

ELECTROEXTRACTION OF Cd(II) IONS FROM DILUTED SOLUTIONS BY A HYBRID PROCESS COMBINING ELECTRODIALYSIS AND ION-EXCHANGE

Ahmed Mehellou*, Rachid Delimi and Zahia Benredjem

Laboratory of Water Treatment and Valorization of Industrial Wastes, Department of Chemistry, Badji-Mokhtar University, P.O. Box 12, 23000, Annaba, Algeria

ABSTRACT

The aim of this work is to highlight the coupling efficiency of electro dialysis and ion-exchange processes for treating water containing heavy metal ions at low concentrations. This hybrid technique called electropermutation (EP) or also continuous electroregeneration.

The effects of various physico-chemical parameters on the efficiency of the coupled process such as pH, flow rate of feed solution circulation, density of the applied current and initial concentration of Cd(II) in the solution have been studied. The results obtained show that the removal and transfer of Cd(II) ions decreases with the increase of the flow rate of feed solution and with pH increasing. Furthermore, the increase of the current density enhances the elimination and therefore the transfer of this ion until a density value of $10 \text{ mA}\cdot\text{cm}^{-2}$. The EP on resin remains effective until a $224.8 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ of Cd(II) ions in the feed solution.

Overall, under the optimal operating conditions determined, the hybrid technique of EP removes about 98% of Cd(II) from a dilute solution.

Keywords: *Environment, Pollution, Toxicity, Cadmium, Electropermutation.*

RESUME

Le présent travail vise à mettre en évidence l'efficacité du couplage de l'électrodialyse à l'échange d'ions, pour pouvoir traiter une eau contenant des ions de métaux lourds à faible concentration. Cette technique hybride appelée électropermutation (EP) ou encore électrorégénération continue.

L'influence de plusieurs paramètres physico-chimiques sur l'efficacité de la technique a été étudiée, tels que : le pH et le débit de circulation de la solution à traiter, la densité du courant appliquée et la concentration initiale du Cd(II) dans la solution. Les résultats obtenus montrent que l'élimination et le transfert des ions Cd(II) diminue avec l'augmentation du débit de la solution à traiter et augmente avec le pH. Il a été signalé aussi que l'augmentation de la densité du courant favorise l'élimination et par conséquent le transfert de cet ion jusqu'à une densité de $10 \text{ mA}\cdot\text{cm}^{-2}$. L'EP sur résine demeure efficace jusqu'à un $224.8 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ du Cd(II) dans la solution à traiter.

En effet, sous les conditions opératoires optimales déterminées, la technique hybride d'EP permet d'éliminer le Cd(II) à 98 % environ d'une solution diluée.

Mots-clés: *Environnement, Pollution, Toxicité, Cadmium, Electropermutation.*

© 2015 IJCPS. All rights reserved

* Corresponding author. Tel/Fax: +213 38 87 27 50

E-mail addresses: a.mehellou@yahoo.fr (A. Mehellou).

© 2015 IJCPS. All rights reserved

1. INTRODUCTION

Les multiples utilisations de l'eau par l'homme donnent lieu à la formation d'eaux usées, présentes en différentes charges organiques ou minérales polluantes [1, 2], dont certaines peuvent avoir un caractère toxique, tels que les métaux lourds [3]. L'usage répandu des métaux lourds dans plusieurs activités industrielles telles que : la métallurgie, la galvanoplastie, les champs agricoles (engrais et pesticides) et la production des pigments et des piles cause la parution de ces espèces toxiques dans l'environnement aquatique.

La pollution des eaux de surfaces par les métaux lourds, constitue de graves menaces pour la santé humaine et animale [4-6] et continue de représenter un défi pour les pouvoirs publics. Parmi les méthodes conventionnelles adoptées au traitement des eaux usées chargées en métaux lourds: la précipitation chimique, l'adsorption sur charbon, l'échange d'ion, et la déposition électrochimique [6-8]. Ainsi que, plusieurs méthodes plus efficaces, propres et peu-coûteuses ont été développées récemment pour le traitement des effluents ayant ce type de contaminations telles que, l'adsorption sur des nouveaux adsorbants, l'électrodialyse, la photocatalyse et la filtration membranaire [6].

L'électrodialyse (ED) et l'échange d'ions (EI) ont connu un essor important passant du stade laboratoire au stade industriel. Ces deux techniques sont largement utilisés pour le dessalement de l'eau de mer [9], la récupération de métaux ou encore pour la séparation dans plusieurs secteurs industriels [10, 11]. Cependant, ces deux techniques ont des obstacles qui limitent leurs efficacités. Les limites de domaine d'application de l'ED sont liées à la faible conductivité des solutions à purifier [12], ce procédé ne peut donc pas être utilisé dans le cas de solutions de faibles concentrations. Le procédé d'EI comporte une étape de régénération qui nécessite la coupure du procédé, et qui à l'origine de la formation d'effluents salins concentrés difficilement valorisables [10-13]. Leur couplage (ED et EI) a permis de palier à ces limitations et a donné lieu à deux techniques hybrides: l'électrodéionisation (EDI) pour un lit mixte [14] et l'électropermutation (EP) pour un lit seulement cationique ou anionique [15-19]. La technique d'EP appelée aussi électrorégénération (ER) continue, a été décrite il y'a 60 ans par Spiegler et Coryell, [20] sans connaître une grande application dans le secteur industriel jusqu'à ce jour. L'EP sur une résine a été reprise par Strathmann et Kock, [21] pour traiter des effluents contenant du plomb. Beaucoup de travaux récents ont montré également l'efficacité de cette technique pour l'élimination des métaux lourds des eaux usées [15-19], des nitrates des eaux potables [22, 23], et pour la séparation du césium [24].

Dans ce travail, on s'intéresse principalement à la technique d'EP pour l'élimination des ions cadmium, qui est une technique électromembranaire où l'élimination des ions s'effectue par transfert de masse sous l'effet d'un champ électrique, dont aucun changement de phases ne se fait sur les espèces éliminées. Afin de mettre en évidence l'efficacité de cette technique, l'influence de quelques

paramètres physico-chimiques sur les performances du procédé tels que le pH et le débit de la solution à traiter, la densité du courant appliquée, et la concentration initiale du Cd(II) dans la solution à traiter a été étudié.

2. Expérimental

2.1 Produits chimiques et solutions à étudier

Tous les produits chimiques utilisés sont de qualité analytique. Toutes les solutions aqueuses ont été préparées avec de l'eau bidistillée. Les solutions des ions Cd(II) ont été préparées à partir du sel de Cd(NO₃)₂.4H₂O pur (BIOCHEM) de façon à obtenir la concentration désirée. La solution de HNO₃, a été préparée à partir d'une solution concentrée de 69% (Riedel-de Haën). La concentration des ions Cd(II) a été analysée par spectrométrie d'absorption atomique (Spectromètre Shimadzu AA6200).

2.2 Matériaux échangeurs d'ions (MEIs)

Les membranes échangeuses de cations (MECs) et échangeuses d'anions (MEAs) utilisées dans ce travail, sont respectivement la Neosepta CMX et la Neosepta AMX (Tokuyama Soda Co., Japan) [25, 26]. La résine échangeuse de cations (REC) utilisée, est une résine fortement acide, Purolite C-100 (Purolite, USA). Les principales propriétés physico-chimiques des membranes et de la résine [27, 28] sont présentées dans le tableau 1.

Tableau.1. Caractéristiques physico-chimiques des MEIs et de la REC.

Caractéristiques	MEIs		
	MECs		REC
	Neosepta AMX	Neosepta CMX	Purolite C-100
Code	AMX	CMX	C-100
Groupement fonctionnel	-NR ₃ ⁺	-SO ₃ ⁻	-SO ₃ ⁻
Capacité d'échange (méq.g ⁻¹)	1.4-1.7	1.5-1.8	2.5
Nombre de transport	> 0.98	> 0.98	-
Teneur en eau (%)	25-30	25-30	51-55
Résistance électrique (Ω.cm ⁻²)	2.0-3.5	2.0-3.5	-

2.3 Installation d'électropermutation

L'installation expérimentale ayant permis de réaliser les essais d'EP est représentée sur la figure 1.

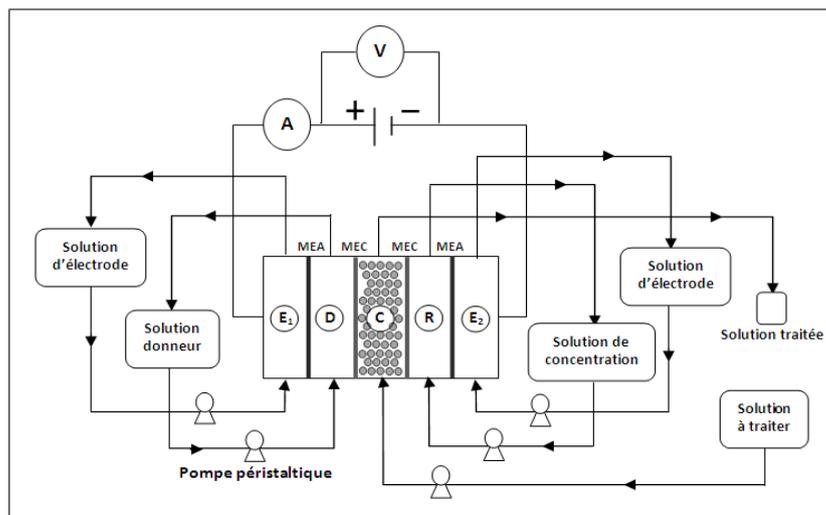


Fig.1. Schéma de l'installation d'EP.

Cette installation est constituée de la cellule d'EP, de pompes péristaltiques (marque Masterflex L/S) permettant d'assurer la circulation des solutions dans la cellule, d'une alimentation électrique stabilisée (marque Voltcraft PS 405 Pro), d'un ampèremètre (marque Métrix MX 24B) monté en série dans le circuit, et d'un voltmètre (marque Métrix MX 24B) monté en parallèle avec la cellule. L'agitation des solutions dans les récipients est assurée par des agitateurs magnétiques (marque IKA Labortechnik).

2.4 Procédure expérimentale et paramètres opératoires

Durant les expériences d'EP, la solution à traiter circule dans le compartiment central (C) en mode de circuit ouvert. Le compartiment C est rempli par la résine humide équilibrée préalablement par la solution à étudier. Dans chacun des autres compartiments (E_1 , D, R et E_2) circule en mode de circuit fermé 0.5 L d'une solution de HNO_3 à 0,1 N. La solution ayant passé dans le compartiment C est récoltée à la sortie de ce dernier, où des prélèvements sont effectués. Des prélèvements de la solution circulant dans le compartiment receveur (R) sont également effectués pour déterminer la concentration du Cd(II) transféré.

Les paramètres opératoires étudiés et leurs valeurs appliquées, ont été choisis par rapport aux valeurs généralement utilisées par beaucoup de chercheurs [15, 19]. Le débit d'alimentation du compartiment C est réglé dans la plage $1.5-24 \text{ mL}\cdot\text{min}^{-1}$. L'intervalle de densité du courant étudiée est $1-30 \text{ mA}\cdot\text{cm}^{-2}$. Les différents pHs étudiés sont : 1; 3; 5.7 et 7.5. L'ajustement du pH a été effectué à l'aide des solutions de HNO_3 et NaOH à 1 N. Nous avons également testé plusieurs concentrations initiales du Cd(II) variant de 11.24 à $1124 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$.

3. RESULTATS ET DISCUSSION

Le principe de l'EP consiste tout d'abord en la fixation de l'ion à extraire sur un lit échangeur d'ions (la résine), ensuite le déplacer par un autre ion (provenant du

compartiment donneur) et enfin sous l'effet du champ électrique l'ion fixé est transféré dans le concentrât [15, 17]. On peut résumer que l'EP s'appuie alors sur trois processus: fixation, déplacement et transfert (figure 2). Le but de l'électroextraction des cations métalliques par EP est double: (i) Epurer une solution contenant des cations polluants à faibles concentrations; (ii) Obtenir par ailleurs une solution suffisamment concentrée pour récupérer ces métaux par électrodéposition [29].

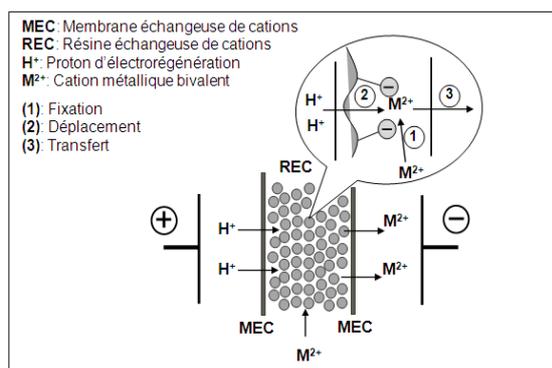


Fig.2. Principe d'extraction des cations métalliques par EP.

3.1 Influence du débit de la solution à traiter

Le débit de la solution à traiter influe en effet sur la cinétique de permutation des ions dans la résine et par conséquent sur leur cinétique de transfert. Pour cela nous avons réalisé une série d'expériences d'EP en appliquant différents débits où les débits étudiés sont choisis dans la gamme: $Q = 1.5-24 \text{ mL}\cdot\text{min}^{-1}$.

Les résultats (nombre de moles transférées et flux moyen de transfert) présentés dans le tableau 2 mettent en évidence l'augmentation du transfert vers le concentrât avec le débit. Ce résultat est logique puisque les débits élevés permettent de renouveler rapidement la solution dans le compartiment central et par conséquent d'éviter l'appauvrissement de la solution. L'augmentation du nombre de moles transférées et du flux de transfert avec le débit peut être expliquée aussi par le fait que l'augmentation du débit diminue l'épaisseur de la couche limite de diffusion au niveau de la membrane et permet de garder une concentration constante et relativement élevée par le renouvellement rapide continue de la solution [30].

Tableau.2. Nombre de moles transférées et flux moyen de transfert du Cd(II) en fonction du débit. ($i = 5 \text{ mA}\cdot\text{cm}^{-2}$; $C^{\text{init}} = 56.2 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$; $\text{pH} \approx 5.8$).

$Q \text{ (mL}\cdot\text{min}^{-1})$	1.5	3	6	12	24
$n^T \text{ (} 10^{-3} \text{ mol)}$	0.432	0.679	0.965	1.352	1.737
$J^{\text{moy}} \text{ (} 10^{-7} \text{ mol}\cdot\text{s}^{-1})$	2.003	3.144	4.469	6.259	8.043

L'efficacité d'élimination du Cd(II) est analysée à partir de son taux d'élimination (tableau 3). Les résultats obtenus montrent que l'augmentation du débit entraîne

une diminution du taux d'élimination. Nous remarquons également que le doublement du débit de 1.5 à 3 mL.min⁻¹ conduit à une diminution très faible du taux d'élimination (de 99.49 à 98.97 %). Cependant le passage du débit de 3 à 6 mL.min⁻¹ entraîne une diminution importante du taux d'élimination. Sur la base de ces résultats nous estimons que 3 mL.min⁻¹ est un débit optimal, qu'on appliquera dans la suite de l'étude.

Tableau.3. Taux d'élimination du Cd(II) en fonction du débit appliqué. ($i = 5 \text{ mA.cm}^{-2}$; $C^{\text{init}} = 56.2 \text{ mg.L}^{-1}$; $\text{pH} \approx 5.8$).

$Q \text{ (mL.min}^{-1}\text{)}$	1.5	3	6	12	24
$T^E \text{ (\%)}$	99.49	97.06	93.11	87.69	70.15

La diminution du taux d'élimination avec l'augmentation du débit s'explique par la forte convection du fluide (entraînement fort des ions Cd(II) par le fluide vers la sortie), par conséquent un séjour plus court dans le compartiment central qui réduit la possibilité de fixation des ions sur la résine et de transfert à travers la membrane [30].

3.2 Influence de la densité du courant appliqué

Les différentes densités de courant appliqué ont été choisies dans un intervalle limité par la densité du courant limite (entre 0 et $i_{\text{lim}}=34.46 \text{ mA.cm}^{-2}$), où les densités étudiées varient de 1 à 30 mA.cm⁻², ce qui correspond respectivement à des intensités de courant de 7.6 et 228 mA.

Sur la figure 3 est présentée la variation du flux moyen de transfert des ions Cd(II) en fonction de la densité du courant appliqué. Nous constatons que le flux de transfert augmente avec la densité du courant appliqué. Nous remarquons aussi que lorsque la densité de courant augmente dans l'intervalle 1-10 mA.cm⁻² le transfert des ions Cd(II) augmente d'une façon drastique. Cependant, l'augmentation davantage de la densité de 10 à 30 mA.cm⁻² n'entraînerait qu'une légère augmentation du flux de transfert.

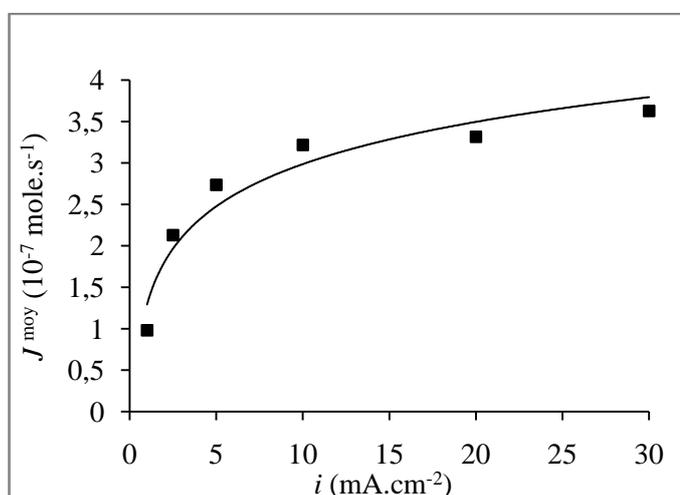


Fig 3. Variation du flux moyen du transfert du Cd(II) en fonction de la densité du courant. ($Q = 3 \text{ mL}\cdot\text{min}^{-1}$; $C^{\text{init}} = 56.2 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$; $\text{pH} \approx 5.8$)

Les résultats des taux d'élimination présentés dans la figure 4 montrent une augmentation du taux d'élimination avec l'augmentation de la densité de courant jusqu'à une densité de $10 \text{ mA}\cdot\text{cm}^{-2}$ (où $T^E > 99 \%$). Au-delà de $10 \text{ mA}\cdot\text{cm}^{-2}$ l'augmentation du taux d'élimination n'est pas significative puisque à la densité de courant $10 \text{ mA}\cdot\text{cm}^{-2}$ l'élimination est quasiment totale. Ce résultat est logique, puisque le transfert et par conséquent l'élimination des ions en EP dépend fortement de la densité de courant appliqué.

En effet, nous choisissons la densité $10 \text{ mA}\cdot\text{cm}^{-2}$ comme densité de courant optimale pour la suite de l'étude. Ce choix se justifie par le rendement d'élimination ($T^E > 99 \%$) obtenu avec cette densité et qui est presque égal à l'unité et également par la consommation d'énergie électrique qui est plus faible que celles enregistrées à 20 et $30 \text{ mA}\cdot\text{cm}^{-2}$.

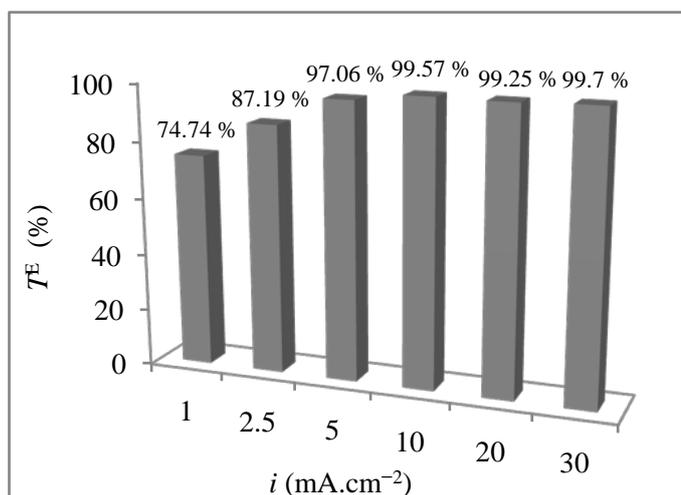


Fig.4. Variation du taux d'élimination du Cd(II) en fonction de la densité du courant. ($Q = 3 \text{ mL}\cdot\text{min}^{-1}$; $C^{\text{init}} = 56.2 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$; $\text{pH} \approx 5.8$)

3.3 Influence du pH de la solution à traiter

Le pH de la solution à traiter influe sur les processus de fixation des ions à éliminer sur la résine et sur leur transfert à travers la membrane. Quand le pH est acide les protons entrent en compétition avec les cations à éliminer pour se fixer sur la résine et ensuite se transférer à travers la membrane. Cependant, les pH basiques entraînent des précipitations sous forme d'hydroxyde au niveau de la membrane notamment dans le cas des cations de métaux lourds [31, 32]. Pour étudier l'influence du pH sur l'élimination et le transfert des ions Cd(II), des expériences ont été réalisées en faisant varier le pH de la solution de 1 à 7.5.

La figure 5 montre que le flux de transfert des ions Cd(II) augmente avec le pH jusqu'au pH 5.75. Ceci peut être expliqué par la diminution de la concentration

des protons en augmentant le pH. Les protons qui sont très mobiles et compétitifs et qui par conséquent se déplacent et se transfèrent majoritairement dans la résine et la membrane. Cependant, on constate une diminution du flux des ions Cd(II) au pH 7.5. On note qu'à la fin de cette expérience (expérience à pH 7.5) nous avons observé la formation d'un dépôt fin sur la membrane cathodique. L'analyse du dépôt a révélé qu'il est constitué principalement de cadmium.

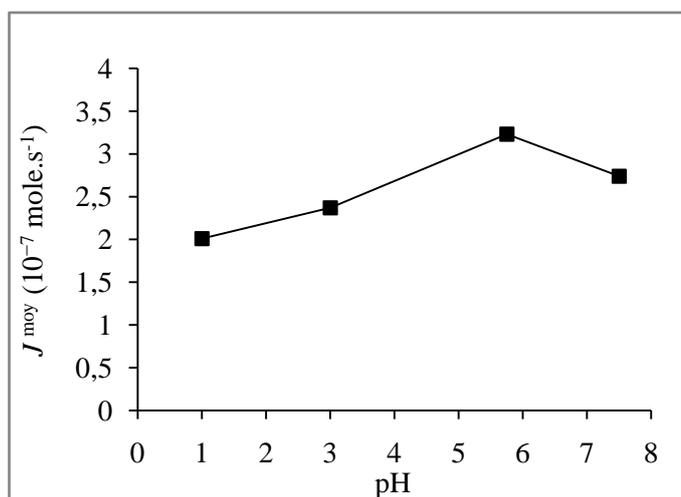


Fig.5. Variation du flux moyen de transfert du Cd(II) en fonction du pH.
($Q = 3 \text{ mL.min}^{-1}$; $i = 10 \text{ mA.cm}^{-2}$; $C^{\text{init}} = 56.2 \text{ mg.L}^{-1}$)

Les résultats d'épuration des solutions de différents pH ont permis de calculer les taux d'élimination (figure 6). Ces résultats montrent qu'effectivement lorsque le pH augmente dans l'intervalle 1-5.7 le taux d'élimination augmente. L'augmentation du pH dans cet intervalle entraîne une diminution de la concentration des protons et par conséquent une diminution de la compétition des protons avec les ions Cd(II).

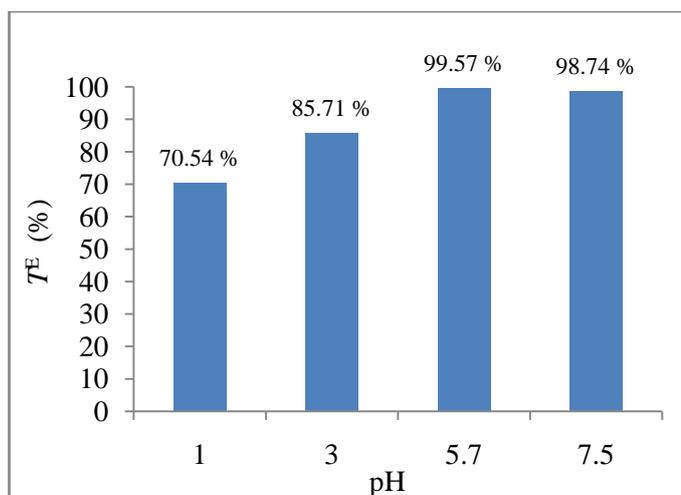


Fig.6. Variation du taux d'élimination du Cd(II) en fonction du pH.
($Q = 3 \text{ mL.min}^{-1}$; $i = 10 \text{ mA.cm}^{-2}$; $C^{\text{init}} = 56.2 \text{ mg.L}^{-1}$)

Pour les pH 1 et 3, les solutions étudiées sont très acides on s'attend à une forte compétition de fixation sur la résine et de transfert à travers la membrane entre les ions Cd(II) et les protons. C'est pour cette raison que les taux d'élimination à ces pHs sont plus faibles. A pH 7.5, malgré que la concentration des protons est encore plus faible, le taux d'élimination à ce pH est plus faible qu'avec le pH 5.7. Ce résultat s'explique par la précipitation partielle d'hydroxyde de Cd(II) obtenu sur la membrane.

3.4 Concentration initiale du Cd(II) dans la solution à traiter

Le but de la présente étude est d'examiner l'influence de la concentration initiale du Cd(II) dans la solution à traiter sur l'efficacité du procédé et par conséquent voir jusqu'à quelle concentration l'élimination par EP demeure efficace. Selon la littérature, dans les conditions optimales, l'EP sur résine peut traiter efficacement des solutions contenant un ou plusieurs cations métalliques à des concentrations moyennement importantes [17, 19, 29]. Par exemple, Smara et al. [17] ont atteint des taux d'élimination $\geq 98\%$ des ions Pb(II) et Cd(II) avec des concentrations allant jusqu'à 100 et 40 mg.L⁻¹ pour le plomb et le cadmium respectivement.

Les valeurs des taux d'épuration portées dans le tableau 4, montrent que l'élimination des ions Cd(II) est quasiment totale pour des concentrations initiales ≤ 224.8 mg.L⁻¹ ce qui prouve l'efficacité de la technique. Néanmoins, l'efficacité de la technique décroît d'une façon drastique à partir d'une concentration de 562 mg.L⁻¹ ($5 \cdot 10^{-3}$ M).

Tableau.4. Taux d'élimination du Cd(II) en fonction de sa concentration initiale dans la solution à traiter. ($Q = 3$ mL.min⁻¹; $i = 10$ mA.cm⁻²; pH = 5.75).

C^{init} (mg.L ⁻¹)	11.24	56.20	112.4	224.8	562.0	1124
T^E (%)	99.50	99.57	99.15	98.12	85.94	53.14

Enfin, les résultats obtenus dans cette étude montrent que, sous les conditions opératoires optimales, la technique d'EP sur REC forte permet d'éliminer quasiment tout le cadmium ($T^E \geq 98\%$) d'une solution de concentration allant jusqu'à 224.8 mg.L⁻¹.

Il faut néanmoins noter que pour les fortes concentrations en Cd(II) et lorsque la solution circule en mode de circuit ouvert et que dans une installation industrielle utilisant ce mode de circulation, plusieurs cellules doivent être connectées en série de telle sorte que la concentration d'alimentation décroît par paliers [33].

4. CONCLUSION

Dans ce travail nous avons essayé de donner une perspective générale sur l'élimination des ions Cd(II) contenus dans une solution diluée tout en mettant un accent particulier sur la technologie d'EP sur résine. L'étude de l'influence de certains paramètres opératoires sur cette technique a montré que :

- Le taux d'élimination des ions Cd(II) diminue avec l'augmentation du débit de circulation de leur solution. Cependant, le transfert augmente d'une façon remarquable avec l'augmentation de ce débit.
- L'élévation de la densité de courant appliqué permet d'augmenter le taux d'élimination et par conséquent le transfert des ions Cd(II) jusqu'à une densité de 10 mA.cm⁻². Au-delà de 10 mA.cm⁻² l'augmentation de la densité n'a aucun effet significatif sur l'élimination et le transfert de cet ion.
- L'augmentation du pH de la solution à traiter entraîne une augmentation du taux d'élimination et améliore encore le transfert des ions Cd(II), sauf à un pH de 7.5 où l'élimination et le transfert diminuent légèrement.
- Sous les conditions opératoire déterminées, l'augmentation de la concentration du Cd(II) jusqu'à un 224.8 mg.L⁻¹ dans la solution à traiter n'affecte pas l'efficacité du procédé d'EP.

Enfin, l'optimisation des paramètres opératoires a permis d'atteindre une efficacité d'élimination du Cd (II) par EP, sur une résine égale à 98 % environ.

5. REFERENCES

- [1]. Koller E. Traitement des pollutions industrielles, 2^{ème}Ed: Dunod, Paris, (2005).
- [2]. Gaujous D. La pollution des milieux aquatiques, 2^{ème}Ed: TEC δ DOC Lavoisier, Paris, (1995).
- [3]. Nordberg G.F., Fowler B.A., Nordberg M., Friberg L. Handbook on the toxicology of metals, 3rdEd: Elsevier, New York, (2007).
- [4]. Graeme K.A., Pollack C.V. Heavy metal toxicity. Part I: Arsenic and mercury, *The Journal of Emergency Medicine*, 16 (1998) 45-56.
- [5]. Graeme K.A., Pollack C.V. Heavy metal toxicity. Part II: Lead and metal fume fever, *The Journal of Emergency Medicine*, 16 (1998) 171-177.
- [6]. Barakat M.A. New trends in removing heavy metals from industrial wastewater, *Arabian Journal of Chemistry*, 4 (2011) 361-377.
- [7]. Kurniawan T.A., Chana G.Y.S., Lo W.H., Babel S. Physico-chemical treatment techniques for wastewater laden with heavy metals, *Chemical Engineering Journal*, 118 (2006) 83-98.
- [8]. Fu F.L., Wang Q. Removal of heavy metal ions from wastewaters: A review, *Journal of Environmental Management*, 92(3) (2011) 407-418.
- [9]. Maurel A. Dessalement de l'eau de mer et des eaux saumâtres, 2^{ème}Ed: TEC δ DOC Lavoisier, Paris, (2006).
- [10]. Bolto B.A., Pawlowski L. Waste Water Treatment by Ion Exchange, *Environmental Science*, 29 (1986) 495-515.

- [11]. Baker R.W. Membrane technology and applications, 2ndEdi: Wiley, California, (2004).
- [12]. Korngold E., Aronov L., Kedem O. Novel ion-exchange spacer for improving electrodialysis: I. Reacted spacer, Separation and Purification Technology, 138 (1998) 165-170.
- [13]. Helfferich F. Ion Exchange, 1stEdi: McGraw-Hill, New York, (1962).
- [14]. Dejean E., Laktionov E., Sandeaux J., Sandeaux R., Pourcelly G., Gavach C. Electrodeionization with ion-exchange textile for the production of high resistivity water: Influence of the nature of the textile, Desalination, 114 (1997) 165-173.
- [15]. Ezzahar S., Cherif A.T., Sandeaux J., Sandeaux R., Gavach C. Continuous electropermutation with ion-exchange textiles, Desalination, 104 (1996) 227-233.
- [16]. Basta K., Aliane A., Lounis A., Sandeaux R., Sandeaux J., Gavach C. Electroextraction of Pb^{2+} ions from diluted solutions by a process combining ion-exchange textiles and membranes, Desalination, 120 (1998) 175-184.
- [17]. Smara A., Delimi R., Poinsignon C., Sandeaux J. Electroextraction of heavy metals from diluted solutions by a process combining ion-exchange resins and membranes, Separation and Purification Technology, 44 (2005) 271-277.
- [18]. Vasilyuk S.L., Maltseva T.V., Belyakov V.N. Influence of water hardness on removal of copper ions by ion-exchange-assisted electrodialysis, Desalination, 162 (2004) 249-254.
- [19]. Dzyazko Y.S., Belyakov V.N. Purification of a diluted nickel solution containing nickel by a process combining ion exchange and electrodialysis, Desalination, 162 (2004) 179-189.
- [20]. Spiegler K.S., Coryell C.D. Electromigration in a cation exchange resin, Journal of Physical Chemistry, 113 (1951) 546-547.
- [21]. Strathmann H., Kock K. Effluent free regeneration of a lead-charged ion-exchange resin by electrodialysis, Journal of the American Chemical Society, 21 (1980) 105-115.
- [22]. Danielsson C.O., Dahlkild A., Velin A., Behm M. Nitrate removal by continuous electropermutation using ion-exchange textile: II. Experimental Investigation, Journal of The Electrochemical Society, 153 (2006) D62-D67.
- [23]. Kabay N., Yüksel M., Samatya S., Arar Ö., Yüksel Ü. Removal of Nitrate from Ground Water by a Hybrid Process Combining Electrodialysis and Ion

Exchange Processes, Separation and Purification Technology, 42 (2007) 2615-2627.

- [24]. Mahendra Ch., Bera S., Aanad Babu C., Rajan K.K. Separation of Cesium by Electro Dialysis Ion Exchange using AMP-PAN, Separation Science and Technology, 48 (2013) 2473-2478.
- [25]. Kariduraganavar M.Y., Nagarale R.K., Kittur A.A., Kulkarni S.S. Ion-exchange membranes: preparative methods for electro dialysis and fuel cell applications, Desalination, 197 (2006) 225-246.
- [26]. Xu T.W. Ion exchange membranes: State of their development and perspective, Journal of Membrane Science, 263 (2005) 1-29.
- [27]. Abo-Farha S.A., Abdel-Aal A.Y., Ashour I.A., Garamon S.E. Removal of some heavy metal cations by synthetic resin purolite C100, Journal of Hazardous Materials, 169 (2009) 190-194.
- [28]. Hamdaoui O. Removal of copper(II) from aqueous phase by Purolite C100-MB cation exchange resin in fixed bed columns: Modeling, Journal of Hazardous Materials, 161 (2009) 737-746.
- [29]. Smara A., Delimi R., Chainet E., Sandeaux J. Removal of heavy metals from diluted mixtures by a hybrid ion-exchange/electrodialysis process, Separation and Purification Technology, 57 (2007) 103-110.
- [30]. Bouhidel K.E., Oulmi K. Concentration polarization in electro dialysis: Buffer solutions experimental method, Desalination, 132 (2000) 199-204.
- [31]. Mohammadi T., Razmi A., Sadrzadeh M. Effect of operating parameters on Pb^{2+} separation from wastewater using electro dialysis, Desalination, 167 (2004) 379-385.
- [32]. Abou-Shady A., Peng Ch., Almeria O.J., Xu H. Effect of pH on separation of $Pb(II)$ and NO_3^- from aqueous solutions using electro dialysis, Desalination, 285 (2012) 46-53.
- [33]. Brun J.P. Procédés de séparation par membranes, Ed: Masson, Paris, (1989).