

Université du Québec
Institut National de la Recherche Scientifique
Centre Eau Terre Environnement

**Décontamination électrocinétique des sols principalement contaminés
par du Zinc et du Chrome**

Par
Mohamed Zhioua

Mémoire présenté pour l'obtention du grade de
Maître (M.Sc.) en sciences de la terre

Jury d'évaluation

Président du jury et
Examineur interne

Dr. Guy Mercier
INRS- Centre ETE

Examineur externe

Dr. Adjallé Kokou
UQTR

Directeur de recherche

Dr. Patrick Drogui
INRS- Centre ETE

REMERCIEMENTS

Ce travail est réalisé dans le cadre de mon programme de maîtrise de recherche en sciences de la terre sous la direction de Dr. Patrick Drogui.

Je tiens tout d'abord à remercier mon directeur de recherche Dr Patrick Drogui et son associé de recherche Dr Ahmad Dirany pour leurs précieux conseils ainsi que l'orientation, la confiance et la patience qu'ils m'ont données. J'aimerais en outre, présenter mes remerciements aux Dr Guy Mercier, président du jury, et Dr Adjallé Kokou, examinateur externe, d'avoir accepté d'examiner et évaluer mon travail et l'enrichir par leurs propositions.

Mes remerciements vont également au Dr Rabih Saad président fondateur de la compagnie Enviro-Experts pour ses conseils et sa collaboration et son soutien moral et financier dans l'accomplissement de ce travail.

Je tiens aussi à remercier tous mes professeurs pour le temps qu'ils ont consacré afin de me transmettre leurs savoirs chacun dans son domaine et qui par leurs compétences m'ont soutenu dans la poursuite de mes études.

Je veux profiter de cette occasion pour présenter mes sentiments de gratitude envers la première école de ma vie, c'est-à-dire ma famille. Mes parents, Mouldi Zhioua et Michket Bouaziz qui m'ont offert au-delà de tout ce que je pouvais désirer et mériter. Mon frère Mamoun et mes sœurs Meriam et Zeineb avec qui j'ai passé mon enfance et auprès de qui j'ai appris le sens de la famille.

Bien sûr je ne peux pas oublier ma femme Zeineb Mbarek, mon amour et ma partenaire dans tous les aspects de la vie. Elle qui a passé des nuits d'hiver à m'attendre pendant que j'étais sur la route du Québec vers Montréal. Elle qui m'a encouragé et m'a soutenu pendant mes moments de faiblesse. Merci Zeineb.

Je veux aussi remercier mes beaux-parents, Ghazi Mbarek et Wafa Mbarek pour leur soutien moral et leur encouragement.

Je veux profiter aussi pour rendre hommage à mon ami et mon collègue de bureau à l'INRS, l'étudiant Adnen Moussaoui. Nous avons étudié et travaillé ensemble sur un projet dans le cadre du cours intitulé suivi environnemental. Adnen Moussaoui est une personne pleine d'énergie, trop gentille, sympathique, toujours chaleureuse et souriante. Son décès à la suite d'un accident de voiture tragique m'a fait beaucoup de peine. Paix à son âme.

Enfin, j'adresse mes plus sincères remerciements à tous mes proches et mes amis qui m'ont toujours encouragé au cours de la réalisation de ce travail.

Merci à tous et à toutes.

RÉSUMÉ

Les terrains contaminés par les métaux lourds constituent une problématique d'actualité mondiale. Ils sont de plus en plus nombreux à cause de développement industriel et urbain. Plusieurs technologies ont été inventées et développées pour faire face à cette problématique. Au nombre de celles-ci se trouve la technologie de traitement par voie électrocinétique qui présente de bons rendements d'enlèvement des métaux des sols contaminés. Le traitement électrocinétique est basé sur le principe d'appliquer un courant électrique en continu entre deux électrodes respectivement plongées dans une chambre anodique et cathodique. L'effet du courant électrique induit l'électrolyse de l'eau. Les ions H^+ et OH^- sont générés respectivement à l'anode et à la cathode. Les H^+ sont responsables de la baisse de pH et de l'acidification du milieu dans le compartiment anodique, alors que les OH^- sont à l'origine de l'augmentation de pH dans le compartiment cathodique. L'acidification du milieu contribue à la solubilisation des métaux (Cr et Zn) dans le liquide interstitiel, suivi de la migration de ces métaux vers la cathode sous l'effet de l'électro-osmose et l'électro-migration. Au voisinage de la cathode (sous l'effet du pH basique) le Cr et le Zn sont susceptibles de précipiter sous forme de sels d'hydroxydes (hydroxyde de chrome et hydroxyde de zinc) lesquels par la suite peuvent être récupérés ou extraits par pompage. Plusieurs paramètres peuvent influencer le processus de décontamination par voie électrocinétique. Dans le cadre de ce travail nous avons évalué les effets de pH, la distance interélectrode, le focusing effect, la siccité et la durée de traitement sur l'efficacité de la migration du Cr et du Zn de l'anode vers la cathode. Les résultats des expériences ont montré des pourcentages plus ou moins satisfaisants qui varient entre 25 % et 80 % de migration de Cr et de Zn dépendamment des conditions expérimentales imposées. D'autres paramètres (tels que l'utilisation de différents types d'électrolytes et de membranes d'échange anionique et cationique) n'ont pas fait l'objet de cette étude. Ils pourront être étudiés dans des travaux subséquents.

Mots clés : Électrocinétique, métaux lourds, in-situ traitement, pH, distance interélectrode, focusing effect, durée de traitement.

ABSTRACT

For the past two decades, contaminated sites are one of the world's biggest environmental concern, specifically sites contaminated with heavy metals. With the fast development of industrial activities and urbanization, the number of heavy metals contaminated sites is increasing. Thus, many technologies were developed to minimize the effects of heavy metals contaminants on soil. Electrokinetic technology was one of the methods for soil remediation. This technology has proven that it has a high removal efficiency of heavy metals from soil. The method involves applying a low direct current (DC) to generate a voltage gradient in an electrode field underground. The water electrolyze at the anode, generates H^+ ions that causes the acidification of the anodic medium. Therefore, this acidification contributes to solubilizing Cr and Zn in the interstitial fluid. Contaminants will then be transported to either anodic or cathodic electrodes depending on their charge. Thus, Cr and Zn will be transported by two main mechanisms, electromigration and electro-osmosis. On the other hand, water electrolyze at the cathode generates OH^- ions that causes an alkaline medium. Therefore, under the effect of the alkaline pH, Cr and Zn will precipitate as complexes of hydroxide salts. To insure a more efficient removal of heavy metals from soil, several parameters must be taken into consideration and controlled. The effects of pH, inter-electrodes distance, focusing phenomena, time of treatment and soil dryness was investigated through several experiments throughout this study. The results of these experiments showed that the percentage of Cr and Zn ions that migrate towards the cathode room varies between 25 and 80 % depending on tested parameters.

Other parameters influence the removal efficiency of heavy metals, exist but have not been evaluated in this study.

Keywords: Electrokinetic, Heavy metals, in situ remediation, distance inter-electrodes, focusing effect, treatment period

TABLE DES MATIÈRES

1. INTRODUCTION.....	1
2. PROBLÉMATIQUE	3
3. CADRE RÉGLEMENTAIRE	5
4. REVUE DE LITTÉRATURE.....	9
4.1 Le sol.....	9
4.2 Les métaux lourds : définition.....	10
4.2.1 Chrome	11
4.2.2 Cuivre	12
4.2.3 Zinc	13
4.2.4 Plomb.....	14
4.3 Les terrains contaminés par des métaux lourds	15
4.4 Les méthodes de traitement des sols pollués en métaux toxiques.....	17
5. DÉCONTAMINATION ÉLECTROKINÉTIQUE DES SOLS POLLUÉS PAR DES MÉTAUX TOXIQUES	19
5.1 Concept scientifique	19
5.2 Facteurs influençant le traitement électrocinétique.....	22
5.2.1 Effet du pH.....	22
5.2.2 La texture de sol	23
5.2.3 Les électrodes.....	24
5.2.4 Intensité de courant électrique	25
5.2.5 Effet focusing	25
5.2.6 Distance interélectrode	26
5.2.7 Temps de traitement	26

5.2.8	Effet de l'électrolyte.....	27
5.3	Objectif général, objectifs spécifiques et hypothèses de recherche	27
5.3.1	Objectif général.....	27
5.3.2	Objectifs spécifiques	27
5.3.3	Hypothèses	28
5.4	Méthodologie.....	28
5.4.1	Méthode expérimentale	28
5.4.2	Matériel	29
5.4.3	Les contaminants visés.....	30
6.	EXPÉRIENCES ET RÉSULTATS	32
6.1	Expériences.....	32
6.2	Résultats et interprétations.....	46
6.2.1	Effet pH.....	46
6.2.2	Effet de la température et l'intensité électrique (I).....	48
6.2.3	Effet de la texture du sol	50
6.2.4	Effet de la siccité.....	52
6.2.5	Effet de la durée de traitement.....	52
6.2.6	Effet profondeur de la contamination	54
6.2.7	Effet des filtres anodique et cathodique	55
6.2.8	Effet de la distance interélectrode.....	56
6.2.9	Le phénomène de l'« effet focusing»	59
7.	CONCLUSIONS ET RECOMMANDATION.....	61
8.	RÉFÉRENCE	63

LISTE DES TABLEAUX

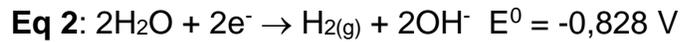
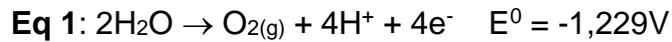
Tableau 3.1 Évolution des événements marquant la gestion des terrains contaminés au Québec (tiré du bilan sur la gestion des terrains contaminé au 31 décembre 2010, MDDELCC).....	5
Tableau 3.2: Critère A, B et C tel que fixé par le MDDELCC	6
Tableau 3.3 Grille des critères génériques pour les sols (MDDELCC, 2016)	8
Tableau 4.1 Les principaux constituants du sol (selon Soltner, 2005)	9
Tableau 4.3 Caractéristique chimiques du Chrome (Tiré de FUTURA SCIENCES).....	11
Tableau 4.4 Concentration du chrome total selon les critères génériques pour le sol (MDDELCC)	12
Tableau 4.5 Caractéristique physico-chimiques du cuivre (Tiré de FUTURA SCIENCES)	12
Tableau 4.6 Concentration du cuivre selon les critères génériques pour le sol (MDDELCC)	13
Tableau 4.7 Caractéristique physico-chimique du zinc (Tiré de FUTURA SCIENCES)	13
Tableau 4.8 Concentration du zinc selon les critères génériques pour le sol (MDDELCC)	14
Tableau 4.9 Caractéristique physico-chimique du plomb (Tiré de FUTURA SCIENCES)	14
Tableau 4.10 Concentration du plomb selon les critères génériques pour le sol (MDDELCC)	15
Tableau 4.11 Résumé des statistiques des bilans des années 1993, 1996, 2001, 2005 et 2010 (Tiré du bilan sur la gestion des terrains contaminés, MDDELCC, 2010).....	16
Tableau 4.12 Les méthodes in-situ de la réhabilitation environnementale des sols contaminés par les métaux toxiques	18
Tableau 6.1 Les masses des molécules des métaux injectés pour l'expérience 1 et 2 .	33
Tableau 6.2 Concentrations des métaux dans les sols S1 et S2 après le dopage	34
Tableau 6.3 Granulométrie des sols utilisés lors des expériences de 1 à 4	34
Tableau 6.4 Masse de réactifs solubilisé	35
Tableau 6.5 Les concentrations des sols après le dopage Exp 3.....	36

Tableau 6.6 Évaluation du pH et de l'intensité électrique au cours du temps pour l'Exp1	37
Tableau 6.7 Paramètres de l'expérience 4	38
Tableau 6.8 Résultats d'analyse de l'expérience 4.....	39
Tableau 6.9 Conditions expérimentales -Exp 5	40
Tableau 6.10 Description de l'expérience 5 – Exp5.....	42
Tableau 6.11 Condition expérimental de l'expérience 6 – Exp 6	43
Tableau 6.12 Les conditions expérimentales de l'expérience 8.....	45
Tableau 6.13 Concentration des métaux à l'anode et à la cathode Exp 1	47
Tableau 6.14 Pourcentage de migration du Cr et du Zn par rapport à la siccité du sol .	52
Tableau 6.15 Concentrations des échantillons de surface par rapport au fond pour le Cr et le Zn.....	54

LISTE DES FIGURES

Figure 3-1 Carte des provinces géologique du Québec (Guide d'intervention, juillet 2016)	7
Figure 5-1 Réacteur de décontamination électrocinétique des sols pollués avec les métaux lourds	21
Figure 6-1 Réacteur utilisé pour toutes les expériences	33
Figure 6-2 Texture du sol S1 et S2	35
Figure 6-3 Mélange des métaux	36
Figure 6-4 Expérience Exp4	39
Figure 6-5 L'évolution de la température, du pH et de l'intensité de courant lors de l'Exp4.....	40
Figure 6-6 Texture du sol S3	43
Figure 6-7 L'effet focusing- Exp 8.....	44
Figure 6-8 Évolution du pH au cours du temps Exp 1	47
Figure 6-9 L'effet de l'intensité de courant sur l'efficacité du traitement	48
Figure 6-10 L'évolution de la température et de l'intensité électrique, Exp 2.....	49
Figure 6-11 Un réacteur de traitement électrocinétique développé par Ruben Lopez...	50
Figure 6-12 L'effet de la texture du sol sur l'efficacité du traitement.....	51
Figure 6-13 Évolution de l'efficacité de traitement par rapport au temps- Exp 5.....	53
Figure 6-14 Efficacité de migration des métaux avec et sans filtre anodique et cathodique	56
Figure 6-15 Influence de la distance interélectrode	57
Figure 6-16 Couche verdâtre à l'expérience 7.....	58
Figure 6-17 Evolution du pH- Exp 8.....	60

LISTE DES EQUATIONS



Eq 3: $E = E^0 (\text{M}^{n+}/\text{M}) + 0.06/n \log ([\text{M}^{n+}])$

Eq 4: $E = E^0 (\text{Cu}^{2+}/\text{Cu}) + 0.03 \log ([\text{Cu}^{2+}])$

Eq 5: $E = E^0 (\text{Ag}^+/\text{Ag}) + 0.06 \log ([\text{Ag}^+]) = E^0 (\text{Ag}^+/\text{Ag}) + 0.06 \log (K_s/[\text{Cl}^-])$

Eq 6: $E = E^0_{\text{ox/red}} + 0.059/n \log ([\text{ox}]/[\text{red}])$

Eq 7: $E = E^0 (\text{F}^{3+} / \text{F}^{2+}) + 0.59/1 \log ([\text{F}^{3+}]/[\text{F}^{2+}])$

Eq 8: $U = R \times I$

Eq 9: $W = U \times I \times t$

Eq10 Efficacité (%) = $([\text{M}_{\text{ref}}] - [\text{M}_{\text{an}}]) / [\text{M}_{\text{ref}}] \times 100$



LISTE DES ABREVIATIONS

MELCC : Ministère de l'environnement et des changements climatiques

OMS : Organisation mondiale de la santé

L.Q.E : Loi sur la qualité de l'environnement

GERLED : Groupe d'étude et de restauration des lieux d'élimination de déchets

GTC : Gestion des Terrains Contaminés

RESC : Règlement sur l'enfouissement des sols contaminés

RPRT : Règlement sur la protection et la réhabilitation des terrains

M.L : Métaux lourds

HAP : Hydrocarbures aromatiques polycycliques

BETX : Benzène, Ethylebenzène, Toluène et Xylène

FP: Focusing phenomenon

NPL: National Priority List

S1: Sol 1

S2: Sol 2

S3: Sol 3

Exp: Expérience

Zn: Zinc

Cr:Chrome

1. INTRODUCTION

Après la révolution industrielle de 19^{em} siècle, le monde a vécu la pire période de la destruction environnementale avec la déforestation, l'extraction de l'énergie fossile, l'industrie métallurgique, etc. À l'époque, l'homme ne réalisait pas l'ampleur de la catastrophe naturelle dont il est la cause. Au contraire, il était au cœur de la course économique et industrielle pour créer des empires et gouverner le monde. Cette course est allée jusqu'à ces limites pour engendrer les deux guerres mondiales au début du 20^{em} siècle. Pendant cette période l'industrialisation était à son pic avec l'utilisation des produits chimiques et métalliques pour la fabrication des armes et des moyens de transport tels que les bateaux, les avions, les sous-marins et les trains. Un vrai désastre environnemental qui ne posait aucun problème ou préoccupation à l'époque. Par la suite, le monde entrait dans une concurrence industrielle et économique, mais cette fois-ci beaucoup plus exponentielle. Par conséquent, ce développement industriel a perturbé l'environnement de notre écosystème. L'eau, l'air et le sol sont les composantes fondamentales des écosystèmes de notre planète. Toute modification ou perturbation environnementale d'une de ces trois composantes influencera la qualité de vie de l'homme, de la faune et de la flore. Dans ce sens, la communauté mondiale a pensé établir le concept de développement durable dans le cadre de l'agenda 21 en 1992 à Rio de Janeiro. Entre autres, la deuxième section de cet agenda traite les problèmes associés à la conservation et à la gestion des ressources afin de les protéger pour les générations futures. Dans le cadre de ce travail, nous nous intéressons à une des ressources naturelles qui devrait être protégée, soit le sol. Ces dernières décennies, il est souvent question de la problématique de la contamination des sols dans le monde. À la suite de l'industrialisation, tel que mentionné auparavant, les terrains sont de plus en plus pollués. Cela comprend une large gamme de polluants qui dépendent des activités réalisées sur ces sols. Les contaminants de sol sont divisés en deux classes : organiques ou inorganiques. Les contaminants organiques sont des composés chimiques qui contiennent du carbone et se trouvent généralement dans l'environnement à la suite d'activités anthropiques. Les principaux polluants organiques sont les dérivés des hydrocarbures pétroliers tels que les hydrocarbures pétroliers C₁₀-C₅₀, les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), les benzènes, toluènes,

éthylbenzène et xylène (BTEX). On trouve aussi les biphényles polychlorés (BPC), les composés phénoliques, les dioxines et furanes, etc. D'autre part, les contaminants inorganiques se trouvent dans l'environnement soit d'une façon naturelle ou d'une façon délibérée à la suite des activités industrielles. Les polluants inorganiques sont principalement les métaux lourds et les métalloïdes.

Grâce à leurs propriétés chimiques ainsi que leur tendance à se biodégrader naturellement dans le sol, les contaminants organiques sont beaucoup plus faciles à éliminer que les contaminants inorganiques. Par conséquent, les techniques de réhabilitation environnementale des sols pollués par les contaminants organiques sont beaucoup plus développées que ceux pollués par des contaminants inorganiques.

Concernant les métaux et les métalloïdes (exp : Pb, Cr, Zn, Cu, As, etc.), ils sont considérés comme un problème environnemental mondial [1]. Ces contaminants posent un problème majeur sur l'environnement et par conséquent sur la santé humaine, la vie sociale et la dynamique économique. Beaucoup de travaux de recherche ont été réalisés pour faire face à ce problème. Des techniques de décontamination ex-situ et in-situ telles que l'excavation et la séparation physique, le lavage de sol, la solidification et stabilisation, la phytoremédiation et l'électroremédiation, ont été développées pour cet effet. Chacune de ces technologies a ses avantages et ses inconvénients. Le choix de la technique de réhabilitation est lié à plusieurs facteurs tels que la nature et la concentration des contaminants, la texture du sol, l'accessibilité, la présence des infrastructures souterraines, le temps de traitement ainsi que le budget requis pour le coût d'implantation de la technologie de décontamination. Dans le cadre de ce travail nous nous intéresserons à la décontamination électrocinétique qui est une des techniques de réhabilitation environnementale in-situ des sols.

Récemment, la réhabilitation électrocinétique des sols a montré des résultats satisfaisants à l'échelle laboratoire ainsi qu'à l'échelle pilote [2]. C'est une technique basée essentiellement sur l'application d'un courant électrique dans le sol pour enlever les métaux lourds et certains composés organiques [3]. Le principe de base est de provoquer un ensemble de phénomènes physiques, chimiques et électrochimiques tels que l'électroosmose, l'électromigration et l'électrolyse de l'eau qui permettent le

déplacement des métaux vers les compartiments des électrodes de charge opposée [4]. Au cours de ces 20 dernières années, plusieurs travaux ont été réalisés sur ce sujet et des résultats satisfaisants ont été enregistrés. Mais étant donné l'hétérogénéité des sols et la diversité des contaminants existant dans les sites réels contaminés, la réhabilitation environnementale devient de plus en plus complexe [5]. C'est la raison pour laquelle elle est très peu commercialisée. Par exemple selon le rapport annuel de US. EPA, le procédé électrocinétique a été utilisé une fois entre 1982 et 2002 [6].

L'avantage majeur de cette technique est qu'elle nous permet de décontaminer les sols en dessous des bâtiments (résidentiels ou industriels) sans procéder aux travaux d'excavation et démantèlement et surtout sans arrêter les activités sur les sites en question. Mais l'application de cette technologie demande le contrôle de plusieurs paramètres tels que le pH, l'humidité, l'intensité du courant électrique, les concentrations en contaminants, l'espace inter électrode, la durée de traitement, la porosité et la texture des sols à décontaminer (granulométrie), etc. L'efficacité de traitement est associée au contrôle de tous ces paramètres.

Dans le cadre de ce travail, nous avons réalisé une série d'expériences sur des sols contaminés en métaux toxiques dans le but d'optimiser le procédé de traitement électrocinétique en imposant différentes conditions expérimentales (granulométrie, siccités, concentrations en métaux, etc.).

2. PROBLÉMATIQUE

Au cours de dernières décennies et en absence d'un procédé efficace de traitement in-situ des sols, il est très difficile de réhabiliter les terrains contaminés par les métaux toxiques. Les concentrations des métaux peuvent largement dépasser les normes selon les critères A, B et C dans les zones industrielles. Durant leur fonctionnement, certains complexes utilisent et génèrent des métaux toxiques, et ce durant des années. Ces activités entraînent une contamination des sols et de l'eau souterraine. Contrairement aux contaminants organiques, les métaux toxiques ne peuvent être dégradés et ils restent dans le sol tant et aussi longtemps qu'ils ne sont pas extraits [7]. Cette pollution des sols par les métaux présente des effets néfastes sur l'environnement et touche grandement l'équilibre de l'écosystème [8] et [9]. Les métaux toxiques affectent

directement la qualité des cultures, détériorent la chaîne alimentaire et en plus ils présentent un risque direct et potentiel sur la santé humaine [9] et [10]. Par exemple, en Chine, plus de 20 millions d'hectares de terrains agricoles sont contaminés par les métaux lourds. Cette contamination pourrait passer vers l'homme à travers l'ingestion et/ou la chaîne alimentaire [11]. Dans le corps humain, le risque de ce type de contaminant est lié à leur capacité à causer des dommages oxydatifs aux tissus vivants [10].

De nos jours, en absence d'une technique efficace de décontamination in-situ des sols pollués par les métaux toxiques, le traitement des terrains contaminés se fait souvent par la méthode de l'excavation et le transport des sols vers des centres d'enfouissement. En effet, cette méthode n'est pas la meilleure. Elle ne fait que déplacer le problème. Parmi les autres méthodes utilisées pour le traitement in-situ des sols pollués par les métaux lourds, on trouve la désorption thermique, la phytoremédiation, le lavage / lessivage, la solidification [12]. La phytoremédiation cible juste la contamination superficielle et elle ne peut pas atteindre les contaminants en profondeur dans le sol. Les autres techniques de réhabilitation tels que le lavage et la désorption thermique peuvent changer la texture du sol, diminuer sa fertilité, augmenter son acidité, influencer l'activité microbienne dans le sol et même affecter la qualité des eaux souterraines [13].

D'autre part, les sols fins pollués par les métaux lourds sont difficiles à traiter par les méthodes de décontamination conventionnelles tel que le lavage In-Situ de sols [12]. La texture de ces sols est caractérisée par une faible conductivité hydraulique qui diminue la vitesse d'écoulement des solutions injectées responsables de la désorption des métaux des pores.

Le travail réalisé dans le cadre de ce projet s'agit d'une collaboration entre la compagnie d'évaluation et réhabilitation environnementale des sites contaminés Enviro-Experts Inc et l'Institut National de la Recherche Scientifique, Centre Eau Terre et Environnement (INRS-ETE). Ce projet a été mis en place pour répondre au besoin d'une réhabilitation environnementale des sols sous un bâtiment résidentiel situé dans la ville de Québec sur le boulevard Charest Ouest et ce, sans procéder aux travaux d'excavation et de démantèlement des infrastructures souterraines.

3. CADRE RÉGLEMENTAIRE

La réglementation pour la protection et la réhabilitation des terrains contaminés peut varier d'un pays à un autre, et ce, dépendamment de leurs stratégies nationales. La mise en place d'une réglementation vise à protéger la qualité environnementale des sols afin d'assurer une vie sociale saine et prospère ainsi que de respecter les principes du développement durable. Les terrains contaminés posent un problème au Québec, c'est la raison pour laquelle le programme GERLED (Groupe d'Étude et de Restauration des Lieux d'Élimination de Déchets) a été créé en 1983 [14]. Ce programme a permis de publier, pour la première fois, en 1988 la politique de réhabilitation des terrains contaminés. Depuis, la réglementation et les événements évoluent au fur et à mesure des statistiques des terrains contaminés enregistrés. Le tableau 3.1 présente l'évolution de la réglementation et des publications environnementales depuis 1983 selon le bilan sur la gestion des terrains contaminés publié le 31 décembre 2010.

Tableau 3.1 Évolution des événements marquant la gestion des terrains contaminés au Québec (tiré du bilan sur la gestion des terrains contaminés au 31 décembre 2010, MDDELCC)

Année	Évènement
1983	Création du groupe d'étude et de restauration des lieux d'élimination de déchets dangereux (GERLED)
1984	Publication DE l'inventaire GERLED
1988	Publication de la politique de réhabilitation des terrains contaminés
1990	Adoption du projet de loi 65, Loi modifiant la loi sur la qualité de l'environnement L.Q.1990, chapitre 26 (principe pollueur-payeur)
1991	Mise en place du système de gestion des terrains contaminés (GTC)
1998	Publication de la politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés Programme Rivi-Sols, un programme d'aide financière pour la réhabilitation des terrains contaminés en milieu urbain (1998-2005)
2001	Entrée en vigueur du Règlement sur l'enfouissement des sols contaminés (RESC)
2003	Entrée en vigueur de la section IV.2.1 de la loi sur la qualité de l'environnement, amenant de nouvelles dispositions législatives relatives à la réhabilitation des terrains contaminés Entrée en vigueur du Règlement sur la protection et la réhabilitation des terrains (RPRT)
2006	Début de la constitution de l'inventaire sur le passif environnemental de l'État Entrée en vigueur du règlement sur l'enfouissement et l'incinération de la matière résiduelle (REIMR)

2007	<p>Lancement du programme Clima-Sol, un programme d'aide à la réhabilitation de terrains contaminés situés dans les municipalités du Québec, pour des projets s'inscrivant dans la démarche québécoise de développement durable, dans la lutte contre les changements climatiques (2007-2015)</p> <p>Entrée en vigueur du Règlement sur le stockage et les centres de transfert des sols contaminés (RSCTSC)</p>
-------------	--

Au Québec, le Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les Changements Climatiques (MELCC) a mis en place différents guides, à cet effet, qui est chapeauté par la loi sur la qualité de l'environnement (L.Q.E). La politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés a déterminé une grille de critères indicatifs de la contamination des sols. Cette grille comporte une gamme des polluants pour l'environnement, auxquels associés à chacun d'eux, des valeurs de concentrations limites déterminant trois seuils d'intervention soit <A, A-B, B-C et C < (Tableau 3.2). Pour les contaminants inorganiques, le critère A correspond aux concentrations qui se trouvent naturellement dans le sol du Québec dépendamment des provinces géologiques du Québec tel que présentés dans la figure 3.1 [15].

Les critères B et C correspondent aux teneurs limites, respectivement, des annexe I et annexe II du *règlement sur la protection et réhabilitation des terrains* (RPRT).

Tableau 3.2: Critère A, B et C tel que fixé par le MDDELCC

Niveau	Description
< A	Aucune restriction sur l'usage
A-B	Sol acceptable pour usage résidentiel, récréatif, institutionnel et commercial dans un secteur résidentiel.
B	Limite maximale acceptable pour des terrains à vocation résidentielle.
B-C	Sol acceptable pour usage commercial et industriel dans un secteur industriel
C	Limite maximale acceptable pour des terrains à vocation commerciale, non situés dans un secteur résidentiel, et pour des terrains à usage industriel.

Figure 3-1 Carte des provinces géologique du Québec (Guide d'intervention, juillet 2016)



Provinces géologiques du Québec

- Provinces**
- Plate-forme de la baie d'Hudson
 - Plate-forme du Saint-Laurent
 - Province de Churchill
 - Province de Grenville
 - Province de Nain
 - Province des Appalaches
 - Province du Supérieur
- Sous-province (Québec)**
- Plate-forme des Basses-Terres du Saint-Laurent
 - Fosse du Labrador

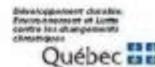
Métadonnées
 Système de référence Géodésique
 Projection cartographique

Sources
Données
 Base de données géographique et administratives (BDGA) à l'échelle 1:5 000 000
 Provinces géologiques

NAO ES compatible avec le système mondial WGS 84
 Conique conforme de Lambert

Organisme
 Ministère des Ressources naturelles, de la Faune et des Parcs, 2004
 Ministère des Ressources naturelles, 2012
 Ressources naturelles Canada, 1997

Réalisation
 Direction générale de l'écologie et de la conservation
 Direction de l'expertise en biodiversité
 © Gouvernement du Québec, septembre 2015



Le tableau 3.2 est établi selon les informations tirées du *Guide d'intervention- Protection des sols et réhabilitation des terrains contaminés* [16] ainsi que le site officiel LégisQuébec, Q-2, r.37 –Règlement sur la protection et la réhabilitation des terrains à jour au 1^{er} mars 2018.

D'autre part, selon l'article 4 du *règlement sur l'enfouissement des sols contaminés* (RESC), les sols dont les concentrations en contaminants dépassent les valeurs limites fixées par l'annexe I du RESC, doivent être traités avant l'enfouissement [16].

Le tableau 3.3 présente les concentrations limites fixées par l'annexe I (critère B) et II (critère C) du RPRT ainsi que l'annexe I du RESC (critère D) des métaux et métalloïdes.

Étant donné que la propriété à l'étude est à vocation résidentielle, les concentrations doivent être comparées au critère B de la politique de protection des sols et de la réhabilitation des terrains contaminés.

Tableau 3.3 Grille des critères génériques pour les sols (MDDELCC, 2016)

Métaux et métalloïdes	Critères des sols (mg/kg matière séchée, ppm)			
	A	B*	C*	D**
Argent (Ag)	2	20	40	200
Arsenic (As)	6	30	50	250
Baryum (Ba)	200	500	2000	10 000
Cadmium (Cd)	1.5	5	20	100
Chrome (Cr)	85	250	800	1 500
Cobalt (Co)	15	50	300	4 000
Cuivre (Cu)	40	100	500	2 500
Etain (Sn)	5	50	300	1 500
Mercurure (Hg)	0.2	2	10	50
Molybdène (Mo)	2	10	40	200
Manganèse (Mn)	770	1 000	2 500	2 500
Nickel (Ni)	50	100	500	2 500
Plomb (Pb)	50	500	1 000	5 000
Sélénium (Se)	1	3	10	50
Zinc (Zn)	110	500	1 500	7 500

*Valeurs tirées des annexes I et II du RPRT

**Valeurs tirées de l'annexe I du RESC.

4. REVUE DE LITTÉRATURE

4.1 Le sol

« *Le sol est le produit de l'altération, du remaniement et de l'organisation des couches supérieures de la croûte terrestre sous l'action de la vie, de l'atmosphère et des échanges d'énergie qui s'y manifestent* » (Aubert et Boulaines, 1980, in Lozet et Mathieu, 2002). Le sol est une des composantes abiotiques de l'écosystème terrestre qui constitue un réservoir des éléments nutritifs pour la faune et la flore. Sa position, dans l'écosystème, est la zone d'interface entre l'atmosphère et la lithosphère, ce qui lui donne les caractéristiques des deux milieux ainsi que d'autres caractéristiques propres à lui pour permettre le dynamisme dans l'écosystème terrestre [17]. Le sol est composé d'une phase gazeuse (atmosphère du sol), une phase liquide (solution du sol) et une phase solide qui est constituée par une fraction minérale et une fraction organique [17]. Les principaux constituants du sol sont présentés, selon Soltner 2005, dans le tableau 4.1.

Tableau 4.1 Les principaux constituants du sol (selon Soltner, 2005)

	Constituants solides		Constituants liquides (Solution du sol)	Constituants gazeux (Atmosphère du sol)
	Minéraux	Organiques		
Origine	- Désagrégation physique - Altération biochimique des roches	-Décomposition des êtres vivants	-Précipitations, - nappes, - ruissellement	Air hors sol, matières en décomposition, respiration
Critères de classement	-taille (granulométrie -Qualité (minéralogie)	-Etat (vivant, morts) - Qualité chimique (originelle, transformé)	-Origine (météoriques, phréatiques) -Etat physique (potentiel hydrique) Qualité chimique	Origine (air, organismes) Qualité chimique
Catégories	Selon la granulométrie : - Squelette > 2 mm - Terre fine < 2 mm Selon minéralogie : - Quartz - Minéraux silicatés - Min carbonatés	Organismes vivants Organismes morts Matières organiques hérités, cellulose, lignine, résines Matières organiques humifiées, acide fulvique et humiques, humines.	Eau Substance dissoutes, glucides, alcools, acides organiques et minéraux, cations et anions	Gaz de l'air : N ₂ , CO ₂ , O ₂ . Gaz issus de la respiration et de la composition des organismes : CO ₂ , H ₂ , CH ₄ , NH ₃

(Tableau tiré du *Le sol vivant : Base de pédologie, biologie des sols*, Jean-Michel Gobalt, 2010)

Tel que mentionné dans le tableau 4.1, la phase solide du sol est constituée d'une fraction minérale et une fraction organique. La fraction minérale est issue de la désagrégation physique ainsi que l'altération biogéochimique de la roche mère pour donner des minéraux primaires en un premier temps et des minéraux secondaires en un deuxième temps. Le phénomène de désagrégation physique des roches est principalement sous l'effet des agents climatiques ou météorologiques tels que les précipitations et le vent. Alors que concernant l'altération biogéochimique de la roche est provoquée essentiellement par cinq (5) réactions : l'hydratation, la dissolution, l'oxydation, la réduction et l'hydrolyse [17]. La taille des particules issues de la désagrégation physique et/ou l'altération biogéochimique permet de classer le sol selon sa granulométrie. Cette dernière joue un rôle très important dans la distribution des contaminants dans la matrice du sol ainsi que dans le choix de la technologie de réhabilitation environnementale des sols contaminés.

Concernant la fraction organique dans le sol, elle provient principalement de la décomposition des êtres vivants. La matière organique est composée essentiellement de carbone, d'azote, d'oxygène et d'hydrogène. Sa concentration est variable d'un sol à un autre et permet de déterminer la fertilité d'un sol.

4.2 Les métaux lourds : définition

Les métaux lourds sont des éléments chimiques dont la densité est supérieure à 5g/cm^3 . Ils sont cités dans la littérature sous différentes nomenclatures tels que les métaux toxiques, les métaux, les métaux de transition et les éléments traces. Les métaux lourds existent naturellement dans le sol avec des faibles concentrations. C'est la raison pour laquelle le MELCC a désigné le critère A, de *la politique de protection des sols et de réhabilitation environnementale*, comme le critère générique du fond dont les teneurs en métaux correspondent aux concentrations existantes naturellement dans le sol dépendamment des provinces géologiques (voir la section 2 : cadre Réglementaire).

Certains de ces métaux, comme le zinc et le fer, sont bénéfiques et même indispensables pour le métabolisme des êtres vivants [18]. Leurs absences présentent une carence. Mais leurs toxicités augmentent avec l'augmentation de leurs concentrations dans le sol [19]. Ainsi, les sols seront considérés contaminés. 13 métaux

lourds sont identifiés comme des *polluants prioritaires* par United States Environmental Protection Agency (EPA) : l'antimoine (Sb), l'argent (Ag), l'arsenic (As), le béryllium (Be), le cadmium (Cd), le chrome (Cr), le cuivre (Cu), le mercure (Hg), le nickel (Ni), le plomb (Pb), le sélénium (Se), le thallium (Tl) et le zinc (Zn) [20] (A. Galvez-cloutier et al, 2005).

4.2.1 Chrome

Le chrome, de symbole Cr, est un élément chimique qui appartient à la famille des métaux de transitions. Souvent dans les analyses laboratoire, on obtient les concentrations du chrome total qui est l'ensemble du chrome III, qu'on peut le trouver naturellement dans le sol, et chrome VI généré par des activités anthropiques [16]. Le tableau 4.2 montre les caractéristiques physico-chimiques du chrome.

Tableau 4.2 Caractéristique chimiques du Chrome (Tiré de FUTURA SCIENCES)

Symbole	Cr
Z*	24
M* (u)	51,9961
Densité	7,15
Point de fusion	1907°C
Point d'ébullition	2671°C

* Numéro atomique

** Masse atomique

La toxicité d'un métal est étroitement liée à sa forme chimique. Dans le cas du chrome, à faible concentration, le Cr (III) est élément essentiel pour le métabolisme humain. Il contribue dans le système de contrôle de l'insuline [21]. Cependant, d'après J. Flores-Rodriguez, le Cr (VI) est un élément très toxique. Généralement au laboratoire, la quantification du chrome total est la somme de toutes ses formes. Le chrome a été utilisé dans diverses activités industrielles telles que les tanneries, et l'industrie métallurgiques ce qui lui a donné les caractéristiques polluantes pour l'environnement [21]. L'Organisation mondiale de la Santé (OMS) a fixé une limite de concentration de 0.05 mg/l de chrome total pour les eaux potables [22]. La même norme est adoptée par le MDDELCC (RQEP, 2016). Pour le sol, tel que mentionné dans le cadre réglementaire, le MDDELCC a fixé les critères génériques pour les sols A, B, C et D

selon l'usage de la propriété. Le tableau 4.3 montre les concentrations en mg/kg du chrome total selon les critères générique A, B, C et D de la politique de MDDELCC.

Tableau 4.3 Concentration du chrome total selon les critères génériques pour le sol (MDDELCC)

Critère	A	B	C	D
Concentration (mg/kg)	85	250	800	1500

4.2.2 Cuivre

Le cuivre, de symbole Cu, est un métal de transition qui appartient au groupe 11, période 4 et au bloc d de la table de Mendeleïev. Sa présence dans le sol est naturelle, à la suite d'activités industrielles et surtout de la corrosion des tuyaux. Le cuivre est parmi les métaux les plus utilisés par l'homme surtout dans l'industrie des câbles et des circuits électriques ainsi que dans la construction. Le tableau 4.4 montre les caractéristiques physico-chimiques du cuivre.

Tableau 4.4 Caractéristique physico-chimiques du cuivre (Tiré de FUTURA SCIENCES)

Symbole	Cu
Z*	29
M* (u)	63,546
Densité	8,96
Point de fusion	1084,62°C
Point d'ébullition	2562°C

* Numéro atomique

** Masse atomique

Comme la majorité des oligoéléments, le cuivre est nécessaire pour le métabolisme humain, mais à faible concentration. Cependant, à des concentrations moyennes ou élevées, le cuivre est considéré comme un contaminant pour l'environnement et menace la santé humaine. Par conséquent, l'OMS a fixé le niveau guide du cuivre dans l'eau potable à 2 mg/l [22]. Selon la directive du conseil 98/83/EC, la concentration guide du cuivre dans l'eau potable est de 2mg/l pour l'Union européenne [23]. La même norme est adoptée par le MDDELCC. Pour le sol, tel que mentionné dans le cadre réglementaire, le MDDELCC a fixé les critères génériques pour les sols A, B, C et D selon l'usage de la propriété. Le tableau 4.5 montre les concentrations en mg/kg du

cuivre dans le sol selon les critères génériques A, B, C et D de la politique de MDDELCC.

Tableau 4.5 Concentration du cuivre selon les critères génériques pour le sol (MDDELCC)

Critère	A	B	C	D
Concentration (mg/kg)	40	100	500	2500

4.2.3 Zinc

Le zinc, de symbole Zn, est également un métal de transition qui appartient au groupe 12, période 4 et au bloc d de la table de Mendeleïev. Il aussi parmi les métaux les plus utilisés par l'homme dans diverses industries dont l'industrie pharmaceutique. Pour sa bonne résistance à la corrosion, le zinc est utilisé surtout comme une couche de protection de l'acier contre l'oxydation. C'est la raison pour laquelle il est utilisé souvent dans l'industrie de l'automobile. Le tableau 4.6 montre les caractéristiques physico-chimiques du zinc.

Tableau 4.6 Caractéristique physico-chimique du zinc (Tiré de FUTURA SCIENCES)

Symbole	Zn
Z*	30
M* (u)	65,409
Densité	7,13
Point de fusion	419,527°C
Point d'ébullition	907°C

* Numéro atomique

** Masse atomique

Le zinc fait partie, aussi, de la famille des oligoéléments qui sont nécessaires au métabolisme humain. Sa carence provoque quelques problèmes de santé. Cependant, comme les autres métaux mentionnés auparavant, il est considéré aussi un contaminant qui menace la faune et la flore à des concentrations moyennes ou élevées. Selon les normes de qualité d'eau potable au Québec et les normes de l'Union européenne sur l'eau potable, il n'y a pas une concentration guide fixée (RQEO, 2016) [2]. Alors qu'une concentration guide de 3 mg/l a été fixé par l'OMS [22]. Concernant les concentrations

tolérées en zinc dans le sol, le MDDELCC a fixé les critères génériques A, B, C et D selon l'usage de la propriété. Le tableau 4.7 montre les concentrations en mg/kg du zinc dans le sol selon les critères génériques.

Tableau 4.7 Concentration du zinc selon les critères génériques pour le sol (MDDELCC)

Critère	A	B	C	D
Concentration (mg/kg)	110	500	1500	7500

4.2.4 Plomb

Le plomb, de symbole Pb, est un élément chimique qui fait partie des métaux toxiques. Il appartient au groupe 14, période 6 et bloc p de la table de Mendeleïev. Le tableau 4.8 montre les caractéristiques physico-chimiques du plomb.

Tableau 4.8 Caractéristique physico-chimique du plomb (Tiré de FUTURA SCIENCES)

Symbole	Pb
Z*	82
M* (u)	207,2
Densité	11,35
Point de fusion	327,46°C
Point d'ébullition	1,749°C

* Numéro atomique

** Masse atomique

Le plomb a été utilisé dans l'antiquité pour l'écriture. Par exemple, en 1983, à la nécropole de la Vayssière, les archéologues ont trouvé un texte de prière en langue gauloise pour la druidesse Severa Tertionica, morte il y a plus que 2000 ans, écrit sur une plaque de plomb (Claire König, 2011). Ces derniers siècles le plomb était utilisé dans diverses industries telles que la fabrication de la peinture, la canalisation des eaux ainsi que les batteries. Contrairement au chrome, au cuivre et au zinc, le plomb n'intervient pas dans le métabolisme des êtres vivants. Encore plus, il est considéré comme un élément toxique et il est la cause de beaucoup de maladies principalement le saturnisme. Avec le développement de l'industrie après la révolution industrielle, le saturnisme se propageait de plus en plus surtout avec l'apparition de la peinture et l'essence à base de plomb. D'où son interdiction au XX^e siècle de la part de la majorité

des pays. Au Canada et aux États Unies, le plomb n'est plus utilisé dans l'industrie de la fabrication des peintures depuis les années 1990 (Sécurité à domicile, gouvernement du Canada, 2017). Selon les normes fixées par l'OMS, juste une concentration guide en plomb de 0.01 mg/l est tolérée dans une eau potable [22]. La même norme est utilisée par l'Union européenne et le MDDELCC [23]. Concernant les sols, également le plomb présente un problème majeur au niveau de la réhabilitation et la gestion des sols contaminés. Le tableau 4.9 montre les concentrations en plomb dans le sol selon les critères génériques A, B, C et D de la politique de MDDELCC.

Tableau 4.9 Concentration du plomb selon les critères génériques pour le sol (MDDELCC)

Critère	A	B	C	D
Concentration (mg/kg)	50	500	1000	5000

4.3 Les terrains contaminés par des métaux lourds

La contamination, quel que soit sa nature, non seulement elle engendre des perturbations environnementales et affecte la santé humaine ainsi que la faune et la flore, mais aussi elle a un impact économique sur le marché d'immobilier. Les terrains contaminés par les métaux lourds sont de plus en plus nombreux avec le développement industriel dans le monde. Certains pays aient commencé à établir et fixer des lois et des règlements sévères pour faire face à ce problème et éviter la propagation de la contamination. A l'échelle mondiale, plus de 20 millions d'hectares de terrain sont contaminés par les métaux lourds [24]. Aux états unis, il y a 18 408 sites fédéraux enregistrés contaminés dans the *National Priority List* (NPL). De ce chiffre il y a 52% des terrains sont contaminés par les métaux toxiques en date de juin 2018 [25]. Les trois métaux qui occupent les premiers rangs sont l'arsenic (1 202 sites), le mercure (1 136 sites) et le chrome (1082 sites) [25]. En 2006, une publication faite par le ministère de l'Environnement du Japon montre qu'il y avait 1906 terrains enregistrés contaminés dont 43% sont contaminés par le plomb [26]. En chine, en 2014, le ministère du territoire et des ressources ainsi que le ministère de la Protection de l'environnement ont publié un bilan des sols contaminés entre 2005 et 2013. Ce bilan révèle 16.1 % des terrains sont contaminés et la contamination principale est inorganique (mercure,

l'arsenic, le plomb, le chrome et le zinc) [27]. Ce ne sont que des exemples de pays industriels dans le monde qui souffrent des problèmes de contamination des sols par les métaux toxiques.

Le Canada, notamment le Québec, ne fait pas l'exception. Les terrains contaminés posent un problème environnemental préoccupant à l'échelle nationale. C'est la raison pour laquelle le MDDELCC a créé le système de Gestion des Terrains contaminés (GTC) pour les statistiques et le suivi des terrains contaminés. En 1989, moins de 1000 terrains contaminés ont été enregistrés dans le système GTC. Ce chiffre a augmenté pour atteindre 8334 terrains contaminés à la fin de 2010, dont 26 % qui présentent une contamination en métaux et métalloïdes [28]. Un résumé des bilans des années 1993, 1996, 2001, 2005 et 2010 du système de GTC est présenté dans le tableau 4-10. À partir du 2005, le Système GTC a commencé de quantifier le traitement in situ comme une méthode de réhabilitation. On remarque d'après les pourcentages affichés dans le tableau que le contexte principal du choix de traitement in-situ est l'existence de la contamination sous le bâtiment ou le stationnement avec un pourcentage de 60% en 2005 et 31% en 2010 selon le bilan sur la gestion des terrains contaminés au 31 décembre 2010.

Tableau 4.10 Résumé des statistiques des bilans des années 1993, 1996, 2001, 2005 et 2010 (Tiré du bilan sur la gestion des terrains contaminés, MDDELCC, 2010)

Élément de comparaison	Bilan 1993	Bilan 1996	Bilan 2001	Bilan 2005	Bilan 2010
Terrains enregistrés dans le système de GTC	1384	1870	5125	6240	8334
Nature des contaminants					
Produit pétroliers	69%	73%	78%	85%	80%
Métaux et métalloïdes	30%	28%	19%	18%	26%
HAM	19%	23%	24%	25%	26%
Hydrocarbures chlorés volatils	10%	7%	1%	1%	1%
Composés phénoliques	7%	7%	3%	1%	1%
HAP	6%	6%	8%	13%	23%
BPC	-	-	-	3%	3%
Traitement in situ – Contexte					
Sous le bâtiment ou stationnement				60%	31%
Infrastructure empêchant l'accès				28%	21%
Contamination en profondeur				8%	17%
Espace trop restreint				4%	5%
Autre/aucun contexte particulier				-	26%

4.4 Les méthodes de traitement des sols pollués en métaux toxiques

Avec l'augmentation du nombre des terrains contaminés par des métaux toxiques, de nombreuses technologies de réhabilitation des sols ont été développées dépendamment de la localisation de la contamination et des objectifs de réhabilitation visés. Le choix de la technologie du traitement doit être basé sur un ensemble de critères. Le principe de base est de décontaminer la zone polluée sans générer un autre type de contamination, sans transférer la contamination vers un autre site ou un autre milieu (eau et air) et tout en respectant les principes du développement durable. Dans ce sens, on distingue trois (3) : 1) décontamination in-situ; 2) décontamination on-situ et 3) décontamination ex-situ. Le traitement par la méthode in-situ est une technique de traitement effectuée sur le site sans engager de travaux d'excavation ou démantèlement des infrastructures souterraines [29]. Il s'agit de provoquer des réactions physico-chimiques dans le sol à travers des injections afin de dégrader, déplacer ou stabiliser les contaminants. C'est une méthode relativement moins coûteuse que les autres, mais son délai de traitement est plus long. La réhabilitation on-situ, est une technique de traitement des sols sur le site en question. Il s'agit d'excaver les sols contaminés, les traiter ensuite les retourner à leur endroit après atteindre les objectifs de la décontamination. Par conséquent, il est possible d'épargner les frais de transport et d'acheminement des sols contaminés vers les centres de traitement. C'est une méthode qui permet de gagner le temps, l'argent et l'énergie, mais elle n'est pas applicable sur certains types de sol. Finalement on trouve la méthode ex-situ, qui est une méthode classique de traitement des sols contaminés dans les centres de traitement et d'enfouissement autorisé. C'est une méthode plus coûteuse que celles mentionnées auparavant, mais avec un temps de réhabilitation plus court.

Étant donné leurs caractéristiques physico-chimiques, les métaux lourds sont parmi les contaminants les plus problématiques dans les processus de traitement des sols. Les techniques de réhabilitation utilisées de nos jours sont encore limitées et ne permettent pas d'obtenir des sols propres. Beaucoup de technologies *in-situ et ex-situ* tels que, l'excavation/enfouissement le Lavage (*Washing*), l'extraction thermique, la bioremédiation, la solidification/Stabilisation, la vitrification et l'oxydation chimique ont

été testées et adoptées pour traiter les sols contaminés par les métaux toxiques [12] et [30]. Il y a aussi la méthode biologique en utilisant les bactéries génératrices de l'électricité à partir de l'oxydation de la substance organique [31]. Toutes ces méthodes ont pour objectif de diminuer l'effet de la contamination à travers des procédés biologiques, chimiques, physiques, électriques ou thermiques [24]. Le choix de la méthode appropriée dépend des caractéristiques physico-chimiques des sols ainsi que de la nature de la contamination et un ensemble d'autres paramètres tels que le pH, la texture de sol, la concentration des contaminants, les infrastructures sur le terrain, le temps et le budget de traitement. Chaque méthode possède ses avantages et ses inconvénients. Aux états unis, l'*USEPA (United States Environmental Protection Agency)* a décrit le processus de ces méthodes de décontamination in-situ les plus connus et leur limite tel qu'indiqué dans le tableau 4.11.

Tableau 4.11 Les méthodes in-situ de la réhabilitation environnementale des sols contaminés par les métaux toxiques

(Extrait de: *overview of in situ technologies for remediation of soils contaminated with metals, USEPA, 1997*)

Facteur d'évaluation	Technologie			
	Électrocinétique	Phytoremédiation	Lavage/lessivage	Solidification/Stabilisation
Statut	-Appliquer en Europe - Licencier aux U.S.	-Échelle Pilote	- Échelle commercial	- Échelle commercial
Métaux cibles	Large gamme	Large gamme	Limité	Large gamme
Limites	- <i>State-of-the-art</i>	- <i>State-of-the-art</i> - Longue durée de traitement -Faible concentration en contaminant	-Risque de contamination de l'aquifère	- Manque d'information sur les sols traités à long terme
Paramètre de site	-Homogénéité -Humidité	- Profondeur de la contamination -Concentration en contaminant	- Porosité du sol - La profondeur des écoulements des eaux souterraines	-La présence des débris dans le sol -Profondeur de la contamination.

- **Excavation** : problème de sols pollués sous les bâtiments ainsi que le démantèlement des infrastructures souterraines. Cette technique n'est pas une méthode de traitement,

elle ne fait que déplacer la contamination d'un terrain contaminé vers un site d'enfouissement.

- **La Phyto-remédiation** : N'est pas efficace avec des concentrations élevées des métaux et la décontamination ne se fait que sur la couche superficielle et elle n'atteint pas les profondeurs ;

- **Lavage du sol** : Demande d'utilisation des agents de lavage tels que les acides inorganiques (HCl, HNO₃), les surfactants, les agents chélateurs (EDTA, EDDS). Ces produits chimiques connus par leurs fortes acidités peuvent affecter la fertilité du sol, sa structure ainsi que la qualité environnementale des eaux souterraines [13].

- **Solidification/Stabilisation** : dépend de la présence des débris dans le sol, ajout de produits chimiques dans l'environnement ainsi que le manque d'information sur l'intégrité des sols à long terme.

Ainsi, dans la présente étude, nous envisagerons utiliser la méthode électrocinétique (procédé in-situ) qui semble plus appropriée en vue de la réhabilitation environnementale des sols contaminés par les métaux toxiques sans présenter un danger sur l'environnement ni l'obligation d'interrompre les activités sur le site par démolition ou démantèlement des infrastructures.

5. DÉCONTAMINATION ÉLECTROKINÉTIQUE DES SOLS POLLUÉS PAR DES MÉTAUX TOXIQUES

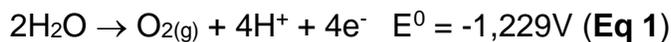
5.1 Concept scientifique

Le traitement électrocinétique, appelé souvent l'électro-décontamination ou l'électromigration est un procédé développé au cours de ces deux dernières décennies et pourrait constituer une avenue prometteuse pour la décontamination des sols et des sédiments.

Le principe de base de l'électrocinétique est de permettre le déplacement des espèces chimiques et ioniques dans les sols sous l'effet d'un champ électrique entre deux ou plusieurs électrodes installées dans une matrice du sol. L'application d'un courant

électrique dans les sols génère plusieurs phénomènes tels que l'électroosmose, l'électro-migration, l'électrophorèse, l'électrolyse de l'eau, etc. Ce qui conduit au transport des contaminants vers les électrodes de charge opposée. Les contaminants accumulés au niveau des électrodes seront par la suite extraits par différentes méthodes tel que le pompage des eaux de proximité [32]. L'électro-migration et l'électro-osmose sont les deux phénomènes les plus importants pour l'enlèvement des polluants inorganiques avec la méthode électrocinétique [33]. Mais le principe de base pour déclencher ces deux phénomènes, l'électromigration et l'électro-osmose est l'électrolyse de l'eau.

Le courant électrique appliqué provoque l'électrolyse de l'eau au niveau des électrodes, l'anode et la cathode [2]. À l'électrode positive (anode), une réaction électrochimique pour la décontamination des sols par électrocinétique se déroule. Cette réaction libère des ions H^+ et de l'oxygène gazeux (**Eq 1**).



Les ions H^+ sont transportés, principalement par migration électrique vers la cathode. La migration de ces protons provoque l'avancement d'un front acide qui déclenche la désorption/dissolution des métaux toxiques adsorbés à la surface des particules du sol [33]. Lorsqu'ils sont solubilisés, ces métaux toxiques chargés positivement se déplacent aussi par migration électrique vers la cathode (électrode négative).

Simultanément, une autre réaction de réduction de l'eau prend place à la cathode. Cette réduction génère des ions OH^- et de l'hydrogène gazeux (**Eq 2**).



Quand les métaux toxiques, solubilisés par le front acide, entrent en contact avec les ions OH^- , ils précipitent sous forme de sels d'hydroxyde, ce qui les immobilise à nouveau dans le sol. Ce phénomène est appelé le « *focusing effect* » [2]. Pour faire face à ce problème et limiter le front basique, une cellule à trois compartiments (compartiment anodique, compartiment cathodique et compartiment de sols) pourrait être utilisée. Les électrodes anodiques et cathodiques seront plongées directement dans leurs compartiments respectifs (à l'extrémité) où l'électrolyte (anolyte et/ou

catholyte) et le sol sont séparés à l'aide d'un papier filtre en fibre de verre (Whatman N°42) permettant ainsi de retenir les particules de sols et de délimiter les compartiments anodique et cathodique tel que présenté dans la figure 5.1. À la fin du traitement, les métaux seront récupérés par pompage directement dans la chambre cathodique sous forme des précipités. Une partie des métaux sera aussi éliminée par une réduction cathodique.

Les électrolytes jouent un rôle primordial dans l'efficacité du traitement électrocinétique. Généralement, des acides comme l'acide citrique ou des agents chélateurs tels que l'acide éthylène diaminetétraacétique (EDTA) sont utilisés pour augmenter la solubilité des métaux. L'utilisation de l'EDTA a montré des résultats satisfaisants dans la remédiation électrocinétique. Mais sa faible biodégradabilité le rend persistant dans le sol [26]. C'est la raison pour laquelle nous avons privilégié l'eau comme électrolyte.

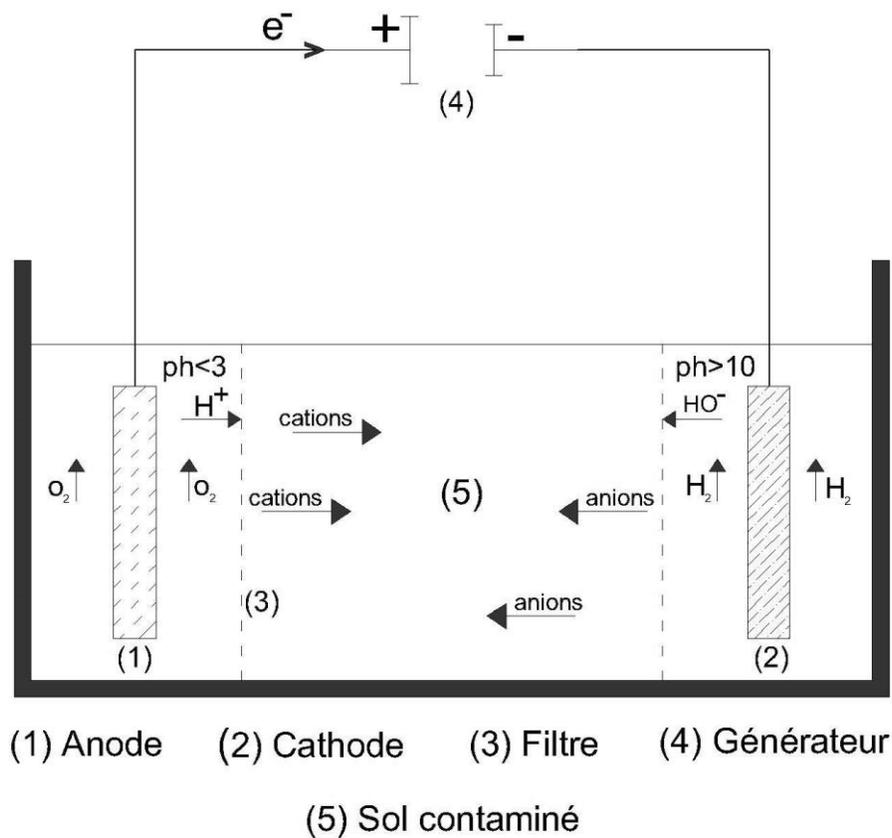


Figure 5-1 Réacteur de décontamination électrocinétique des sols pollués avec les métaux lourds

Ainsi, pour bien réussir une décontamination des sols pollués par des métaux toxiques, il faut bien comprendre la synergie entre les différents mécanismes et les phénomènes physico-chimiques :

- L'électromigration qui représente le transport des contaminants sous la forme ionique selon leurs charges vers les électrodes.
- L'électrophorèse qui représente le mouvement des particules du sol chargé électriquement vers les électrodes,
- L'électro-osmose qui représente le mouvement de l'eau à travers les pores du sol sous l'effet d'un courant électrique.

Le transport des contaminants vers les électrodes est le phénomène le plus important pour la réussite d'une décontamination électrocinétique des sols contaminés par les métaux toxiques. Ce transport est lié à plusieurs facteurs tels que le pH, la température, la nature du sol, la porosité du sol, l'intensité du courant appliquée, etc. Dans le cadre de ce travail, nous avons effectué une série d'expériences pour comprendre l'effet de chaque paramètre sur l'efficacité de traitement.

5.2 Facteurs influençant le traitement électrocinétique

Tel que mentionné auparavant, la technique de traitement électrocinétique est influencée par divers facteurs tels que le pH, la texture du sol, les concentrations en contaminants, la siccité, la distance interélectrode, la densité du courant électrique, etc. L'efficacité du procédé est associée au bon conditionnement de tous les paramètres liés.

5.2.1 Effet du pH

Dans le traitement électrocinétique, le pH joue un rôle primordial pour assurer le bon fonctionnement de la technologie. Il est le premier paramètre qui influence la mobilité des ions métalliques [34]. Le contrôle du pH des compartiments anodique et cathodique est nécessaire pour l'enlèvement des métaux toxiques [4]. Dans la majorité des cas, le contrôle de pH se fait par l'ajout de produits chimiques tels que des surfactants, des

acides ou agents d'oxydo-réduction [34]. Dans le cadre de ce travail, nous avons utilisé juste l'eau comme électrolyte.

L'application du courant électrique au niveau de l'anode engendre la génération des protons H^+ qui augmentent l'acidité de l'électrolyte [3]. Sous l'effet acide, le sol subit un lavage (similaire à un lavage acide) et les métaux toxiques deviennent disponibles pour être transférés à travers le liquide interstitiel (l'eau) vers l'électrode de charge opposée [52].

À la cathode, l'application du courant électrique provoque la génération des OH^- qui augmentent le pH de l'électrolyte. Le milieu basique au niveau du compartiment cathodique permet la précipitation des métaux sous forme de sels d'hydroxydes [3].

Dans le cas où le front basique généré par le compartiment cathodique est très fort, les ions OH^- vont stimuler la précipitation des métaux dans la zone de changement de pH dans le sol, ce qui cause le phénomène de « focusing effect » qui est un problème à éviter lors du traitement électrocinétique des sols [3] et [2].

5.2.2 La texture de sol

La texture de sol est un facteur très important qui influence l'efficacité du procédé électrocinétique. Les métaux dans le sol se déplacent, principalement, dans la phase liquide du sol. Par conséquent, pour bien assurer le transport des métaux toxiques à travers le sol, il faut que le liquide interstitiel (eau), circule convenablement dans les pores du sol [3]. Donc il faut un sol avec une bonne porosité. Cependant, Mena et al (2016) [29], considère que le traitement électrocinétique est recommandé pour les sols à faible perméabilité dans le sens que le transport hydrodynamique naturel dans ce genre de sol n'est pas facile donc il faut le provoquer [29]. Par exemple, il est difficile de faire migrer des métaux à travers les feuillets d'argile, alors qu'avec le procédé électrocinétique, l'équipe de Kyung-Jo Kim ont réussi à transporter les métaux à travers les pores d'argile sous l'effet d'un courant électrique [33]. Un autre groupe danois a également réussi à enlever par voie électrocinétique le cuivre, le zinc, le plomb et le cadmium des sédiments d'un port [36].

5.2.3 Les électrodes

Une électrode est un élément conducteur de courant destiné à l'émission ou la captation des électrons ou des ions. Selon Bourdreux (2003), on distingue trois catégories d'électrodes. Les électrodes type 1 ou l'électrode Métal-Ion, composé « *d'un métal (M) plongé dans une solution de ses ions (Mⁿ⁺)* » dont on détermine la valeur de son potentiel à partir de l'équation de Nernst [37] :

$$E = E^0 (M^{n+}/M) + 0.06/n \log ([M^{n+}]) \text{ (Eq3)}$$

Si on prend l'exemple d'une électrode de cuivre :

$$E = E^0 (Cu^{2+}/Cu) + 0.03 \log ([Cu^{2+}]) \text{ (Eq4)}$$

Concernant l'électrode de type 2, il s'agit « *d'un métal plongé dans une solution dont un de ses ions est essentiellement sous forme de précipité* » [37]. Son potentiel est également déterminé par l'équation de Nernst en intégrant le sel précipité : par exemple une électrode en argent :

$$E = E^0 (Ag^+/Ag) + 0.06 \log ([Ag^+]) = E^0 (Ag^+/Ag) + 0.06 \log (K_s/[Cl^-]) \text{ (Eq 5)}$$

Pour la troisième catégorie, on trouve l'électrode de type 3 ou l'électrode redox. Il s'agit d'un métal inerte tel que la platine plongé dans une solution redox [38]. Son potentiel est déterminé selon l'équation Eq 6 :

$$E = E^0_{ox/red} + 0.059/n \log ([ox]/[red]) \text{ (Eq 6)}$$

Par exemple : F⁺² et F⁺³ :

$$E = E^0 (F^{+3} / F^{+2}) + 0.59/1 \log ([F^{+3}]/[F^{+2}]) \text{ (Eq 7)}$$

Dans le traitement électrocinétique, les électrodes sont des pièces à travers lesquelles le courant électrique passe dans le sol. Selon leurs signes, on distingue l'anode qui est l'électrode positive et la cathode qui est l'électrode négative. Le type des électrodes est parmi les paramètres les plus importants dans la décontamination électrocinétique. Une électrode doit avoir une stabilité physique et chimique, une résistance à la corrosion et à l'érosion et possède une bonne conductivité électrique [39]. À l'échelle industrielle, il y a une large gamme d'électrodes dépendamment des objectifs d'utilisation. Dans le cadre

de ce travail, nous avons utilisé que les électrodes en titane platiné à l'anode et à la cathode. L'effet de types des électrodes sur l'efficacité de traitement électrocinétique n'était pas le sujet d'étude. Ils seront étudiés dans des études plus avancées.

5.2.4 Intensité de courant électrique

Le principe de base du traitement électrocinétique est d'appliquer un courant électrique dans une matrice du sol pour faire migrer les contaminants vers les électrodes. Au début du traitement l'intensité (I) augmente d'une façon considérable. Cette augmentation est causée par une grande quantité d'ions qui sont libérés dans le système [40]. Ensuite avec l'évaporation et la diminution du taux d'humidité dans le sol, la conductivité diminue et la résistance électrique augmente. Par conséquent, en gardant une tension (U) constante, l'intensité (I) diminue progressivement. C'est la raison pour laquelle il faut maintenir une bonne humidité dans le sol pour assurer une bonne conductivité électrique.

5.2.5 Effet focusing

L'«effet focusing» est le fait que les concentrations des métaux ciblés dans une zone donnée sont plus élevées que celles dans les autres endroits ou des concentrations initiales [41]. Ce phénomène est causé principalement par la montée du pH qui provoque par la suite la précipitation des métaux proche des électrodes, principalement dans le compartiment cathodique, forte génération des OH^- , et rarement au niveau du compartiment anodique [42]. Selon Dong Li et son équipe de recherche, on trouve trois types d'effet ou phénomène focusing (FP). Le premier est appelé l'« effet focusing » normal. La bande bouge lentement à la fin du procédé électrocinétique. Pour le deuxième, il s'agit d'une zone morte et elle ne bouge pas tout au long du procédé de traitement. Et la troisième, elle bouge trop lentement et la bande reste dans le sol à la fin du traitement [41].

Ce phénomène présente une limite majeure dans la pratique du traitement électrocinétique des sols pollués en métaux lourds. Beaucoup de recherches ont été réalisées à cet effet. Parmi les méthodes utilisées, on trouve la technique d'échange d'électrode. Le changement des bornes anode/cathode, aide à neutraliser les ions hydroxydes (OH^-) au niveau du compartiment cathodique et par conséquent inhiber la

précipitation des métaux [27]. L'équipe de Wang Jing-Yuan a adopté le traitement vertical pour faciliter la migration ainsi que l'enlèvement des métaux accumulés sous forme de précipiter au niveau de la cathode [35]. Le principe de base pour éliminer ce problème est d'éviter la génération des ions OH^- dans le sol qui cause la précipitation des métaux [2]. Donc il suffit aussi de pomper l'électrolyte dans la chambre cathodique à chaque fois que le pH augmente. Il s'agit du nettoyage de la cathode. Dans le cadre de ce travail nous avons adopté cette dernière.

5.2.6 Distance interélectrode

Lors de traitement électrocinétique, la distance interélectrode est parmi les facteurs importants qui influencent l'efficacité du traitement. Selon la loi d'Ohm le courant (U) est le produit de la résistance (R) avec l'intensité électrique (I) (Eq8). La diminution de la distance interélectrode est associée avec la diminution de la résistance électrique (R). Ainsi pour assurer une tension (U) stable, l'intensité de courant augmente par conséquent on assure une bonne conductivité électrique dans la matrice du sol.

Loi d'Ohm : $U = R \times I$ (Eq8)

D'autre part, la diminution de la distance interélectrode améliore le coefficient de transfert cathodique [43]. De plus, la consommation énergétique est étroitement dépendante de la distance interélectrode. Selon Fockedey, la diminution de la distance interélectrode engendre la diminution de la tension électrique (U) par conséquent, l'économie de l'énergie est plus importante [44].

5.2.7 Temps de traitement

Comme tous les paramètres mentionnés auparavant, dans le traitement électrocinétique, le temps a un effet sur les résultats du procédé. Il est considéré parmi la limitation de cette technologie. Comparé aux autres techniques de réhabilitation des sols, le traitement électrocinétique demande plus de temps pour donner des résultats satisfaisants [45]. Étant donné que le temps influence le coût, il faut faire des tests au laboratoire avant de commencer le traitement sur le site en question pour bien estimer le temps de traitement par conséquent estimer la quantité d'énergie nécessaire (Eq9) [46].

$W = U \times I \times t$ (Eq9)

5.2.8 Effet de l'électrolyte

Beaucoup de recherches ont été réalisées pour tester l'effet de l'électrolyte sur l'efficacité de traitement électrocinétique. Pour bien réussir le traitement, il faut que les métaux soient solubilisés dans le liquide interstitiel par le front acide dégagé à l'anode sinon il n'est pas possible de réussir à les extraire [3]. C'est la raison pour laquelle les chercheurs ont pensé d'utiliser des acides tels que l'acide citrique, l'EDTA comme des électrolytes anodiques. Par exemple, Gye-Nam Kim et son équipe ont utilisé l'acide citrique pour faciliter la désorption de césium [35]. D'autre par l'EDTA a montré des résultats satisfaisants pour solubiliser le Zn et le Ni. En revanche, ils n'ont pas été efficaces avec le Cr. L'acide oxalique et l'acide sulfurique ont montré une extraction significative du Cr [40]. Par conséquent il faut bien choisir l'électrolyte convenable avant de passer sur le terrain.

5.3 Objectif général, objectifs spécifiques et hypothèses de recherche

5.3.1 Objectif général

Notre objectif est de mettre au point un procédé innovant d'électrocinétique (EC) de décontamination in situ des sols pollués par les métaux toxiques (Zn et Cr) sans injection de produits chimiques (susceptibles d'affecter l'environnement) et tout en évitant d'interrompre les activités sur le site par la démolition et/ou le démantèlement des infrastructures souterraines.

5.3.2 Objectifs spécifiques

- Concevoir et construire une cellule de décontamination électrocinétique des sols de type laboratoire d'une capacité de 2 à 3 litres de volume utile ;
- Étudier l'effet de différents paramètres opératoire (pH, champ électrique, siccité, distance interélectrodes, « foccusing effect » et durée de traitement) sur l'efficacité de décontamination des sols (issus principalement d'une propriété résidentielle) contaminés par les métaux toxiques tels que le Cr et le Zn ;
 - Assurer un pH acide dans le compartiment anodique afin de mieux solubiliser les métaux dans le liquide interstitiel ;
 - Contrôler les paramètres qui influencent la migration du Cr et du Zn de l'anode vers la cathode sous l'effet de l'électromigration et l'électro-osmose ;

- Réduire le phénomène de précipitation des métaux proche de la chambre cathodique par l'ajustement du pH à la cathode.

5.3.3 Hypothèses

1- L'utilisation des électrodes en titane platiné à l'anode induit la libération des ions H^+ responsables de l'acidification du milieu ainsi que la solubilisation des métaux toxiques dans le liquide interstitiel ;

2- Une diminution de la distance inter-électrode permettrait d'assurer une bonne conductivité électrique ainsi que la migration du Cr et du Zn de l'anode vers la cathode sous l'effet de l'électromigration et l'électro-osmose ;

3- L'augmentation de la durée de traitement permettrait de faire migrer le maximum de Cr et Zn de l'anode vers la cathode ;

4- Le pompage et le nettoyage de la chambre cathodique permettraient de réduire l'injection de OH^- dans le sol et, éviter ainsi le phénomène de « focusing effect », une des causes principales de la précipitation des métaux dans le sol.

5.4 Méthodologie

5.4.1 Méthode expérimentale

Avant de commencer les travaux de laboratoire, nous avons établi une méthodologie à suivre. Les métaux qui ont été sélectionnés afin de réaliser un suivi des performances épuratoires du système électrocinétique sont ceux que nous avons trouvés dans les sols de la propriété en question. La méthodologie suivie est la suivante :

- Caractérisation du sol avant l'expérience afin d'obtenir les concentrations initiales en Cr, Cu, Zn et Pb
- Choisir le paramètre à évaluer : pH, temps de traitement, intensité de courant, siccité, distance interélectrode, etc.
- Caractérisation des sols et des électrolytes après le traitement.
- Comparaison des résultats d'analyse avec l'échantillon initial.
- Interprétation des résultats

Les essais de traitement électrocinétique ont été premièrement réalisés avec des sols dopés par les métaux toxiques (1^{ère} étape). Par la suite, les essais ont été réalisés (sans dopage préalable) sur des échantillons de sols prélevés à partir du site contaminé ciblé (2^{ème} étape). Une quantité approximative de 1.0 kg de sol a été utilisée pour chaque expérience. L'ensemble des paramètres (pH, l'intensité électrique (I), temps de traitement, distance interélectrode, etc.) ont été mesurés simultanément lors des essais. À la fin du traitement, les échantillons de sol et d'électrolyte ont été prélevés dans les compartiments anodiques et cathodiques afin de vérifier la migration des métaux. L'analyse des teneurs en métaux lourds dans le sol a été faite selon le centre d'expertise en analyse environnementale du Québec (MA.205-Mét/P 1.0). La digestion des échantillons a été faite à chaud avec de l'acide chlorhydrique et de l'acide nitrique. Ensuite, les échantillons ont été analysés avec la méthode de la spectrométrie à plasma à couplage inductif ICP en utilisant le modèle AES axial Vista.

Les échantillons ont été prélevés à l'aide d'une seringue graduée et mis dans des Vial d'échantillonnage de 45 ml chacun ($4.5 \cdot 10^{-5} \text{ m}^3$). Chaque échantillon de sol prélevé a été clairement identifié (numéro de l'expérience et la date du prélèvement).

5.4.2 Matériel

Les travaux de laboratoire ont été réalisés au Laboratoire d'Électro-technologies Environnementales et Procédés Oxydatifs (LEEPO) de l'INRS. Le matériel utilisé est le suivant :

- Un réacteur : une cellule à trois compartiments soient, anodique, sol et cathodique, fabriquée en plexiglas au laboratoire de l'INRS dans le cadre de ce travail. Le réacteur est de 18 cm de longueur x 14 cm de largeur x 14 cm de hauteur. Il est doté de deux niveaux d'installation des électrodes afin de tester l'effet de la distance interélectrode sur l'efficacité de traitement.
- Générateur de courant continu : De type Xantrex XFR 40-70, 2800W, tension de 0 à 40V et intensité de 0 à 70A.
- Electrodes : Les électrodes en titane platiné (Ti/Pt) ont été utilisées pour l'anode et la cathode. Ce type d'électrode anodique permet la génération des protons H^+ , alors que ce type cathodique permet de minimiser la génération des OH^- à la

cathode afin d'éviter la précipitation des métaux sous forme des sels hydroxydes dans le sol.

- Un papier filtre en fibre de verre (Whatmann N°42) a, dans un premier temps, été utilisé et un autre filtre à café (filtre commercial à café) a par la suite été utilisé. Nous avons utilisé ce filtre dans le but de retenir le sol au milieu de réacteur et délimiter les compartiments (anodique et cathodique) à l'intérieur desquels le liquide interstitiel sera recueilli.
- Les équipements classiques de laboratoire : Balance, pipette graduée, bécher, spatule, etc.
- Les équipements de sécurité : blouse, lunettes, les gants, etc.

5.4.3 Les contaminants visés

En juillet 2012, une évaluation environnementale phase I a été réalisée sur une propriété résidentielle sise au boulevard Charest Ouest à Québec. Ce rapport a révélé la présence antérieure d'une tannerie, d'un garage ainsi qu'un dépôt de cendre sur la propriété à l'étude. Par conséquent, une caractérisation environnementale des sols phase II a été recommandée pour confirmer ou infirmer la présence d'une contamination sur la propriété à l'étude (BPH Environnement, #Réf 112007, 2012).

En octobre 2012, une caractérisation environnementale de sol phase II a été effectuée. L'étude a consisté à réaliser sept (7) forages dont deux (2) ont été aménagés en puits d'observation pour contrôler la qualité environnementale des eaux souterraines. Étant donné que la propriété à l'étude est à vocation résidentielle, les résultats d'analyses chimiques ont été comparés aux critères « B » du guide d'intervention de MDDELCC. Selon cette étude, quatre forages, F1, F2, F6 et F7 ont montré des concentrations en métaux lourds (ML), en hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) et en soufre (S) supérieures aux critères « B » de la politique de MDDELCC. Concernant l'eau souterraine, les résultats d'analyse ont montré des concentrations inférieures aux critères de résurgence (BPH Environnement, #Réf 2120026, 2012).

Une caractérisation environnementale de sol phase III des sols a été réalisée afin de délimiter l'étendue de la contamination. Dix-huit (18) forages (F1-F18) ont été effectués à cet effet. Le choix des paramètres analytiques était basé sur les résultats de

la caractérisation environnementale (EES-phase II) soit les métaux lourds (ML) et le soufre (S) à l'intérieur du bâtiment et les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) et les métaux lourds (ML) à l'extérieur dans le stationnement.

Une réhabilitation environnementale des sols contaminés à l'extérieur du bâtiment a été réalisée par la technique d'excavation et enfouissement des sols contaminés dans un centre autorisé par le MDDELCC. Cependant, sous le bâtiment, il est impossible de décontaminer les sols par la méthode de l'excavation. D'où l'idée de développer le procédé de traitement électrocinétique des sols contaminés par les métaux lourds. Les résultats d'analyse chimique ont révélé une contamination essentiellement par le chrome, le cuivre, le plomb et le zinc. Le tableau 5.1 montre les concentrations maximales des 4 métaux dans le sol de la propriété à l'étude.

Table 5-1 Résumé des analyses laboratoire des échantillons prélevés sur le site à l'étude (Tiré de rapport évaluation environnementale phase III-Enviro-Experts)

Métal	Critère A (mg/kg)	Critère B (mg/kg)	Critère C (mg/kg)	Concentration (mg/kg)
Chrome	100	250	800	10 000
Cuivre	50	100	500	120
Plomb	50	500	1000	920
Zinc	140	500	1500	1600

D'après le tableau 5.1, on remarque que les concentrations du plomb et du cuivre sont dans la plage de contamination B-C de la politique de MELCC, alors que le chrome et le zinc présentent des concentrations supérieures au critère C de la politique du MELCC. Dans les deux cas, les résultats d'analyse révèlent des concentrations qui ne respectent pas le critère résidentiel B.

Dans le cadre de ce travail, nous avons utilisé une solution d'un mélange de métaux composé par le chrome (Cr), le cuivre (Cu), le zinc (Zn), le mercure (Hg) et le nickel (Ni) pour doper un sol non contaminé. Après trois expériences, nous avons remarqué que les métaux injectés peuvent réagir ensemble pour former quelques précipités qui compliquent le déroulement des expériences. Donc nous avons choisi de continuer le

travail en contrôlant le chrome et le zinc qui sont les contaminants qui existent le plus sur la majorité des forages ainsi qu'ils possèdent les concentrations les plus élevées sur la propriété à l'étude.

6. EXPÉRIENCES ET RÉSULTATS

6.1 Expériences

Dans le cadre de ce travail, 8 expériences ont été réalisées afin d'étudier l'effet du pH, le courant électrique, la siccité, la distance interélectrode et la durée du traitement sur l'efficacité de traitement. Les premiers échantillons de sol qui ont été utilisés ont été dopés par une solution de métaux toxiques. Ces échantillons ont été prélevés d'une sablière non contaminée. Par la suite nous avons utilisé des échantillons de sols issus d'un site résidentiel pollués par des métaux toxiques, soit les sols de la propriété en question. Au cours de ce travail, le type d'électrodes n'a pas été testé. Nous avons utilisé les mêmes électrodes en titane platiné à l'anode et à la cathode, pour toutes les expériences. En plus, nous avons utilisé la même quantité de sols, soit 1.0 kg, pour toutes les expériences. La cellule de traitement électrocinétique était de type parallélépipédique, comprenant un compartiment anodique et un compartiment cathodique. Les deux compartiments sont séparés du sol par un filtre de verre (Whatmann N°42). La même cellule a été utilisée pour toutes les expériences (figure 6.1). Dans le l'optique de développer une technologie la plus écologique possible, nous avons choisi d'utiliser l'eau de robinet comme électrolyte et de ne pas injecter des produits chimiques dans le sol.



Figure 6-1 Réacteur utilisé pour toutes les expériences

Pour les quatre premières expériences, Exp1, Exp2, Exp3 et Exp4, nous avons préparé un mélange de métaux pour les doper dans le sol. 1g de NaCl a été solubilisé également dans 1 litre d'eau pour l'utiliser comme électrolyte. L'idée d'ajouter le NaCl est d'assurer une bonne conductivité électrique dans le sol. Les masses de molécules solubilisées pour l'expérience 1 et 2 sont présentées dans le tableau 6.1.

Tableau 6.1 Les masses des molécules des métaux injectés pour l'expérience 1 et 2

Métal	Molécule	Masse molaire (g/mol)	Quantité (g)	Concentration (mg/L)
Zn	Zn (NO ₃) ₂	296.47	9.1	4014
Cr	Cr K(SO ₄) ₂	499.4	28.715	5978
Ni	Ni (NO ₃) ₂	290.81	5	2018
Ba	BaCl ₂	244.28	8.99	10105
Cu	CuCl ₂	170.48	2.68	1996

Pour l'expérience 1 et 2, nous avons solubilisé les métaux dans 500 ml d'eau pendant 15 minutes. Nous avons injecté 300 ml de cette solution dans 1.0 Kg de sol pour obtenir

un ratio eau/sol de 0.3/1 (p/p). Après le dopage des sols (S1 et S2) nous avons obtenu des concentrations en métaux tels que décrit dans le tableau 6.2.

Tableau 6.2 Concentrations des métaux dans les sols S1 et S2 après le dopage

Sol	Échantillon	Zn (mg/kg)	Cr (mg/kg)	Ni (mg/kg)	Ba (mg/kg)	Cu (mg/kg)
S1	Référence	11.5	9.53	6.07	19.9	4.95
	Dopé	1055	1806	556	557	517
S2	Référence	49.2	11.8	18.1	53.4	23.5
	Dopé	1199	1998	643	678	581

Les sols testés pour les quatre premières expériences ont été prélevés à partir des terrains non contaminés. Pour l'Exp1, la texture du sol (S1) était composée de 99% de sable, alors que pour les expériences Exp2, Exp3 et Exp4, la texture du sol (S2) était composée de 62% sable, 32% silt et 6% argile et ce, selon le système USDA. Le tableau 6.3 ainsi que la figure 6.2 montrent la granulométrie des sols utilisés lors des Exp1, 2, 3 et 4. L'analyse granulométrique était faite avec le tamis manuel ainsi que la granulométrie laser. Les deux méthodes ont donné la même structure du sol. La distribution de la grosseur des particules a été sélectionnée selon cinq systèmes soient, AASHTO (American Association of State Highway and Transportation Officials), USCS (Unified Soil Classification System), ISS (Induction Sorting System), USDA (United States Department Of Agriculture) et CSSC (Canadian System of Soil Classification). Notre choix de système de comparaison était arbitraire soit le système USDA (United States Department of Agriculture). Avant de les doper, les sols ont été séchés pendant 24h dans un four à 65°C. Les sols n'ont pas été séchés après le dopage de la solution des métaux.

Tableau 6.3 Granulométrie des sols utilisés lors des expériences de 1 à 4

Diamètre	USDA	S1 (%)	S2 (%)
>2 mm	Gravier fin	0	17.9
1-2 mm	Sable très grossier	0	0
0.5-1 mm	Sable grossier	4.6	32.5
0.25-0.5 mm	Sable moyen	36.4	2.7
101-229 µm	Sable fin	56.1	4.7

59-88.6 μm	Sable très fin	2.4	3.2
2.27-51.5 μm	Silt	0.3	32.5
0.011-1.98 μm	Argile	0	5.5

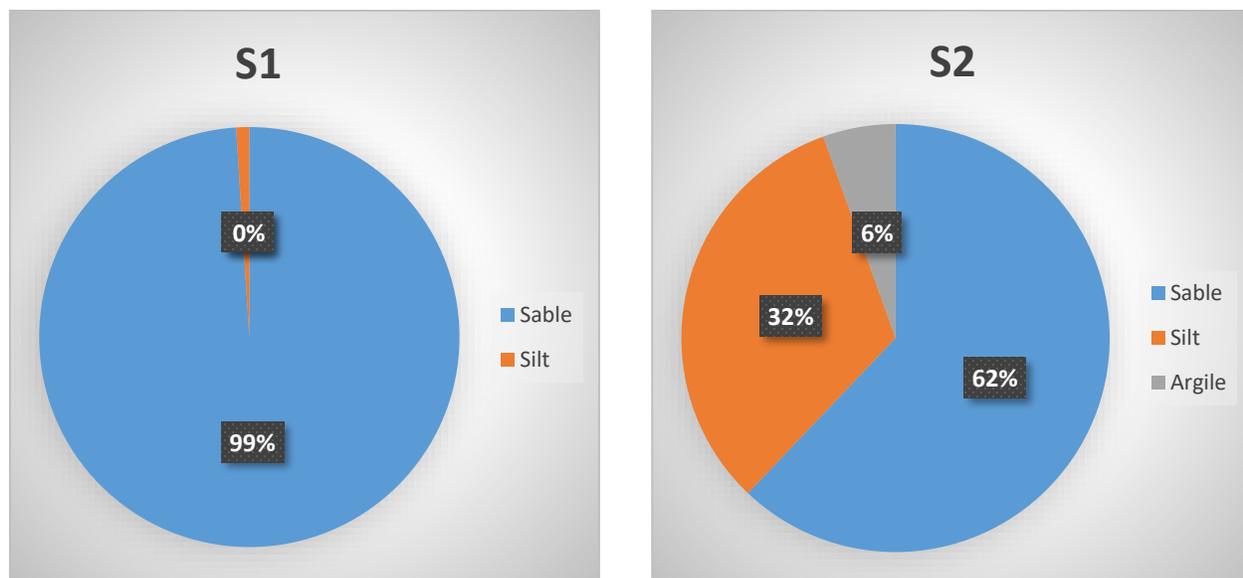


Figure 6-2 Composition en type de sol S1 et sol S2

Concernant l'expérience 3, nous avons solubilisé les métaux pendant 15 min dans 1 litre d'eau du robinet. C'est la raison pour laquelle nous avons doublé les quantités par rapport à celles utilisées au cours des Exp 1 et Exp 2 pour obtenir environ les mêmes concentrations finales. Les masses de molécules solubilisées sont affichées dans le tableau 6.4. Les concentrations des métaux après le dopage sont affichées dans le tableau 6.5. Le sol utilisé pour cette expérience est le sol S2.

Tableau 6.4 Masse de réactifs solubilisé

Métal	Réactifs	Masse molaire (g/mol)	Quantité (g)	Concentration (mg/L)
Zn	Zn (NO ₃) ₂	296.47	18.2	4014
Cr	Cr K(SO ₄) ₂	499.4	57.2	5955
Ni	Ni (NO ₃) ₂	290.81	10.3	2079
Ba	BaCl ₂	244.28	18	10117
Cu	CuCl ₂	170.48	5.4	2011



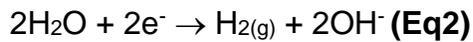
Figure 6-3 Mélange des métaux

Tableau 6.5 Les concentrations des sols après le dopage Exp 3

Sol	Échantillon	Zn	Cr	Ni	Ba	Cu
S2	Référence	60.8	13.7	20.9	63.2	23.6
	Dopé	1600	2656	799	402	798

Pour le Exp 1, une tension (U) constante de 40 V a été appliquée sur une distance inter électrode de 16 cm avec un gradient de potentiel 2.5 V/cm. La durée de traitement était de 4 heures. Des échantillons de sol et d'électrolyte (issus des compartiments anodique et cathodique) ont été prélevés toutes les deux heures. Après 45 minutes de temps de traitement, une augmentation de l'intensité de courant (I) de 0.5 A à 0.7 A suivi d'une diminution progressive de l'intensité de courant jusqu'à atteindre une valeur de 0.1 A après 3 heures de traitement a été notée (Tableau 6.6). Concernant le pH dans le compartiment anodique, nous avons constaté une chute rapide du pH à l'anode, passant d'une valeur initiale de 6.7 à une valeur finale de 1.1 et ce, après deux heures de traitement. Une augmentation progressive du pH à la cathode a été enregistrée, passant d'une valeur initiale de 6.7 à une valeur finale de 12.6 après deux heures de traitement. En effet, l'électrolyse de l'eau est responsable de ce phénomène. Sous l'effet du courant électrique, le générateur fournit des électrons à partir de sa borne négative, la cathode. Au contact de l'eau, ses électrons réagissent avec la molécule d'eau pour

former H₂ et OH⁻ selon l'équation (Eq 2). Cela justifie la présence du milieu alcalin au niveau de la cathode.



Simultanément, à l'anode, l'eau se transforme en O₂ et en ions H⁺ selon l'équation (Eq1). Cette équation permet de justifier l'acidification du milieu au niveau de l'anode.

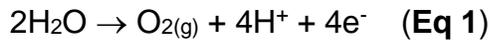


Tableau 6.6 Évaluation du pH et de l'intensité électrique au cours du temps pour l'Exp1

Temps (min)	pH anode	pH Cathode	I (A)
0	6.7	6.7	0.5
30	1.7	12.48	0.6
60	1.5	12.5	0.7
90	1.3	12.62	0.6
120	1.27	12.6	0.4
150	1.28	12.61	0.3
180	1.2	12.63	0.2
210	1.1	12.62	0.2
240	1.1	12.6	0.2

L'Exp 2 a été réalisé sur le sol 2 et avec les mêmes conditions que l'expérience 1 pour comparer l'effet de la granulométrie sur l'efficacité de traitement. Les résultats sont indiqués dans le chapitre suivant. Étant donné que l'expérience 2 a donné des résultats insatisfaisants d'enlèvement des métaux toxiques (Cr et Zn), nous avons reproduit la même expérience avec les mêmes paramètres. Ainsi, l'expérience 3 (Exp3) est considérée comme étant un duplicata de l'expérience 2 en utilisant le sol S2. Les résultats d'analyse ont été dans les mêmes ordres de grandeur.

À la suite des résultats non satisfaisants des expériences 2 et 3 avec le Sol S2, les concentrations initiales des métaux ciblés et leur nombre ont été réduits à la fois, et ce, dans l'optique d'éviter des interactions éventuelles entre les polluants cibles. Pour le reste des expériences (Exp 4 à Exp 8) nous avons choisi de suivre Zn et Cr dont les teneurs initiales sont plus élevées dans les échantillons de sols issus du site résidentiel faisant l'objet de la présente étude. Pour l'Exp 4, nous avons préparé une solution de

métaux composée de 7,9 g de Cr (SO₄)₂ et 4,3 de Zn (NO₃) pour obtenir des teneurs initiales en Cr et Zn dans le sol de l'ordre de 758 mg/kg et 889 mg/kg, respectivement (tableau 6.7). À l'instar des expériences précédentes, avant le dopage, le sol a été séché pendant 24h à 65°C. Une quantité de 1 g de NaCl a été solubilisée dans 1.0 litre d'eau de robinet qui est utilisé comme électrolyte. Pour augmenter l'humidité dans le sol nous avons injecté 400 ml de la solution des métaux dans le sol comparativement à 300 ml de solution utilisée dans les expériences Exp1 et Exp2. Nous avons appliqué une différence de potentiel de 40 V (aux bornes des électrodes) pour une période de traitement de 4 heures et avec une distance interelectrode de 16 cm, soit un gradient de potentiel électrique de 2.5V/cm. Les deux électrodes sont en titane platiné séparées du sol d'un filtre de 0,42 µm. Les électrodes ont été plongées dans leurs compartiments respectifs contenant chacun 300 ml d'électrolyte (Eau + NaCl) chacun. Au début des essais, le pH était de l'ordre 6.8 dans les deux compartiments (anodique et cathodique) et la température était de 21°C dans les deux compartiments.

Tableau 6.7 Paramètres de l'expérience 4

Paramètre	Grandeur
Sol	S2
Concentration de Cr (mg/kg)	758
Concentration de Zn (mg/kg)	889
Ratio eau/sol (l/kg)	0,4/1
pH anode	6,8
pH Cathode	6,8
E (V)	40
I (A)	0,5
Espace interélectrode (cm)	16
T° C	21
Durée de traitement (heure)	4

Tel que nous avons observé avec les expériences précédentes, le pH à l'anode diminuait alors qu'il augmentait à la cathode. Nous avons remarqué, également, des bulles d'oxygène dans le compartiment anodique engendré par l'électrolyse de l'eau qui libère des ions H⁺ et d'O₂. Par ailleurs, la température est passée d'une valeur initiale de

21°C à une valeur finale de 31°C. Lors de l'expérience, nous avons remarqué une coloration jaunâtre à la fin de traitement dans la chambre anodique (Figure 6-4). Les résultats d'analyse laboratoire pour cette expérience ont montré une faible migration des contaminants du compartiment anodique vers le compartiment cathodique (tableau 6.8). Également après 2 heures de traitement, nous avons remarqué une diminution de l'intensité électrique de 0.5 A au début de l'expérience à 0.2 A à la fin de l'expérience (Figure 6-5). L'augmentation de la température peut créer une évaporation de l'électrolyte. Cette évaporation induit une diminution de l'humidité dans le sol, ce qui inhibe la migration des métaux de l'anode vers la cathode.

Tableau 6.8 Résultats d'analyse de l'expérience 4

Échantillon	Cr (mg/kg)	Zn (mg/kg)
Référence	758	889
Anode 2 h	1026	1245
Cathode 2h	550	669
Anode 4h	885	1053
Cathode 4h	939	1173

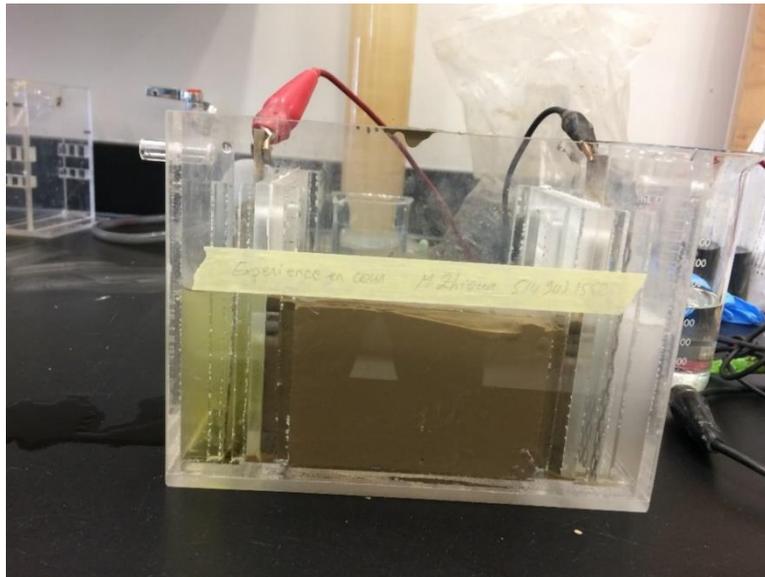


Figure 6-4 Expérience Exp4

(E (V)= 40, I (A) = 0.5, d = 16 cm, t (h) = 12, T°C =21)

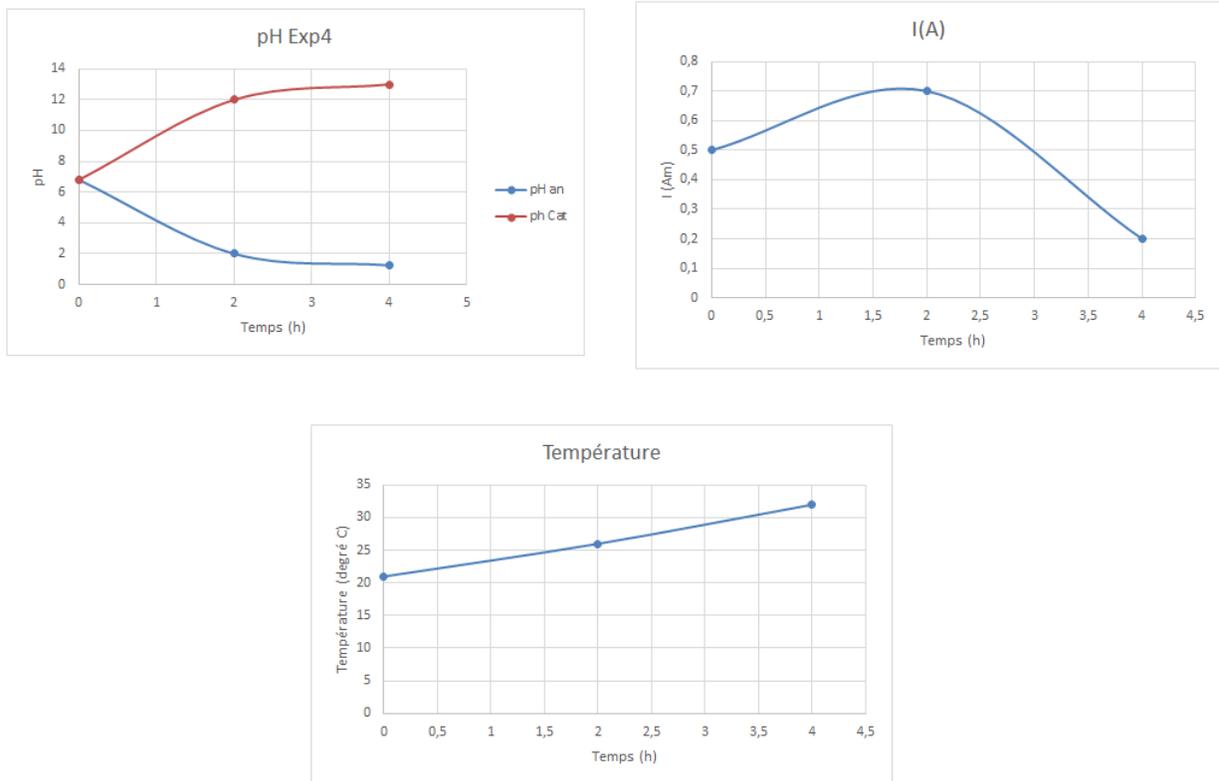


Figure 6-5 L'évolution de la température, du pH et de l'intensité de courant lors de l'Exp4

(E (V)= 40, I (A) = 0.5, d = 16 cm, t (h) = 12, T°C =21)

Pour la cinquième expérience (Exp 5) nous avons choisi de tester la durée de traitement. Les mêmes conditions expérimentales de l'expérience 4 ont été quasiment appliquées à l'exception de l'ajout de 600 ml de la solution de $\text{CrK}(\text{SO}_4)_2$ et $\text{Zn}(\text{NO}_3)_2$ au lieu de 400 ml et la durée de traitement était de 20 heures (tableau 6.9).

Tableau 6.9 Conditions expérimentales -Exp 5

Paramètre	Grandeur
Sol	S2
Concentration de Cr (mg/kg)	600
Concentration de Zn (mg/kg)	669
Ratio eau/sol (l/kg)	0,6/1
pH anode	6,8
pH Cathode	6,8
E (V)	40

I (A)	0,5
Espace interélectrode (cm)	16
T° C	21
Durée de traitement (heure)	60

Afin de minimiser l'effet du phénomène de diffusion causée par le vide dans le sol créé lors de l'échantillonnage, nous avons également augmenté la période de prélèvement entre deux échantillons, passant d'un prélèvement toutes les deux heures à un prélèvement toutes les 12 heures. Après 12 heures de traitement, une baisse considérable de niveau d'eau dans la chambre anodique a été remarquée. Par conséquent un volume de 50 ml d'eau a été injecté dans le compartiment anodique. Une observation en continu toutes les 8 heures a permis de constater que le niveau d'eau baisse dans l'intervalle de 8 heures pour environ 50 ml de perte d'eau. Un système d'ajout de 50 ml d'eau dans la chambre anodique, toutes les 8 heures, a été programmé (Tableau 6.10). Ainsi, un volume de 250 ml d'eau a été ajouté au compartiment anodique tout au long de l'expérience 5 (Exp 5). À la fin de traitement, douze (12) échantillons de sol incluant l'échantillon de référence ont été prélevés. Chaque prélèvement de sol a été accompagné par un prélèvement de l'électrolyte dans les chambres anodique et cathodique. À la fin de l'expérience, nous avons échantillonné dans le fond et à la surface du bloc de sol séparément dans l'optique d'évaluer l'efficacité du procédé par rapport à la profondeur du sol où pourraient être localisés des métaux.

Concernant l'expérience 6, nous avons évalué le procédé de décontamination électrocinétique des sols sans utiliser les filtres dans les chambres anodique et cathodique. Les électrodes ont été plongées directement dans un sol S3 (figure 6-6) mélangé avec 600 ml d'eau. La durée de traitement était de 12 heures en imposant une différence de potentiel de 37.5 V, soit un gradient électrique de 2.3 V/cm. Des échantillons de sol ont été prélevés à la fin du traitement.

Tableau 6.10 Description de l'expérience 5 – Exp5

Temps (h)	pH		I (A)	T°C	Observations
	Anode	Cathode			
0	7.6	7.6	0.5	22	
12	1.5	12	0.3	33	Baisse de niveau de l'électrolyte au niveau de l'anode. Ajout de 50 ml d'eau à l'anode. Échantillonnage
20					Injection de 50 ml à l'anode
24	1.3	13	0.2	27.3	Baisse de niveau de l'eau dans la chambre anodique. Formation de précipité blanc dans la chambre cathodique Échantillonnage
28					Injection de 50 ml d'eau à l'anode
36	1.15	13.08	0.1	27	Baisse considérable de niveau d'eau dans la chambre anodique. Ajout de 50 ml d'eau à l'anode Formation d'un précipité blanc sous forme de poudre au fond de la chambre cathodique Échantillonnage
44					Injection de 50 ml d'eau à l'anode
48	1.5	13.23	0.1	22	Une baisse de niveau d'eau dans la chambre anodique. Formation de précipité blanc dans la chambre cathodique Échantillonnage
52					Injection de 50 ml à l'anode
60	1.4	13	0.1	22	Baisse de niveau au compartiment anodique Échantillonnage Fin de l'expérience

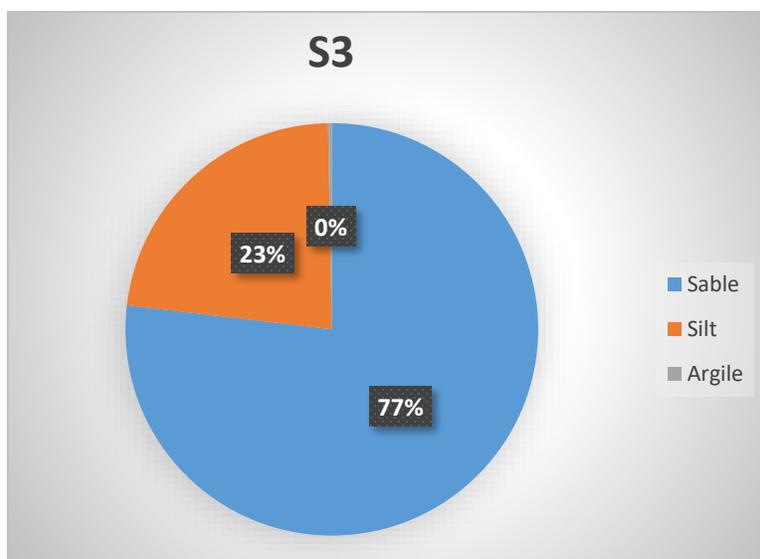


Figure 6-6 Texture du sol S3

Tableau 6.11 Condition expérimental de l'expérience 6 – Exp 6

Paramètre	Grandeur
Sol	S3
Concentration de Cr (mg/kg)	63.2
Concentration de Zn (mg/kg)	29
Ratio eau/sol (l/kg)	0,6/1
pH anode	7,6
pH Cathode	7,6
E (V)	37,5
I (A)	0,5
Espace interélectrode (cm)	16
T° C	21
Durée de traitement (heure)	12

Au cours des expériences 6 et 7, nous avons testé l'effet de la distance inter électrodes dans les mêmes conditions expérimentales. Pour l'exp 6 la distance interélectrode était de 16 cm alors que pour l'exp 7 cette distance interélectrodes a été réduite à 10 cm. L'échantillon de sol testé était le sol S3 issu d'un site résidentiel contaminé par des métaux. La durée de traitement était de 168 heures, soit 7 jours. Une tension (U) de 34.5V a été appliquée entre les deux électrodes pour les deux expériences. En tenant

compte de l'évaporation de l'électrolyte, un ajout quotidien de 200 ml d'eau est assuré pour garder une bonne humidité du sol. Au milieu du traitement de l'expérience 7, une couche de précipité verdâtre se forme à environ 6 cm de l'anode. La couche avançait progressivement tout au long de l'expérience vers la cathode. Il s'agit du phénomène de « effet focusing ».

Pour faire face à ce phénomène, nous avons choisi de limiter la libération des OH^- vers la matrice du sol afin d'éviter la précipitation des métaux dans le sol (Expérience 8). Un système de pompage a été installé dans la section de la chambre cathodique et un système de lavage de la cathode une fois par jour pour éliminer les précipités déposés sur l'électrode. La durée de traitement était de 19 jours et la tension appliquée est de 34 V, soit un gradient de 3.4V/cm. Le sol expérimenté est le sol S3 issu du site résidentiel contaminé par les métaux faisant l'objet de notre étude (Expérience 8).

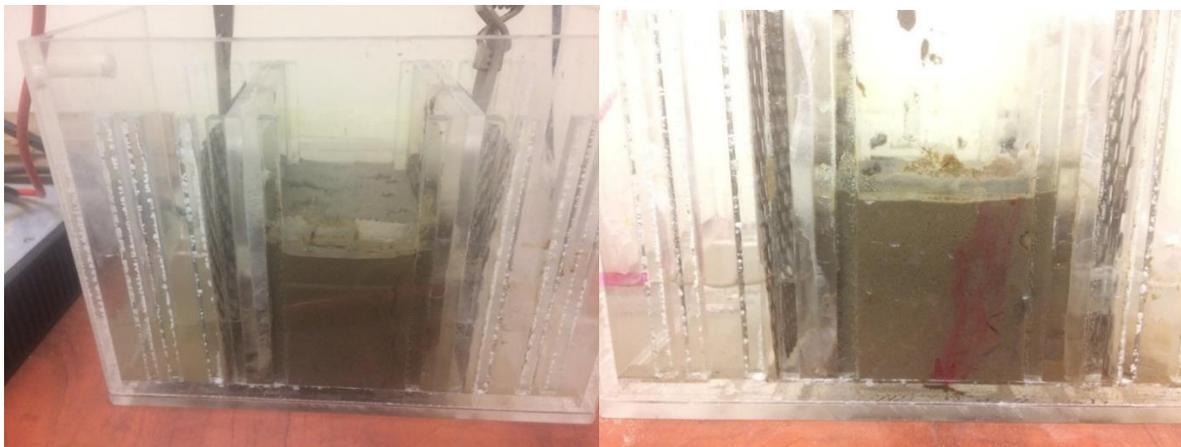


Figure 6-7 L'effet focusing- Exp 8

(E (V)= 34, I (A) = 0.13, d = 10 cm, t (h) = 456, T° C =16)

Le traçage en rouge représente l'avancement de la bande verdâtre de l'anode vers la cathode jusqu'à sa disparition.

Tableau 6.12 Les conditions expérimentales de l'expérience 8

t	temps	temps	temps	E	I	T	Anode		Cathode		
	(min)	(heure)	jour				(V)	(Am)	(Degré C)	pH	w injecté
0	0	0	0	34	0,13	15,9	7	0	7	0	
1	15	0,25	0,010417	34	0,14		3	0	10	0	
2	30	0,5	0,020833	34	0,15		2	0	12	0	
3	60	1	0,041667	34	0,16	20	2	0	13	0	
4	65	1,083333	0,045139	34	0,15		2	0	13	0	
5	75	1,25	0,052083	34	0,15		2	0	13	0	
6	90	1,5	0,0625	34	0,15		1	0	13	0	
7	120	2	0,083333	34	0,15	24	1	0	13	0	
8	150	2,5	0,104167	34	0,15		1	0	13	0	
9	180	3	0,125	34	0,13		1	0	13	0	
	Nettoyage de la chambre cathodique avec de l'eau du robinet								0		0
10	180	3	0,125	34	0,13		1	0	7	300	
11	900	15	0,625	34	0,03	23	1	0	13	0	
	Nettoyage de la chambre cathodique avec de l'eau du robinet								0		0
12	905	15,08333	0,628472	34	0,03		1	0	7	300	
13	1200	20	0,833333	34	0,08		1	0	11	0	
14	1260	21	0,875	34	0,05		1	0	13	0	
15	1380	23	0,958333	34	0,03		1	0	13	0	
16	1440	24	1	34	0,02		1	0	14	0	
	Nettoyage de la chambre cathodique avec de l'eau du robinet								0		0
17	1500	25	1,041667	34	0,02		1	0	6	300	
18	1560	26	1,083333	34	0,02		1	0	6	0	
19	2400	40	1,666667	34	0,02		1	0	10		
	Nettoyage de la chan								0		
20	2415	40,25	1,677083	34	0,02		1	0	6	300	
21	4320	72	3	34	0,02		1	0	10	0	
	Nettoyage de la chambre cathodique avec de l'eau du robinet								0		
22	4380	73	3,041667	34	0,02		1	0	6	300	
23	4440	74	3,083333	34	0,01		1		10		
	Nettoyage de la chambre cathodique avec de l'eau du robinet										
24	4500	75	3,125	34	0,01		1		6	300	
25	5700	95	3,958333	34	0,02		1		8	0	
26	6420	107	4,458333	34	0,02		1		8	0	
27	7860	131	5,458333	34	0,02		1		8	0	
28	8640	144	6	34	0,02		1		8	0	
29	10080	168	7	34	0,02		1		9	0	
30	11520	192	8	34	0,02		1		9	0	
31	12960	216	9	34	0,02		1		9	0	
32	14400	240	10	34	0,02		1		10	0	
33	15840	264	11	34	0,01		1		10	0	
34	17280	288	12	34	0,01		1		10	0	
35	18720	312	13	34	0,01		1		10	0	
36	20160	336	14	34	0,01		1		10	0	
37	21600	360	15	34	0,01		1		10	0	
38	23040	384	16	34	0,01		1		10	0	
	Nettoyage de la chambre cathodique avec de l'eau du robinet										
39	27360	456	19	34	0,01		1		7	200	

Selon le tableau 6.12, on remarque que juste après le pompage et le nettoyage de la chambre cathodique le pH à la cathode baisse. Par exemple à t10, t12 et t17 on remarque que le pH à la cathode passe de 13 à 7, de 13 à 7 et de 14 à 6, respectivement. Cependant, dans la chambre anodique le pH reste stable d'une valeur de 1.

6.2 Résultats et interprétations

L'efficacité de traitement électrocinétique est mesurée par le pourcentage de déplacement des métaux [26]. Le déplacement des métaux de l'anode vers la cathode signifie que le compartiment anodique est décontaminé. Ainsi, dans le cadre de ce travail, l'efficacité de procédé est mesurée par le pourcentage d'enlèvement des métaux dans le compartiment anodique qui représente 40 % du volume total du sol contaminé.

6.2.1 Effet pH

Sur toutes les expériences réalisées, nous avons noté la même observation pour le pH. Une diminution du pH dans le compartiment anodique due à la libération des ions H^+ et une augmentation du pH dans le compartiment cathodique due à la libération des anions hydroxydes OH^- tel que mentionné dans la littérature. Le front acide et le front basique générés par l'anode et la cathode respectivement se rencontrent dans une zone donnée du sol. Généralement cette zone est proche de la cathode vue que la vitesse des protons H^+ est 1.78 fois plus élevée que celle des ions hydroxydes [47] et [48]. La zone de rencontre du front acide et basique est appelée la « zone morte » où précipitent la majorité des métaux sous forme hydroxyde. Ce phénomène est appelé « l'effet focusing » et il figure parmi les limitations du traitement par voie électrocinétique. Nous avons mis en place un système afin d'éviter ce problème dans les expériences 7 et 8. Il consistait au pompage et au lavage de la chambre cathodique afin de diminuer l'émission des ions hydroxydes dans le sol.

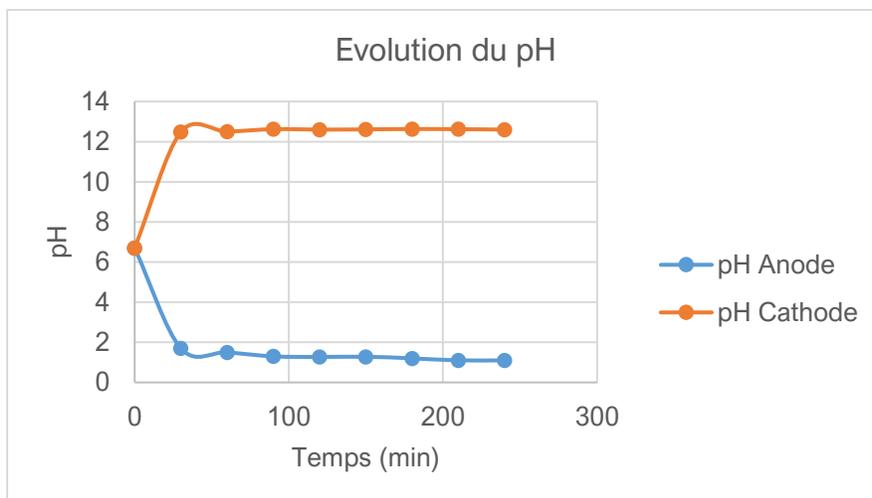


Figure 6-8 Évolution du pH au cours du temps Exp 1

(E (V)= 40, I (A) = 0.5, d = 16 cm, t (h) = 4, T° C =21)

Concernant les concentrations en métaux, les résultats d’analyses chimiques de l’expérience 1, ont révélé qu’il y a le phénomène de l’électro-migration de l’anode vers la cathode sur la majorité des métaux à l’exception du Ba (tableau 6.13). L’immobilisation du Ba est expliquée comme suit : le BaCl₂ est une molécule caractérisée par une solubilité élevée. Les ions Ba²⁺ peuvent réagir avec les ions sulfate générés par le CrK(SO₄)₂ pour précipiter sous forme de sulfate de baryum (BaSO₄). Ce dernier est connu par sa faible mobilité dans les conditions oxydantes [49].

Tableau 6.13 Concentration des métaux à l’anode et à la cathode Exp 1

Temps (h)	Concentration à l’Anode (mg/kg)					Concentration à la Cathode (mg/kg)				
	Ba	Cr	Cu	Ni	Zn	Ba	Cr	Cu	Ni	Zn
0	557	1806	517	556	1055	557	1806	517	556	1055
2	617	984	251	235	834	730	930	298	313	610
4	679	932	242	219	420	489	1372	372	397	747

Par exemple, le Cr est passé de 932 mg/kg à l’anode à 1372 mg/kg à la cathode après 4 heures de traitement. Les teneurs des métaux (Cu, Ni et Zn) sont plus élevées à la cathode qu’à l’anode. De plus, les concentrations à la cathode ont augmenté après 4 heures de traitement comparativement à celles mesurées après 2 heures de traitement.

Au début de l'expérience, le pH diminue dans le compartiment anodique sous l'effet de l'électrolyse de l'eau à l'anode. Ce front acide provoque la solubilisation des métaux dans le liquide interstitiel pour les faire migrer vers l'électrode de charge opposée. Ces résultats confirment qu'il y a un transport des métaux de l'anode vers la cathode telle que mentionnée dans la littérature [50].

6.2.2 Effet de la température et l'intensité électrique (I)

Concernant l'effet de l'intensité électrique, l'expérience 2 réalisée avec le sol S2 a montré que l'intensité électrique I(A) augmente au début du traitement pour atteindre son pic à 140 minutes. Par la suite, l'intensité de courant diminue progressivement Figure 6.9.

Loi d'Ohm : $U = R \times I$ (Eq8) donc $I = U/R$ (avec R est la résistance ohmique)

Selon la loi d'Ohm, si on fixe une tension électrique U (V) et on n'assure pas une bonne conductivité du sol, la résistance ohmique augmentera et par conséquent l'intensité de courant (I) diminue. Donc L'intensité I (A) est un meilleur indicateur de l'augmentation de la résistance dans le sol.

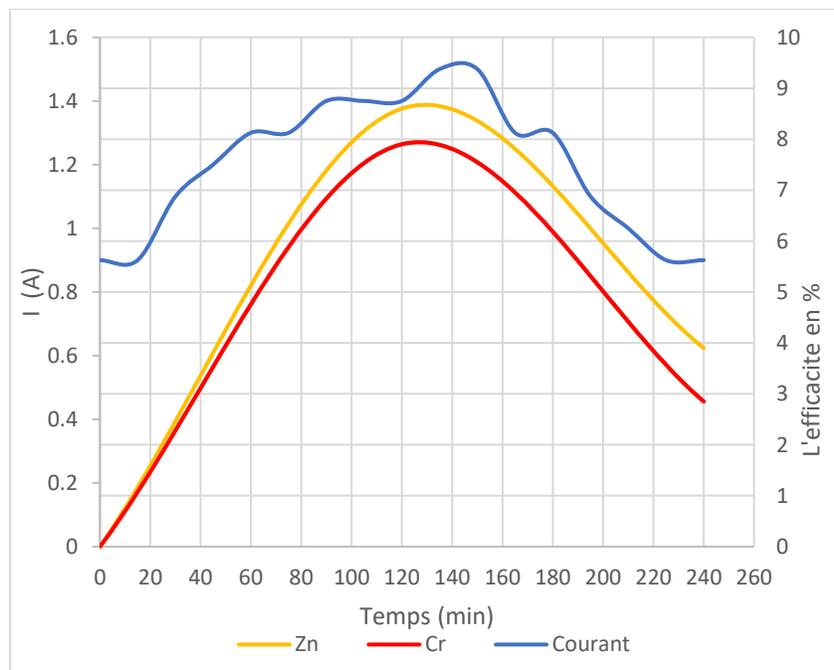


Figure 6-9 L'effet de l'intensité de courant sur l'efficacité du traitement (Exp4)

(E (V)= 40, I (A) = 0.5, d = 16 cm, t (h) = 4, T°C =21)

Tel que mentionné au début de ce chapitre, l'efficacité du traitement est calculée à partir du taux d'enlèvement des métaux du compartiment anodique [26] (Suzuki et al. 2014) selon l'équation Eq 10.

$$\text{Efficacité (\%)} = ([M_{\text{ref}}] - [M_{\text{an}}]) / [M_{\text{ref}}] \times 100 \text{ (Eq10)}$$

- $[M_{\text{ref}}]$: Concentration du métal M de l'échantillon de référence;
- $[M_{\text{an}}]$: Concentration du métal M à l'anode.

Selon la figure 6.9, on remarque que l'efficacité du traitement est étroitement liée à l'intensité électrique. La courbe du pourcentage de l'enlèvement de tous les éléments testés (Cu, Zn et Cr) suit la courbe de l'intensité électrique au cours du temps de traitement. Autrement dit, l'efficacité de traitement augmente avec l'augmentation de l'intensité électrique et diminue avec la baisse de cette dernière.

L'augmentation de l'intensité au début du traitement est expliquée par la libération rapide des ions dans le sol. En plus l'humidité est relativement élevée dans le sol au début de traitement ce qui assure une bonne conductivité électrique. Après un certain temps de traitement la température augmente dans le sol ce qui provoque l'évaporation de l'eau et une diminution de l'humidité dans le sol (figure 6.10).

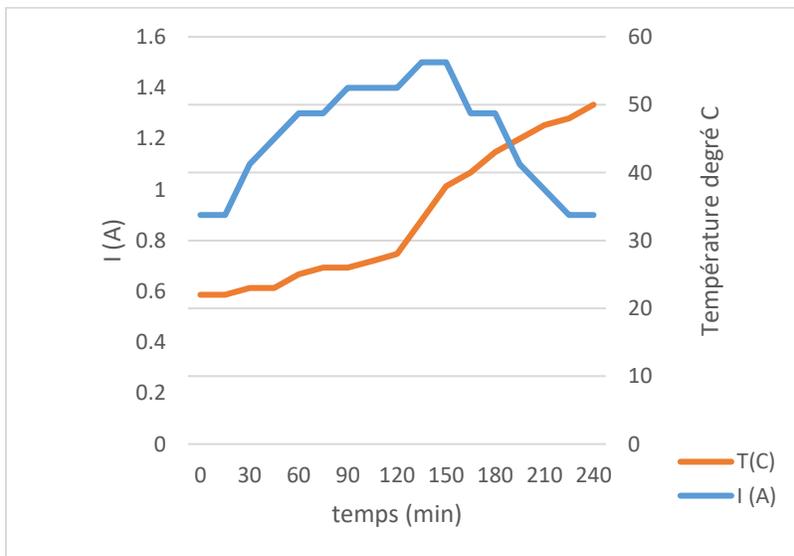


Figure 6-10 L'évolution de la température et de l'intensité électrique, Exp 2

(E (V)= 40, I (A) = 0.5, d = 16 cm, t (h) = 4, T°C =21)

Dans des expériences réalisées par Ruben Lopez et son équipe, avant d'installer le sol contaminé dans le réacteur, ils installent successivement du bas vers le haut : une couche de gravier, une membrane géotextile, une couche de sable, une membrane géotextile, le sol pollué, une membrane géotextile, une couche de sable et une membrane géotextile. Tout ce système est pour éviter les fuites et l'évaporation de l'eau de manière à conserver une certaine humidité dans le sol [46] (figure 6.11).

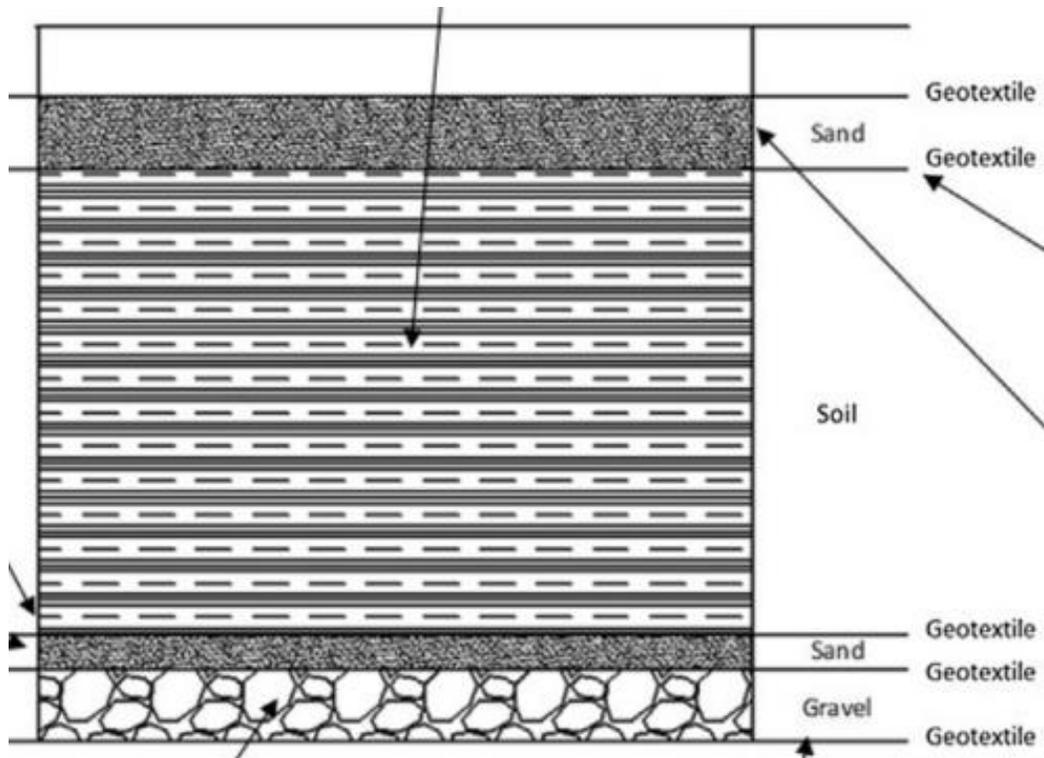


Figure 6-11 Un réacteur de traitement électrocinétique développé par Ruben Lopez

(Source : Scale-up on electro kinetic remediation: Engineering and technological parameters (López-Vizcaíno et al. 2016)

6.2.3 Effet de la texture du sol

D'autre part, nous avons remarqué que la texture du sol a une influence significative sur l'efficacité du traitement. En comparant les résultats des expériences Exp1 et Exp2 qui sont réalisées sur les sols S1 et S2, respectivement, il est possible de constater que l'efficacité du traitement est beaucoup plus élevée dans le sol sableux que le sol sableux silteux (Figure 6.12).

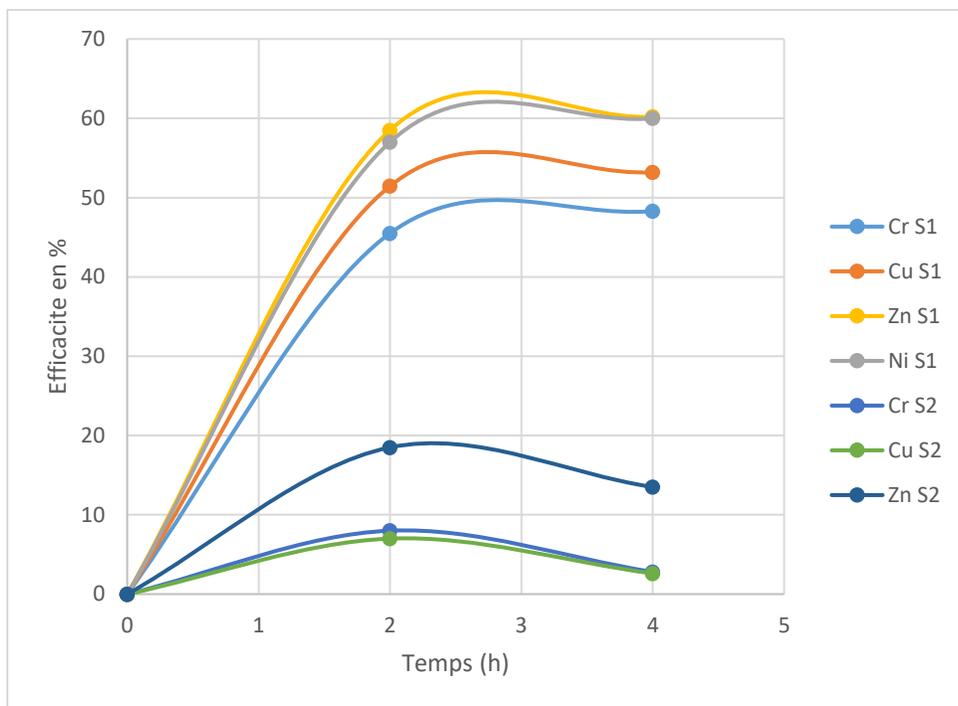


Figure 6-12 L'effet de la texture du sol sur l'efficacité du traitement

(E (V)= 40, I (A) = 0.5, d = 16 cm, t (h) = 4, T° C =21)

Le sol S1 est composé de 99% de sable et est caractérisé par une bonne porosité et bonne circulation du fluide interstitiel à travers les pores. C'est la raison pour laquelle la technique de remédiation par le lavage est appliquée sur ce type de texture. Tel que présenté à la figure 5-12, le sol S2 est formé de 62% de sable, 32% de silt et 6% d'argile. La présence de l'argile et du silt diminue la porosité du sol et par conséquent diminue la circulation de l'électrolyte dans le sol. Dans ces conditions, la circulation de l'eau devrait être provoquée par une pression d'injection relativement élevée ou par un champ électrique qui fait circuler l'eau de l'anode vers la cathode sous l'effet de l'électro-osmose. La faible efficacité de traitement enregistrée avec le sol S2 comparée à celle enregistrée avec le sol S1 (dans les mêmes conditions expérimentales) est due à la présence d'une texture plus fine dans le sol S2. Les feuillets d'argile gonflent en présence de l'eau et constituent un blocage physique au déplacement des contaminants dans le réacteur. De plus, une augmentation considérable de la température n'a pas été enregistrée dans sol S1, comparativement au sol S2. Sachant que la résistance ohmique est la cause principale de l'augmentation de température [51], il est possible d'en déduire que le courant électrique circule beaucoup mieux dans le sol S1 que dans

le sol S2. La réhabilitation environnementale in-situ des sols est d'autant plus complexe que la texture du sol est fine. Le traitement électrocinétique est plus recommandé pour les sols à texture fine à cause de leur faible gradient hydraulique. Dans ces conditions, la migration des métaux est sous l'effet du champ électrique [45].

6.2.4 Effet de la siccité

Afin d'évaluer l'effet de la siccité, le pourcentage de migration du Cr et du Zn de l'anode vers la cathode entre 2 et 4 heures de traitements et pour différentes siccités de sol a été calculé (Tableau 6.14).

Tableau 6.14 Pourcentage de migration du Cr et du Zn par rapport à la siccité du sol

Expérience	Siccité (%)	Migration de l'anode vers la cathode (%)	
		Cr	Zn
3	76	9.4	10.6
4	71	13	15.4
5	62	55	60

D'après le tableau 6.14, la diminution de la siccité de sol influence positivement la migration des métaux de l'anode vers la cathode. La diminution de la siccité sous-entend l'augmentation de l'humidité dans le sol. Cette dernière contribue à l'augmentation de la conductivité électrique dans le sol et par conséquent stimule le phénomène de l'électro-osmose. Mais avec l'expérience 4, une diminution de niveau d'eau dans la chambre anodique à la fin de traitement a été observée. Cette baisse est due à l'évaporation causée par l'augmentation de la température. Un ajout d'eau est parfois nécessaire pour garder la même humidité de sol tout au long de traitement.

6.2.5 Effet de la durée de traitement

La durée de traitement a également été étudiée. Pour l'expérience 5, la durée de traitement de 20 heures a montré des résultats significatifs de déplacement du Cr et du Zn de l'anode vers la cathode (figure 6.13). Dans le compartiment anodique, les concentrations sont passées de 600 mg/kg et 669 mg/kg pour le Cr et le Zn, respectivement (après 20 heures de traitement) à 168 mg/kg et 129 mg/kg, respectivement. Cependant les concentrations au niveau du compartiment cathodique

restent encore proches des concentrations initiales en Cr et en Zn. De plus, les résultats d'analyse des électrolytes anodiques et cathodiques révèlent des faibles concentrations en Cr et en Zn. Par conséquent, ces métaux restent coincés dans le sol sous forme de précipité et ils ne peuvent pas franchir le filtre pour se déplacer de la matrice solide vers la matrice liquide. Cet effet est causé par la libération des ions OH^- qui cause la précipitation des métaux sous forme de sels hydroxydes au voisinage du compartiment cathodique [48].

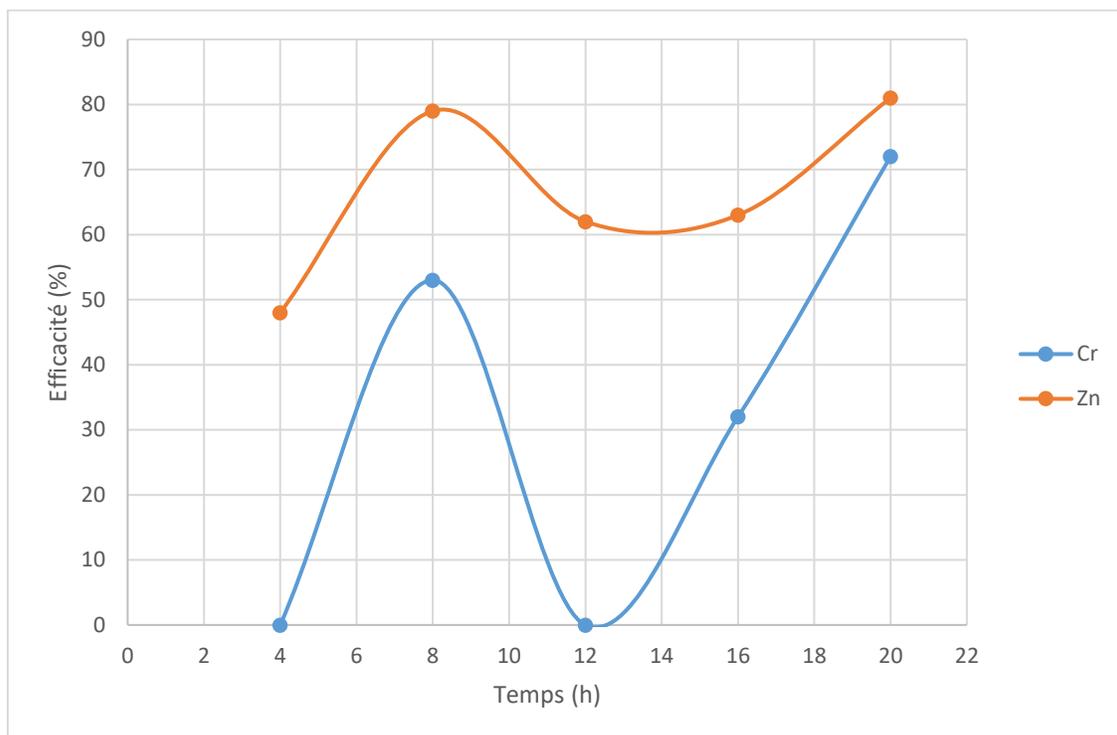


Figure 6-13 Évolutions de l'efficacité de traitement par rapport au temps- Exp 5

(E (V)= 40, I (A) = 0.5, d = 16 cm, t (h) = 60, T° C =21)

L'efficacité de traitement est d'autant plus importante que le temps de traitement augmente (Figure 6.13). Rappelons que l'efficacité de traitement est calculée par le pourcentage de déplacement des métaux de l'anode vers la cathode. Une baisse d'efficacité est observée après 12 heures de traitement (autant pour le Zn que le CR).

Cette chute est expliquée par la baisse considérable du contenu d'eau au niveau du compartiment anodique. Un ajout de 200 ml d'eau a amélioré la conductivité électrique favorisant ainsi les phénomènes d'électro-osmose et d'électromigration à l'intérieur du

sol. Des études faites par Gye-Nam Kim et son équipe [35] sur la décontamination électrocinétique des sols contaminés par le Césium ont montré que la durée de traitement ainsi que d'autres facteurs influencent le pourcentage d'enlèvement de césium. Dans une période qui varie entre 0.3 et 7 jours, ils ont réussi à enlever de 12 à 81% de césium. En augmentant la durée de traitement de 10 à 21 jours, ils ont également réussi à enlever 91 à 97% de césium [35]. Pour une autre étude réalisée par Nystrom et son équipe, le pourcentage d'enlèvement du Zn a augmenté de 64% en 14 jours de traitement à 84% après 21 jours de traitement [36]. Un autre exemple de traitement des métaux lourds libérés par la cendre indique que l'efficacité de décontamination est étroitement liée à la durée de traitement (Lima, 2010). Ainsi la durée de traitement est un facteur très important dans le procédé de décontamination électrocinétique des sols pollués par des métaux lourds. Cependant, une longue durée de traitement induit une augmentation de consommation énergétique. Donc il faut bien estimer la durée de traitement pour éviter les frais énergétiques supplémentaires.

6.2.6 Effet profondeur de la contamination

Dans le cadre de la même expérience (Exp5), la migration des métaux (Zn et Cr) a été évaluée par rapport à la profondeur de l'échantillon prélevé à la cathode. L'échantillon prélevé à la surface et celui prélevé dans le fond du réacteur présentent des concentrations dans le même ordre de grandeur avec un léger dépassement des concentrations des échantillons de surface par rapport à l'échantillon prélevé dans le fond du réacteur.

Tableau 6.15 Concentrations des échantillons de surface par rapport au fond pour le Cr et le Zn

Échantillon	Cr (mg/kg)	Zn (mg/kg)
Surface	554	631
Fond	542	617

Ce léger dépassement de concentration de métaux (Cr et Zn) dans les échantillons prélevés dans le fond du réacteur et celui prélevé à la surface est expliqué par Acar et al (1995). D'une façon générale, les sols sont chargés négativement (ions négatifs adsorbés). Ces charges négatives fixées sur les particules de sols attirent vers elles les

cations (tels que les cations métalliques du sol) proches de la surface pour créer un équilibre de charge (création de la double couche ou couche diffuse autour de la particule). Autour de la particule chargée négativement, il existe un domaine dans lequel règne un champ électrique local plus ou moins intense entraînant une orientation des molécules d'eau avec un excès d'ions H^+ par rapport aux ions OH^- . Lorsque la particule se déplace, elle entraîne avec elle cette couche d'eau orientée et chargée positivement (contenant des cations métalliques). Les charges cationiques et les molécules d'eau migrent ainsi vers la cathode. Ce mouvement crée une force de cisaillement sur le liquide interstitiel [3]. Ainsi les sols en surface sont plus concentrés en cations que ceux en profondeur. Selon le tableau 6.15, la différence de concentration en Cr et en Zn n'est pas importante entre les échantillons de sols prélevés en profondeur et en surface du réacteur.

6.2.7 Effet des filtres anodique et cathodique

Avec l'expérience 6 nous avons évalué l'effet du filtre qui sépare les compartiments anodiques et cathodiques sur l'efficacité de migration des métaux de l'anode vers la cathode. Les résultats d'analyse ont été comparés à ceux de l'expérience 6 après 60 heures de traitement. Le sol utilisé pour l'expérience 6 est un échantillon de sol issu d'un site résidentiel contaminé par les métaux. Les concentrations initiales des échantillons de référence indiquent des concentrations relativement faibles en Cr et en Zn.

Les filtres utilisés lors des expériences 5 et 6 sont des filtres à café de type commercial. Leur seul rôle est de retenir le sol à l'intérieur du réacteur à une distance donnée des électrodes. Ces filtres délimitent les compartiments anodiques et cathodiques. Peu d'articles trouvés dans la littérature discutent de l'effet des filtres ou des membranes cationiques et anodiques pour le traitement électrocinétique des sols pollués par des métaux toxiques.

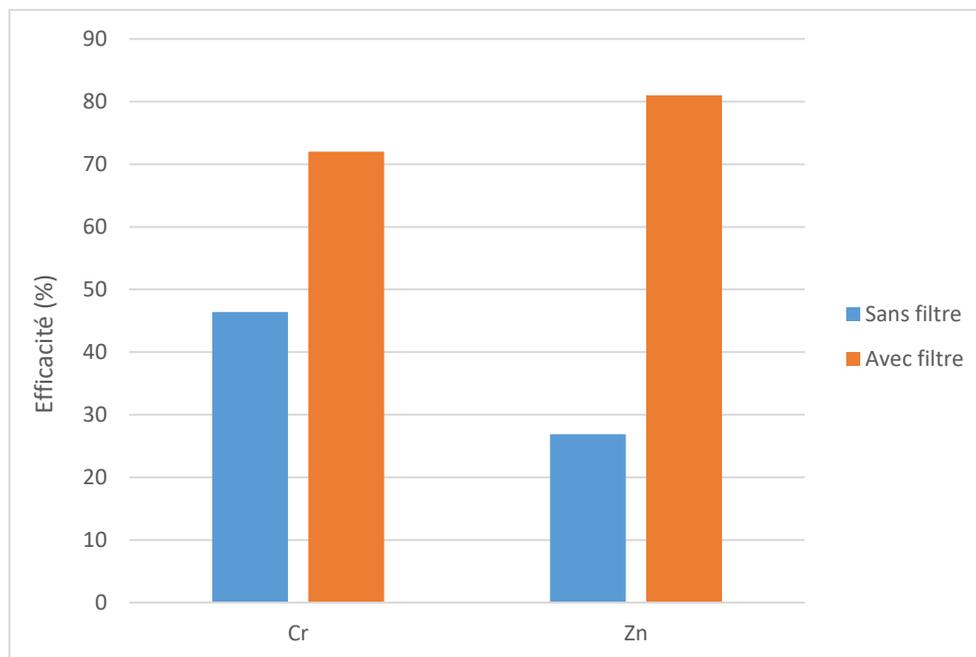


Figure 6-14 Efficacité de migration des métaux avec et sans filtre anodique et cathodique (exp 5 et exp 6)

(E (V)= 37.5, I (A) = 0.5, d = 16 cm, t (h) = 12, T° C =21)

D'après la figure 6.14, on remarque que la migration du Cr et du Zn à travers le sol est plus importante dans l'Exp 5 (avec filtre) par rapport à l'expérience 6 (sans filtre). L'électromigration est le phénomène le plus important dans le procédé électrocinétique en provoquant la migration des métaux vers les électrodes de charge opposée. Sous l'effet du courant électrique, l'anode produit un front acide et la cathode produit un front basique. La rencontre des deux fronts provoque une précipitation des métaux [52]. Probablement la réaction de précipitation des métaux diminue la conductivité électrique du sol accompagnée par une diminution de l'électromigration des métaux. Afin d'éviter la production du front basique responsable de la précipitation des métaux, beaucoup de techniques ont été investiguées tel que l'ajout de produits chimiques pour neutraliser les ions hydroxydes ou par l'utilisation d'une membrane d'échange d'ions [52]. Selon les expériences 5 et 6, le filtre a participé positivement à l'enlèvement du Cr et du Zn.

6.2.8 Effet de la distance interélectrode

Tel que mentionné dans la littérature, la distance interélectrode joue un rôle primordial dans le traitement électrocinétique des sols pollués avec les métaux toxiques. Pour cet

effet, nous avons réalisé deux expériences dans les mêmes conditions expérimentales, mais une avec une distance interélectrode de 16 cm et une autre de 10 cm.

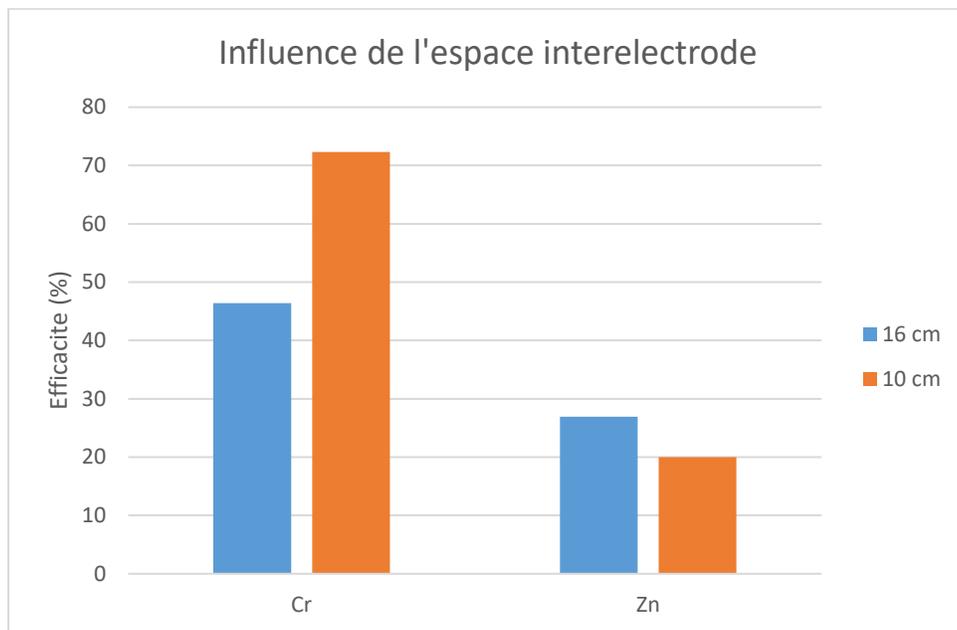


Figure 6-15 Influence de la distance interélectrode

(E (V)= 34.5, I (Am) = 0.5, t (h) = 168, T° C =16)

D'après la figure 6-15, la distance interélectrode a influencé la migration du Cr vers la cathode. Avec une distance interélectrode de 10 cm, l'efficacité de la migration de Cr a augmenté de 26 % par rapport à une distance interélectrode de 16 cm. Cependant, le Zn n'était pas grandement influencé par ce rapprochement d'électrode. L'efficacité de migration (27 % d'efficacité) de Zn était plus importante en imposant une distance interélectrode de 16 cm par rapport à 20% d'efficacité enregistrée pour une distance interélectrode de 10 cm. En fait, sous l'effet de l'augmentation de gradient électrique de 2,15 V/cm à 3,45 V/cm les ions Zn ont probablement réagi avec d'autres minéraux dans le sol et former des composés complexes dont la mobilité vers la cathode est réduite. D'autres expériences sont à envisager afin de comprendre davantage la mobilité des ions métalliques sous l'effet du gradient de champ électrique imposé.

Lors de l'expérience 7, nous avons observé l'apparition d'une ligne longitudinale verdâtre à travers le sol. Cette ligne verticale divise le bâti de sol de haut en bas. Elle

est beaucoup plus avancée vers la cathode pour la fraction de sol située en surface par rapport à celle située en profondeur. Au cours du temps de traitement, cette couche avançait progressivement vers la cathode pour s'accumuler à la fin du traitement au niveau du filtre dans le compartiment cathodique.

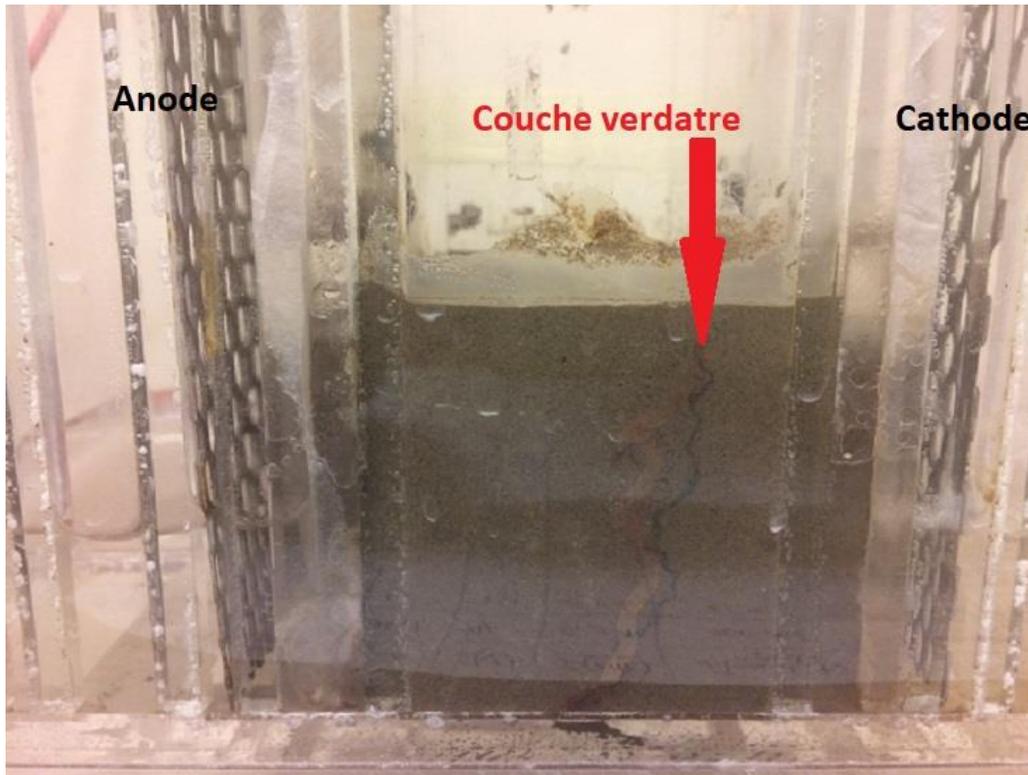


Figure 6-16 Couche verdâtre à l'expérience 7

(E (V)= 34.5, I (A) = 0.5, d = 10 cm, t (h) = 168, T° C =16)

L'apparition de cette couche verticale est due au phénomène de « l'effet focusing ». La coloration verte fait référence à l'hydroxyde de chrome $\text{Cr}(\text{OH})_3$. Sous l'effet du champ électrique, les ions Cr^{3+} migrent vers la cathode à travers le liquide interstitiel. Les phénomènes d'électro-osmose et d'électromigration contribuent au déplacement des ions métalliques dans le sol. Lorsque les ions OH^- générés par la cathode, rencontrent les ions Cr^{3+} , ils forment un précipité d'hydroxyde de chrome. Lorsque cette ligne verdâtre se rapproche davantage de la cathode, elle disparaît. En fait au voisinage de la cathode (domaine très proche de la cathode), la concentration locale en ion hydroxyde est élevée et l'alcalinité augmente localement. Sachant que l'hydroxyde de chrome est

un élément amphotère, il peut donc se solubiliser sous l'effet d'une base très forte pour donner des chromites CrO_2^- suivant la réaction (Eq 11) (Wikipedia).



6.2.9 Le phénomène de l'« effet focusing »

Tel qu'expliqué dans le chapitre 4.2.5 le phénomène de l'« effet focusing » est la précipitation des métaux sous forme de sel d'hydroxyde sous l'effet de l'augmentation de pH dans le compartiment cathodique. Sous l'effet du courant électrique, l'anode libère des ions H^+ qui génèrent un front acide capable de solubiliser les métaux toxiques dans le liquide interstitiel. D'autre part, au niveau de la cathode et sous l'effet du courant électrique des ions OH^- sont libérés pour créer un front basique. La rencontre des deux fronts (acide et basique) engendre la précipitation des métaux sous forme de sel hydroxyde [52]. Nous avons observé cet effet au cours de l'expérience 7. Pour éviter ce phénomène plusieurs méthodes ont été testées tel que le lavage de la chambre cathodique, l'échange de polarité des électrodes (anode/cathode) ainsi que l'utilisation de la membrane d'échange d'ions au niveau de la cathode [52]. Toutes ces techniques sont utilisées dans l'objectif d'éviter la production d'un front basique responsable de la précipitation des métaux.

L'expérience 7 a été répétée dans les mêmes conditions expérimentales, mais avec le pompage de l'eau effectué au niveau de compartiment cathodique. La cathode a été nettoyée toutes les fois que le pH atteignait une valeur autour de 13. L'installation d'un système de pompage de l'eau dans le compartiment cathodique permet de changer constamment l'eau chargée en ions OH^- . Une telle approche nous a permis de stabiliser le pH autour d'une valeur de 10 dans le compartiment cathodique. Cette stabilisation du pH dans le compartiment cathodique a permis de réduire le déplacement du front basique de la cathode vers l'anode (effet focusing).

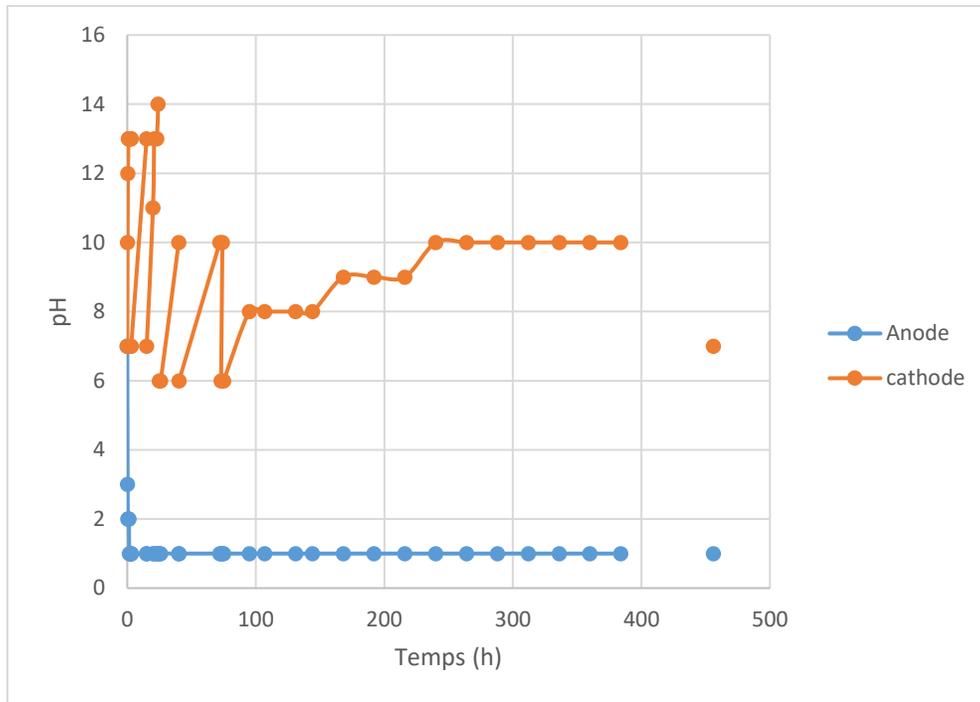


Figure 6-17 Évolutions du pH- Exp 8

(E (V)= 34, I (A) = 0.13, d = 10 cm, t (h) = 456, T° C =16)

Il est possible de voir sur la figure 6.17 des chutes de pH au niveau de la cathode pour atteindre les valeurs de 6 et 7. Ces points de chute correspondent aux dates de changement de l'eau chargée en ions OH^- au niveau de compartiment cathodique. Après le 5^{ème} pompage suivi du lavage de la chambre cathodique, le pH est stabilisé autour de la valeur de 10.

Les résultats d'analyse d'échantillons de sol prélevés dans le réacteur lors des opérations de pompage d'eau et de nettoyage d'électrode dans le compartiment cathodique n'ont pas donné des résultats escomptés. Les pourcentages d'enlèvement de Cr et de Zn sont de l'ordre de 42.4% et 40% respectivement, et ce après 19 jours de traitement. Selon Dong Li et al (2013), l'hétérogénéité des sols et les longues durées de traitement peuvent causer l'effet focusing [42].

D'autres alternatives, telle que la méthode d'échange des électrodes anode/cathode peuvent être testée pour éviter l'effet focusing.

7. CONCLUSIONS ET RECOMMANDATION

Les expériences réalisées ont montré que les paramètres clés d'efficacité épuratoire d'un procédé électrocinétique sont le pH, la distance interélectrode et la durée de traitement. Le contrôle de pH dans les compartiments anodique et cathodique permet de faire migrer Cr et Zn de l'anode vers la cathode. Sous l'effet de l'électrolyse de l'eau, des ions H^+ se libèrent dans l'électrolyte et provoquent l'acidité du compartiment anodique. Cette acidité du compartiment anodique induit une solubilisation du Cr et Zn dans le liquide interstitiel. Ces ions migrent par la suite vers la cathode sous l'effet de l'électro-osmose et l'électromigration.

Une série d'expériences a été réalisée pour tester l'effet de la granulométrie sur la migration de Cr et de Zn. Les résultats ont montré que le procédé est plus efficace sur des sols sablonneux par rapport aux sols hétérogènes sableux-silteux. Cependant, étant donné les limitations des autres technologies à décontaminer les sols fins pollués par les métaux, la technique électrocinétique est recommandée pour les sols fins parce qu'elle a réussi à faire migrer les contaminants à travers les micropores. De plus, il a été prouvé que la durée de traitement joue un rôle primordial dans le procédé électrocinétique. Une expérience réalisée sur 20 heures a montré que la migration, de Cr et du Zn, de l'anode vers la cathode, augmente avec la durée de traitement pour passer de 25% et 72% à 71% et 81% pour le Cr et le Zn, respectivement.

L'effet d'utilisation des filtres qui sépare les compartiments anodique et cathodique a été également testé. Les résultats des expériences réalisées ont montré que la migration des métaux est plus efficace avec l'utilisation des filtres par rapport à l'expérience sans utilisation des filtres avec des valeurs qui varient entre 70-80% et 28-45%, respectivement.

L'effet de la siccité a été évalué. Trois ratios eau (kg)/sol (kg) ont été testés soit 0.3/1kg, 0.4/1kg et 0.6/1kg. La diminution de la siccité induit une augmentation du taux d'humidité dans le sol et, par voie conséquence, assure une meilleure conductivité électrique influençant ainsi la migration des contaminants. L'effet de la distance interélectrodes a également été évalué. Deux expériences ont été réalisées pour cet effet, une en imposant une distance interélectrode de 10 cm et une autre en imposant

une distance interélectrodes de 16 cm. Les résultats de ces expériences ont révélé que la migration de Cr était plus efficace avec une distance interélectrode de 10 cm alors que pour le Zn la migration était meilleure avec une distance interélectrodes de 16 cm.

A la fin de ce travail, l'objectif principal est de comprendre les phénomènes physico-chimiques les plus importants afin d'optimiser un traitement électrocinétique des sols pollués par les métaux lourds. Après une série d'expériences, plusieurs paramètres doivent être suivis et contrôlés pour augmenter le pourcentage d'enlèvement des métaux de la matrice de sol :

- L'électromigration et l'électro-osmose sont les mécanismes responsables de la migration des métaux à travers une matrice de sol de l'anode vers la cathode.
- Le contrôle du pH est le paramètre le plus important pour réussir le traitement électrocinétique : la production d'un pH acide à l'anode est nécessaire pour la solubilisation des métaux dans le liquide interstitiel avec lequel les métaux peuvent migrer sous l'effet de l'électromigration. D'autre part, il faut contrôler le pH dans le compartiment anodique afin d'éviter le retour du front basique dans la matrice du sol et la précipitation des métaux sous forme de sels d'hydroxydes.
- Le temps de traitement a montré une influence sur l'efficacité de traitement. Le pourcentage d'enlèvement des métaux est d'autant plus élevé que la durée de traitement augmente. Il faudrait cependant choisir une durée de traitement optimale pour éviter les frais énergétiques supplémentaires.
- Les résultats des expériences réalisées ont montré que la distance interélectrode est un élément important pour le traitement électrocinétique. Le rapprochement des électrodes augmente le gradient électrique responsable de l'électromigration. Mais l'effet de la distance interélectrode est étroitement lié à l'hétérogénéité du sol. La production d'autres complexes métalliques peut influencer l'efficacité de traitement.
- La siccité est un autre paramètre à contrôler. Les expériences réalisées dans le cadre de ce travail ont montré qu'un ajout d'eau est nécessaire pour garder une humidité optimale dans le sol.

D'autres travaux sont envisagés pour des études et des recherches plus avancées.

8. RÉFÉRENCE

- [1] Yuan, Lizhu et al. 2016. "Development of Novel Assisting Agents for the Electrokinetic Remediation of Heavy Metal-Contaminated Kaolin." *Electrochimica Acta* 218: 140–48. <http://dx.doi.org/10.1016/j.electacta.2016.09.121>.
- [2] Cai, Zong Ping, Jeremiah Van Doren, Zhan Qiang Fang, and Wei Shan Li. 2015. "Improvement in Electrokinetic Remediation of Pb-Contaminated Soil near Lead Acid Battery Factory." *Transactions of Nonferrous Metals Society of China (English Edition)* 25(9): 3088–95. [http://dx.doi.org/10.1016/S1003-6326\(15\)63937-1](http://dx.doi.org/10.1016/S1003-6326(15)63937-1).
- [3] Acar, Yalcin B. et al. 1995. "Electrokinetic Remediation: Basics and Technology Status." *Journal of Hazardous Materials* 40(2): 117–37.
- [4] Baek, Kitae et al. 2009. "Electrolyte Conditioning-Enhanced Electrokinetic Remediation of Arsenic-Contaminated Mine Tailing." *Journal of Hazardous Materials* 161(1): 457–62.
- [5] Lannelli, R., Masi, M., Ceccarini, A., Ostuni, M. B., Lageman, R., Muntoni, A., ... Pomi, R. (2015). Electrokinetic remediation of metal-polluted marine sediments: Experimental investigation for plant design. *Electrochimica Acta*, 181, 146–159. <https://doi.org/10.1016/j.electacta.2015.04.093>
- [6] USEPA. 2007. "Treatment Technologies for Site Cleanup: Annual Status Report." Response: 290 p.
- [7] Lasat, M M. 2000. "phytoextraction of metals from contaminated soil : a review of plant / soil / metal interaction and assessment of pertinent agronomic issues." 1991(1980): 1–25.
- [8] Giller, K E N E, Ernst Witter, and Steve P Mcgrath. 1998. "toxicity of heavy metals to microorganisms and microbial processes in agricultural soils : a review." 30(10).
- [9] Khan, S et al. 2008. "Health Risks of Heavy Metals in Contaminated Soils and Food Crops Irrigated with Wastewater in Beijing , China." 152: 686–92.
- [10] Fellet, G, L Marchiol, D Perosa, and G Zerbi. 2007. "The Application of Phytoremediation Technology." 1: 207–14.
- [11] Cai, Li-mei et al. 2019. "Science of the Total Environment Heavy Metal Contamination and Health Risk Assessment for Children near a Large Cu-Smelter in Central China." *Science of the Total Environment* 650: 725–33. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.09.081>.
- [12] Mulligan, Catherine N, Raymond N Yong, and Bernard F Gibbs. 2001. "An Evaluation of Technologies for the Heavy Metal Remediation of Dredged Sediments." 85: 145–63.
- [13] Yang, Ting, and Mark E Hodson. 2019. "Science of the Total Environment

Investigating the Use of Synthetic Humic-like Acid as a Soil Washing Treatment for Metal Contaminated Soil.” *Science of the Total Environment* 647: 290–300. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.07.457>.

- [14] MDDEP. 2001. “Bilan Sur Les Terrains Contaminés / Statistiques Générales En Décembre 2001.” Distribution.
- [15] Beaulieu, Michel. 2016. Ministère du Développement durable, de l’Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques Guide D’intervention - Protection Des Sols et Réhabilitation Des Terrains Contaminés.
- [16] Guide d’intervention- Protection des sols et réhabilitation des terrains contaminés (Juillet, 2016)
- [17] JM Gobat, M Aragno, W Matthey - Le sol vivant: bases de pédologie, biologie des sols- 2010
- [18] Matthiessen P., reed J., Johnson M. sources and potential effects of cooper and zinc concentrations in the estuarine Waters of Essex and Suffolk, United Kingdom. *Marine Pollutin Bukketin*. Vol.: 38, pp. 908-920, 1999.
- [19] Petra Hlavackova, Évaluation du comportement du cuivre et du zinc dans une matrice de type sol à l’aide de différentes méthodologie, L’institut National des sciences Appliquées de Lyon, 2005.
- [20] A. Galvez-cloutier et Pierre Jacques Lefrançois, Sol et Eaux Souterraines : Les sols contaminés par des métaux lourds : Distribution géochimique et technique de restauration (première partie, Vecteur Environnement, Volume 38, numéro 3, Mai 2005.
- [21] Yang, H., He, L., Long, Y., Li, H., Pan, S., Liu, H., & Hu, X. (2018). *Spectrochimica Acta Part A: Molecular and Biomolecular Spectroscopy* Fluorescent carbon dots synthesized by microwave-assisted pyrolysis for chromium (VI) and ascorbic acid sensing and logic gate operation, 205, 12–20. <https://doi.org/10.1016/j.saa.2018.07.015>
- [22] <https://www.lenntech.fr/applications/potable/normes/normes-oms-eau-potable.htm> (consulté le 05-07-2018)
- [23] <https://www.lenntech.fr/applications/potable/normes/normes-ue-eau-potable.htm> (consulté le 05-07-2018)
- [24] Liu, Lianwen, Wei Li, Weiping Song, and Mingxin Guo. 2018. “Remediation Techniques for Heavy Metal-Contaminated Soils: Principles and Applicability.” *Science of The Total Environment* 633: 206–19. <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969718309215?via%3Dihub> (May 9, 2018).
- [25] US EPA. 2018. “List -010 Top 20 Contaminants at Superfund Sites National- NPL Status.” US. EPA SUPERFOUNDED PROGRAM: 201059.
- [26] Suzuki, Tasuma et al. 2014. “EDDS-Enhanced Electrokinetic Remediation of Heavy

- Metal-Contaminated Clay Soils under Neutral pH Conditions.” *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects* 440: 145–50. <http://dx.doi.org/10.1016/j.colsurfa.2012.09.050>.
- [27] Zhou, Ming et al. 2018. “Exchange Electrode-Electrokinetic Remediation of Cr-Contaminated Soil Using Solar Energy.” *Separation and Purification Technology* 190(September 2017): 297–306. <http://dx.doi.org/10.1016/j.seppur.2017.09.006>.
- [28] Hébert, Jocelyne, and Julie Bernard. 2013. *Bilan Sur La Gestion Des Terrains Contaminés Au 31 Décembre 2010*.
- [29] Mena, Esperanza, José Villaseñor, Manuel A. Rodrigo, and Pablo Cañizares. 2016. “Electrokinetic Remediation of Soil Polluted with Insoluble Organics Using Biological Permeable Reactive Barriers: Effect of Periodic Polarity Reversal and Voltage Gradient.” *Chemical Engineering Journal* 299: 30–36. <http://dx.doi.org/10.1016/j.cej.2016.04.049>.
- [30] Dermont, G., M. Bergeron, G. Mercier, and M. Richer-Lafèche. 2008. “Soil Washing for Metal Removal: A Review of Physical/chemical Technologies and Field Applications.” *Journal of Hazardous Materials* 152(1): 1–31.
- [31] Habibul, Nuzahat, Yi Hu, and Guo-Ping Sheng. 2016. “Microbial Fuel Cell Driving Electrokinetic Remediation of Toxic Metal Contaminated Soils.” *Journal of Hazardous Materials* 318: 9–14.
- [32] Reddy, Krishna R., Charlie Y. Xu, and Supraja Chinthamreddy. 2001. “Assessment of Electrokinetic Removal of Heavy Metals from Soils by Sequential Extraction Analysis.” *Journal of Hazardous Materials* 84(2–3): 279–96.
- [33] Kim, Kyung Jo, Do Hyung Kim, Jong Chan Yoo, and Kitae Baek. 2011. “Electrokinetic Extraction of Heavy Metals from Dredged Marine Sediment.” *Separation and Purification Technology* 79(2): 164–69. <http://dx.doi.org/10.1016/j.seppur.2011.02.010>.
- [34] Lannelli, R. et al. 2015. “Electrokinetic Remediation of Metal-Polluted Marine Sediments: Experimental Investigation for Plant Design.” *Electrochimica Acta* 181: 146–59. <http://dx.doi.org/10.1016/j.electacta.2015.04.093>.
- [35] Kim, Gye Nam, Seung Soo Kim, Uk Rang Park, and Jei Kwon Moon. 2015. “Decontamination of Soil Contaminated with Cesium Using Electrokinetic-Electrodialytic Method.” *Electrochimica Acta* 181: 233–37. <http://dx.doi.org/10.1016/j.electacta.2015.03.208>.
- [36] Nystrom, Gunvor M., Lisbeth M. Ottosen, and Arne Villumsen. 2005. “Test of Experimental Set-Ups for Electrodialytic Removal of Cu, Zn, Pb and Cd from Different Contaminated Harbour Sediments.” *Engineering Geology* 77(3–4 SPEC. ISS.): 349–57.
- [37] Bourdreux, Physique Universit, and Blaise Pascal. 2003. “Notion D ’ ´ Electrode.”
- [38] DSMO1, 1997. “III - Les Électrodes Types •.” 1: 3–4

- [39] Anglada, Ane Urtiaga, and Inmaculada Ortiz. 2009. "Contributions of Electrochemical Oxidation to Waste-Water Treatment: Fundamentals and Review of Applications." *Journal of Chemical Technology and Biotechnology* 84(12): 1747–55.
- [40] Merdoud, Ouarda, Claudio Cameselle, Mohamed Oualid Boulakradeche, and Djamel Eddine Akretche. 2016. "Removal of Heavy Metals from Contaminated Soil by Electrodialytic Remediation Enhanced with Organic Acids." *Environ. Sci.: Processes Impacts* 18(11): 1440–48. <http://xlink.rsc.org/?DOI=C6EM00380J>.
- [41] Li, Dong et al. 2012. "Near-Anode Focusing Phenomenon Caused by the High Anolyte Concentration in the Electrokinetic Remediation of chromium(VI)-Contaminated Soil." *Journal of Hazardous Materials* 229–230: 282–91. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhazmat.2012.05.107>.
- [42] Li.D 2013. "Focusing Phenomenon Caused by Soil Conductance Heterogeneity in the Electrokinetic Remediation of Chromium (VI)-Contaminated Soil." *Separation and Purification Technology* 120: 52–58. <http://dx.doi.org/10.1016/j.seppur.2013.09.018>.
- [43] Volgin, V. M., T. B. Kabanova, and A. D. Davydov. 2018. "Modeling of Local Maskless Electrochemical Deposition of Metal Microcolumns." *Chemical Engineering Science* 183: 123–35.
- [44] Fockedey, E., and A. Van Lierde. 2002. "Coupling of Anodic and Cathodic Reactions for Phenol Electro-Oxidation Using Three-Dimensional Electrodes." *Water Research* 36(16): 4169–75.
- [45] Liu, Kexiang et al. 2016. "The Application of Homemade Neosinocalamus Affinis AC in Electrokinetic Removal Technology on Heavy Metal Removal from the MSWI Fly Ash." *Scientific Reports* 6(November): 1–12. <http://dx.doi.org/10.1038/srep39312>.
- [46] López-Vizcaíno, Rubén et al. 2016. "Scale-up on Electrokinetic Remediation: Engineering and Technological Parameters." *Journal of Hazardous Materials* 315: 135–43.
- [47] Traina, G., S. Ferro, and A. De Battisti. 2009. "Electrokinetic Stabilization as a Reclamation Tool for Waste Materials Polluted by Both Salts and Heavy Metals." *Chemosphere* 75(6): 819–24.
- [48] Norashira, J, E Zaidi, M Aziman, and A T Saiful Azhar. 2016. "Observation of pH Value in Electrokinetic Remediation Using Various Electrolyte ($MgSO_4$, KH_2PO_4 and $Na(NO_3)$) for Barren Acidic Soil at Ayer Hitam, Johor, Malaysia." *IOP Conference Series: Materials Science and Engineering* 136: 12022. <http://stacks.iop.org/1757-899X/136/i=1/a=012022?key=crossref.5987d811c9e02410083e0216bc7349f3>.
- [49] Cleyton de Castro Ribeiro, Paulo Roberto et al. 2018. "Selection of Plants For Phytoremediation of Barium-Polluted Flooded Soils." *Chemosphere* 206: 522–30. <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0045653518309044>.
- [50] Li, Shucai et al. 2012. "Enhanced Electrokinetic Remediation of Chromium-

Contaminated Soil Using Approaching Anodes.” *Frontiers of Environmental Science and Engineering in China* 6(6): 869–74.

- [51] Assiry, A M, M H Gaily, M Alsamee, and A Sarifudin. 2010. “Electrical Conductivity of Seawater during Ohmic Heating.” *DES* 260(1–3): 9–17. <http://dx.doi.org/10.1016/j.desal.2010.05.015>.
- [52] Kim, Gye Nam, Seung Soo Kim, Jei Kwon Moon, and Jae Hyuk Hyun. 2015. “Removal of Uranium from Soil Using Full-Sized Washing Electrokinetic Separation Equipment.” *Annals of Nuclear Energy* 81: 188–95. <http://dx.doi.org/10.1016/j.anucene.2015.01.046>.
- [52] Pedersen, Kristine B, Pernille E Jensen, Lisbeth M Ottosen, and John Barlundhaug. 2018. “Chemosphere In Fl Uence of Electrode Placement for Mobilising and Removing Metals during Electrodialytic Remediation of Metals from Shooting Range Soil.” *Chemosphere* 210: 683–91. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.07.063>.