et al., 2007	Procedure previste dal CEDAX	5												
Normandia	Porto di Le Havre	J. Cachot et al., 2006	ICP-MS, GC-MS, GC-ECD				5.6		0.1		2.5		<10		9.1	
	Golfo della Senna	J. Cachot et al., 2006	ICP-MS, GC-MS, GC-ECD	2			3.75	1.77	0.08	0.04	2.05	0.78	6.05	3.89	1.6	0.14
Italia	Porto di Piombino	Progetto GRRinPORT		3			96.33	40.33	4.76	1,001			131.33	36.11	147	30.11
	Porto di Livorno	Progetto GRRinPORT					23.8	2.4					15.7	3.3	7.2	1
Media e SD generale					Media 9 valori		Media 14 valori		Media 14 valori		Media 2 valori		Media 15 valori		Media 16 valori	
					Media	SD	Media	SD	Media	SD	Media	SD	Media	SD	Media	SD
					17100.00	7205.1	22.65	24.44	1.91	1.53	2.28	0.32	38.97	34.78	64.98	77.12
					Al		As		Cd		Co		Cr		Cu	
CONCENTRAZIONI LIMITE E SOGLIA DI CONTAMINAZIONE							12		0.3				50		40	
							20		0.8				150		52	
							20		2		20		150		120	
							50		15		250		800		600	

Tableau 9 Caractérisation des ports européens - Métaux

				Le concentrazioni sono espresse in mg Kg ⁻¹ di s.s.														Metalli cancerogeni secondo IARC. Σmetal (As,Cd,Co,Cr,Hg,Ni,Pb)	
				Fe		Hg		Mn		Ni		Pb		Si		Zn			
		Riferimenti	n. campioni	Media	SD	Media	SD	Media	SD	Media	SD	Media	SD	Media	SD	Media	SD		
Canale della Manica	Port of Le Havre	H. Hamdoun et al., 2015	3							27.1	0.3	37.2	0.2	114000	18000	194.4	0.4	184.80	
	Port of Cherbourg civil ad military		3							9.1	0.1	32	1	73000	2000	97	1	70.80	
	Cherbourg civil ad military		3							14.1	0.5	263	6	160000	21000	316	9	323.90	
	Port of Concarneau		3							21	0.2	75.5	0.2	73000	1000	327.1	0.4	160.80	
	Port of Brest		3							9.6	0.5	57	5	60000	7000	241	21	113.20	
	Port of Newhaven		3							12	1	36	5	80000	5000	109	14	96.30	
	Port of Fowey		3							14	1	9	0.3	10000	1000	24	1	48.70	
	Port of Falmouth		3							23	1	39	1	37000	2000	123	4	124.90	
	Port of Le Treport		3						18	0	51	1	71000	2000	226	3	103.50		
Grecia	Porto del Pireo	A. Katsiri et al., 2009	9			1.64	3.23			64.09	30.19	456.53	473.9			672.74	226.68	594.47	
Spagna	Porto di Algeciras	J. A. Usero et al., 2016	5	23200	1998	0.17	0.06	382.40	53.51	44.20	26.06	12.38	6.96			66.60	49.05	134.51	
	Porto di Algeciras	J. A. Usero et al., 2016	5	403000	107172			120.80	24.88	7.76	5.73	2.54	2.55			5.66	4.33	21.80	
	Port Vell (Barcellona) inner harbour	X. Martínez-Lladó et al., 2007	15																
	Port Vell (Barcellona) outer harbour	X. Martínez-Lladó et al., 2007	5																
Normandia	Porto di Le Havre	J. Cachot et al., 2006				1				6.4		26.5				43.8		42.1	
	Golfo della Senna	J. Cachot et al., 2006	2			0.55	0.49			3.65	0.35	6.45	1.77			13.4	5.94	18.6	
Italia	Porto di Piombino	Progetto GRRinPORT	3							65.27	25.68	536	114.59			2234.33	631.27	833.69	
	Porto di Livorno	Progetto GRRinPORT								13.2	1.6	37.8				95	12	90.50	
Media e SD generale				Media 2 valori		Media 4 valori		Media 2 valori		Media 16 valori		Media 16 valori		Media 9 valori		Media 16 valori		Media 16 valori	
				Media	SD	Media	SD	Media	SD	Media	SD	Media	SD	Media	SD	Media	SD	Media	SD
				142066.7	226272.4	0.84	0.63	167.73	195.47	22.03	19.30	104.87	164.95	67800.0	42848.57	299.31	542.70	185.16	223.53
				Fe		Hg		Mn		Ni		Pb		Si		Zn			
CONCENTRAZIONI LIMITE E SOGLIA DI CONTAMINAZIONE	D.M. 173/2016	L1	[mg kg ⁻¹] s.s.			0.3				30		30				100			
		L2	[mg kg ⁻¹] s.s.			0.8				75		70				150			
	D.Lgs. 152/2006	A	[mg kg ⁻¹] s.s.			1				120		100				150			
		B	[mg kg ⁻¹] s.s.			5				500		1000				1500			

Tableau 10 Caractérisation des ports européens - autres polluants

		Riferimenti	Tipo Caratterizzazione	n. campioni	T.O.C. [%]		Σ IPA [μg kg ⁻¹ s.s.]		TBT [mg Kg ⁻¹ s.s.]		PCB [μg Kg ⁻¹ s.s.]	
					Media	SD	Media	SD	Media	SD	Media	SD
Canale della Manica	Port of Le Havre	H. Hamdoun et al., 2015	ICP-AES	3								
	Port of Cherbourg civil ad military		ICP-AES	3								
	Cherbourg civil ad military		ICP-AES	3								
	Port of Concarneau		ICP-AES	3								
	Port of Brest		ICP-AES	3								
	Port of Newhaven		ICP-AES	3								
	Port of Fowey		ICP-AES	3								
	Port of Falmouth		ICP-AES	3								
	Port of Le Treport		ICP-AES	3								
Grecia	Porto del Pireo	A. Katsiri et al., 2009	AVS/SEM, EPA Method 3052	9								
Spagna	Porto di Algeciras	J. A. Usero et al., 2016	Estrazione in Acqua regia	5								
	Porto di Algeciras	J. A. Usero et al., 2016	Estrazione in Acido	5	2.94	1.50						
	Port Vell (Barcelona) inner harbour	X. Martínez-Lladó et al., 2007	Procedure previste dal CEDAX	15	3.44	1.79	3470 ⁽³⁾	2210	2,28 ⁽⁷⁾	1.81		
	Port Vell (Barcelona) outer harbour	X. Martínez-Lladó et al., 2007	Procedure previste dal CEDAX	5	2.38	0.38	632 ⁽³⁾	520	0.19	0.07		
Normandia	Porto di Le Havre	J. Cachot et al., 2006	ICP-MS, GC-MS, GC-ECD				1763 ⁽⁴⁾				21,4 ⁽⁸⁾	
	Golfo della Senna	J. Cachot et al., 2006	ICP-MS, GC-MS, GC-ECD	2			51,5 ⁽⁴⁾	37.47			0,55 ⁽⁸⁾	0.21
Italia	Porto di Piombino	Progetto GRRinPORT		3	1.9	0.3	46586,67 ⁽⁶⁾	3723.68			890	130
	Porto di Livorno	Progetto GRRinPORT			8.1	0.45					<1	
			Media e SD generale		Media 5 valori		Media 5 valori		Media 2 valori		Media 3 valori	
					Media	SD	Media	SD	Media	SD	Media	SD
					3.75	2.4987	10500.63	20214.799	1.23	1.47997	303.983	507.61
							Σ 16IPA [μg kg ⁻¹ s.s.]		TBT [μg Kg ⁻¹ s.s.]		PCB [μg Kg ⁻¹ s.s.]	
CONCENTRAZIONI LIMITE E SOGLIA DI CONTAMINAZIONE			D.M. 173/2016	L1			900		5 ⁽¹⁾		8	
				L2			4000		75 ⁽²⁾		60	
			D.lgs. 152/2006	A								
				B								

⁽¹⁾Riferito al solo TBT

⁽²⁾Riferito alla sommatoria di MBT,DBT,TBT

⁽³⁾Somma di 16 IPA come previsto dal D.M. 173/2016

⁽⁴⁾Somma di 21 IPA

⁽⁵⁾Somma di 15 IPA

⁽⁶⁾Somma di 10 IPA

⁽⁷⁾Media di 6 campioni

⁽⁸⁾Somma di 7 PCB

3 Manutention des sédiments marins

En l'absence de législation nationale relative à la caractérisation et à la manutention des sédiments marins, il a été rédigé en 2007 par APAT (Agence pour la protection de l'environnement et pour les services techniques) et par ICRAM (Institut Central pour la Recherche scientifique et technologique Appliquée à la Mer), sur charge du Ministre de l'Ambient et de la Tutelle du Territoire et de la Mer, le "Manuel pour les movimentazione de sédiments marins".

Ce Manuel, même s'il ne constitue pas une véritable loi, se profile comme un véritable point de référence pour les différentes Administrations, avec l'intention de donner des lignes directrices pour tout le territoire national en ce qui concerne l'échantillonnage, la gestion et l'analyse du matériau dragué. Plus précisément, le manuel définit les lignes directrices techniques nécessaires pour l'échantillonnage, l'analyse et la classification qualitative du sédiment [7].

L'échantillonnage doit être représentatif et comporter trois types de zones unitaires, chacune devant être signalée par un seul point de prélèvement. En ce qui concerne l'analyse, par contre, le Manuel énumère une série de paramètres à analyser, en donnant beaucoup d'importance aux analyses écotoxicologiques, qui permettent d'estimer correctement le risque environnemental. L'étape suivante est la classification qualitative du sédiment. Le Manuel propose une comparaison entre les valeurs des paramètres physicochimiques et écotoxicologiques, obtenues lors de la phase précédente d'analyse, et des valeurs de référence. Il est donc possible de distinguer 6 classes différentes (A1, A2, B1, B2, C1, C2 - contamination croissante) et pour chacune d'elles le Manuel définit les options possibles de gestion. Les classes C1 et C2 sont les plus contaminées et les plus mauvaises. Il est donc nécessaire de définir les paramètres de référence avec lesquels comparer les données des analyses. Il s'agit du niveau chimique de base (LCB), du niveau chimique limite (LCL) et des essais écotoxicologiques. Le LCB représente une exigence chimique pour les sédiments à réutiliser tels quels en milieu marin pendant que le LCL est par contre une exigence pour les sédiments destinés à la réutilisation en domaine portuaire.

3.1 Opérations de dragage à l'intérieur du Sin

Dans les Sites d'Intérêt National (art. 252 D.lgs. 152/2006) les opérations de dragage peuvent être déroulées en même temps à la programmation du projet relatif aux activités de bonification et ils doivent se baser sur des techniques qui minimisent ou évitent la dispersion du matériel. Le projet de dragage est présenté de l'Autorité Portuaire au Ministère des Infrastructures, qui l'approuve en mode préliminaire avant 30 jours et le transmet au Ministère de l'Ambient pour l'approbation définitive.

Avant le *dragage*, le matériau doit être caractérisé sur les plans chimique, physique, microbiologique et écotoxicologique conformément à l'annexe A du DM 7/11/2008 ("Disciplina delle operazioni di dragaggio nei siti di bonifica di interesse nazionale, ai sensi dell'articolo 1, comma 996, della legge 27 dicembre 2006, n. 296").



Figure 7 : Mode de gestion des sédiments de dragage dans les SIN [8]

Nous pouvons donc définir les modalités de gestion des sédiments provenant du dragage dans les SIN en fonction de leur caractérisation :

- Lorsque les matériaux dragés présentent des caractéristiques chimiques, physiques et microbiologiques similaires au site de prélèvement et adaptées au site de destination, s'ils ne sont pas positifs au test éco-peuvent être remis à la mer ou réutilisés, par exemple pour la remise en bac; →
- Si les matériaux dragués, même s'ils sont contaminés, sont donc classés comme "non dangereux", à l'origine ou à la suite d'un traitement spécifique, ils peuvent être placés dans des structures de confinement spéciales (telles que les cuves de comblement); →
- Si les matériaux dragés sont contaminés et dangereux, y compris à la suite d'éventuelles opérations de traitement, ils doivent être traités et gérés comme des déchets selon les prescriptions du T.U.A.

3.2 Dragage et technologies de traitement de récupération et/ou de réutilisation des sédiments marins

Un port est une "structure naturelle ou artificielle située sur le littoral maritime ou sur la rive d'un lac ou d'un cours d'eau, permettant l'accostage et l'amarrage aux bateaux, bateaux et navires, et leur protection contre les mauvaises conditions des eaux. Elle a également pour fonction de permettre et de faciliter le chargement et le déchargement de marchandises ainsi que l'embarquement et le débarquement de personnes" [9].

La réglementation italienne est en vigueur (loi 28 janvier 1994, n.84), distingue les ports en deux catégories : 1^{azza} catégorie *contenant des ports* conclus à la défense militaire et à la sûreté de l'État et 2^a catégorie contenant tous les autres ports, qui peuvent avoir des diverses fonctions, subdivisés en trois classes (I, II, III) en fonction de leur importance économique [9].

La présence d'une structure portuaire détermine une altération du flux longitudinal des sédiments, avec successive accumulation des mêmes sur le littoral sopraflutto et avec une conséquente érosion sur le littoral sottoflutto. Dans ces cas il est indispensable effectuer des dragages, avec transfert du sable de la zone de sopraflutto à cette de sottoflutto, en tenant présent que cette opération doit être exécutée dans le plus opportun possible : en effet si l'intervention n'est pas faite en temps opportun, la progressive accumulation des sédiments sopraflutto peut conduire à une réduction des fonds devant la masse foraine et donc à la formation d'une barre devant l'embouchure du port (voir figure 2). Les sables qui s'accumulent à l'embouchure du port arrivent presque toujours de la mer et le degré probable de contamination est faible et il peut s'avérer commode, à la suite d'enquêtes de qualité à effectuer sur les sédiments, de les destiner au repassage des plages voisines.

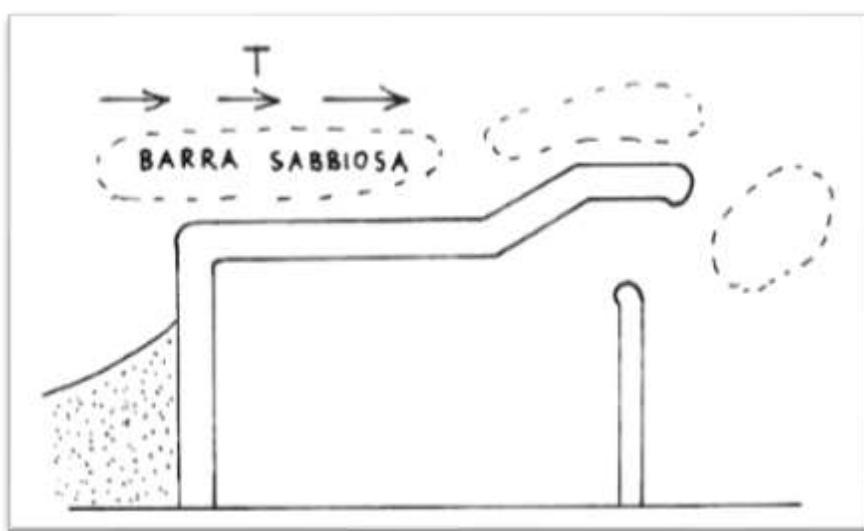


Figure 8 : Schématisation du transport solide à proximité d'un port [6]

L'ampleur de la barre sablonneuse qui pourrait se former devant l'embouchure pourrait être accentuée par les tempêtes venant de la direction opposée à celle du transport net (indiquée par "T" à la figure 2). Des telles marées peuvent donc pousser une partie des sédiments de la barre à l'intérieur du bassin portuaire avec des effets négatifs évidents : Des accumulations de matériaux pourraient ainsi se former dans certaines zones de la zone portuaire, ce qui réduirait le fond marin de manière à générer des tirant d'eau qui ne seraient plus suffisants pour la navigation de certaines catégories de navires. Donc pour maintenir les profondeurs navigables de darses ou canaux portuaires, il est nécessaire d'enlever le matériel accumulé (dragages d'entretien).

Enfin, à l'intérieur des ports, parce que les bateaux qui circulent et stationnent à l'intérieur de ceux-ci relâchent dans le bassin des contaminants qui vont polluer le matériel du fond, les opérations de dragage "des mesures spécifiques ont été prises pour assurer le maintien de normes de qualité appropriées pour le milieu aquatique" (Manuel ICRAM, 2007). Le matériau dragué peut présenter des niveaux élevés de contamination principalement par les hydrocarbures et les métaux lourds, empêchant le rejet non contrôlé en mer (art.109 D.lgs. 152/2006).

De toutes et trois les motivations ci-dessus rapportées, les dragages plus "critiques" c'est-à-dire ceux à effectuer avec majeure urgence, sont ceux qui concernent la problématique de la modification de la ligne de rivage avec conséquente accumulation de matériel sopraflutto et érosion sottoflutto, Sinon, la viabilité du port serait compromise. En outre l'extrême urgence avec laquelle doit être exécutée l'opération de dragage, fait en sorte qu'il manque le temps nécessaire pour effectuer les analyses des sédiments et donc, même s'ils étaient de qualité apte pour le ripascimento des côtes, ne peuvent pas être utilisés à cette fin.

Il est très important d'identifier les phases qui sont communes à la plupart des projets de dragage. Les étapes sont les suivantes [10] :

Excavation ou le retrait - où vous avez le retrait des sédiments du fond. La drague est utilisée à ces fins par une action mécanique, hydraulique ou par la combinaison des deux. Au cours de cette phase, certains effets environnementaux significatifs se produisent, tels que l'augmentation des sédiments en suspension, le mélange des couches et la dilution (présent dans le cas du dragage hydraulique dans lequel de l'eau est ajoutée à la phase d'aspiration pour faciliter le retrait du matériel);

Levage - le matériau excavé est soulevé en surface et cette opération peut être effectuée soit de manière mécanique (à l'aide d'un godet) soit hydraulique (à l'aide de dragues hydrauliques utilisant un tuyau d'aspiration). Les risques dans ce cas sont par exemple le rejet de sédiments suspendus (dans le cas d'un creusement mécanique avec godet) ou des problèmes liés à la densité du matériau soulevé (dans le cas du dragage hydraulique, en tant que méthode consistant à ajouter de l'eau afin d'obtenir un mélange ayant une densité appropriée au pompage pour faciliter l'enlèvement du matériau);

Transport - elle est la troisième phase d'un projet de dragage et consiste justement dans le déplacement du matériel enlevé du fond de la zone de dragage à cette de dépôt/traitement. En général, le matériel est transporté dans la cale des dragues elles-mêmes, pompé par des canalisations ou par l'utilisation de camions ou de convoyeurs. Parmi les différents effets sur l'environnement, il y a la sécurité (si des barges ouvertes sont utilisées pour le transport, l'équipage peut, par exemple, entrer en contact avec le matériel dragué et, s'il est contaminé, peut constituer une source de danger pour la santé humaine) et la fuite (c'est-à-dire la perte de matières des péniches elles-mêmes ou des joints entre les conduites);

Placement - la phase finale consiste à replacer le matériel dragué dans sa destination finale ou dans un site intermédiaire pour les opérations de dépollution. Certains effets environnementaux sont l'occupation d'espaces, la dispersion du matériel déposé et la problématique éventuelle liée à la qualité des eaux souterraines (si le matériel dragué est insuffisamment protégé).

3.3 Systèmes de dragage

Les dragues peuvent être exploitées à la fois dans l'eau et à terre, elles sont de différents types et dimensions et sont choisies en fonction du type de matériau à creuser, des

conditions d'agitation de la mer dans la zone de levage et de la quantité de matériau à enlever.

Pour le dragage et le transvasement des sédiments, les pratiques techniques peuvent être ventilées selon les moyens utilisés : dragues mécaniques, hydrauliques et autres.

3.3.1 Dragues mécaniques

Les dragues mécaniques sont utilisées dans des zones de dimensions limitées pour enlever les matrices solides plus dures et plus consistantes. Le matériau est dragué à l'aide de systèmes d'excavation tels que le godet mordant, les cuillères mécaniques ou les seaux et est ensuite transporté par pontons ou barges. Un avantage de ce type de dragage est que le matériel excavé et transporté reste généralement intact, en gardant la densité qu'il avait sur le site. Les principales dragues mécaniques sont de trois types [10] :

Dragues à sec (BLD - "Bucket ladder dredgers") : elles utilisent une série de conteneurs, appelés "seaux dentés", montés sur une bande automotrice pour prélever le matériel du fond. Une fois arrivé sur le fond, le matériau retombe dans le seau et est ensuite transporté vers la surface et transporté dans un ravin flanqué à la drague. Elles ne sont plus utilisées aujourd'hui en raison de la faible vitesse de prélèvement et de la dispersion élevée des matières dans la colonne d'eau lors de la remontée des seaux [10];

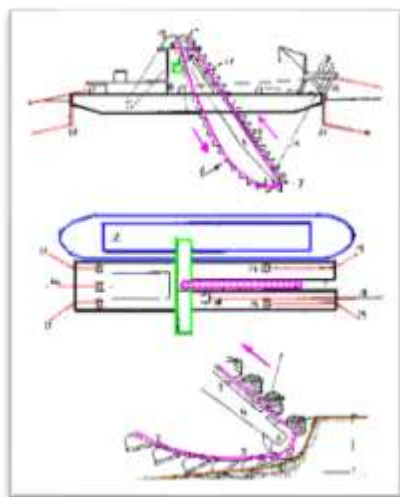


Figure 9 : Drague à sec (BLD)

Dragues à cuillères (BHD - "Backhoe dredgers") : elles sont constituées d'une excavatrice hydraulique à cuillère installée sur le pont d'un bateau qui creuse le matériel qui est ensuite acheminé dans une cantine à côté de la drague [7];



Figure 10 : Dragage à cuillère (BHD)

Dragues à godet mordant (GD - "grab dredgers") : elles sont constituées d'une grue à câble montée sur le ponton et équipée d'un godet mordant. Le godet est descendu sur le fond, puis fermé et fait remonter la surface où son contenu est déversé sur une barge automotrice à côté de la drague;



Figure 11 : Dragage à godet mordant (GD)

3.3.2 Dragues hydrauliques

Les dragues hydrauliques soulèvent et éloignent, par pompage dans des tubes d'aspiration, le matériel retiré du fond sous forme boueuse ou liquide. La définition des dragues hydrauliques est également attribuée aux dragues dont le fonctionnement se compose d'un système d'excavation mécanique traditionnel et d'un système de transport hydraulique. Le matériau dragué est transporté dans l'aire de stockage/traitement ou par canalisation, ou est introduit dans la cale de la drague, d'où il peut ensuite être déchargé. Les principaux types de dragues hydrauliques sont :

Dragues stationnaires aspirantes (SD - "Suction dredgers") : elles sont constituées d'une tuyauterie aspirante qui est descendue par un ponton. Une limite de ce type de dragues est de produire des excavations peu profondes et pour cette raison elles sont rarement utilisées pour la construction de ports [7];



Figure 12 : Dragues aspirantes stationnaires (SD)

Dragues stationnaires aspirantes avec disrupteur (CSD - "cutter suction dredgers") : elles sont constituées d'une tête fraisée à rotation qui augmente considérablement la capacité d'enlèvement de la drague. Pendant le dragage, la tête décrit des arcs semi-circulaires qui provoquent dans le fond des incisions profondes d'environ quelques dizaines de centimètres. Le matériau est ensuite aspiré dans la tuyauterie au moyen d'une pompe centrifuge et transporté ensuite dans la zone d'échappement [7];



Figure 13 : Dragues stationnaires aspirantes avec disrupteur (CSD)

Dragues remorquées aspirantes autopropulsées (TSHD - "trailing suction hopper dredgers") : elles sont constituées d'une tuyauterie aspirante dotée d'une tête de dragage spéciale, qui est abaissée jusqu'au niveau du fond pour être ensuite traînée avec le mouvement de la drague elle-même. La dernière partie de la tuyauterie est constituée d'une tête munie de certaines dents orientées vers le fond de manière à inciser le banc sableux [7];



Figure 14 : Dragues remorquées aspirantes autopropulsées (TSHD)

Le tableau ci-dessous résume les principaux avantages et inconvénients entre le dragage mécanique et le dragage hydraulique.

Typologie	Avantages	Inconvénients
<u>Dragage hydraulique</u>	Faible remise en suspension du matériau	Forte dilution du matériau excavé (70-80%)
	Facilité de transport sur de longues distances	Coûts élevés et utilisation de grands volumes d'excavation
<u>Dragage mécanique</u>	Faible pourcentage d'eau dans le sédiment dragé	Remise en suspension élevée du matériau
	Obtention de profondeurs élevées	Inutilisable pour sédiment très hydraté

Tableau 11 : Avantages et inconvénients des différents types de dragage

3.3.3 Autres dragues

Ce sont des dragues qui ne relèvent pas des deux catégories énumérées ci-dessus. Ils sont aussi définir des dragues "à turbulence" puisque avec cette technique de dragage il n'y a pas besoin de soulever le matériel en surface avant qu'il soit transporté puisque le transport horizontal en effet est obtenu par des forces naturelles, d'une manière moins contrôlée que les autres méthodes décrites ci-dessus [7] :

Dragues à injection hydraulique (WID - "Water injection dredgers") : elles fonctionnent en jetant une grande quantité d'eau sous pression sur les couches superficielles du fond. En conséquence, le matériau qui se trouve dans les couches supérieures se soulève légèrement et commence à se déplacer naturellement jusqu'à ce que l'état d'équilibre soit atteint. Même si la pente de fond est faible, le matériel est transporté sur de grandes distances. Un inconvénient de ce type d'équipement est qu'ils ne peuvent pas être utilisés pour des dragages de type environnemental puisqu'ils ne retirent pas le matériel mais le déplacent à un autre endroit, souvent de manière non totalement contrôlée [7].



Figure 15 : Dragues à injection hydraulique (F & D)

Dragues à vomero subaqueo (UWP - "Underwater plough") : elles sont constituées d'un grand châssis, équipé de lames raclant le fond, qui est traîné sur le fond par un remorqueur. Le sédiment reste devant le châssis et est poussé en avant jusqu'à remplissage complet du classeur. Pour les mêmes raisons que dans le cas des dragues à injection hydraulique, ce type de drague ne peut pas non plus être utilisé pour des dragages de type environnemental [7].

3.4 Dragage environnemental

Dans le cas de dragage de sédiments contaminés et dangereux, contrairement aux activités visant simplement à enlever les sédiments pour garantir des profondeurs aptes à la navigation, une approche visant à réduire autant que possible les incidences sur l'environnement est nécessaire. Ce dragage est dénommé de type "environnemental".

Ce dragage doit respecter des exigences fondamentales pour réduire l'impact sur l'environnement, telles que :

Grande sélectivité : l'activité de dragage doit être précédée d'une campagne précise de caractérisation du sédiment, de manière à différencier les volumes de sédiment avec différentes caractéristiques de pollution et à détecter d'éventuelles lentilles;

Précision dans le positionnement : la présence d'une surveillance en temps réel de la position de la tête de dragage est fondamentale, afin d'opérer de la manière la plus précise possible et d'enlever de manière sélective les sédiments, en réduisant le volume du matériau dragé ;

Prévention de la perte de matière ("spill") : lors des opérations de dragage, il faut éviter ou au moins réduire autant que possible la perte de sédiment dans la colonne d'eau;

Prévention de l'accroissement de la turbidité : la tête de dragage doit être conçue de manière à apporter le moins de perturbations possible au sédiment (des mesures supplémentaires peuvent également être mises en œuvre, telles que des défaillances anti-turbidité);

"Optimisation de l'extraction" : pendant les opérations de dragage, il faut minimiser la quantité d'eau enlevée, en essayant donc de prélever un matériel ayant une densité proche de la densité du sédiment en site de manière à réduire le volume dragé et les coûts futurs de gestion (étant donné que l'eau contenue dans la boue doit généralement être traitée comme étant également contaminée).

Des systèmes d'enlèvement répondant le plus possible aux exigences énumérées ci-dessus ont donc été développés au fil du temps, soit en améliorant avec quelques précautions techniques quelques dragues déjà existantes, soit en concevant de véritables "dragues de type environnemental".

3.4.1 Dragues mécaniques de type "environnemental"

Le dragage mécanique de type "ambiant" est obtenu en allant modifier les différentes typologies de dragues mécaniques "classiques", à travers l'usage de quelques mesures constructives, visant à réduire autant que possible la remise en suspension du matériau dans la colonne d'eau et l'altération de la densité en ajoutant de l'eau au matériau [7]. Voici les principales modifications apportées aux dragues mécaniques pour l'exécution de travaux de dragage environnemental. dragé. Pour ces types de dragues à déplacement mécanique, le degré de remplissage de la benne, de la cuillère ou des seaux, est un facteur fondamental pour minimiser le plus possible l'impact environnemental : en effet il ne doit ni être ni surabondant, pour éviter les pertes de matières dans la colonne d'eau pendant la remontée, ni trop faible, pour éviter un pourcentage d'eau élevé dans le matériau et éviter ainsi des problèmes de gestion des sédiments dans les phases suivantes

<i>Dragues à sec (BLD)</i>	
<u><i>Causes de trouble</i></u>	<u><i>Modifications</i></u>
Lavage du matériel attaché au seau	Positionnement, au fond des seaux, d'un conteneur de collecte
Remise en suspension due au contact du seau avec le fond	Réduction de la vitesse de déplacement des seaux
Perte de matériel lors de la remontée	Contrôle du remplissage des seaux

Tableau 12 : Principales modifications dans les dragues à sec

<i>Dragueurs à cuillères (BHD)</i>	
<u><i>Causes de trouble</i></u>	<u><i>Modifications</i></u>
Lavage du matériau attaché au godet/cuillère	Disposition d'une gaine de fermeture de la cuillère, de manière à réduire la perte de sédiment pendant la remontée

Remise en suspension due au contact du godet/cuillère avec le fond	Utilisation d'un type spécial de cuillère : ECOBUCKET, équipé d'une visière pivotante qui ferme la cuillère avant la montée
Perte de matériau lors de la remontée du godet/cuillère	

Tableau 13 : Principales modifications dans les dragues à cuillères

Dragues à grappes (GD)	
<u>Causes de trouble</u>	<u>Modifications</u>
Lavage du matériel attaché au grappin	Utilisation d'un godet à fermeture hermétique
Remise en suspension due au contact du groupe avec le fond	Utilisation d'un godet dont l'ouverture/fermeture peut être contrôlée
Perte de matière lors de la remontée de la grappe	

Tableau 14 : Principales modifications dans les dragues à grappes

3.4.2 Dragues hydrauliques de type "environnemental"

Les dragues hydrauliques, au moyen d'un système de pompage, soulèvent et transfèrent dans la zone de stockage le matériel enlevé. En général, ces dragues ne sont pas utilisées pour effectuer des dragages de type environnemental, car pendant la phase d'aspiration du matériau on ajoute beaucoup d'eau au sédiment enlevé, provoquant des difficultés importantes lors des phases suivantes de gestion (déshydratation, etc.). En outre, dans les CSD (dragues aspirantes stationnaires avec désagrégation tore tore) et dans les TSHD (dragues remorquées aspirantes autopropulsées), la production de turbidité est élevée.

Ainsi, au fil des ans, de nouvelles dragues hydrauliques, de type environnemental, ont été conçues, qui visent à augmenter la densité des boues de dragage et à minimiser la quantité de matériel relâché dans l'environnement. Ces dragues sont :

Désagrégeable tore tore tore tèque à disque ("*disc bottom Dredger*") : c'est une drague stationnaire équipée cependant d'un "disrupteur à tambour", à fond fermé et à lames tournant autour d'un axe vertical. Il existe également un revêtement vertical mobile nécessaire pour réduire de manière significative la production de turbidité et obtenir une

boue de dragage de haute densité. La bouche d'aspiration est placée à l'intérieur du disrupteur afin de réduire les pertes localisées [7];

Scoop Dredger : il représente la modification de la classique drague avec disrupteur, avec une tête de dragage qui a été spécialement étudiée et construite pour enlever des sédiments de densité semblable à celle in situ. En outre, la tête de cueillette particulière permet d'obtenir une faible production de turbidité [7];



Figure 16 : Scoop Dredger

Drague *BLANI* [38] : elle est similaire à une drague hydraulique avec disrupteur dans laquelle le disrupteur a cependant été modifié de manière à s'adapter à l'épaisseur du sédiment à éliminer et à réduire les phénomènes de turbidité et de densité de la boue en entrée. Le disrupteur est donc équipé de deux couvertures tournant autour du même axe théorique;



Figure 17 : Drague BLANI

Pneuma System : ce sont des systèmes qui fonctionnent à l'air comprimé, donc sans la présence de "pièces tournantes ou de tout type de mécanisme, au contact du mélange à draguer". Tout cela permet d'effectuer les opérations avec peu de production de turbidité, en réussissant en outre à obtenir une boue avec teneur solide élevée. L'installation se compose d'un corps de pompe, d'un compresseur d'air, d'un groupe distributeur et de toutes les tuyauteries nécessaires. Le système prévoit l'entraînement par câble sur le fond, d'un corps de pompe. Ce dernier, complètement fermé, est immergé sur le fond marin : une fois atteint le fond, on ouvre la bouche du corps pompe qui permet au sédiment d'entrer grâce à la contre-pression due au battant hydrique (PHASE I). Dès que le corps de la pompe est rempli, la vanne d'entrée se ferme automatiquement et l'air comprimé est ensuite fourni par le compresseur, qui agit comme un piston, forçant la boue à sortir (PHASE II). Dès que le corps pompe se vide, l'air comprimé est libéré dans l'atmosphère par le distributeur (PHASE III) et le cycle repart avec la phase I;



Figure 18 : Système pneumatique

3.5 Traitement et décontamination des sédiments dragés

Les technologies de traitement des sédiments dragés contaminés sont nombreuses et ont pour objectif fondamental de réduire la concentration des contaminants présents ou de les confiner dans une matrice artificielle de manière à diminuer leur mobilité. Par conséquent, chaque sédiment étant "unique en son genre", il n'existe pas de technologie de traitement unique et il est donc nécessaire de réaliser des analyses et des évaluations spécifiques pour chaque type de sol à décontaminer. Par conséquent, il peut être nécessaire de traiter plus d'un seul procédé de traitement, surtout si l'on veut traiter et dépolluer des matrices solides composées de plusieurs contaminants dans différentes proportions, comme les métaux lourds, les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), les composés organiques et les polychlorobiphényles (PCB). Dans le choix du type de décontamination intervient également l'aspect économique : il faut donc comparer le choix de la technique qui convient le mieux à certains sédiments, en fonction des contaminants et des caractéristiques du sol lui-même, avec le déboursement économique qui en résulte. La multiplicité des techniques de nettoyage actuelles rend difficile une comparaison entre les deux pour choisir la technologie dans laquelle on peut maximiser l'efficacité du traitement et minimiser les coûts relatifs. C'est pourquoi des logiciels ont été créés pour orienter le concepteur dans le choix le plus approprié.

Voici un tableau, tiré de "ISPRA Environnement" qui montre l'efficacité des principales techniques utilisées pour la réhabilitation des sols contenant les polluants les plus communs.

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

Tableau 15 : Efficacité des principales techniques de décontamination des sols [38]

Les processus de traitement peuvent être séparés en : pré-traitement, physico-chimiques, biologiques, thermiques et électrocinétiques.

4 Solutions de décontamination

À ce jour, il existe de nombreuses technologies pour le traitement des sédiments de dragage contaminés, qui visent essentiellement à réduire la concentration des contaminants dans les sédiments ou à les confiner dans une matrice artificielle afin de réduire leur mobilité. En raison de l'extrême variabilité des sédiments, plusieurs technologies de traitement ont été conçues, dont le choix idéal est effectué en fonction d'analyses et d'évaluations spécifiques effectuées préalablement.

Une autre possibilité est la nécessité de procédés de traitement multiples, surtout si l'objectif est le traitement et le retrait de matrices solides avec composition de contaminants variables (métaux lourds, HAP, PCB, etc.). Le choix du traitement de décontamination doit également tenir compte de l'aspect économique, ce qui rend nécessaire une comparaison entre le rendement de la technologie la mieux disponible pour l'objectif de décontamination souhaité et le coût résultant de son application. Étant donné l'extrême difficulté de cette comparaison, résultant de la multiplicité des techniques présentes et de la forte hétérogénéité de la matrice, afin d'obtenir les meilleurs résultats possibles, Les comparaisons sont effectuées à l'aide de logiciels spécifiques qui permettent au concepteur de s'orienter vers le choix le plus approprié.

Les procédés de traitement des matrices contaminées peuvent être distingués entre : prétraitement, traitements physicochimiques, traitements biologiques, traitements thermiques et traitements électrocinétiques.

4.1 Prétraitement

Le but est de "réduire le volume du matériau dragué contaminé. Ce sont des techniques qui exploitent la capacité d'adhésion des contaminants à la partie la plus fine des sédiments de sorte que, si la partie la plus fine peut être séparée, la partie la plus grossière peut être éliminée en toute sécurité" [11]. Les processus de séparation ne sont mécaniques que si cela est avantageux, si la composante grossière est limitée, le traitement n'est pas effectué. Certains types de prétraitement sont :

Bassins de séparation, consistant en la séparation de la matière grossière de la matière fine par lavage à l'eau;

Flottaison : consistant en la séparation entre les particules et la masse liquide en exploitant la différence de densité;

Séparation magnétique : basée sur l'utilisation d'aimants puissants nécessaires pour l'élimination des matériaux magnétiques dans les opérations d'assainissement des sols contaminés.

4.2 Traitements physico-chimiques

Il s'agit de technologies fondées sur le passage en phase des contaminants, de manière à faciliter leur élimination ou leur neutralisation lors des phases successives du

processus [12]. Ces traitements présentent, moins de temps d'action modérément courts, les plus grandes efficacités d'élimination des contaminants; sont généralement plus coûteux et conduisent à une modification des caractéristiques initiales du matériau.

Trois des principaux traitements chimiques physiques sont décrits ci-dessous :

Soil and sediment washing, très efficace dans le cas de sols à matrice principalement sableuse mais inadéquat dans le cas de matrices limoneuses-argileuses; consiste en un lavage intensif de la matrice traitée à travers de l'eau ou une solution à base d'eau additivée. La fonction de cette technique est de transférer les contaminants vers les fractions fines, permettant la récupération de la fraction inerte avec une plus grande granulométrie qui est ainsi réutilisable. La mobilisation des contaminants se fait par dissolution dans la solution de lavage (la solution additivée est constituée d'eau et d'agents tensioactifs, qui facilitent la désorption des polluants adhérant aux particules de la matrice traitée) et grâce à la suspension interne de cette dernière pour l'effet abrasif entre les particules elles-mêmes. Comme indiqué précédemment, les techniques de lavage des sols et des sédiments peuvent être différenciées en fonction des solutions de lavage utilisées, qui sont :

Eau simple, où c'est l'augmentation de la température qui provoque une augmentation de la mobilité et de la solubilité des contaminants;

Solutions acides, les conditions d'acidité réduisent le potentiel d'adsorption par les particules, facilitant l'élimination des contaminants (en particulier les métaux lourds), en revanche, une attention particulière doit être accordée à la possible dégradation de la matrice solide en raison des conditions acides;

Eau contenant des agents tensioactifs, où ces derniers favorisent la libération des contaminants par la matrice, en particulier les composés organiques à faible solubilité (PCB, pesticides, etc.)

La solution contaminée peut ensuite être recyclée et réutilisée après le traitement de purification.

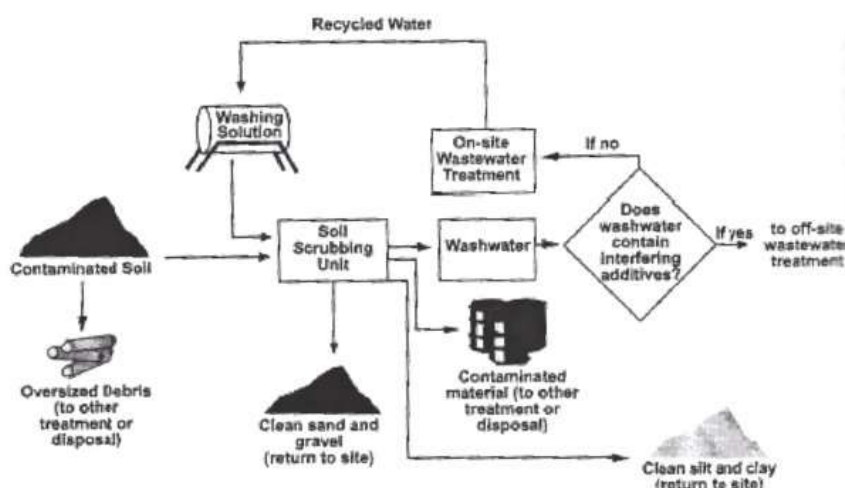


Figure 19 Processus intervenant dans le processus de décontamination [38].

Oxydation chimique : visant à la réduction des contaminants organiques tels que les hydrocarbures, repose sur l'introduction d'agents oxydants dans le sol (les plus utilisés sont l'ozone, le permanganate de potassium, le peroxyde d'hydrogène et le persulfate de sodium). Pour être efficace, une phase préliminaire d'étude de la matrice à décontaminer doit être effectuée, étant donné que la pleine efficacité n'est obtenue qu'en cas d'homogénéité stratigraphique et de bonne perméabilité. À la fin du traitement, les produits sont ceux de l'oxydation, c'est-à-dire l'eau et le dioxyde de carbone;

Soil Vapour Extraction (SVE) : spécifique aux sols, utilisée pour l'élimination des composés organiques volatils (COV) et des hydrocarbures, on réalise des puits d'aspiration maintenus en légère dépression, grâce à laquelle on obtient la volatilisation et la capture des contaminants en question. Dans le cas où la contamination est également présente sous le niveau de la nappe, à cette technique est associée l'Air Sparging, qui "consiste à insuffler de l'air en nappe afin de permettre le stripage des contaminants volatils dissous dans l'eau. Le gaz se déplace vers le haut et est capté à la zone insaturée du sol" [58].

4.3 Traitements biologiques

Ils sont basés sur l'activité métabolique des micro-organismes (bactéries, champignons, plantes). Compte tenu de l'effet toxique des métaux lourds et des substances non biodégradables sur la population microbienne de la rhizosphère, ces techniques ne sont pas efficaces pour le traitement de matrices contenant ces polluants à des concentrations élevées. Ce sont des traitements qui ont besoin d'oxygène et, par rapport aux précédents, plus de temps, présentant en outre des efficacités d'enlèvement mineures. L'aspect positif de ces processus est le moindre impact sur les caractéristiques originales du site. Dans la pratique conceptuelle sont identifiables plusieurs traitements biologiques, ci-dessous sont décrits la *phytoremediation* et le traitement de *l'élevage*.

La *phytoremediation* est un processus qui exploite des espèces végétales qui captent et dégradent certains types de contaminants. L'appareil racinaire immobilise et minéralise les composés organiques toxiques, tandis que les métaux et autres composés inorganiques sont accumulés et concentrés dans l'appareil apical [9]. Les racines servent de "système de captation" des polluants, qui grandit et s'élargit avec le temps, augmentant l'efficacité du système lui-même. Le processus repose essentiellement sur trois mécanismes :

Rhizodégradation, résultant de la symbiose entre les plantes et les micro-organismes environnants, induit une augmentation du nombre de bactéries dans la rhizosphère en améliorant sa biodégradation;

Phytoextraction, mécanisme propre à certaines plantes qui permet la migration des métaux absorbés du sol par l'appareil racinaire vers l'appareil foliaire;

Phytodégradation, un processus de dégradation de certains contaminants absorbés grâce à des réactions catalysées par des enzymes à l'intérieur de la plante.

Ce traitement biologique est non seulement économique mais se caractérise par une grande simplicité de configuration de l'installation, car elle nécessite exclusivement la plantation d'un site et son irrigation. Le désavantage est dû à l'étendue limitée de l'appareil racinaire, ce qui donne la préférence à cette technologie pour les contaminations à faible profondeur et à grande surface.

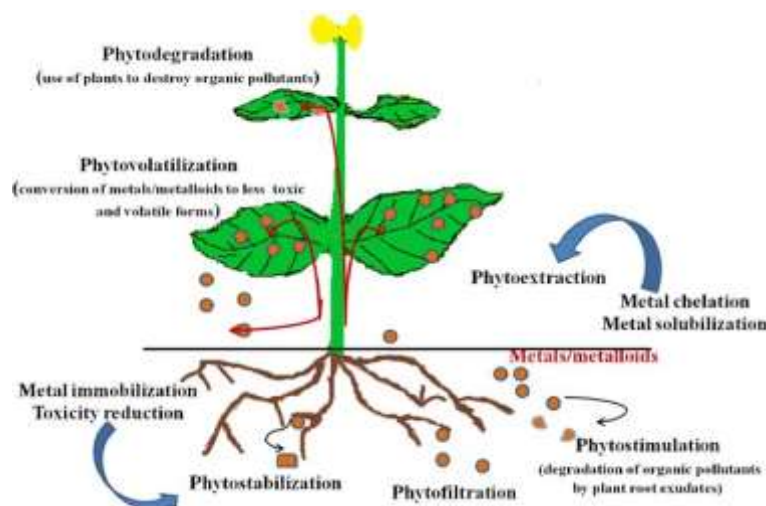


Figure 20 Processus participant à la phytoremediation des métaux lourds [32]

Le *landfarming* utilise des micro-organismes sélectionnés pour l'intervention, qui identifient certains contaminants organiques comme substrat pour l'oxydation biologique. Pour que cette technique soit efficace, les processus métaboliques aérobies sont encouragés, "garantissant une exposition adéquate du sol à l'oxygène atmosphérique et optimisant les conditions d'exploitation (en termes de nutriments, d'humidité et de température)" [31]. Ces incitations sont effectuées au moyen de prétraitements tels que l'élimination des matières grossières, le dosage des nutriments (s'ils ne sont pas suffisants, de l'azote et du phosphore doit être ajouté) et le contrôle du pH. Enfin, pour accélérer le processus, on inocule dans le sol les bactéries souhaitées, comme celles provenant par exemple de boues provenant d'eaux usées civiles. Le *landfarming* n'a lieu qu'après une structuration stratigraphique, au-dessus d'une mince couche de sol contaminé, un lit drainant de sable ou de gravier est étendu, ce qui permet la pénétration et la diffusion de l'air à l'intérieur de la matrice. Une couche imperméable, qui peut être en matière plastique (PVC) ou une couche argileuse, est placée sous les deux couches afin d'empêcher la lixiviation dans le sol [12].

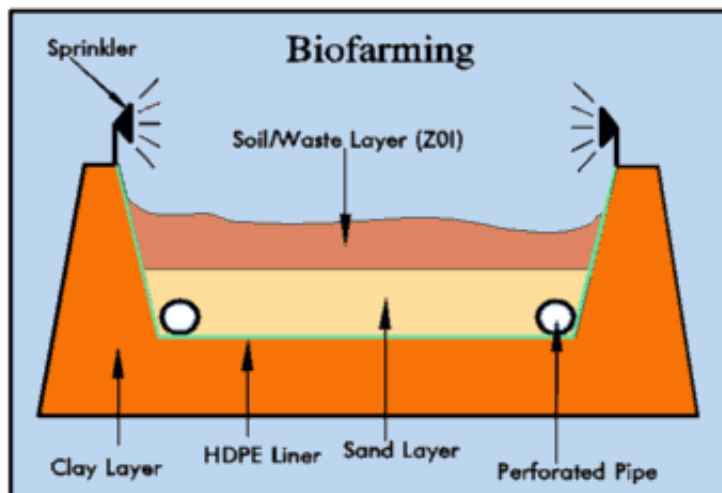


Figure 21 Section verticale d'un bassin d'atterrissage

4.4 Traitements thermiques

Ils sont basés sur l'exploitation de températures élevées afin d'oxyder le contaminant ou de favoriser son passage en phase. Dans le cas de traitements sur de grandes quantités de matrice, de grandes quantités d'énergie sont nécessaires et, en général, ce sont des procédés qui entraînent l'émission de substances chimiques résultant du chauffage des matériaux, ce qui nécessite des contrôles appropriés [12]. Les traitements thermiques traditionnellement utilisés sont l'incinération (thermodestruction) et la désorption thermique :

Incineration : utilisé principalement dans le passé, recommandé uniquement dans le cas de contaminants organiques. Les procédés d'incinération peuvent être distingués comme traditionnels (four à lit fluidisé ou à lit rotatif) et novateurs (dans le but d'accroître l'efficacité des matériaux les plus toxiques), qui ne sont pas encore pleinement développés. Les procédés traditionnels à four rotatif exploitent des températures avoisinant 1200 °C et une pression élevée, de manière à éliminer même les composés les plus stables tels que les PCB et les dioxines [12]. Les inconvénients découlant de l'utilisation de cette technologie sont considérables, elle laisse inchangés les métaux lourds, qui restent dans les cendres mais qui, en se réduisant en volume, présentent des concentrations plus élevées, ce qui rend leur élimination contrôlée; en outre, la grande quantité d'énergie nécessaire entraîne des coûts élevés; enfin, les gaz émis nécessitent des traitements de post-combustion.

Désorption thermique : consistant en l'augmentation de la température du sol, elle est indiquée pour des sols peu perméables et caractérisés par une bonne humidité. L'augmentation de température permet la volatilisation de contaminants volatils et semi-volatils, qui seraient difficilement amovibles à température ambiante; ceux-ci sont simultanément enlevés par des systèmes respiratoires analogues à ceux utilisés dans l'aération de sol. Les composés transformés en phase gazeuse, y compris l'eau, sont condensés et filtrés par adsorption au moyen d'installations à charbon actif [28]. L'augmentation de la température induit également certains effets secondaires, en effet l'évaporation de l'eau présente dans le sol conduit à une augmentation de la porosité en réduisant la probabilité de solubilisation des contaminants en phase liquide. La

température atteinte permet de distinguer deux types de traitement, à 90 dB C on trouve la désorption thermique à basse température, tandis qu'à 540 dB C on a la désorption thermique à haute température. L'énergie peut être fournie par une différence de potentiel, avec le sol agissant comme une résistance dissipatrice d'énergie par effet Joule; radiofréquences entre 6 Mhz et 2,4 Ghz, ce qui entraîne une augmentation de l'énergie vibratoire du sol; injection d'air chaud ou de vapeur à l'aide d'un tuyau d'admission et d'un tuyau d'extraction.

4.5 Traitements électrocinétiques

Ces traitements ont été considérés comme l'une des technologies les plus efficaces et les plus efficaces pour la décontamination des sédiments marins de dragage, contrairement à la plupart des traitements précédemment identifiés. Les fondements scientifiques de cette technique, ainsi que ses avantages et ses inconvénients, sont largement décrits dans le chapitre suivant.

4.5.1 Utilisations possibles des sédiments de dragage contaminés

Après traitement, correctement identifié grâce à une caractérisation adéquate, les sédiments marins sont analysés et, si les concentrations sont appropriées, ils peuvent être considérés non plus comme des déchets, mais comme des ressources, définies par le cadre réglementaire national "matières premières secondaires"; ils sont valorisables et réutilisables de manière à éviter leur mise en décharge ou leur mise en cuve de remblai. L'utilisation de ces sédiments dépend de leurs caractéristiques physico-chimiques et biologiques, telles que la forme des particules, la taille des particules, la résistance, la porosité, le coefficient de fragmentation, etc.

En effet, la destination de l'utilisation dépend étroitement de la taille, du sable et du gravier sont principalement réutilisés dans le cadre du reboisement du littoral, comme granulats pour la fabrication de béton et de mortiers ou pour la construction de routes. Les matériaux plus fins, tels que les silts, les limons et les argiles, ne sont pas facilement et immédiatement réutilisables dans le domaine de la construction, Ils ont besoin de traitements spéciaux pour minimiser les contaminants en eux et pour obtenir une amélioration des propriétés mécaniques et structurelles. À cette fin, des liants spécifiques sont souvent utilisés pour rendre le matériau apte à la production de briques, à la réutilisation comme sous-couche routière ou comme matériau de remplissage pour les bétons non structuraux. En raison de leur granulométrie, ils ne sont pas utilisables pour le reboisement du littoral, car une granulométrie fine entraînerait une suspension indésirable du matériau. Dans les cas où les niveaux de contamination sont minimes et où il n'y a pas de conditions de toxicité, les sédiments peuvent également être utilisés comme amendements pour sols agricoles, s'ils présentent les caractéristiques (teneur en nutriments).

Étant donné la provenance de la matrice utilisée dans les tests d'électrocinétique objet de cette thèse, elles sont de suite approfondies les destinations de réutilisation et de

valorisation en domaine civil et industriel des sédiments dérivants des opérations de dragage des ports :

Production de clinker de ciment Portland : destination en raison des teneurs élevées en silice, alumine, oxydes de calcium et de fer contenus dans le matériau dragé, tous des éléments importants pour la préparation du ciment. Un projet de recherche américain [13] a étudié les proportions et les mélanges des sédiments dragés sur les qualités du ciment. Afin d'obtenir un bon ciment, les conclusions ont été positives : la nécessité de modifier les conditions de fonctionnement du four en fonction de la teneur en silice à l'entrée a été mise en évidence; le principal problème identifié est la présence élevée de chlorures dans les sédiments, car ils posent des problèmes dans le processus de traitement du clinker et sont responsables de la réduction de la résistance du béton. Les chlorures causent des problèmes à l'installation de production, par le dépôt sur les parents du four, l'accumulation dans la poussière du four de ciment et la formation d'un résidu sur certains dispositifs de contrôle des émissions, en exigeant, dans ce cas également, des interventions d'entretien supplémentaires; En outre, les chlorures entraînent une réduction des performances mécaniques du béton, car ils réduisent sa résistance et accélèrent la corrosion de l'armature, raison pour laquelle un prétraitement a été trouvé comme seule solution pour les éliminer des sédiments.

Production de briques par traitement thermique : une étude allemande a examiné la production de briques à partir de sédiments marins provenant du port de Bremen. Les résultats de tous les tests qu'ils ont effectués montrent que les briques présentent des caractéristiques de construction adaptées à leur utilisation comme briques de construction selon les spécifications allemandes; En outre, les concentrations de fumées des installations d'émission étaient conformes aux limites d'émission de la législation allemande (à l'exception du SO₂). Les résultats des tests de percolation en fonction des variations de pH, dans une gamme de 4 à 11, ont mis en évidence que "les sulfates et As sont les seuls éléments au-dessus des valeurs seuils qui limitent l'utilisation des briques".

Les résultats des essais réalisés au cours de l'expérience ci-dessus sont les suivants :

Tableau 16 Composition chimique des sédiments de dragage portuaires de Bremen et de l'argile naturelle utilisés pour la production de briques en Basse-Saxe

Clays in Lower Saxony	SiO ₂	Al ₂ O ₃	Fe ₂ O ₃	CaO	MgO	Na ₂ O	K ₂ O	S	Loss of ignition
Mean value ^a	59	16	6.2	2.2	2.2	0.80	2.5	0.3	9.8
Maximum value ^a	78	22	11	6.3	10	2.9	4.6	1.0	14
Minimum value ^a	43	8.0	3.9	0.30	0.7	0.3	0.3	0.01	4.1
Harbour sediment ^b	63	11	8.3	1.8	0.9	1.9	1.6	0.3	10

Tableau 17 Essais de lixiviation à pH variable et à pH constant, à granulométrie variable

	Grain size	pH 4	pH 5	pH 6	pH 7	pH 11
SO ₄ [mg/kg]	Cubes 30 mm	360	370	350	340	390
	2-6.3 mm	1150	1150	1300	1200	1060
	0.63-2 mm	2000	1680	1930	1800	1630
As [µg/kg]	Cubes 30 mm	360	140	88	118	19
	2-6.3 mm	2850	1540	890	640	27
	0.63-2 mm	2454	1610	974	697	37
Pb [µg/kg]	Cubes 30 mm	5.3	nd ^a	nd ^a	1.0	5.8
	2-6.3 mm	4.6	1.8	0.67	0.050	0.69
	0.63-2 mm	7.4	1.8	1.0	1.1	0.96
Cd [µg/kg]	Cubes 30 mm	1.7	0.76	0.34	0.59	1.4
	2-6.3 mm	6.8	2.8	1.3	1.5	0.64
	0.63-2 mm	7.4	3.8	2.3	1.6	1.2
Cr [µg/kg]	Cubes 30 mm	21	14	18	20	15
	2-6.3 mm	84	77	96	78	50
	0.63-2 mm	125	95	106	99	62
Cu [µg/kg]	Cubes 30 mm	640	580	162	84	68
	2-6.3 mm	109	33	17	9.0	8.0
	0.63-2 mm	162	53	26	20	15
Ni [µg/kg]	Cubes 30 mm	44	17	11	19	8.0
	2-6.3 mm	89	110	77	80	14
	0.63-2 mm	232	160	150	125	21
Ti [µg/kg]	Cubes 30 mm	nd ^a	nd ^a	nd ^a	nd ^a	1.0
	2-6.3 mm	nd ^a	nd ^a	nd ^a	nd ^a	nd ^a
	0.63-2 mm	nd ^a	nd ^a	nd ^a	nd ^a	nd ^a
Zn [µg/kg]	Cubes 30 mm	nd ^a	320	nd ^a	nd ^a	nd ^a
	2-6.3 mm	260	nd ^a	nd ^a	nd ^a	nd ^a
	0.63-2 mm	270	nd ^a	nd ^a	nd ^a	nd ^a
ANC ₂₅ [meq/kg]	Cubes 30 mm	3.1	1.5	0.89	nv ^b	nv ^b
	2-6.3 mm	17	8.8	7.4	5.8	nv ^b
	0.63-2 mm	38	22	20	15	nv ^b

Production de matériaux céramiques : une autre application possible des sédiments marins est leur utilisation dans le processus de vitrification pour produire des carreaux céramiques, grâce à la teneur élevée en silice qui les caractérise. Les premiers résultats de l'étude [13] ont montré que la réduction des contaminants organiques est quasi totale (99 %) et que les composés inorganiques ne présentent pas de concentrations détectables par analyse. Cependant, la forte teneur en eau des sédiments et la forte concentration de chlorures posent le plus de problèmes, ce qui nécessite un prétraitement des sédiments pour éliminer les deux composants avant d'effectuer le processus de vitrification.

Mise en décharge : après élimination de l'eau, les sédiments peuvent être utilisés pour couvrir les déchets mis en décharge.

5 Décontamination électrocinétique : bases théoriques et applications

Ce chapitre décrit les bases théoriques régissant les phénomènes électrocinétiques, utiles pour comprendre le fonctionnement du traitement de décontamination électrocinétique. Ceux-ci sont également décrits, tant sous forme théorique qu'applicative, à l'aide d'exemples, tirés d'une analyse bibliographique, d'expériences effectuées sur des sédiments de dragage.

5.1 Théorie des phénomènes électrocinétiques

Voici une recherche bibliographique illustrant la théorie qui se pose comme base pour l'explication des phénomènes électrocinétiques [14] [15] [16].

Le transport d'un liquide dans un milieu poreux, ou à l'intérieur de capillaires, imbibé du liquide lui-même, aux extrémités duquel est appliquée une différence de potentiel, générant un champ électrique, est défini *électrosmose*. *L'application d'un champ électrique constant à un système avec des particules dispersées dans un fluide provoque, outre l'électrosmose, le transport des particules vers le pôle positif, ce phénomène est appelé électrophorèse*. L'électromigration est définie comme le mouvement d'ions et d'autres complexes (avec une charge non nulle) dissous dans la solution interstitielle sous l'influence d'un champ électrique; La migration des espèces chargées vers l'électrode à charge opposée a lieu. Les phénomènes électrocinétiques présentent un aspect particulier, à l'intérieur desquels des phénomènes couplés peuvent être mis en évidence; en fait un certain effet (ex. mouvement des charges) peut être déterminé non seulement par des forces qui lui sont directement associées, comme un courant électrique induit par un champ électrique, mais aussi par des forces associées à des effets différents (ex. courant électrique résultant d'une différence de pression, qui entraîne généralement un écoulement du fluide).

Cet effet peut être décrit par le mouvement d'un fluide traversant une membrane ou un septum poreux, où les flux des charges électriques et des molécules d'eau sont exprimés par l'intensité de courant I et le débit volumétrique d'eau J_v . Décrivant leur accouplement comme :

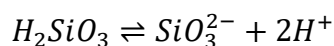
$$[1] I = L_{11}\Delta\varphi + L_{12}\Delta P$$

$$[2] J_v = L_{21}\Delta\varphi + L_{22}\Delta P$$

Où $\Delta\varphi$ la différence de potentiel et ΔP la différence de pression hydrostatique, tandis que les paramètres L_{ij} sont des coefficients phénoménologiques. À ces coefficients, exprimant l'accouplement, est appliquée une relation définie de "réciprocité d'Onsager", selon laquelle $L_{12} = L_{21}$. Cette expression permet de déterminer comment on peut obtenir un courant électrique en évitant l'application d'une différence de potentiel (), c'est-à-dire en appliquant une différence de pression. Par contre, même en appliquant une différence de pression nulle, la présence de la différence de potentiel crée un flux d'eau dicté par le phénomène électrosmotique.

5.2 Formation et structure de la double couche électrique

Les phénomènes électrocinétiques sont le résultat d'un processus appelé *polarisation*, qui se produit à l'interface entre la phase solide et la phase liquide. Ce processus implique l'appartenance des phénomènes électrocinétiques au domaine des systèmes avec rapport entre surfaces intraphasiques et volume très élevé, c'est-à-dire systèmes capillaires ou systèmes poreux imbibés de liquides ou dispersions de particules solides (ex. argiles) dans un liquide. Les particules et le liquide sont en effet caractérisées par des charges superficielles de signe opposé, qui permettent l'apparition de tels phénomènes : sur le solide la charge est déterminée par la disparité de la distribution des charges dans la particule, soit à une adsorption sélective de la solution ou à l'ionisation des molécules présentes sur la surface même où celles-ci provoquent une présence d'ions sur la surface; les fluides présentant les charges uniformément réparties à l'intérieur de leur volume sont appelés fluides polaires (ex. alcools, acétone et eau). Une ségrégation des charges positives et négatives orientées perpendiculairement à la même surface est présente sur l'interface voisine. Par exemple, une surface siliceuse en contact avec une solution aqueuse conduira à la formation de groupes hydroxyles résultant de l'hydratation de SiO_2 , entraînant la formation d'acide silicique (H_2SiO_3) et la dissociation subséquente :



Une surface chargée négativement se créera, avec une attraction des ions H^+ en solution et la formation de la double couche électrique (Fig. 16)

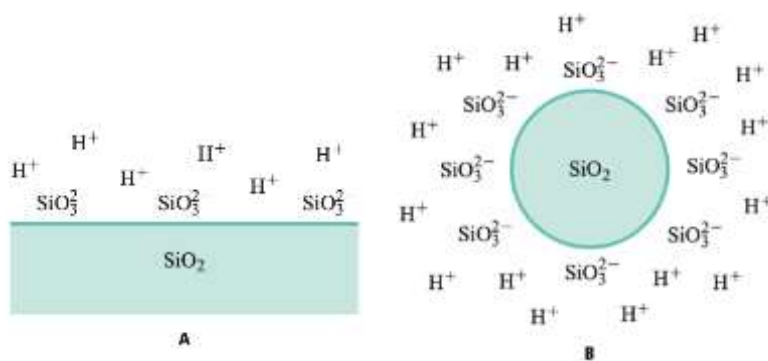


Figure 22 Formation d'une double couche électrique sur une surface de silice : A, surface plane; B, surface sphérique

À l'intérieur de la double couche, deux régions sont identifiables : l'une où sont détectés les ions adsorbés sur la surface et la *région diffuse*, où le conflit entre les forces électrostatiques et les mouvements thermiques aléatoires conduit à une bonne distribution des ions en solution. Les ions absorbés, par leur charge, génèrent une barrière d'énergie électrostatique qui empêche la coagulation des particules et empêche la formation d'une phase précipitée. Les caractéristiques de la double couche sont décrites ci-dessous en termes quantitatifs, en supposant que la surface soit plane et infinie et en supposant que la couche d'ions adsorbés présente une répartition de charge continue. Les ions de charge opposée présents en solution tendent à s'accumuler

superficiellement à cause de l'attraction exercée par les ions adsorbés, en contrastant l'agitation thermique qui tendra à une distribution uniforme.

Par la loi de Boltzmann la distribution des ions peut être exprimée comme

$$[3] C_i(z) = C_i^0 \exp \left[-\frac{Z_i \psi(z) e}{k_B T} \right]$$

Là où $C_i(z)$ indique leur concentration à la distance z de la surface et C_{i0} celle au cœur de la solution, Z_i est la charge du générique i , $\psi(z)$ son énergie potentielle, k_B la constante de Boltzmann, T la température et la charge de l'électron.

En combinant l'équation précédente avec celle de Poisson :

$$[4] \frac{d^2 \psi}{dz^2} = -\frac{4\pi Q}{\varepsilon}$$

Qui lie le potentiel électrique à la densité volumétrique de charge Q

$$[5] Q = e \sum_i C_i^0 Z_i \exp \left[-\frac{Z_i \psi(z) e}{k_B T} \right]$$

L'équation différentielle non linéaire suivante est calculée :

$$[6] \frac{d^2 \psi}{dz^2} = -\frac{4\pi}{\varepsilon} \sum_i Z_i e C_i^0 \exp \left[-\frac{Z_i \psi(z) e}{k_B T} \right]$$

Où ε la constante diélectrique du liquide.

Grâce à l'approximation de Debye-Hückel, pour laquelle

$$[7] \frac{Z_i e \psi(z)}{k_B T}$$

Et en tenant compte du fait que $\exp(-x) \approx 1 - x$ per $x \ll 1$, il est possible d'en obtenir une solution approximative. En outre, il convient de tenir compte du fait qu'au cœur de la solution, c'est-à-dire à une distance infinie de la surface, la solution doit avoir une charge électrique neutre, c'est-à-dire

$$[8] \sum_i C_i^0 Z_i = 0$$

Il s'avère que

$$[9] \psi(z) = \psi^0 e^{-\chi z}$$

Où ψ^0 la valeur du potentiel au niveau de la surface et χ comme

$$[10] \chi^2 = \frac{8\pi e^2}{\varepsilon k_B T} \sum_i C_i^0 Z_i^2$$

Cela signifie une diminution du potentiel exponentiel, où le terme présente $1/\chi$ les dimensions d'une longueur et représente l'épaisseur dans laquelle est essentiellement localisée la double couche superficielle.

En appliquant la [4] et en utilisant l'approximation ci-dessus, on obtient l'expression suivante de la densité de charge en fonction de la coordonnée z :

$$[11] \quad Q = -\frac{\varepsilon}{4\pi} \frac{d^2\psi}{dz^2} = -\frac{\varepsilon}{4\pi} \chi^2 \psi^0 e^{-\chi z}$$

On peut observer que ψ^0 (potentiel $\delta\epsilon$ $\sigma\upsilon\rho\phi\alpha\chi\epsilon$) est lié à la composition ionique du milieu ainsi qu'à la densité de charge superficielle. En effet, si $\epsilon\lambda\lambda\epsilon$ $\alpha\upsilon\gamma\mu\epsilon\nu\tau\epsilon$, on obtient une compression de la double couche, avec une augmentation de θ ou une diminution de θ .

Couche de Stern : potentiel électrocinétique

Otto Stern a proposé une théorie d'amélioration, en attribuant aux ions un volume déterminé, ce qui signifie que la distance surface-centre doit nécessairement être inférieure au rayon, comme illustré à fig. 17.

La théorie de Stern considère également la possibilité d'interactions chimiques associées aux processus d'adsorption entre les ions et les atomes de la surface. La double couche peut donc être divisée en deux couches, séparées de la surface de Stern, à une distance presque identique au rayon de l'ion hydraté. Le potentiel au niveau de la surface est égal ϕ_0 , $\alpha\lambda\omicron\rho\sigma$ $\theta\nu\epsilon$ $\sigma\upsilon\rho$ $\lambda\alpha$ surface de Stern, il prend $\nu\nu\epsilon$ $\pi\alpha\lambda\epsilon\nu\rho$, enfin il prend une valeur nulle dans la couche diffuse, selon le rapport.

En assimilant la couche de Stern à un condensateur d'épaisseur d , la densité de charge superficielle est exprimée comme suit :

$$[10] \quad \sigma_0 = \frac{\varepsilon}{d} (\psi^0 - \psi_d)$$

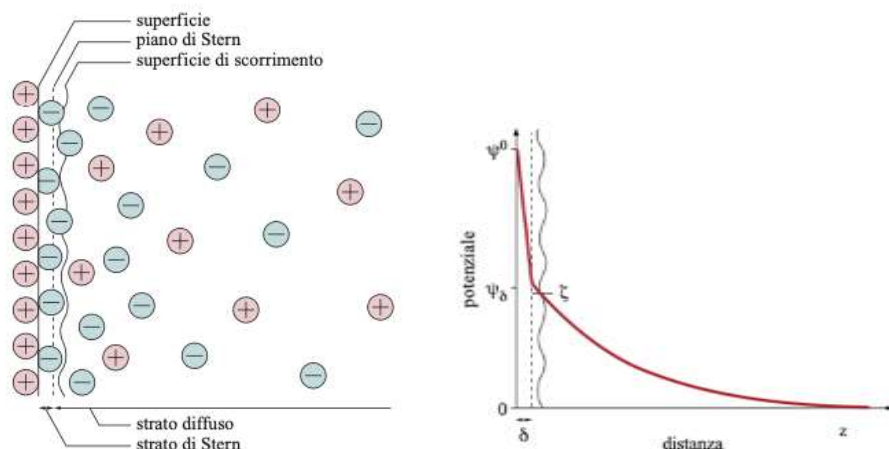


Figure 23 Représentation schématique de la formation d'une double couche électrique selon la théorie de Stern, avec l'évolution correspondante du potentiel électrostatique

"Les phénomènes électrocinétiques proviennent du fait qu'un liquide, en se déplaçant tangentiellement à une surface, n'entraîne pas avec lui toute la double couche; seule une partie est libre de se déplacer avec elle, tandis qu'une partie reste attachée au solide" [81]. Cela conduit à la séparation des charges parallèle à l'interphase, créant une différence de potentiel. Par contre, en appliquant un champ électrique, les charges positives et négatives respectives créées dans la zone diffuse de la double couche tendent à migrer vers les électrodes de signe opposé; un champ électrique, appliqué à un corps fixe, conduira au déplacement de la phase liquide, donnant lieu au phénomène d'électrosmose. Dans le cas où le corps est constitué d'une dispersion de particules, elles auront tendance à se déplacer vers les électrodes, donnant naissance au phénomène de l'électrophorèse.

La théorie de la double couche se réfère à une situation statique d'équilibre, car non susceptible de vérification expérimentale directe en raison de l'impossibilité de mesurer $\chi_{\text{εττε}} \pi \rho \iota \phi \iota \chi \alpha \tau \iota \omicron \nu$ nécessiterait l'insertion d'une électrode dans le plan traversant le centre de la première couche d'atomes adsorbés. Pour pallier cet inconvénient, on mesure une valeur proche de ψ_0 , appelée $\pi \omicron \tau \epsilon \nu \tau \iota \epsilon \lambda \gamma \lambda \epsilon \chi \tau \rho \omicron \chi \iota \nu \gamma \tau \iota \theta \upsilon \epsilon \omicron \nu$ plus simplement potentiel zêta, par des mesures impliquant le mouvement relatif de la surface solide par rapport au liquide, c'est-à-dire des mesures de nature électrocinétique. Si l'on considère une surface plane $\lambda \mu \beta \alpha$ par un courant fluide en mouvement laminaire, on peut définir un plan idéal parallèle à celui-ci, dans lequel est localisée la contrainte de cisaillement (shear) et où se manifeste une variation rapide de viscosité. En réalité, la position de ce plan est inconnue, mais il $\epsilon \sigma \tau \rho \alpha \iota \sigma \omicron \nu \nu \alpha \beta \lambda \epsilon \delta \square \alpha \delta \omicron \pi \tau \epsilon \rho \upsilon \nu \epsilon \pi \omicron \sigma \iota \tau \iota \omicron \nu \pi \epsilon \upsilon \epsilon \nu$ —deçà de la couche de Stern, ce qui signifie que le potentiel sera légèrement $\iota \nu \phi \gamma \rho \iota \epsilon \upsilon \rho \diamond$ (Fig. 17). $\Gamma \gamma \gamma \rho \alpha \lambda \epsilon \mu \epsilon \nu \tau$ et sont considérés $\chi \omicron \mu \mu \epsilon \iota \delta \epsilon \nu \tau \iota \theta \upsilon \epsilon \sigma, \mu \alpha \iota \sigma \iota \lambda \sigma$ commettent une erreur qui peut être significative dans le cas de fluides à concentrations ioniques élevées.

5.3 Décontamination électrocinétique

Selon une étude américaine, la plupart des techniques exposées dans le chapitre précédent se sont révélées inadéquates pour le traitement en vue d'une décontamination efficace des sédiments marins de dragage [4]. L'étude a identifié comme principales causes les caractéristiques de la matrice traitée : les sédiments marins de dragage sont en effet caractérisés par une faible perméabilité hydraulique, en raison de la composition essentiellement argilique ($<1/256$ mm), d'une salinité élevée et d'une forte capacité de neutralisation des acides en raison de la présence élevée de matières organiques et de carbonates [14]; Cela rend la matrice hétérogène, ce qui rend particulièrement difficile le plein succès de nombreuses techniques. En outre, la contamination, résultant des activités portuaires, des industries, des égouts civils et d'autres sources en amont, résulte à large spectre puisqu'on relève typiquement des contaminants organiques, tels que IPA et PCB, et inorganiques, tels que métaux lourds, tous deux très présents dans les sédiments marins et déjà difficilement amovibles à travers les traitements précédemment exposés [17] [16].

Dans le cas des sédiments marins, la contamination par les métaux lourds est le problème principal et dans de nombreux cas elle est dictée par leur accumulation dans le temps pendant des décennies, due au déroulement des activités humaines à l'intérieur des bassins portuaires. La difficulté d'assainir les métaux lourds peut être aggravée par le vieillissement de la matrice, ce dernier étant à l'origine de fortes liaisons entre les métaux lourds et les particules du sédiment lui-même, ce qui rend difficile la mobilisation de l'élément [17].

Toutes ces difficultés ont permis l'affirmation de la décontamination électrocinétique comme technique alternative, c'est en effet une technologie innovante qui permet d'éliminer les métaux et les polluants organiques des sols à faible perméabilité, de boues et sédiments provenant de dragages maritimes; est basée sur la mobilisation de la plupart des contaminants inorganiques et organiques, par l'application de courants électriques à basse intensité.

La figure suivante (Fig. 24) présente un schéma de décontamination électrocinétique appliqué à un sol contaminé.

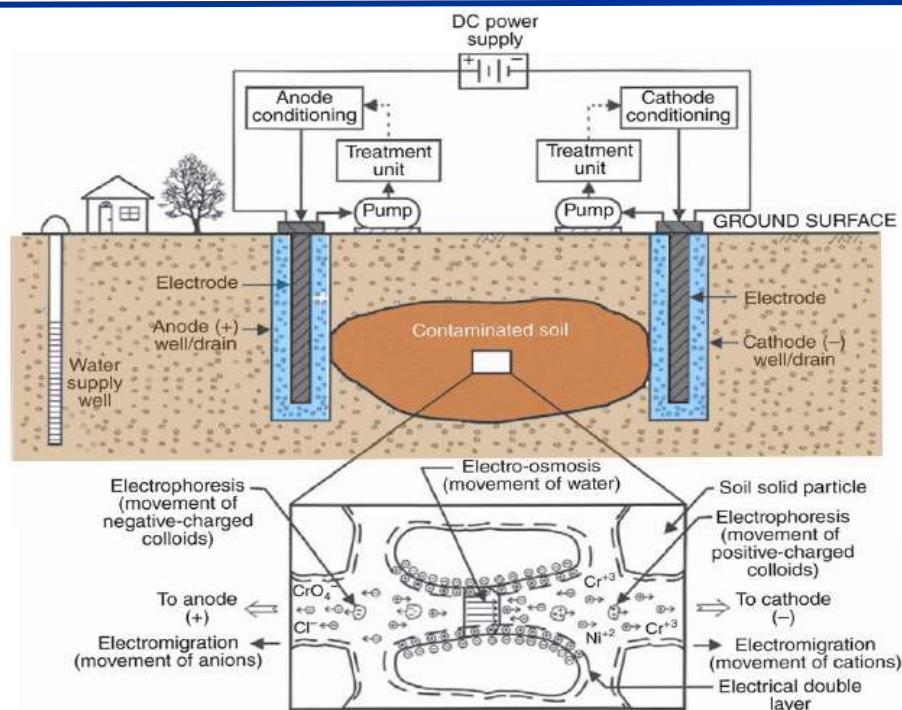
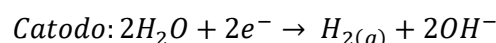
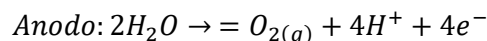


Figure 24 Schéma d'un système de décontamination électrocinétique in situ typique [17]

Le traitement électrocinétique consiste à appliquer un champ électrique en plaçant des électrodes dans le matériau traité. Comme on peut le voir à la fig. 18, les électrodes sont insérées à l'intérieur de puits appropriés, ces derniers étant nécessaires à la circulation des solutions électrolytiques. Le champ électrique appliqué induit des réactions d'électrolyse de l'eau, entraînant le conditionnement du pH de la matrice à traiter. Aux électrodes se développent les réactions d'électrolyse suivantes des molécules d'eau :



L'anode produit des ions H^+ et de l'oxygène gazeux et de la cathode des ions OH^- et de l'hydrogène gazeux. Les gaz sont libérés dans l'atmosphère, tandis que les ions instaurent un mouvement de migration dans une direction opposée à l'électrode d'origine : les protons migrent vers la cathode et les hydroxyles vers l'anode. Ce phénomène induit une variation de pH à l'intérieur de la matrice : vers l'anode on obtient une acidification tandis qu'à la cathode on obtient une conséquence alcalinisation. La variation du pH à l'intérieur de la matrice favorise des phénomènes tels que l'adsorption, la précipitation et la dissolution : le pH acide autour de l'anode est responsable de la solubilisation et de la désorption des cations métalliques, induisant une amélioration de leur électromigration vers la cathode; Au contraire, dans l'intérieur de la cathode, le pH basique est la cause de l'électro-migration ou de l'adsorption des métaux. Pour contrer l'effet défavorable du pH basique, il est nécessaire d'introduire de manière contrôlée des acides dans le catholyte ou des substances chélatantes dans les électrolytes [17].

Les contaminants solubilisés subissent un transport vers les électrodes et les électrolytes présents dans les puits, où ils subissent une séparation ultérieure par dépôt sur les électrodes elles-mêmes ou par circulation forcée des électrolytes. Les

mécanismes de transport par lesquels les contaminants sont transportés vers les électrodes sont au nombre de quatre : électrosmose, électrophorèse, électromigration et diffusion.

Électrosmose, électrophorèse et électromigration ont déjà été décrites en détail dans le paragraphe précédent; la diffusion est le transport de produits chimiques en raison du gradient de concentration formé. Parmi ces quatre mécanismes, les plus marquants sur le phénomène sont l'électromigration et l'électrosmose, où le premier permet le transport des espèces ioniques, principalement des ions métalliques, et le second le transport des composants organiques non polaires. Contrairement aux techniques décrites ci-dessus, les techniques électrocinétiques permettent le traitement de matériaux à faible perméabilité, qu'il s'agisse de sols ou de sédiments partiellement ou complètement saturés, en éliminant une large gamme de contaminants (métaux, composants organiques et composés des deux). La technique se caractérise par une grande flexibilité, elle peut être appliquée aussi bien comme technique in situ qu'ex situ, et elle peut en outre s'appuyer sur d'autres techniques d'assainissement, en présentant enfin des coûts relativement faibles.

La décontamination électrocinétique présente cependant des limites : un fluide de procédé est nécessaire et la matrice doit avoir une teneur en eau minimale > 14%.

Le fluide de procédé, associé aux phénomènes décrits ci-dessus, conduit au développement de ce qu'on appelle le flux électrosmotique. D'un point de vue macroscopique, le débit du flux électrosmotique Q_{eo} (m^3/s) est analytiquement corrélé au coefficient de perméabilité électrosmotique k_{eo} , comme décrit dans l'équation suivante [13] :

$$Q_{eo} = k_{eo} E A$$

Où A est la section du flux (m^2), ($\nabla \phi = -\nabla \phi$) est la force du champ électrique et k_{eo} est la perméabilité électrosmotique, qui dépend des caractéristiques du milieu poreux et du potentiel Z (); Ces deux derniers paramètres peuvent varier dans le temps, raison pour laquelle la perméabilité homogène représente la variable à l'intérieur de l'équation. En effet, l'équation décrite ci-dessus prévoit l'uniformité des paramètres z et E tout au long de la matrice, ce qui entraîne son invalidité dans le cas où le traitement électrocinétique entraîne des modifications non uniformes aux propriétés de la matrice elle-même : Il est donc nécessaire de calculer le débit du flux électrosmotique en fonction de la moyenne du volume. Dans le sens X , l'expression du débit électrosmotique est définie comme suit :

$$\bar{Q}_{eox} = -\frac{A\varepsilon}{\eta L} n \tau \int_0^L \zeta E_x dx$$

Où ε constante diélectrique du fluide (F/m), τ est la viscosité du fluide (Ns/m^2), L est la longueur du sédiment, n est la porosité, ζ est la tortuosité et ($\nabla \phi$) est la chute de potentiel selon la direction $E_x = -\frac{\partial \phi}{\partial x}$.

Elle présente de nombreux inconvénients, est une technique qui nécessite de longs délais d'application (avec une possible augmentation des coûts), présente la nécessité

de solubiliser les polluants, la faisabilité peut être conditionnée par la résistivité électrique et la capacité tampon du sédiment et, enfin, la présence éventuelle de structures métalliques dans la matrice ou une forte hétérogénéité du sédiment peuvent causer un trouble de la circulation électrique [17].

Tableau 18 Avantages et inconvénients du traitement de décontamination électrocinétique

Avantages	Inconvénients
Faisabilité du traitement pour les matrices à faible perméabilité	Longue durée de décontamination et coûts d'exploitation élevés (électricité)
Possibilités d'application in situ et ex situ	Besoin approvisionnement continu d'un fluide de processus
Aptitude à éliminer les métaux lourds, les radionucléides et les composés organiques	Une matrice avec des temps de formation élevés (stable) présente des liens à plus d'énergie avec une réduction de l'efficacité du procédé
Possibilité d'intégration avec d'autres techniques d'assainissement	Possibilité de conditionnement du procédé selon certaines caractéristiques de la matrice.

5.4 Exemples d'applications de EK

Les applications de la décontamination électrocinétique dans le traitement des sédiments marins, à l'échelle pilote et à l'échelle complète, ne sont pas nombreuses à ce jour, bien que plusieurs études et tests de laboratoire montrent l'efficacité de cette application surtout sur des matrices à faible perméabilité.

Voici quelques exemples d'applications du traitement de décontamination électrocinétique [18] [19] [20] [21] [22] [23] [24] .

5.4.1 Porto Marghera (Venise)

Des sédiments dragés ont été prélevés au Port Marghera (Venise), qui après caractérisation étaient contaminés par des métaux lourds et des hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) [25]. Ceux-ci ont été soumis à des tests de décontamination électrocinétique, qui ont duré entre 23 et 30 jours, et plusieurs conditions d'exploitation ont été adoptées au cours des essais, par la variation de la tension appliquée au réacteur et la variation de l'agent de conditionnement utilisé à l'intérieur du compartiment des électrodes. Les améliorants utilisés ont été l'EDTA (acide éthylènediaminetraacétique, non utilisable in situ en raison des restrictions imposées par la législation environnementale) et le Tween80 (polysorbate, utilisé principalement pour faciliter la mobilisation des HAP).

Le réacteur utilisé est constitué d'une cellule cylindrique à axe horizontal de plexiglass, à l'intérieur de laquelle ont été insérés environ 1,5 kg de sédiments et le matériel a été compacté selon une procédure standardisée : une charge initiale de 2 kg a été appliquée, les jours suivants, la charge initiale a été augmentée de 2 kg supplémentaires, jusqu'à ce qu'une charge finale de 20 kg avec une pression appliquée de 0,64 kg/cm². Le gradient de tension

appliqué aux électrodes a été constant et égal à 1 V/cm ou à 2 V/cm, en effectuant 4 tests EKR parmi lesquels variaient les solutions améliorées soit à l'anolyte soit à la catolita :

- Eau désionisée au catholyte et à l'anolyte;
- Eau désionisée à l'anolyte et EDTA (0,2 M) au catholisme;
- EDTA 0.2 M à la fois à l'anolyte et à la catholite;
- Du tween80 à l'anolyte et de l'eau désionisée au catholyte.

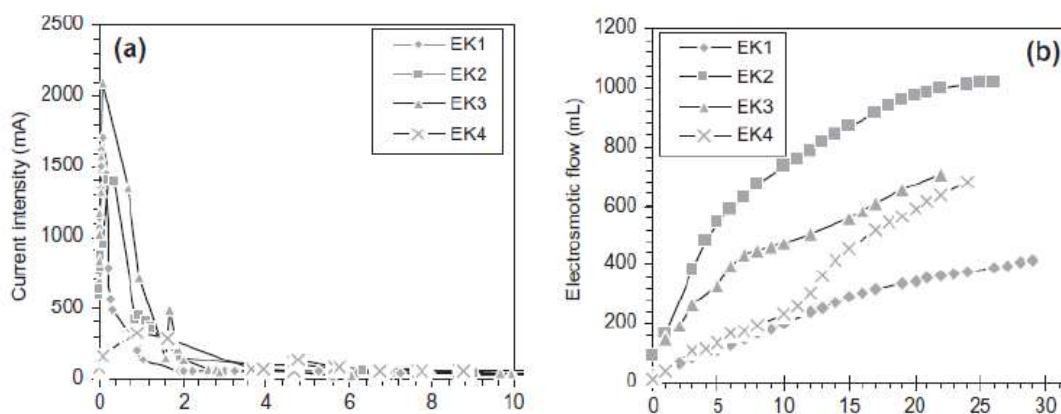
Tableau 19 Variations du test EKR

Expérience	Anolita	Catolita	Durée	Voltage (V)
EK1	Eau distillée	Eau distillée	30	60-30a
EK2	Eau distillée	EDTA 0,2 M	27	60
EK3	EDTA 0,2 M	EDTA 0,2 M	23	60
EK4	Tween 80	Eau distillée	25	30-60b

^a Tension initiale = 60 V (2 Vcm^{-1}), réduite à 30 V (1 Vcm^{-1}) après quelques heures

^b Tension initiale = 30 V (1 Vcm^{-1}), portée à 60 V (2 Vcm^{-1}) après 4 jours

Pendant toute la durée de l'essai, la surveillance continue du flux électrosmotique (EOF), qui représente le liquide qui a traversé les deux cellules, et l'intensité du courant, ont été effectuées.



Graphique 25 Variation des unités axées sur l'exportation [25]

À la fin de l'essai, le matériau contenu dans la cellule a été fractionné en cinq parties approximativement égales en volume, dont le pH, le COT et les concentrations résiduelles des contaminants ont été analysés; De même, les analyses ont été effectuées pour les solutions électrolytiques (solutions cathodiques et anodiques). Les résultats des analyses ont montré que l'élimination des métaux lourds est particulièrement efficace avec l'utilisation d'EDTA à l'intérieur du réservoir cathodique et de l'anode, avec une efficacité d'élimination comprise entre 28% et 84% selon le

contaminant considéré. En ce qui concerne les contaminants organiques, le traitement s'est avéré peu efficace même lorsque le tensioactif Tween80 a été utilisé. Les distributions finales des métaux lourds, des COT et du pH dans les différentes sections de la matrice solide sont indiquées ci-dessous après le test N bis 3 [25].

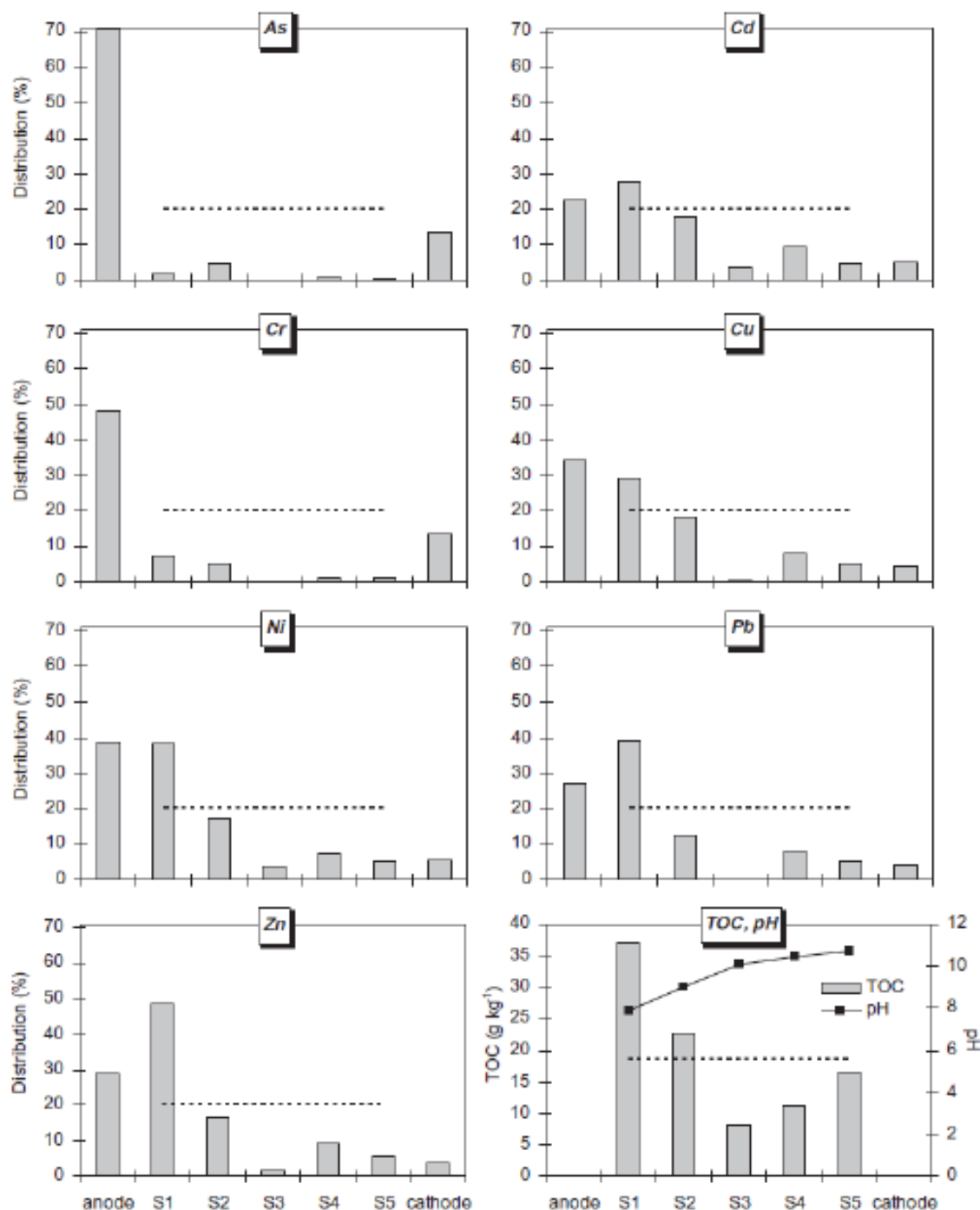


Figure 26 Distribution de contaminants fins EKR

5.4.2 Plage d'Augusta (Sicile)

Un autre exemple d'application est la décontamination effectuée sur les sédiments marins provenant de la plage d'Augusta (Sicile). Afin d'évaluer la capacité d'élimination

du mercure (Hg), la matrice a subi plusieurs tests EKR d'une durée totale de 400 heures, une tension constante et un agent de conditionnement variable. Les agents utilisés sont l'EDTA, le Tween80 et le MGDA (N-iminodiacétate de sodium, un agent complexant biodégradable) dans différentes combinaisons de l'anolyte, tandis que l'EDTA est uniquement utilisée pour le catholisme.

À l'intérieur du réacteur, constitué d'une cellule cylindrique en plexiglas à axe horizontal de dimensions de 25 cm (longueur) x 9,2 cm (diamètre), des échantillons de sédiments prélevés ont été prélevés; pour réduire la teneur en eau, ils ont été compactés selon une procédure standard : une charge initiale de 2 kg a été appliquée, la charge initiale a été augmentée de 2 kg supplémentaires les jours suivants, jusqu'à atteindre une charge finale de 20 kg sous une pression appliquée de 0,64 kg/cm² [26].

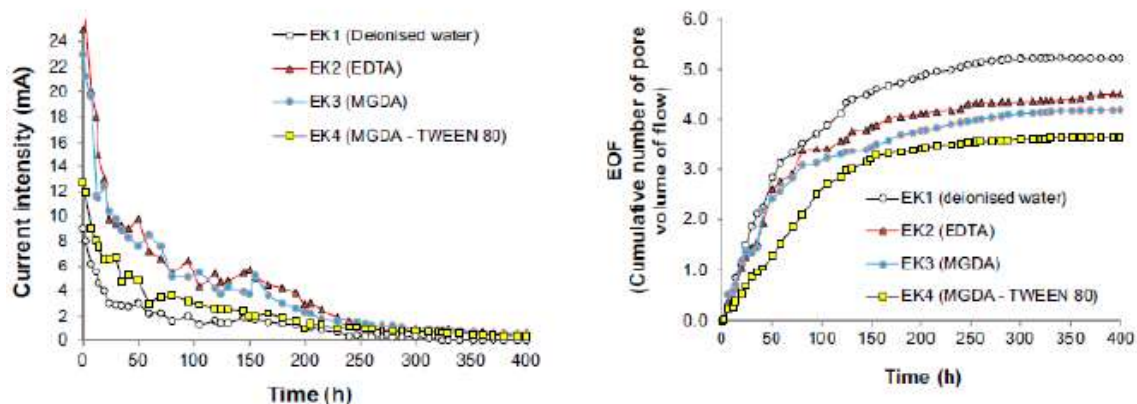
Quatre tests EKR ont été effectués, avec un gradient de tension constant de 1,2 V/cm appliqué aux électrodes et une variation des agents de conditionnement utilisés pour l'anolyte :

- Eau désionisée à l'anolyte et EDTA (0,1 M) à la catholite;
- EDTA (0,1 M) à l'anolyte et EDTA (0,1 M) à la catholite;
- MGDA 5% à l'anolyte et EDTA (0,1M) à la catholite;
- MGDA et Tween80 (1:1) 5% à l'anolyte et EDTA (0,1M) à la catholite.

Tableau 20 Variations du test EKR [26]

Expérience	Anolyte	Catholyte	Gradient de tension (V cm ⁻¹)
EK1	Eau distillée	EDTA (0,1 M)	1,2
EK2	EDTA (0,1 M)	EDTA (0,1 M)	1,2
EK3	MGDA (5%)	EDTA (0,1 M)	1,2
EK4	MGDA - Tween 80 (1:1)(5%)	EDTA (0,1 M)	1,2

Au cours des essais, le débit électrosmotique (EOF) et l'intensité du courant ont été mesurés en continu.



Graphique 27 Variations des unités axées sur l'exportation et intensité de courant

À la fin des essais, le matériau contenu dans la cellule a été divisé en cinq parties identiques, dont l'analyse de la concentration de mercure et les absorptions de pourcentage pour chaque ECR effectué. L'utilisation d'EDTA en tant qu'agent complexant a permis une élimination de 15% du mercure, tandis que l'utilisation de MGDA a permis une élimination de 39%. Enfin, l'utilisation simultanée du MGDA et du Tween80 à l'anolyte a permis le meilleur résultat (71%).

Tableau 21 Pourcentage d'élimination Hg

Expérience	Anolita	Catolita	Hg total supprimé (%)
EK1	Eau distillée	EDTA (0,1 M)	1,84
EK2	EDTA (0,1 M)	EDTA (0,1 M)	15,39
EK3	MGDA (5%)	EDTA (0,1 M)	38,72
EK4	MGDA - Tween 80 (1:1) (5%)	EDTA (0,1 M)	70,93

5.4.3 Port de Nam Hang (Corée du Sud)

Afin de déterminer si un traitement électrocinétique est approprié pour l'extraction des métaux lourds dans les sédiments de dragage marins, des tests ont été effectués sur des échantillons provenant du port de Nam Hang en Corée du Sud [21]. Les essais visés sont le cuivre (Cu), le nickel (Ni), le plomb (Pb) et le zinc (Zn). La matrice a été testée EKR pour une durée de 15 jours, avec gradient de tension constant en adoptant comme unique variation le type d'agent de conditionnement utilisé (HNO₃, HCl, acide citrique et EDTA).

Les essais ont été effectués à l'aide d'une cellule rectangulaire à axe horizontal, mesurant 20 cm (longueur) x 4 cm (profondeur) x 4 cm (hauteur), à l'intérieur de laquelle ont été insérés des échantillons de sédiments qui, contrairement aux cas précédents, sont pour la plupart sableux. Le gradient de tension appliqué a été de 1 V/cm et les deux chambres latérales (anodique et cathodique) ont été initialement remplies d'eau du robinet et les solutions de conditionnement mentionnées ci-dessus ont été insérées dans le réservoir cathodique.

Une pompe péristaltique d'un débit de 2,3 ml/min a été utilisée pour le conditionnement, une bouteille étant reliée à la chambre cathodique pour stocker le flux électrosmotique (EOF); la solution excédentaire qu'elle touchait a été recueillie et mesurée chaque jour et les électrolytes remplacés tous les 2 jours.

Au cours des essais, la tension appliquée aux électrodes (densité de courant) et le volume de liquide traversant les cellules anodique et cathodique (EOF) ont été mesurés en continu [21].

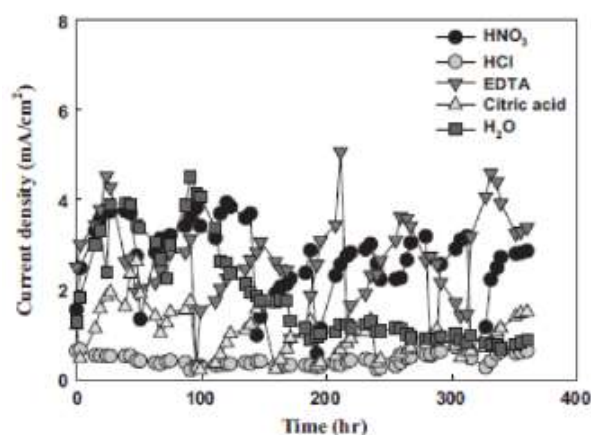


Figure 28 Évolution dans le temps de l'intensité du courant

À la fin de l'essai, le matériau à l'intérieur de la cellule a été fractionné en 10 volumes approximativement identiques, dont le pH et les concentrations de métaux ont été analysés pour chaque section. Les résultats ont identifié HCl comme la meilleure solution de conditionnement, ce qui a permis d'obtenir des taux d'effacement de Ni, Cu, Zn et Pb égaux respectivement à 71,5%, 68,6%, 62,4% et 65,3%, l'utilisation de l'acide citrique a permis une efficacité d'élimination de 56,3%, 71,3%, 60,3% et 54%; Enfin, l'utilisation de HNO₃ a permis des taux d'effacement inférieurs, respectivement de 42%, 11,1%, 16,6% et 7,9% [18].

Tableau 22 Teneur en contaminants éliminés

	HNO ₃	HCl	EDTA	Acide citrique	Eau du robinet
Ni	42,0	67,0	13,2	49,4	13,9
Cu	11,1	67,0	7,5	69,8	37,6
Zn	16,6	69,5	1,6	67,8	21,5
Pb	7,9	67,8	1,7	57,7	20,0

5.4.4 Bassin de comblée du port de Livourne (Toscane)

L'Université de Pise a effectué une étude du traitement sur des sédiments d'origine marine; l'étude présente une vaste série d'expériences de laboratoire exécutées pour projeter une installation de décontamination électrocinétique à échelle de champ pour l'extraction de métaux lourds de sédiments provenant du dragage du port de Livourne (Toscane). Les sédiments, composés en grande partie de particules fines, étaient caractérisés par une salinité élevée et une capacité de neutralisation des acides, une faible résistivité (Ωm) et une alcalinité élevée (pH 8). Les contaminants cibles de ces essais sont le cadmium (Cd), le chrome (Cr), le cuivre (Cu), le nickel (Ni), le plomb (Pb) et le zinc (Zn); les échantillons ont été soumis à des tests EKR d'une durée de vie de 14 à 120 jours, à une

application de courant constant (densité de courant de 40 A/m²) et à une variation du type d'agent de conditionnement utilisé dans le compartiment des électrodes. Les conditionnements utilisés sont le HNO₃, le H₂SO₄, l'acide citrique et l'acide acétique. Le réacteur est formé d'une cellule rectangulaire de plexiglas à axe horizontal mesurant 30 cm (longueur) x 7 cm (profondeur) x 7 cm (hauteur), à l'intérieur de la cellule ont été insérés les échantillons de sédiments, chacun pesant environ 3,5 kg. Afin d'éliminer tout excès d'eau présent dans le sédiment et d'obtenir leur compactage, les échantillons ont été soumis pendant 24 heures à une pression d'environ 40 g/cm³. Au début de l'essai, les deux chambres latérales ont été remplies d'eau désionisée; Grâce au déroulement du processus électrocinétique, la chambre anodique s'est naturellement enrichie d'ions H₃O⁺ tandis que la solution dans la chambre cathodique a été enrichie par pompe péristaltique (débit de 4 L/h) avec des solutions améliorées. La solution touchée par la cathodicité et l'anolyte a été mesurée quotidiennement (EOF) [18].

Tableau 23 Caractéristiques des tests ECR effectués

Test	Duration (days)	Current density (A/m ²)	Anolyte	Catholyte
EXP1	14	40-20*	DI water	H ₂ SO ₄ (pH 3)
EXP2	43	40-20*	DI water	H ₂ SO ₄ (pH 3)
EXP3	32	40	DI water	Acetic acid (pH 5)
EXP4	32	40	DI water	Citric acid (pH 4.5)
EXP5	32	40	DI water	HNO ₃ (pH 3)
EXP6	63	40	DI water	HNO ₃ (pH 3)
EXP7	120	40	DI water	HNO ₃ (pH 3)

Au cours des essais, les paramètres suivants ont été mesurés en continu : pH de la cellule cathodique, pH de la cellule anodique, résistivité du sédiment en différentes sections de la matrice solide (5 électrodes à tige de graphite de 6 mm de diamètre), la tension appliquée aux électrodes en titane surfacé, le flux électrosmotique (EOF) et le volume de solution de l'agent de conditionnement utilisé pour le contrôle du pH cathodique.

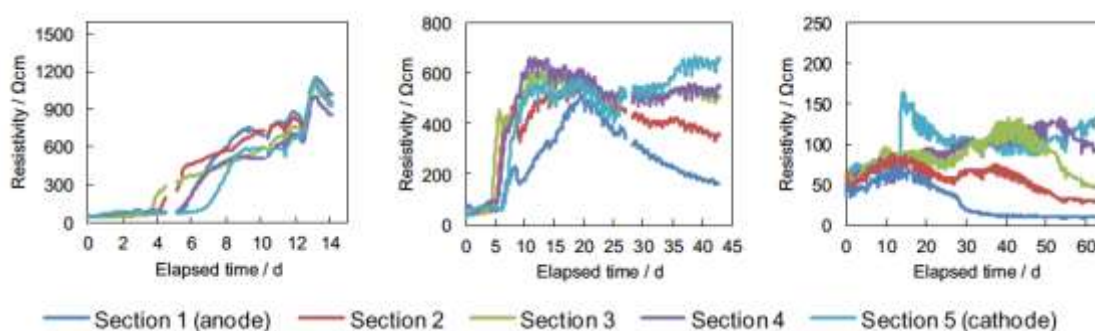


Figure 29 Variation de la résistivité du sédiment dans les différentes sections

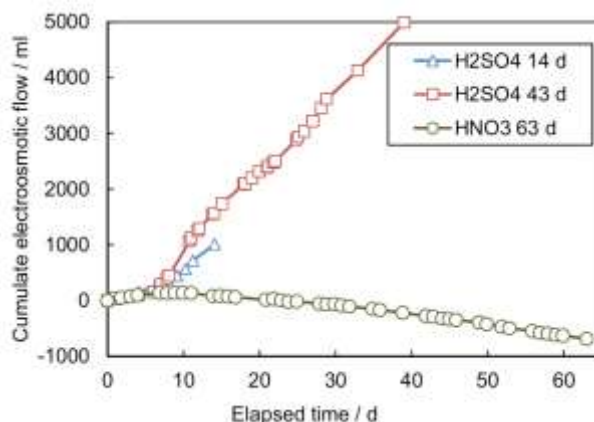


Figure 30 Variation des unités axées sur l'exportation

A l'issue des essais, le matériau contenu dans la cellule a été divisé en cinq parties approximativement égales, pour chacune desquelles la teneur en eau par perte de poids a été identifiée (chauffage à l'étuve pendant 8 heures à 110 °C) et, ensuite, des analyses chimiques ont été effectuées afin d'identifier les absorptions en pourcentage des différents métaux, comme indiqué dans le tableau ci-dessous.

Tableau 524.24 éliminés

Removal (%)	Cr	Ni	Pb	Cu	Zn
EXP1 (Sulph. 14 d)	2.1	2.3	1.5	0.6	4.3
EXP2 (Sulph. 43 d)	2.5	28	1.2	2	10.2
EXP3 (Acet. 32 d)	6.8	0.1	0.1	1.1	4.3
EXP4 (Cit. 32 d)	10.7	0.2	18.8	1.7	7.4
EXP5 (Nit. 32 d)	8.5	2.4	0.7	14.6	14.8
EXP6 (Nit. 63 d)	20.7	16	22.3	17.5	9.5
EXP7 (Nit. 120 d)	30	41.9	47.8	40.7	28

Le tableau suivant résume les exemples cités ci-dessus ainsi que d'autres exemples connus dans la littérature

Tableau 25 Exemples d'application de la décontamination électrocinétique

Lieu	Volume (poids)	Type de sol	Contaminant	Paramètres	Déplacement	Durée	Référence
Loppersum (Pays-Bas, 1989)	250 m3	Argileux	Arsenic (As)	Densité de courant = 4 A/m2	As = 94% (max)	65 jours	Lagemann (1993)
Oostburg (Pays-Bas, 2001)	120 m3	Argileux et sableux-argileux (anciennement Gsworks)	Cyanure (CN)	N/A	CN = 83-97%	3 mois	Lagemann and Pool (2009)
Corée du Sud (2004)	150 m3	Sol d'une ancienne zone de tir	Plomb (Pb)	Cellules solaires avec tension = 48 V	Pb = 90 %	100 jours	Kim et al. (2011)
Janghang, (Corée du Sud)	c.ça 330 m3	Rizière proche d'une ancienne raffinerie de zinc	Arsenic (As), plomb (Pb), cuivre (Cu)	Tension = 100 V	As = 48.7% Cu = 48.9% Pb = 54.5%	24 semaines	Jeon et al. (2015)
Port de Livourne (2014)	Échelle de laboratoire 30cm x 7cm x 9cm (ch.ça 3.5 kg)	Argileux	Cadmium (Cd), chrome (Cr), cuivre (Cu), nickel (Ni), zinc (Zn), plomb (Pb)	Densité de courant = 40 A/m2 (agents de conditionnement testés HNO3, HCl, H2SO4, EDTA, acide citrique, acide oxalique, acide ascorbique)	HNO3 Cr → (20,7%), Ni (16%), Pb (22,3%), Cu (17,5%), Zn (9,5%) H2SO4 Cr (2→,5%), Ni (28%), Pb (1,2%), Cu (2%), Zn (10,2%)	HNO3 = 63 jours H2SO4 = 43 jours	Masi et al. (2015)

Port de Marghera (VE, 2010)	Échelle de laboratoire - cylindre horizontal en plexiglas (ch.ça 1.5 kg)	Argileux	Métaux et Paks (polycyclique aromatique hydrocarbures)	Gradient de tension constant à 1V/cm ou 2V/cm (agents de conditionnement testés)	28-84%	23-30 jours	Colacicco et al. (2010)
Espagne Nord-Ouest	Échelle de laboratoire - cylindre horizontal 100 mm x 32 mm	Sédiments marins de dragage	Métaux et TPH (total petroleum hydrocarbons)	Gradient de tension 3V/cm (agents de conditionnement testés EDTA + Tween80 et EDTA + Fenton Agent)	EDTA + Fenton TPH = 90 % Zn = 57.3% Pb = 49.8% Cu = 59.4% Hg = 54.5%	15-30 jours	Pazos et al. (2012)
Plage d'Augusta (Sicile)	Échelle de laboratoire - cylindre horizontal en plexiglas 25 cm x 9.2 cm	-	Mercure (Hg)	Gradient de tension 1.2 V/cm (agents de conditionnement testés ESTA, MGDA et Tween80 dans différentes combinaisons)	EDTA = 15% MGDA = 39% Tween80 + MGDA c.ça 71%	400 heures	Falciglia et al. (2016)
Port de Nam Hang (Corée du Sud)	Échelle de laboratoire 4 cm x 4 cm x 20 cm	-	Nickel, Cuivre, Zinc, Plomb	Gradient de tension 1 V/cm (agents de conditionnement testés Hcl et acide citrique)	Hcl → Ni (67%), Pb (67,8%), Cu (67%), Zn (69,5%) Acide citrique → Ni (49,4%), Pb (57,7%), Cu (69,8%), Zn (67,8%)	15 jours	Kim et al. (2011)

6 Résumé des bonnes pratiques

En cette période historique, le sens croissant de la responsabilité pour l'environnement pousse l'activité scientifique à identifier, tester et proposer de nouvelles technologies, qui puissent endiguer le problème de la contamination des sols et des fonds des milieux aquatiques. Ce travail a tenté de regrouper et de décrire le plus grand nombre possible de cas de bonnes pratiques qui ont contribué à la décontamination de réalités affectées par des activités anthropiques.

D'une manière générale, les principales techniques de décontamination peuvent être divisées en deux groupes, l'un concernant les techniques in situ, c'est-à-dire celles permettant d'intervenir directement sur le lieu où le traitement est effectué et les techniques de décontamination ex situ, ils prévoient au contraire l'enlèvement du matériel à traiter qui sera décontaminé à un autre endroit. Pour décrire correctement les techniques de décontamination, il est nécessaire d'identifier le type de polluant à traiter.

Ce travail, dans l'optique du projet Grrinport, est adressé à déterminer et ramasser les techniques qui mieux s'adaptent au traitement d'une matrice solide caractérisée pour la plupart de métaux lourds et IPA. Ces deux polluants font respectivement partie de deux grands groupes, les polluants inorganiques et organiques. Dans les paragraphes suivants elles ont été rapportées les techniques qui se sont révélées plus efficaces pour traiter telle typologie de matrice solide en étant cette dominante dans les sédiments des ports du projet Grrinport. Il est à noter qu'à ce jour, il est difficile d'utiliser une seule technique en espérant qu'elle suffira pour une décontamination complète. Cela est dû au fait que les techniques disponibles ne sont pas aussi efficaces pour tous les polluants, mais que chaque substance doit être traitée selon une technique optimale.

6.1 Techniques de bonnes pratiques

De nos jours, de nombreuses techniques sont utilisées pour améliorer les caractéristiques des sédiments contaminés. La figure 9 présente les meilleures techniques de décontamination des sédiments, caractérisées par une matrice solide composée principalement de matériaux fins, contaminés par des métaux lourds, des HAP et des PCB [27].



Figure 31 : Schéma des traitements

Traitements exécutables in situ :

- Le **Capping** est une opération de revêtement du sédiment contaminé, donc il peut aussi être défini comme une intervention de confinement, car il a le but d'isoler le matériel pollué du milieu aquatique. Le revêtement peut être conçu avec différentes couches de matériau granulaire propre comme le sable ou le gravier ou avec une combinaison de matériau perméable et imperméable à l'eau. Le type ou le niveau de pollution n'affecte pas particulièrement le type de couverture, car il isole physiquement les sédiments et le polluant qu'ils contiennent. Ce n'est pas la même chose pour l'épaisseur minimale du revêtement qui dépend des propriétés physiques et chimiques des sédiments contaminés, des organismes aquatiques présents et donc du potentiel de bioturbation, de la capacité de consolidation du matériau de recouvrement, compte tenu de l'énergie érosive de la zone [27].
- La **solidification/stabilisation** est un traitement chimique qui est effectué en mélangeant les sédiments contaminés avec des réactifs pour les solidifier ou les fixer sous une forme non chimiquement disponible. Cela réduit à la fois la mobilité des contaminants et la surface disponible pour le lessivage, réduisant ainsi le risque pour l'environnement. Bien qu'il puisse également présenter l'inconvénient du dosage difficile des réactifs, il faut garantir le moins

d'impact possible sur la colonne d'eau pendant la phase de mélange. pour traiter les polluants organiques car ils sont moins stables et dégradables.

- Les **bassins de remblai** sont des zones destinées au confinement des sédiments lorsqu'elles sont jugées non dangereuses. Les sédiments sont destinés à l'état naturel ou proviennent de traitements de décontamination. Les cuves sont conçues de manière à garantir l'absence de risques pour l'environnement et pour l'homme.

Comme on peut le voir à la figure 9, les traitements ex situ ont été subdivisés en deux sous-catégories : physique/chimique et thermique. Parmi les traitements physiques/chimiques pouvant être utilisés :

- La **chélation** est le processus de formation d'un complexe stable (chélaté) entre un cation métallique et un ligand (agent chélatant). L'efficacité du traitement dépend de l'agent chélatant et des taux de dose. La décontamination est garantie par le fait que le cation métallique une fois lié n'est plus disponible étant retenu par le chélateur. Ce traitement pourrait donc être considéré comme un processus d'immobilisation. Il existe également des processus d'extraction utilisant des agents chélatants. L'un des différents agents chélatants est l'EDTA (acide éthylènediaminetétraacétique).
- La **solidification/stabilisation** déjà vue dans les traitements in situ se présente également dans les traitements ex situ car le matériel contaminé extrait, peut évidemment être soumis à inertisation. Traitement qui, cependant, ne réduit pas la quantité de polluants présents, mais les immobilise efficacement, surtout si d'origine inorganique .
- Le **washing de sol** est une technique efficace d'élimination des contaminants organiques et inorganiques des sédiments. Le retrait est possible car les polluants sont dissous et mis en suspension dans la solution aqueuse. Le processus se fait en exploitant les différences de taille entre les grains du matériau et en les séparant en différentes fractions. Étant donné que, dans la plupart des cas, les polluants sont liés aux particules les plus fines, l'eau seule peut ne pas être suffisante pour l'extraction. Les solvants typiques sont composés d'eau combinée avec des solvants organiques, des composés chélatants, des tensioactifs, des acides et des bases.

Traitements thermiques :

- La **vitrification** est un traitement thermique dit à destruction. Elle consiste à utiliser l'électricité pour chauffer et détruire les composés organiques et immobiliser les composés inertes. Le chauffage à des températures d'environ 2000 °C et le

refroidissement rapide créent un matériau solide vitrifié, dans lequel les polluants non volatils sont piégés, qui peut être réutilisé dans les bâtiments.

7 Bibliographie

1. Hamdoun, H.; Van-Veen, E.; Basset, B.; Lemoine, M.; Coggan, J.; Leleyter, L.; Baraud, F. Characterization of harbor sediments from the English Channel : assessment of heavy metal enrichment, biological effect and mobility. *Marine Pollution Bulletin* **2015**, 90, 273-280, doi:10.1016/j.marpolbul.2014.10.030.
2. Disposal options for dredged marine sediments based on physicochemical and toxicological characterization. *Global NEST Journal* **2013**, 11, 449-456, doi:10.30955/gnj.000515.
3. Long, E.R.; Macdonald, D.D.; Smith, S.L.; Calder, F.D. Incidence of adverse biological effects within ranges of chemical concentrations in marine and estuarine sediments. *Environmental Management* **1995**, 19, 81-97, doi:10.1007/BF02472006.
4. Delvalls, T.A.; Andres, A.; Belzunce, M.J.; Buceta, J.L.; Casado-Martinez, M.C.; Castro, R.; Riba, I.; Viguri, J.R.; Blasco, J. Chemical and ecotoxicological guidelines for managing disposal of dredged material. *Trac Trends in Analytical Chemistry* **2004**, 23, 819-828, doi:10.1016/j.trac.2004.07.014.
5. Martínez-Lladó, X.; Gibert, O.; Martí, V.; Díez, S.; Romo, J.; Bayona, J.M.; de Pablo, J. Distribution of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) and tributyltin (TBT) in Barcelona harbour sediments and their impact on benthic communities. *Environmental Pollution* **2007**, 149, 104-113, doi:10.1016/j.envpol.2006.11.020.
6. Cachot, J.; Geffard, O.; Augagneur, S.; Lacroix, S.; Le Menach, K.; Peluhet, L.; Couteau, J.; Denier, X.; Devier, M.H.; Pottier, D.; et al. Evidence of genotoxicity related to high PAH content of sediments in the upper part of the Seine Stuary (Normandy, France). *Aquatic Toxicology* **2006**, 79, 257-267, doi:10.1016/j.aquatox.2006.06.014.
7. SCARPELLINI, S. Application de techniques électrocinétiques à la décontamination des sédiments de dragage Available online : <http://etd.adm.unipi.it/> (accessed on Apr 2, 2020).
8. Récupération des sédiments_marins.pdf.
9. Milan, V. *Hydraulique maritime*; 1 édition. ; Maggioli Editore : Santarcangelo di Romagna, 2008; ISBN 978-88-387-4077-0.
10. Savant, M. Sur la technique du dragage environnemental. Quelques études de cas en Vénétie Available online : <http://tesi.cab.unipd.it/44667/> (accessed on Apr 2, 2020).
11. Acar, Y.B.; Alshawabkeh, A.N. Principles of electrokinetic remediation. *Environ. Sci. Technol.* **1993**, 27, 2638-2647, doi:10.1021/es00049a002.
12. Pačes, T. Book review. *Géochimie et Cosmochimie Acta* **1996**, 60, 5158-5159, doi:10.1016/S0016-7037(97)81133-7.
13. Mitchell, J.K.; Soga, K. *Fundamentals of soil behavior*; 3rd ed.; John Wiley & Sons : Hoboken, N.J, 2005; ISBN 978-0-471-46302-3.
14. Yong, R.N.; Mulligan, C.N.; Fukue, M. *Sustainable Practices in Geoenvironmental Engineering*; CRC Press, 2014 ; ISBN 978-1-4665-8847-9.
15. Reddy, K.R. Technical Challenges to In-situ Remediation of Polluted Sites. *Geotech Geol Eng* **2010**, 28, 211-221, doi:10.1007/s10706-008-9235-y.
16. Iannelli, R.; Masi, M. Traitement électrocinétique des sédiments de dragage portuaire contaminés par des métaux lourds : le projet life+ "SEKRET." *Ingénierie de l'environnement* **2015**, 2, doi:10.14672/ida.v2i2.334.
17. Peng, J.; Song, Y.; Yuan, P.; Cui, X.; Qiu, G. The remediation of heavy metals contaminated sediment. *Journal of Hazardous Materials* **2009**, 161, 633-640, doi:10.1016/j.jhazmat.2008.04.061.
18. Iannelli, R.; Masi, M.; Snipers, A.; Ostuni, M.B.; Lageman, R.; Muntoni, A.; Spiga, D.; Polettini, A.; Marini, A.; Pomi, R. Electrokinetic remediation of metal-polluted marine sediments :

- experimental Investigation for plant design. *Electrochimie Acta* **2015**, 181, 146-159, doi:10.1016/j.electacta.2015.04.093.
19. Tchounwou, P.B.; Yedjou, C.G.; Patlolla, A.K.; Sutton, D.J. Heavy Metal Toxicity and the Environment. In *Molecular, Clinical and Environmental Toxicology*; Luch, A., Ed.; *Experientia Supplementum*; Springer Basel : Basel, 2012; Vol. 101, pp. 133-164 ISBN 978-3-7643-8339-8.
 20. Demayo, A.; Taylor, M.C.; Taylor, K.W.; Hodson, P.V.; Hammond, P.B. Toxic effects of lead and lead compounds on human health, aquatic life, wildlife plants, and livestock. *C R C Critical Reviews in Environmental Control* **1982**, 12, 257-305, doi:10.1080/10643388209381698.
 21. Kim, K.-J.; Kim, D.-H.; Yoo, J.-C.; Baek, K. Electrokinetic extraction of heavy metals from dredged marine sediment. *Separation and Purification Technology* **2011**, 79, 164-169, doi:10.1016/j.seppur.2011.02.010.
 22. Pazos, M.; Iglesias, O.; Gómez, J.; Rosales, E.; Sanromán, M.A. Remediation of contaminated marine sediment using electrokinetic-Fenton technology. *Journal of Industrial and Engineering Chemistry* **2013**, 19, 932-937, doi:10.1016/j.jiec.2012.11.010.
 23. Tian, Y.; Boulangé-Lecomte, C.; Benamar, A.; Giusti-Petruciani, N.; Duflot, A.; Olivier, S.; Frederick, C.; Forget-Leray, J.; Portet-Koltalo, F. Application of a Crustacean bioassay to evaluate a multi-contaminated (metal, PAH, PCB) harbor sediment before and after electrokinetic remediation using eco-friendly enhancing agents. *Science of The Total Environment* **2017**, 607-608, 944-953, doi:10.1016/j.scitotenv.2017.07.094.
 24. Kirkelund, G.M.; Ottosen, L.M.; Villumsen, A. Investigations of Cu, Pb and Zn partitioning by sequential extraction in harbour sediments after electrodialytic remediation. *Chemosphere* **2010**, 79, 997-1002, doi:10.1016/j.chemosphere.2010.03.015.
 25. Colacicco, A.; De Gioannis, G.; Muntoni, A.; Peigne, E.; Polettoni, A.; Pomi, R. Enhanced electrokinetic treatment of marine sediments contaminated by heavy metals and PAHs. *Chemosphere* **2010**, 81, 46-56, doi:10.1016/j.chemosphere.2010.07.004.
 26. Falciglia, P.P.; Malarbi, D.; Vagliasindi, F.G.A. Removal mercury from marine sediments by the combined application a biodegradable non-ionic surfactant and complexing agent in enhanced-electrokinetic treatment. *Electrochimica Acta* **2016**, 222, 1569-1577, doi:10.1016/j.electacta.2016.11.142.
 27. Lodoli, A.; Reis, E.; Miertus, S. Survey-sediment-remediation-technologies. **2015**, doi:10.13140/RG.2.1.4091.7925.