



HAL
open science

Prétraitement de sédiments de dragage par une méthode électrocinétique

Mohamed Tahar Ammami, Ahmed Benamar, Florence Portet-Koltalo, Hua Qing Wang

► To cite this version:

Mohamed Tahar Ammami, Ahmed Benamar, Florence Portet-Koltalo, Hua Qing Wang. Prétraitement de sédiments de dragage par une méthode électrocinétique. CFM 2011 - 20ème Congrès Français de Mécanique, Aug 2011, Besançon, France. <hal-03422509>

HAL Id: hal-03422509

<https://hal.science/hal-03422509v1>

Submitted on 9 Nov 2021

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.



HAL Authorization

Prétraitement de sédiments de dragage par une méthode électrocinétique

M.T. AMMAMI^{a,b}, A. BENAMAR^a, F. PORTET-KOLTALO^b, H.Q. WANG^a

a. Laboratoire Ondes et Milieux Complexes (LOMC FRE 3102), rue Prony, 76058 LE HAVRE

b. Laboratoire de Chimie Organique Bioorganique Réactivité et Analyse (COBRA UMR 6014), 55 rue Saint Germain, 27000 EVREUX

Résumé :

La déshydratation des sédiments de dragage par une technique électrocinétique, bien qu'elle apparaisse comme une solution intéressante selon plusieurs études, demeure en pratique très peu utilisée sur le terrain. Elle consiste à appliquer un faible champ électrique à travers le sédiment à traiter, qui induit un phénomène d'électro-osmose. Les travaux présentés concernent des essais, effectués à l'échelle du laboratoire, sur des sédiments provenant de la chambre de dépôt du Grand Port Autonome du Havre. Nous avons évalué sous différentes conditions les performances de la déshydratation causée sous l'effet combiné de la gravité et d'un champ électrique par rapport à celle obtenue sous l'effet de la gravité seule. Les résultats montrent que la déshydratation et la consolidation du matériau sont nettement accélérées sous l'effet d'un champ électrique. Cette étude a mis en évidence l'importance du potentiel électrique sur la déshydratation, ainsi que la progression d'un front basique dans l'échantillon durant les essais.

Abstract:

Electrokinetic dewatering of dredged sediments, although it appears as an interesting solution according to several studies, remains very little used in practice. It involves applying a weak electric field through the sediment, which induces a phenomenon of electro-osmosis. The work presented here concerns tests performed at laboratory scale, on sediments from the deposit chamber of the Great Harbor of Le Havre. We evaluated the performance of dehydration under different conditions, caused by the combined effect of gravity and an electric field compared to that obtained under the gravity alone. The results showed that dehydration and consolidation of the material were significantly accelerated under the influence of an electric field. This study highlighted the importance of the electrical potential and a progression of a basic front in the treated sediment during the tests.

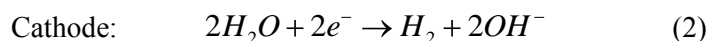
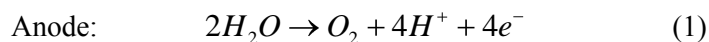
Mots clefs : Sédiments, dragage, prétraitement, électrocinétique, déshydratation.

1 Introduction

Les quantités de sédiments de dragage portuaire produites ont atteint ces dernières années 50 millions de mètres cubes en France [1]. Par le passé, le devenir des sédiments dragués contaminés était le relargage en mer, mais ces opérations d'immersion sont désormais strictement réglementées. Ainsi la mise en dépôt de ces matériaux dans des aires spécialement aménagées, qui arrivent à saturation, est de plus en plus coûteuse. Ces sédiments se drainent par consolidation sous leur poids propre de manière très lente, en raison d'une forte teneur en eau, d'une faible conductivité hydraulique et d'une faible résistance au cisaillement. Dans une logique de décongestion des chambres de dépôt, la valorisation des sédiments de dragage s'avère donc capitale pour un développement durable. Mais du fait de l'état hydrique de ces matériaux, un prétraitement est nécessaire pour préparer le matériau aux éventuels traitements ultérieurs de valorisation sous une forme plus maniable. Afin d'y parvenir, il s'avère donc nécessaire de développer une méthode simple et efficace afin d'accélérer l'assèchement et qui répond à un certain nombre de critères, à savoir : une applicabilité aisée *in situ*, une adaptabilité pour les sols fins de faible perméabilité, un faible coût. L'électro-déshydratation possède justement ces atouts : cette technique consiste à appliquer un faible potentiel électrique à travers les couches de sédiments qui doivent être déshydratés, au moyen d'électrodes implantées verticalement ou

horizontalement. Cela a pour conséquence d'induire des phénomènes de transport d'espèces chargées et des réactions chimiques et électrochimiques.

La réaction prédominante dès l'application d'un courant électrique est l'électrolyse de l'eau, qui génère de façon continue une oxydation à l'anode, avec une production de protons H^+ et une libération d'oxygène, selon l'équation (1). Par contre, à la cathode, on assiste à une réduction avec une production d'ions hydroxydes OH^- et libération d'hydrogène, selon l'équation (2). Les deux espèces ioniques sont soumises au champ électrique et migrent dans le sédiment. Un gradient de pH au sein du sédiment résulte ainsi de ce phénomène. On s'attend alors à ce que le pH devienne acide du côté anodique et basique du côté cathodique [2]:



Le potentiel électrique induit également plusieurs phénomènes de transport, tels que [3] :

- l'électro-migration, qui correspond au mouvement des espèces ioniques en solution ;
- l'électro-osmose, qui est le mouvement de la phase liquide neutre au travers d'une surface micro-poreuse ;
- l'électrophorèse, qui est le mouvement des particules chargées par rapport à un liquide ou à un solide stationnaire ;
- et enfin la diffusion, qui désigne le transport d'espèces dû à des gradients de concentration.

Le succès et l'efficacité de la déshydratation des sédiments sont liés au phénomène le plus critique, qui est l'électro-osmose [4].

2 Matériels et méthodes

2.1. Matériaux étudiés

La vase utilisée dans le cadre de notre étude expérimentale a été extraite de la chambre de dépôt de Tancarville du Grand Port Autonome du Havre (France), mise en place déjà depuis trois ans. Les prélèvements ont été effectués à l'aide d'une pelle : environ 40 Kg de matériau ont ensuite été placés après homogénéisation dans des conteneurs hermétiques, puis stockés dans un réfrigérateur à 4°C. Les caractéristiques physico-chimiques du sédiment étudié sont présentées dans le tableau 1 suivant :

Caractérisation physique		
Teneur en eau (%)	89	
Distribution de taille	Argile : < 2µm (%)	7
	Limon : 2 à 63µm (%)	78
	Sable : > 63µm (%)	15
Limites d'Atterberg	W_L (%)	106
	W_p (%)	41
	I_p (%)	65
Valeur au bleu de méthylène	V_{bs} (g/100g de sol sec)	4,8
Masse volumique absolue	ρ (g/cm ³)	2.61
Caractérisation chimique		
Potentiel d'hydrogène (pH)	8,4	

Matières organiques (%)	2,5
Diffraction X	Quartz, Calcite, Microcline

TAB. 1 – Récapitulatif des données physico-chimiques du sédiment

2.2. Dispositif expérimental

Le montage expérimental est constitué d'une cellule cylindrique (diamètre interne = 9 cm, longueur = 20 cm), en acrylique transparent, équipée à chaque extrémité par une électrode de graphite percée de 9 orifices (1 cm de diamètre). La matrice solide est retenue par deux papiers filtres (0,45 μm) permettant le passage de la phase liquide. Le courant électrique est généré par une alimentation de courant continu réglable et les paramètres de contrôle électriques sont mesurés par un multimètre. La cellule cylindrique est positionnée verticalement, l'anode placée au sommet, comme le montre la figure 1. Durant les essais, on mesure le volume des effluents ainsi que le tassement du sédiment. Le protocole des tests consiste à imposer un potentiel électrique (0,1 ; 0,3 ; 0,6 ; 0,9 V/cm) pour chaque colonne et de comparer les résultats avec une colonne soumise à l'effet de la gravité seule (0 V/cm). A la fin de chaque test, on mesure la teneur en eau, le pH et la conductivité électrique dans des tranches de 5 cm de sédiment ainsi que dans l'effluent final.

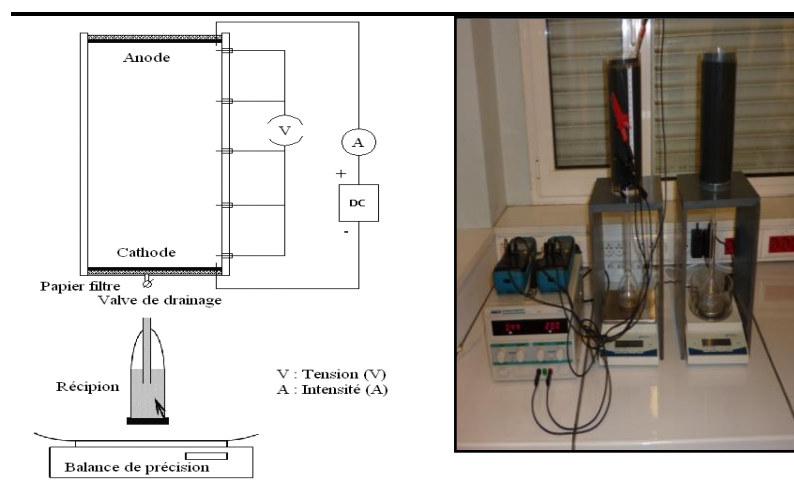


FIG. 1 – Schéma et vue du dispositif expérimental

3 Résultats et discussion

3.1 Evolution du courant électrique et du phénomène électro-osmotique au cours du traitement

La différence de potentiel étant maintenue constante entre les électrodes, le courant électrique a varié au sein du sédiment au cours du traitement. Quelle que soit la tension appliquée, tous les tests ont montré une tendance similaire, comme le montre la figure 2. Le courant électrique augmente tout d'abord et atteint une valeur maximale au cours des premières heures, puis diminue progressivement et se stabilise enfin, sur une durée de 4 jours de traitement ; D'autres études [5] ont également observé un comportement similaire. Initialement, lorsque le gradient de tension est appliqué, le courant est faible en raison du temps pour que la solution se mette en mouvement au sein du sédiment. En quelques heures, le courant atteint une valeur de crête en raison de la forte concentration ionique qui s'accumule dans le fluide interstitiel aqueux [6]. En effet, cette hausse du courant est directement corrélée à la variation du pH au sein du sédiment, pH initialement légèrement basique (8,4) et qui s'acidifie à proximité de l'anode, à cause de l'électrolyse de l'eau qui génère des ions H^+ . Dans ces conditions de faible pH, la conductivité du sol est élevée en raison également de la présence de composés inorganiques qui se solubilisent sous forme d'ions dans l'eau interstitielle. L'augmentation de courant est accompagnée d'une augmentation de la température (effet Joule) dans le compartiment du sédiment, qui atteint 35°C. Puis, le courant diminue progressivement car la conductivité électrique diminue, du fait des réactions d'électrolyse qui réduisent la concentration ionique totale en neutralisant les ions H^+ par les ions OH^- . En effet, la mobilité ionique des ions hydroxydes, produits à la cathode et migrant vers l'anode, est plus faible que celle des protons ; par conséquent cette neutralisation

ne survient que dans un deuxième temps, après une première acidification globale du milieu. Le pH a donc tendance ensuite à ré-augmenter à partir de la région de la cathode, du fait de la production des ions OH^- , le phénomène de précipitation des métaux à pH neutre ou basique contribuant également à la baisse de la conductivité électrique.

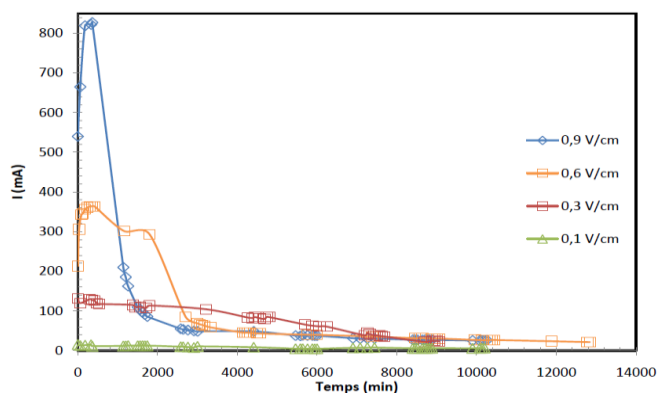


FIG. 2 – Evolution du courant électrique en fonction de la durée du traitement

En outre, quelles que soient les tensions appliquées au sédiment traité, les différents tests ont montré une tendance similaire concernant la capacité de drainage de l'eau par électro-osmose : le débit d'eau récupérée en sortie de cathode augmente dans un premier temps, puis il diminue de manière significative à un stade ultérieur du traitement, comme le montre la figure 3. On peut assez rapidement observer que le volume d'eau recueillie en fonction du temps par l'effet combiné de la gravité et du potentiel électrique imposé (0,1 ; 0,3 ; 0,6 ; 0,9 V/cm) est nettement plus important que l'eau recueillie sous l'effet de la gravité seule (0 V/cm). Ceci montre que la déshydratation est nettement accélérée sous l'effet d'un champ électrique, et ce, d'autant plus que le potentiel électrique imposé est important. En effet, un très faible potentiel électrique, égal 0,1 V/cm, montre une influence négligeable sur le drainage, tandis qu'un potentiel de 0,9 V/cm intensifie l'effet sur le drainage d'un facteur 8. Cela peut s'expliquer par une densité de courant importante, qui augmente la dissociation en ions H^+ et OH^- et qui accélère ainsi l'expulsion de l'eau. En effet, sous l'effet d'un champ électrique, les ions présents en solution migrent, entraînant avec eux (par transfert d'énergie cinétique) les molécules neutres de solvant. Dans le cas de sédiments dont la surface est globalement chargée négativement, les contre-ions positifs, présents en excès dans la double couche, vont transmettre une force d'entraînement importante au solvant. Il en résulte un mouvement net du fluide dans la direction de migration des cations, c'est-à-dire de l'anode vers la cathode : cela correspond au flux électro-osmotique. Les cations majoritaires étant les ions H^+ , de mobilité ionique plus importante que les ions OH^- , on comprend alors que l'augmentation de leur dissociation entraîne un flux électro-osmotique (donc un drainage) plus important.

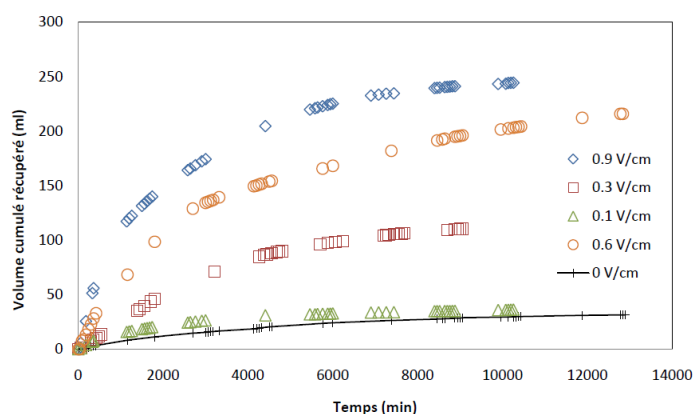


FIG. 3 – Evolution du volume d'eau de drainage récupéré dans le temps

3.2 Variation du pH et de la conductivité électrique à l'issue du traitement

La figure 4 montre la variation du pH au sein du sédiment après que les essais aient été achevés. Les tests ont

montré que, quelle que soit la tension appliquée en cours de traitement, le pH du sédiment a augmenté en s'éloignant de l'anode et en s'approchant de la cathode. Plus le potentiel électrique imposé est grand, plus on constate la progression d'un front basique au sein du sédiment, qui finit par dominer la chimie de l'échantillon. La valeur du pH à proximité de l'anode reste toutefois plus faible que le pH initial du sédiment, quel que soit le potentiel électrique appliqué. En l'absence de potentiel électrique, le pH à l'anode est approximativement le même que le pH à la cathode.

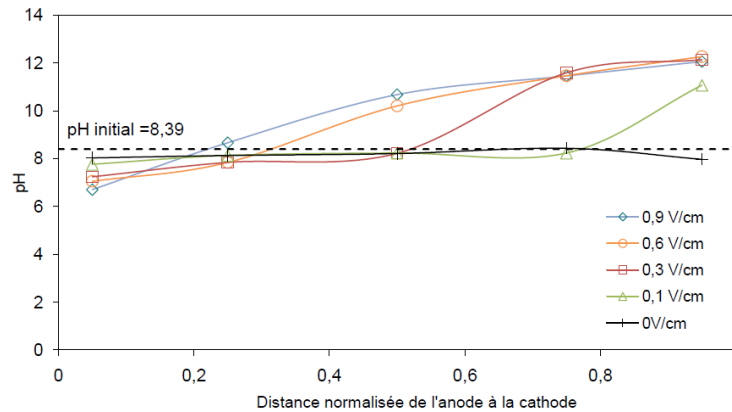


FIG. 4 – Gradient de pH au sein du sédiment en fin de traitement

La conductivité électrique a également varié considérablement après le traitement électrocinétique, comme le montre la figure 5. A l'issue de tous les tests, quelle que soit la tension appliquée, la plus faible conductivité électrique est observée dans le milieu de la colonne de sédiment et est inférieure à la valeur initiale (1577 μS). En revanche, aux deux extrémités, la conductivité est plus élevée et dépasse la valeur de la conductivité initiale du sédiment. Il est également constaté qu'à proximité de l'anode, la conductivité augmente fortement avec l'augmentation du champ électrique appliqué, ce qui est dû au pH plus acide du sédiment (forte génération de protons et d'ions solubilisés). En revanche, la conductivité électrique s'avère plus faible au niveau de la cathode quand la tension appliquée est plus élevée, du fait que le milieu est devenu fortement basique et que des précipitations chimiques ont eu lieu [7].

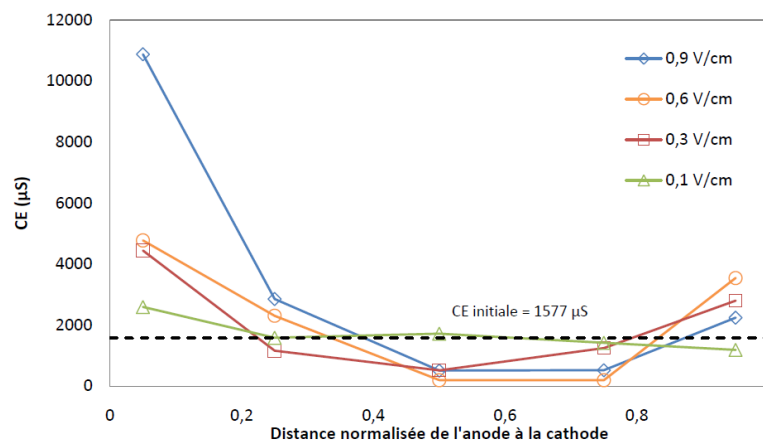


FIG. 5 – Gradient de conductivité électrique (CE) au sein du sédiment après traitement

3.3 Consolidation du matériau et consommation énergétique

Le Tableau 2 résume les différents tests réalisés et relie les données de tassement du matériau et de récupération d'eau à la consommation d'énergie électrique pour 148 heures de traitement, en fonction de la valeur du champ électrique et de la durée de traitement. La dépense d'énergie varie de 25,16 à 393,68Wh, ce qui est conforme à des travaux similaires relatés par d'autres chercheurs [4]. Quant à la consolidation du matériau, on voit d'après le tableau 2 qu'il est directement lié au volume d'eau drainé ; ainsi, pour une

différence de potentiel de 0,9 V/cm appliquée au sédiment, c'est-à-dire lorsque la déshydratation est maximale, on réduit de 11,5% en volume de matériau par simple drainage de l'eau interstitielle.

N° de l'essai	Potentiel électrique (V/cm)	Durée de traitement (h)	Puissance consommée (Wh)	Volume d'eau cumulé récupéré (mL)	Tassement final du matériau (mm)
1	0	148	0	28,4	10
2	0,1	148	25,16	35,2	11,5
3	0,3	148	222	110,1	17
4	0,6	148	340,4	194,9	21
5	0,9	148	393,68	241,2	23

TAB. 2 – Données sur l'efficacité du traitement en terme énergétique, de capacité de déshydratation et de tassement du matériau

4 Conclusions

Cette étude s'inscrit dans le cadre d'une campagne d'essais réalisés pour comprendre le comportement des sédiments soumis à un champ électrique, ceci afin d'accélérer le processus de déshydratation. Compte tenu des résultats obtenus, nous pouvons établir les conclusions suivantes :

- Le traitement électrocinétique génère des changements de pH au sein du sédiment, qui peut aller, suivant la tension imposée, de pH 6,7 à l'anode à pH 12,1 à la cathode. Ce phénomène a, à priori, un faible impact environnemental sur le relargage des éléments traces métalliques immobilisés par précipitation dans le sédiment, puisqu'ils ne seront pas libérés dans l'eau dans cette plage de pH.
- L'intensité du courant électrique dépend du potentiel imposé et varie au cours du traitement : il dépend de la conductivité du sédiment, qui elle-même dépend de la concentration des espèces ioniques présentes dans le fluide interstitiel ; plus la concentration ionique est élevée, plus le courant sera passant à travers le matériau poreux ; le flux électro-osmotique est en corrélation directe avec le courant électrique ; il diminue quand le courant électrique faiblit. Au final, la conclusion la plus importante est que lorsqu'on augmente la valeur de la tension imposée entre les électrodes, l'efficacité de la déshydratation est très nettement augmentée. L'application du potentiel électrique se traduit par une dépense d'énergie qui est proportionnelle au volume d'eau drainé.
- Enfin, le tassement de l'échantillon suit la tendance du drainage : plus le volume d'eau drainé est important, plus le sédiment se tasse et se consolide.

Références

- [1] Alzieu C., Dragages et environnement marin, Ifremer, Brest et Nantes, Ministère de l'Aménagement du territoire et de l'Environnement, Paris, 1999.
- [2] Acar, Y.B., Alshawabkeh A.N., Principes of electrokinetic remediation, Environmental Science and Technology, 27, 2638-2647, 1993.
- [3] Mahmoudi A, Olivier J., Vaxelaire J., Andrew F.A., Hoadley A.F.A., Electrical field: A historical review of its application and contributions in wastewater sludge dewatering, Water Research, 44, 2381-2407, 2010.
- [4] Reddy K.R., Urbanek A., Khodadoust A.P., Electroosmotic dewatering of dredged sediments: Bench-scale investigation, Journal of Environmental Management, 78, 200-208, 2006.
- [5] Al-Hamdan A.Z., Reddy K.R., Transient behavior of heavy metals in soils during electrokinetic remediation, Chemosphere, 71, 860-871, 2008.
- [6] Saichek R.E., Reddy K.R., Effect of pH control at the anode for the electrokinetic removal of phenanthrene from kaolin soil, Chemosphere, 51, 273-287, 2003.
- [7] Cherifi M., Hazourli S., Ziati M., Initial water content and temperature effects on electrokinetic removal of aluminium in drinking water sludge, Physics Procedia, 2, 1021-1030, 2009.