

Transport électrocinétique des nitrates dans un sol argileux

Abdelkrim Hazourli^a, Sabir Hazourli^a, Maria Aurora Fernandez^b

a : Laboratoire de traitement des eaux et valorisation des déchets industriels, Faculté des sciences, département de chimie, Université de Badji-Mokhtar, BP 12, Annaba 23000, Algérie

b : Centre énergétique environnement, Laboratoire de génie des procédés des solides divisés, UMR CNRS 2392, Ecole des Mines d'Albi-Carmaux, Campus Jarlard, 81013Albi CT Cedex 09, France – Téléphone : 05 63 49 31 45

Pour toute correspondance : hazourlisab@yahoo.fr – Tél/fax : 00 213 38 87 65 67

Résumé

La pollution et le devenir des nitrates dans les sols constituent un problème et un intérêt environnemental majeur. La prévision du risque est liée aux objectifs visés et aux procédés de traitements choisis. La technique électrocinétique de traitement a montré ses performances dans beaucoup de cas. Dans cette étude, elle a pour objectif de suivre le transport et la rétention des nitrates dans un sol argileux. Trois essais ont été réalisés à l'échelle du laboratoire à courant imposé de 0,050, 0,750 et 0,125 A. L'ensemble des résultats a montré le transport effectif des nitrates de la cathode vers l'anode et leurs rétention dans le sol argileux. Les deux mécanismes mis à contribution dans ce transport sont l'électromigration et l'électro-osmose. La faible consommation énergétique calculée (150 Wh/kg), comparée avec les consommations trouvées dans la littérature, motive l'expérimentation de cette technique électrocinétique à grande échelle.

Mots clés :

électrocinétique, nitrates, argile, transport, courant.

Introduction

Les nitrates sont nécessaires à la croissance des végétaux. Toutefois, leur présence excessive dans le sol peut contaminer les sources d'alimentation en eau et être à l'origine de préoccupations pour la santé humaine et animale avec par exemple la méthémoglobinémie et certains cancers gastro-intestinaux (World Health Organization, 2007). Les nitrates sont peu retenus par les sols. Apportés en trop grande quantité, ils sont lessivés et donc perdus pour les plantes. Ils enrichissent de cette manière les eaux de surface et souterraines, pouvant provoquer, dans le cas de lacs et d'étangs, des risques d'eutrophisation du milieu aquatique (VanderBorghet et SKA, 1989). On peut réduire un tel risque de transfert par un épandage consciencieux d'engrais commerciaux et de déjections animales à des taux qui correspondent aux besoins des végétaux (Jarvis et al., 1996). Dans le cas où ces précautions ne sont pas prises, le traitement du sol ou de l'eau s'impose. Beaucoup de procédés de décontamination sont appliqués dans ce sens. Les plus cités sont les traitements biologiques utilisant

la dénitrification aérobie ou anaérobie (Vymazal, 2007). La technique électrocinétique proposée dans cette étude s'applique in situ. Elle évite donc l'excavation et le transport du sol pour traitements. Elle utilise aussi de faibles courants électriques, ce qui fait d'elle une technique potentiellement économique. Sur le principe, elle permet de déplacer des espèces chimiques variées dans des sols ou des boues sous un champ électrique circulant entre deux électrodes inattaquables (Tellier et Astruc, 2000). Différents phénomènes physiques peuvent être générés par ces systèmes électrodes/sol ou boue. On peut citer l'électro-osmose, l'électrophorèse, l'électromigration et l'électrolyse de l'eau (Acar et Alshawabkeh, 1996). Tout le problème consiste à intervenir sur les paramètres réglables comme le courant, le pH, la température, etc., de manière à favoriser la mobilité, le transfert ou l'extraction d'un composant donné. Beaucoup de travaux de laboratoire utilisant cette technique sont cités dans la littérature. Après les premiers essais de Lageman et al. (1989), la décontamination électrocinétique a surtout été développée théoriquement et pratiquement au cours de la dernière décennie. Très peu d'essais au stade pilote et sur le terrain ont été appliqués en Europe et aux Etats-Unis (Tellier et Astruc, 2000). Il est montré une efficacité intéressante pour une grande variété d'espèces chimiques comme les métaux lourds, qui ont été largement étudiés (Acar et Alshawabkeh, 1996), et les composés organiques (Acar et al., 1992). Les anions ont été les moins étudiés (Costarramone et al., 1998). Quelques travaux sur le transport électrocinétique des nitrates ont été réalisés sur différents supports : sur un sol saturé en nitrates (Cairo et al., 1996), sur du kaolin (Marceau et al., 1999), sur un sol sablonneux (Eid et al., 2000) ainsi que sur du terreau vaseux (Krishnapillai et Ramanathan 2005). Dans cette étude, il est choisi de suivre le transport et la rétention des nitrates dans un sol argileux.

Matériels et méthodes

Echantillonnage et méthodologie d'analyse du sol étudié

Le sol étudié provient d'un site naturel reconnu argileux, employé en partie dans une briqueterie. Ce site se trouve dans la localité de « Boumaïza », à 40 km au sud-est de la ville d'Annaba et au nord-est de l'Algérie. Le prélèvement

a été effectué sur un sédiment superficiel (5 cm d'épaisseur) à l'aide d'une pelle, sur une surface moyenne de 3 m². Pour des raisons de reproductibilité analytique, environ 50 kg de sol ont été prélevés pour la caractérisation et les essais électrocinétiques. L'échantillon a subi un séchage préliminaire à l'air libre pendant 48 h, suivi d'un tamisage à 2 mm. Un séchage final est réalisé pour chaque échantillon avant analyse, à l'étuve à 80 °C pendant 24 h. Tous les paramètres susceptibles d'être altérés ont été analysés dans les plus brefs délais, en accord avec les règles de conservation et méthodes d'analyses normalisées (Afnor, 1986 ; Rodier, 1996). Les mesures ont été reproduites sur au moins trois échantillons identiques de sol. La structure du sol a été déterminée par diffraction des rayons X (DRX, Siemens). Dans le but de révéler la nature des liaisons entre les atomes constituant les feuillettes de l'argile, la spectroscopie infrarouge a été sollicitée. Les spectres sont enregistrés entre 4 000-600 cm⁻¹ à l'aide d'un spectromètre Perkin-Elmer 297. L'analyse granulométrique employée est basée sur la technique de diffusion d'un faisceau laser à travers une masse de 1 g d'argile dans un milieu liquide (appareil Laser-Malvern Mastersizer). Pour estimer la surface développée par le matériau étudié par unité de masse, la surface spécifique a été mesurée sur un appareil de Brunauer Emmet Teller ou BET (Appareil BET Micrometrics ASAP 2010). Le carbone et l'azote sont identifiés après combustion « flash » à la température temporaire de 1 800 °C en présence d'oxygène sur un appareil NA2100 CHN (Thermoquest Analyser). La concentration totale de cations échangeables à caractère basique (Ca²⁺, Mg²⁺, K⁺, Na⁺) et la capacité échangeable cationique ou CEC ont été réalisées selon la norme Afnor (FN X31-130, 1993). Les autres éléments (Fe, Al, Ti, Si) sont analysés par voie chimique selon des protocoles classiques normalisés (Afnor, NF X 31-151, 1993). La porosité totale est déterminée selon la formulation de Duhaufour à partir des densités réelle et apparente (Duhaufour, 1991). Pour ce qui est des analyses de l'humidité et des mesures des pH, elles sont réalisées à partir des techniques normalisées (Afnor, 1986). L'état de la charge de surface du sol argileux a été établi par la mesure du potentiel zêta sur 20 mg de sol en poudre contenus dans 50 ml d'eau distillée (zétamètre, 3000 HS de Malvern Instrument). L'ion nitrate est analysé par la chromatographie liquide ionique à détection conductivimétrique (Dionex DX 500) sur l'eau interstitielle extraite du sol préalablement centrifugée (8 000 tours/min pendant 15 min) et filtrée sous vide (filtre de 45 µm).

Adsorption et lixiviation

Afin d'étudier la capacité de l'argile à adsorber les nitrates, 50 ml d'une solution de NaNO₃ (Merck) à 100 mg/l ont été mélangés à des masses différentes du sol dans des flacons hermétiques à l'air et agités pendant 24 h. A l'issue de ce temps d'équilibre d'adsorption, les concentrations de nitrate résiduel sont mesurées dans le filtrat. La différence entre la concentration initiale et résiduelle en nitrate, rapportée

à l'unité de masse du sol, permet d'apprécier la capacité d'adsorption recherchée. Les essais de lixiviation ont été réalisés d'une manière analogue sur 24 h, où des masses de sol de 2, 4 et 50 g sont mélangées à 50 ml d'eau déminéralisée.

Équipement et conditions opératoires

Les trois essais électrocinétiques réalisés dans cette étude ont eu lieu dans une cellule de forme cylindrique (figure 1), de longueur 13 cm et de diamètre 10 cm, soit un volume approximatif de 1 020 ml. Cette cellule est en plexiglas et à trois compartiments : anodique, cathodique et central. Ce dernier compartiment est limité aux extrémités par une grille en PVC qui maintient une membrane en nylon hydrophile (0,8 µm de diamètre des pores) facilitant le transport ionique sans que les particules du sol argileux ne passent dans les compartiments électrolytiques. Dans ce même compartiment, il a été introduit des masses de sol de 928 g, 870 g et 846 g correspondant respectivement aux essais électrocinétiques à courant imposé de 0,125, 0,075 et 0,050 A. La cellule, maintenue au départ verticale, est remplie par du sol sec, par tassement et pesées successives jusqu'à consolidation du milieu. La saturation de ce sol est effectuée par de l'eau déminéralisée. Le dispositif est alors remis à l'horizontal et laissé plusieurs heures avant son utilisation. L'alimentation en solutions salines est assurée en continu dans les compartiments anodique (NaOH 0,1M) et cathodique (KNO₃ 0,1 M ajusté à pH ~ 2 avec HNO₃) grâce à deux pompes péristaltiques (Pompe A, Masterflex) à raison de 5 ml/min du côté anodique pour tous les essais à courant imposé. Par contre, le débit cathodique varie pour chacun des essais : 3, 5 et 7 ml/min respectivement pour les intensités de 0,050, 0,075 et 0,125 A. Les électrolytes injectés permettent de récupérer les nitrates à l'anode et de neutraliser les ions produits par l'électrolyse de l'eau (H⁺ à l'anode, OH⁻ à la cathode). Une électrode en titane iridié est placée dans chaque compartiment électrolytique dont le volume est égal à 196 ml. Il est important de veiller à ce que ce volume soit constant durant toute la manipulation pour éviter de brusques variations dans la composition des électrolytes. Pour cela, un circuit de recirculation (RC) des solutions électrolytiques est rajouté au réacteur. Il permet grâce à deux pompes péristaltiques (Watson-Marlow 505S, England) à débits élevés et constants (550 ml/min) d'assurer un mélange parfait dans le réacteur. Pour assurer un bon fonctionnement de la cellule, il a été installé un dispositif à burette pour l'évacuation des gaz produits par les réactions électrochimiques aux électrodes. Le circuit électrique comporte une alimentation électrique (DC, générateur de courant continu Sodimel. S.A Germany) et deux multimètres (Metrix MX 579, France) : l'un en série (ampèremètre, A) et l'autre en parallèle (voltmètre, V). Au cours de chaque essai, des prélèvements de solutions sont effectués à des temps réguliers au niveau du trop-plein (TP) de chacun des compartiments anodique et cathodi-

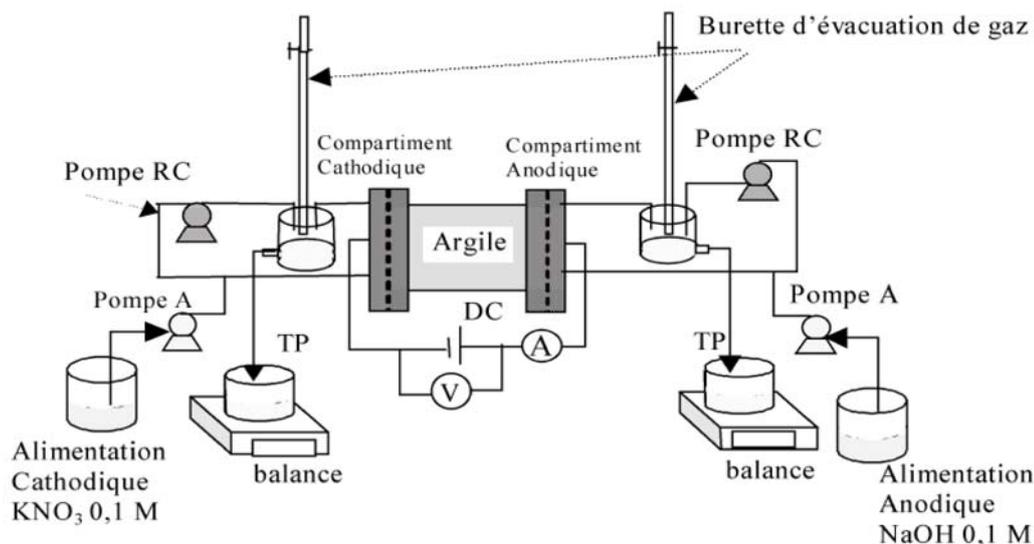


Figure 1 : Dispositif expérimental employé.

que. Le débit des trop-pleins est mesuré par une balance de précision (0,01 g, Sartorius) placée sous le récipient de récupération des solutions. Ces pesées permettront de déterminer expérimentalement le débit électro-osmotique de chaque essai. Pour l'analyse des nitrates et du pH, les prélèvements instantanés sont réalisés aussi dans ces trop-pleins. En fin d'expérience, le compartiment central contenant le sol est découpé manuellement en sept sections identiques à l'aide d'un fil de nylon pour l'analyse des nitrates.

pourcentages de SiO_2 et Al_2O_3 élevés, confirment davantage la nature argileuse de l'échantillon étudié. La présence de fer en proportion importante confère à cet échantillon sa couleur rougeâtre. La valeur de porosité totale trouvée de 32 % exprime un vide important qui va influencer directement sur la diffusion de l'élément étudié si le tassement du sol dans la cellule n'est pas bien effectué. La mesure du potentiel zêta donne une valeur de -6 mV. Ce potentiel

Résultats et Discussion

Caractérisation de l'argile

Les caractéristiques physico-chimiques et les propriétés du sol naturel étudié sont réunies dans le tableau 1. Ce sol est de type limoneux-argileux. L'examen du diffractogramme a montré qu'il est composé essentiellement de : Quartz, Illite, Kaolinite, Montmorillonite. La spectroscopie infrarouge a identifié des bandes caractéristiques des éléments minéraux, situées vers des faibles longueurs d'ondes. On repère bien les vibrations de déformation correspondant aux molécules d'eaux adsorbées H-OH à 1630 cm^{-1} et Al-OH à 961 cm^{-1} . Néanmoins, la vibration de déformation Si-O-Al n'a pu être observée en raison de la faible résolution de l'appareil utilisé. L'analyse granulométrique a permis de déterminer les coefficients de perméabilité K et d'uniformité U du sol. A partir de l'approximation prise par Letourneur et Michel, 1971, sur des sols argileux, K est égal à 0,72. Cette valeur montre que le sol argileux étudié est imperméable. Le coefficient d'uniformité U est égal à 6, ce qui, par convention de Castany, 1982, implique que la granulométrie du sol est dispersée. La faible valeur de la surface spécifique et la composition chimique, avec des

Paramètre	Valeur
Densité réelle (g/cm^3)	2,84
Densité apparente (g/cm^3)	1,93
Porosité (%)	32,04
Humidité à 105°C (%)	8,2
pH _{Eau}	8,50
pH _{KCl}	6,73
Surface spécifique BET (m^2/g)	17
Coefficient d'uniformité (U)	6,0
Coefficient de perméabilité (K)	0,72
Potentiel zêta (mV)	-6,5
CEC (meq/100 g argile)	22,5
Conductivité ($\mu\text{S/cm}$)	230,66
SiO ₂ (%)	55,82
Al ₂ O ₃ (%)	25,85
MgO (%)	4,93
TiO ₂ (%)	0,97
CaO (%)	2,93
Na ₂ O (%)	0,92
K ₂ O (%)	1,90
Fer total (%)	5,67
C (%)	0,27
N (%)	0,09

Tableau 1: Caractéristiques du sol.

négatif est dû probablement à l'ionisation des groupements superficiels de l'argile en présence d'ions déterminants du potentiel (OH^-). Ceci est confirmé par le pH basique d'échantillons de l'eau extraite du sol. En effet, cette étroite liaison de l'état de la charge de surface d'un matériau argileux et son pH a été souvent mise en évidence (Kaya et Yukselen, 2005). Toutes les analyses spectroscopiques réalisées dans cette caractérisation présentent une moyenne d'erreur d'environ $\pm 2\%$ et $\pm 6\%$ pour les autres analyses.

Adsorption et lixiviation en l'absence de courant appliqué au sol

Les résultats d'adsorption et de lixiviation en l'absence de courant appliqué au sol ont montré que les nitrates ne s'adsorbent pas sur l'argile et sont relargués dans la solution aqueuse, proportionnellement à la masse de sol introduite dans l'essai. L'absence d'adsorption des nitrates sur l'argile est souvent citée. Elle est attribuée à la charge globale de surface négative de la particule argileuse créant une répulsion à tout anion venant se fixer à sa surface. L'origine de cette charge de surface dérive de plages négatives qui proviennent des substitutions de Si^{4+} par des ions Al^{3+} . D'autre part, l'argile est constituée d'un réseau moléculaire ionisable grâce aux molécules d'eau des couches intercalaires entre les feuillets (Rauzy et Montiel, 1981). Pour les masses d'argile utilisées 2, 4 et 50 g, la lixiviation est relativement constante, égale à 1,60 mg NO_3^-/g d'argile. Un essai complémentaire de lixiviation avec un rapport liquide/solide égal à celui utilisé dans le réacteur permet de relarguer 1,26 mg NO_3^-/g d'argile. L'anion nitrate peut être considéré alors comme un traceur pouvant être suivi durant les essais d'électrocinétiques.

Transport électrocinétique des nitrates dans le sol

Distribution du potentiel électrique

Quel que soit le courant appliqué au réacteur électrocinétique, 0,050, 0,075 ou 0,125 A, le potentiel contrôlé au début de chaque essai marque une ascension pour se stabiliser en moins d'une heure à des valeurs inférieures à 10 V (figure 2). Ce pic de courant serait attribué à la dissolution des sels associés initialement au sol argileux et à la libération des ions, augmentant ainsi la force ionique et la conductivité dans les trois compartiments de la cellule. La conductivité de l'argile naturelle mesurée avant l'application de courant est déjà élevée (230,66 $\mu\text{S}/\text{cm}$). La diminution du potentiel au cours du temps résulterait de la diminution de la résistance à travers la cellule. Comme les anions et les cations libres migrent vers l'électrode correspondante pour se neutraliser en fin de parcours, alors le potentiel déclinerait au cours du temps. Les produits

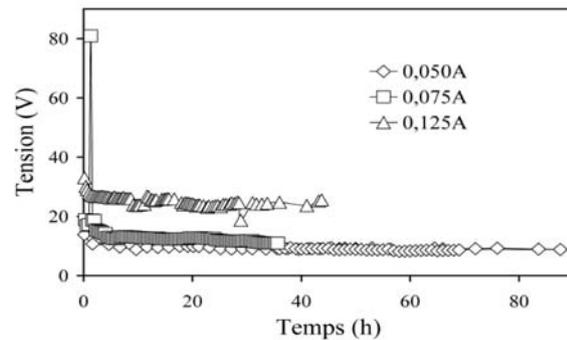
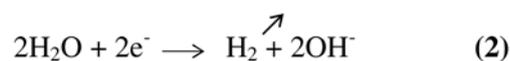


Figure 2 : Evolution de la tension électrique au cours des essais électrocinétiques.

d'électrolyse de l'eau (H^+ et OH^-) contribueraient à la neutralisation des espèces chargées contrairement. Cette évolution du courant a été observée par différents auteurs (Saichek et Reddy, 2003 ; Eykholt, 1997).

Évolution du pH

Dès l'application du courant au réacteur, l'électrolyse de l'eau prend place pour générer une oxydation à l'anode avec une production d'ions hydrogène (H^+) et libération d'oxygène (équation 1). Par contre, à la cathode, on assiste à une réduction avec une production d'ions hydroxydes (OH^-) et libération d'hydrogène (équation 2). On s'attend alors à ce que le pH soit acide du côté anodique et basique du côté cathodique.



Les pH extrêmes aux électrodes créent dans le compartiment central ou sol une confrontation du front acide dirigé vers la cathode et du front basique vers l'anode. L'ajout en continu de NaOH (0,1 M) à l'anode et de KNO_3 (0,1 M ajusté à $\text{pH} \sim 2$ avec HNO_3) à la cathode avait pour but de récupérer les nitrates à l'anode, d'assurer le passage du courant mais également de contrôler par neutralisation acido-basique les réactions générées par l'électrolyse de l'eau dans les deux compartiments électrolytiques (équations 1 et 2), conservant ainsi le pH du sol. On observe (figure 3A) que cet ajout de réactifs aux électrodes a permis de maintenir le pH du sol dans le compartiment central à sa valeur initiale moyenne de 8,5 quel que soit le courant appliqué. Le pH est basique dans le compartiment anodique (figure 3B) et globalement acide dans le compartiment cathodique (figure 3C), sauf pour le courant 0,05 A, où l'on note une basicité liée sans doute au faible débit de 3 ml/min qui favorise plutôt la

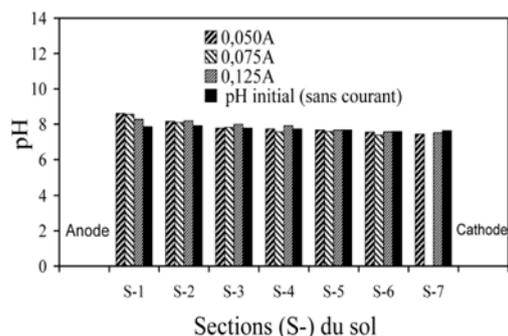


Figure 3A : pH du sol à la fin des essais.

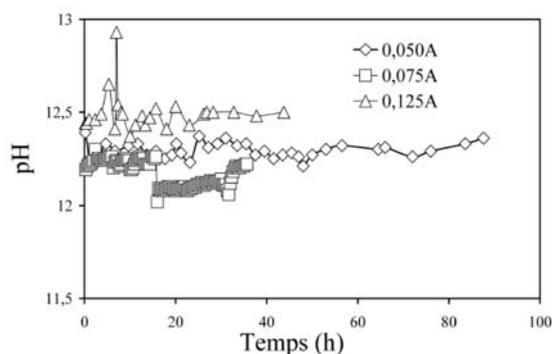


Figure 3B : Évolution du pH dans le compartiment anodique au cours du traitement.

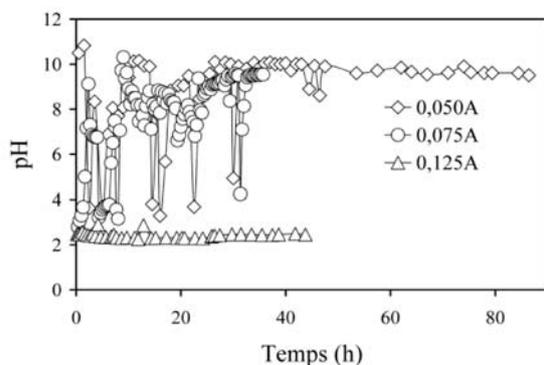


Figure 3C : Évolution du pH dans le compartiment cathodique au cours du traitement.

production d'hydroxyle (équation 2). Dans tous les cas, la valeur initiale du pH du sol est respectée.

Évolution du débit électro-osmotique

Dans cette étude, les débits électro-osmotiques instantanés sont approximativement constants, sauf pour l'essai à 0,125 A où les valeurs sont légèrement supérieures (figure 4). Ce maintien constant du flux électro-osmotique à l'aide des pompes péristaltiques, à 5 ml/min à l'anode et entre 3 à 5 ml/min à la cathode, préserve le pH à ~ 8,5 et éviterait des perturbations dans l'eau interstitielle et le sol. Reddy et al., 2002, ont expliqué que la charge de surface négative d'un sol, représentée par son potentiel zêta, pourrait évoluer avec la variation du flux électro-osmotique en même temps que certaines propriétés physico-chimi-

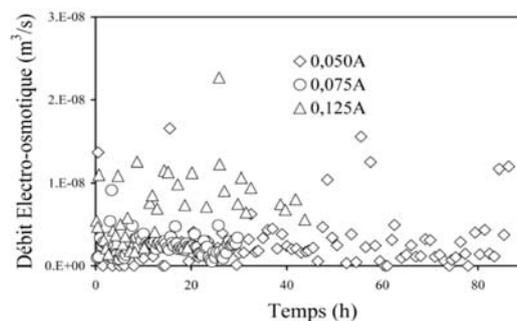


Figure 4 : Évolution du débit électro-osmotique mesuré à la cathode.

ques comme la conductivité et le pH.

Transport des nitrates dans le sol

La technique électrocinétique appliquée pour la justification du transport et la récupération anodique des nitrates a montré son efficacité surtout pour l'essai à courant constant de 0,125 A (figures 5 et 6). Pour cet essai, les résultats du bilan matière (tableau 2) montrent que, de la concentration initiale de nitrate introduite en continu à la cathode pendant ~ 44 h (128,2 g), il est récupéré 656,8 mg de nitrate à l'anode. Il reste dans l'argile l'équivalent de ~ 90 % de nitrates qui sont retenus électrocinétiquement. Les essais à courants de 0,05 et 0,075 A ont des rendements de récupération anodique et de rétention sur le sol moins importants. Cette diminution notable du rendement est une fonction linéaire du courant appliqué. L'essai à 0,125 A (figure 6) montre une progression linéaire très nette de la concentration des nitrates en fonction du courant appliqué dans le milieu. L'expérience de récupération anodique des nitrates (figure 7) confirme que l'application d'un champ électrique élevé déplacerait davantage d'ions nitrates du sol vers ce compartiment anodique. Une ordonnée à l'origine négative met en évidence qu'un seuil d'intensité (environ 0,017 A) est nécessaire pour initier la migration des espèces. Un essai préliminaire réalisé dans les mêmes conditions expérimentales mais en l'absence de courant ne donne aucun résultat significatif de la présence de nitrates. Ces résultats justifieraient la nature du transport de matière par électromigration. Les autres processus de transport (diffusion, osmose, convection hydraulique...) sont peu compétitifs et dans ces conditions opératoires peuvent être négligés. Cette approximation est souvent employée en modélisation du transport électrocinétique (Pomes et al., 1999). Cependant, l'électro-osmose contribuerait à ce transport puisque dans le compartiment du sol, il y a confrontation de deux fronts, très remarquables au niveau de la septième tranche (basique) et la cathode voisine (acide), limitant ainsi la mobilité ionique, d'où une mobilisation plus importante des nitrates dans cette section. Cette rétention cathodique des nitrates sur un sol par électro-osmose a déjà été citée (Cairo et al., 1996 ; West et al. 1999). Le pH basique du sol argileux, son potentiel zêta et sa charge de surface des particules négatives favoriseraient l'orientation du flux électro-osmotique vers la cathode. Dans ce cas, le trans-

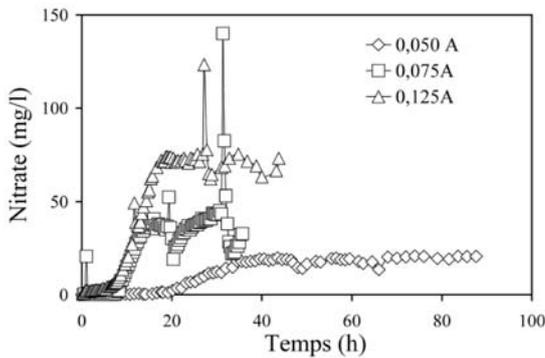


Figure 5 : Évolution de la concentration des nitrates dans le compartiment anodique.

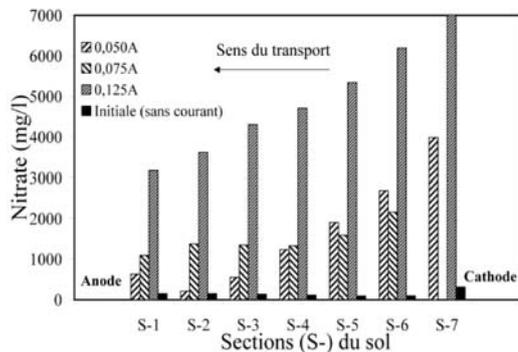


Figure 6 : Profil de concentration des nitrates dans l'argile en fin d'expérience.

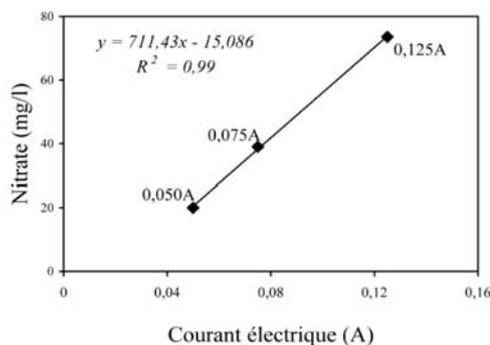


Figure 7 : Influence du courant imposé sur la concentration de NO_3^- - récupérée.

port électro-osmotique l'emporterait sur l'électromigration. On pourrait résumer alors que de l'application d'un gradient électrique à l'argile résulterait deux mécanismes significatifs de transport, l'électromigration et l'électro-osmose. Ces deux mécanismes sont souvent cités dans la décontamination électrocinétique des métaux lourds des sols et des boues (Acar et al., 1992, Saichek et Reddy 2003). Pour ce qui est de la consommation énergétique, elle est affectée par la variation de la densité de courant. Les résultats obtenus à partir de l'équation 3 montrent qu'à un courant de 0,125 A, la consommation énergétique rapportée à 1 kg d'argile traitée est la plus importante, ~ 150 Wh/kg (tableau 3). A titre indicatif, des consom-

Essai à courant constant (A)	0,050	0,075	0,125	
NO_3^- à l'entrée de la Cathode (mg)	98140	71890	128300	
NO_3^- retenu dans l'argile (mg)	1412,7	3724,2	7163,5	
NO_3^- récupéré à l'anode (mg)	322,6	296,7	656,8	
NO_3^- retenu par tranche d'argile (mg/Kg)	S1	659	3162	4994
	S2	221	3973,0	5702
	S3	577	3890,0	6776
	S4	1289	3832,3	7407
	S5	1989	4592,2	8408
	S6	2799	6239,8	9740
	S7	4155	-	11030

Tableau 2 : Bilan matière.

Essai à courant constant (A)	0,050	0,075	0,125
Masse d'argile (g)	845	869	927
Temps de l'essai (h)	87,6	35,7	43,9
Tension moyenne (V)	9,1	13,5	25,4
Consommation énergétique (Wh)	39,7	36,0	139,3
Consommation énergétique (Wh/kg)	46,9	41,5	150,1

Tableau 3 : Bilan de la consommation énergétique.

mations énergétiques supérieures à 2 000 Wh/kg de sol sont citées (Costarramone et al., 1998). Si l'on voulait plus de rendement de transport et de rétention des nitrates, d'autres conditions opératoires seraient appliquées comme par exemple une durée de manipulation différente, d'autres solutions tampons, etc.

$$W = \frac{\Phi It}{m} \quad (3)$$

W : consommation énergétique (Wh/kg) ;
 I : courant électrique imposé (A)
 Φ : potentiel généré (V) ;
 t : temps (h) ;
 m : masse de l'argile (kg).

Conclusion

L'étude porte sur le transport électrocinétique des nitrates et leur rétention dans un sol argileux et constitue une première étape vers la proposition d'un procédé de remédiation de sites pollués. Les premiers résultats obtenus en laboratoire sont encourageants car ils mettent en évidence le déplacement des nitrates de la cathode vers l'anode et leur rétention dans l'argile. Les essais réalisés à courants de 0,050, 0,075 et 0,125 A ont montré la relation

étroite entre le champ appliqué et la concentration de nitrate transporté ou retenu dans le sol. Ils mettent en évidence un seuil d'intensité ($\sim 0,017$ A) nécessaire pour initier la migration des espèces. En l'absence de convection hydraulique, les modes de transport prépondérants sont l'électromigration et l'électro-osmose. La consommation énergétique calculée (~ 150 Wh/kg), est convenable pour ces essais de laboratoire. Pour une application à grande échelle de cette technique électrocinétique et selon les objectifs visés, d'autres conditions opératoires seraient adoptées. Le sol a un rôle central, sa prise en compte (connaissance physico-chimique) est indispensable pour évaluer les risques d'entraînement et de lixiviation des nutriments, pratiquer une fertilisation raisonnée, choisir et adapter les conditions opératoires du procédé électrocinétique, établir un bilan.

Références

- Acar Y.B., Li H., Gale R.J., (1992), Phenol removal from kaolinite by electrokinetics, *J. Geotech. Eng.*, **118**, 1837.
- Acar Y.B., Alshawabkeh A.N., (1996), Electrokinetic remediation: I. Pilot-scale test with lead-spiked kaolinite, *J. of Geotech. Eng.*, **3**, 173.
- Association Française de Normalisation (AFNOR), (1986), Recueil de normes françaises : Eaux, méthodes d'essai, Paris, 342.
- Cairo G., Dennis L., Donald S., Fellow, ASCE, (1996), Electromigration of nitrates in the soil, *J. Irrig. Drain. Eng.*, **122**, 286.
- Castany G., (1982), Principes et méthodes de l'hydrogéologie, Dunod Université, Bordas, Paris, 75.
- Costarramone N., Tellier S., Grano B., Lecomte D., Astruc M., (1998), Application of an electrokinetic technique to the reclamation of fluoride polluted soil: laboratory and pilot scale experiments, *Waste Mgmt. Res.*, **16**, 555.
- Duchaufour P., (1991), Abrégés de pédologie : sol, végétation, environnement, 3^e Ed. Masson, Paris, 289.
- Eid N., Elshorbagy W., Dennis L., Donald S., (2000), Electromigration of nitrate in sandy soil, *J. Hazard. Mat.*, **B79**, 133.
- Eykholt G.R., (1997) Development of pore pressures by non uniform electroosmosis in clays, *J. Hazard. Mater.*, **55**, 171.
- Jarvis S.C., Stockdale E.A., Shepherd M.A., Powlson D.S., (1996), Nitrogen mineralization in temperate agricultural soils : processes and measurement, *Adv. Agron.*, **57**, 187.
- Kaya A., Yukselen Y., (2005), Zeta potential of clay minerals and quartz contaminated by heavy metals, *Canad. Geotech. J.*, **42**, 1280.
- Krishnapillai M., Ramanathan S.R., (2005), Electrokinetic retention, migration and remediation of nitrates in silty loam soil under hydraulic gradients, *Eng. Geol.*, **77**, 263.
- Lageman R., Pool W., Seffinga G., (1989), Electroreclamation: theory and practice, *Chem. Ind.*, **13**, 585.
- Letourneur J., Michel R., (1971), Géologie du génie civil, Collection U, Armand Colin, Paris, 215.
- Marceau P., Broqueta P., Baticle P., (1999), Dépollution par méthode électrocinétique d'un matériau argileux dopé au cadmium : Essai pilote, *C. R. Acad. Sci, Paris, Sciences de la terre et des planètes.*, **328**, 37.
- Norme Afnor, NF X 31-130, (1993), Qualité des sols, Méthodes chimiques : Détermination de la capacité d'échange cationique (CEC) et des cations extractibles, Afnor, 265.
- Norme Afnor, NF X 31-151, (1993), Qualité des sols, Méthodes chimiques: Mise en solution d'éléments métalliques en traces par attaques acides, Afnor, 123-129.
- Pomes V., Fernandez A., Costarramone N., Grano B., Houi D., 1999, Fluorine migration in a soil bed submitted to an electric field: influence of electric potential on fluorine removal *Surfaces, A: Physicochemical and Engineering Aspects, Colloids and Surfaces.*, **159**, 481.
- Rauzy S., Montiel A., (1981), Utilisation des argiles comme adsorbant dans le traitement des eaux, Séminaires du GRUTTEE (Groupement de recherche universitaire sur les techniques de traitement et d'épuration des eaux), applications des procédés d'adsorption, Paris, 28-29 avril, 321.
- Reddy K.R., Saichek R.E., Maturi K., Prasanth R.A., (2002), Effects of Soil Moisture and Heavy Metal Concentrations on Electrokinetic Remediation, *Indian. Geotech. J.*, **2**, 32, 258.
- Rodier J., (1996), L'analyse de l'eau, 8^e Ed., Dunod, Paris, 1383.
- Saichek E.R., Reddy K.R., (2003), Effect of pH control at the anode for the electrokinetic removal of phenanthrene from kaolin soil, *Chemosphere.*, **51**, 273.
- Tellier S., Astruc M., (2000), Les promesses de la décontamination électrocinétique, prix Pollutec, *Info. Chim. Mag.*, **422**, 120.
- VanderBorghet P., SKA B., (1989), Eutrophisation et qualité des eaux de la Semois, *Tribune de l'eau.*, **538**, 7.
- Vymazal J., (2007), Removal of nutrients in various types of constructed wetlands, *J. Sci. Tot. Environ.*, **380**, 48.
- West L.J., Stewart D.I., Binley A.M., Shaw B., (1999), Resistivity imaging of soil during electrokinetic transport, *Engin. Geol.*, **53**, 205.
- World Health Organization, (2007), Nitrate and nitrite in drinking-water, Background document for development of WHO Guidelines for Drinking-water Quality, Geneva, 29.