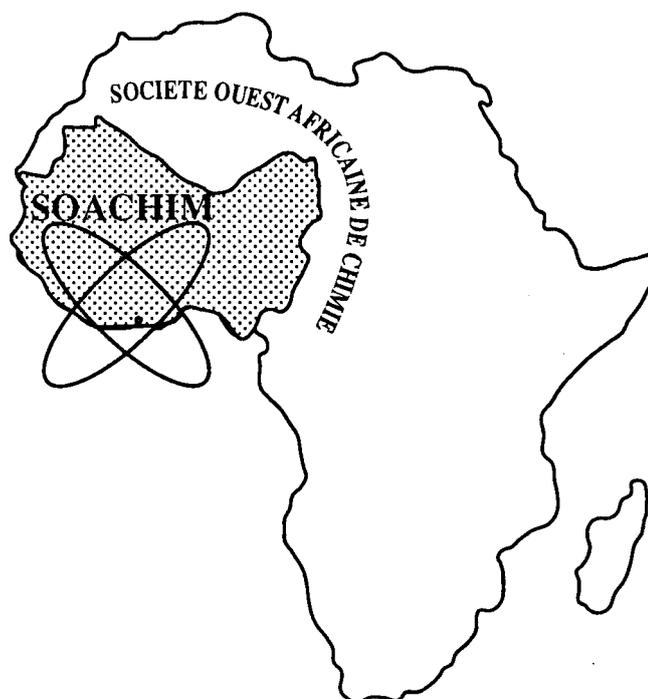


Etude du pouvoir adsorbant d'une latérite dopée par la ferrihydrite pour l'élimination de l'arsenic (V) des eaux

Yacouba Sanou, Samuel Paré

Journal de la Société Ouest-Africaine de Chimie
J. Soc. Ouest-Afr. Chim. (2021), 050 : 41 - 49
26^{ème} Année, 2021



ISSN 0796-6687

Code Chemical Abstracts : JSOCF2
Cote INIST (CNRS France) : <27680>
Site Web: <http://www.soachim.org>

Etude du pouvoir adsorbant d'une latérite dopée par la ferrihydrite pour l'élimination de l'arsenic (V) des eaux

Yacouba Sanou^{1*}, Samuel Paré¹

(1) Laboratoire de Chimie Analytique, Environnementale et Bio-Organique, Département de Chimie, Université Joseph KI-ZERBO, 03 BP 7021 Ouagadougou 03. Burkina Faso. Tel: +226 25 30 70 64.

(Reçu le 15/02/2021 – Accepté après corrections le 15/07/ 2021)

Résumé : Cette étude se veut une contribution à la recherche d'adsorbants efficaces et moins coûteux pour pallier la pollution arsenicale au Burkina Faso. Une latérite naturelle a été dopée avec la ferrihydrite et caractérisée par analyse chimique en utilisant la spectrométrie d'absorption atomique à flamme. Les résultats ont révélé une augmentation du taux de fer dans la latérite dopée par insertion des ions ferriques issus de la ferrihydrite. Les expériences en dynamique ont été réalisées pour éliminer l'arsenic dans une eau de forage collectée à Gampela. La percolation de l'As(V) en colonne est fortement influencée par les conditions opératoires (débit, pH, concentration initiale de l'As(V) et masse de latérite) requérant leur optimisation. L'augmentation du débit de l'eau a causé une baisse de l'efficacité du traitement de 98,25 % à 88,14% tandis que l'augmentation de la hauteur du lit a montré une hausse des temps de services. La meilleure efficacité ($\geq 99\%$) dans l'élimination de l'arsenic est obtenue pour des pH compris entre 3 et 5 avec un débit de 9 mL/min et 12 g de latérite dopée. L'approche Bed Depth Service Time a conclu une capacité volumique d'adsorption de 54,4 mg/L et une hauteur minimale du lit de 4,92 cm.

Mots clés : Adsorption, arsenic, dopage, ferrihydrite, latérite.

Study of the adsorption capacity of doped laterite with ferrihydrite for arsenic removal from borehole water

Abstract: This study aims to contribute for the research of cost-effective and efficient adsorbent to mitigate the arsenic pollution from groundwater in Burkina Faso. To do this, a natural laterite has been doped with ferrihydrite and characterize using flame atomic absorption spectrometry (FAAS). Results indicated an increase of iron content in doped laterite toward insertion of iron ions from ferrihydrite. Continuous fixed bed experiments were carried out for arsenic removal using groundwater collected at Gampela. Results showed that the percolation of As (V) was strongly influenced by the operating conditions such as flow rate, pH, initial As(V) concentration and adsorbent mass. Indeed, the increase of flowrate caused a decrease in the efficiency of the treatment from 98.25 to 88.14% while the increase in the mass of doped laterite showed an increase in the service times. Best efficiency ($\approx 99\%$) in arsenic removal was obtained for pH values between 3 and 5 with a flow rate of 9 mL/min and 12 g of doped laterite. Bed Depth Service Time approach concluded an adsorption volume capacity of 54.4 mg/L with a minimum bed depth of 4.92 cm.

Key words: Adsorption, arsenic, doping, ferrihydrite, laterite.

* Auteur correspondant : prosper_yacson@yahoo.fr

1. Introduction

L'accès à l'eau potable est un des défis majeurs en Afrique Sub-Saharienne et la mauvaise répartition spatiale et temporelle de la pluviométrie entraîne une pénurie momentanée des eaux de surface ^[1]. A ce regard, les eaux souterraines constituent la principale source d'approvisionnement en eau potable surtout en milieu rural. Cependant, ces eaux souterraines contiennent souvent des métaux lourds et métalloïdes toxiques comme l'arsenic, affectant ainsi leur qualité ^[2, 3]. Au Burkina Faso, en dehors des cyanures et du mercure, l'arsenic est le polluant qui a causé plus de problèmes sanitaires avec des cas d'intoxication des populations, des maladies dermatiques et de pollution des aquifères ^[3,4]. En effet, une étude antérieure révèle que 15,5% des eaux de forage du Ganzourgou, 42% des eaux souterraines du Yatenga, 13% des eaux de forage du Soum, 16% des eaux souterraines des Balé et 14% des eaux de forage du Bam contiennent une concentration en arsenic largement supérieure à la valeur limite admissible (10 µg/L) ^[3].

Durant les dernières décennies, un grand intérêt a été porté à la recherche sur la présence et le comportement de l'arsenic dans l'environnement en raison des graves problèmes sanitaires causés par cet élément chimique ^[5, 6]. Des cas de personnes souffrant de l'hyperkératose et la mélanose dues à l'exposition à l'arsenic ont été décelés dans le village de Tanlili au Burkina Faso ^[7].

Des méthodes conventionnelles de traitement des eaux arsénisées telles que la filtration, la coagulation-précipitation, l'osmose inverse, l'électrodialyse, l'adsorption, et des techniques couplées ont été développées afin de réduire la concentration en arsenic dans l'environnement aqueux ^[8, 9]. Parmi celles-ci, l'adsorption est moins coûteuse, opérationnelle et efficace pour l'élimination de l'arsenic mais son application requiert l'utilisation d'un matériau solide (adsorbant) afin de fixer les ions arsenic à la surface. Les latérites semblent constituer une alternative prometteuse pour le traitement des eaux arsénisées en raison de leur accessibilité, et leur disponibilité mais leur capacité d'adsorption ne permet pas de réduire la concentration en arsenic jusqu'à la valeur admissible (10 µg/L) ^[10]. Quant à la ferrihydrite, elle a été efficace comme adsorbant dans l'élimination de l'arsenic avec une grande capacité d'adsorption ^[11]. Toutefois, le coût de sa préparation, la faible régénération après usage et le colmatage en colonne limitent son utilisation dans les expériences en mode dynamique. Pour résoudre le problème de colmatage de la ferrihydrite, les sols

latéritiques pourraient être utilisés comme support de la ferrihydrite afin de la rendre plus solide et augmenter la performance de la latérite dans l'élimination de l'arsenic par percolation en colonne. C'est dans ce sens que nous nous sommes intéressés au dopage d'une latérite naturelle avec la ferrihydrite afin d'améliorer sa performance dans le traitement des eaux contaminées par l'arsenic. Ainsi, le présent travail vise à contribuer à la mise au point d'une méthode efficace de traitement des eaux contaminées par l'arsenic à partir de matériaux latéritiques locaux.

2. Matériels et méthodes

2.1. Dopage de la latérite avec la ferrihydrite

La littérature révèle que la latérite de Balkuy (12°17'23,35'' N, 1°27'46,90'' O) renferme un taux relativement faible en oxyde de fer ^[10, 12]. La présence d'une grande quantité de fer étant une propriété de forte adsorption de l'arsenic, le dopage avec la ferrihydrite permet d'augmenter la quantité de fer et subsidiairement la capacité d'adsorption de la latérite dopée. La latérite utilisée pour le dopage a été soigneusement préparée selon le protocole décrit dans la littérature et expérimenté dans notre laboratoire ^[10, 13].

Diverses méthodes sont décrites dans la littérature pour la fixation des ions ferreux sur la latérite parmi lesquelles la technique en réacteur fermé est efficace, simple et demande peu de matériel pour le dopage de la ferrihydrite ^[9, 14, 15]. Ainsi, le dopage de la latérite avec la ferrihydrite a été réalisé par la méthode décrite par Dehou ^[14]. Dans l'application de cette méthode, un prétraitement chimique à l'acide de la latérite est requis afin d'ouvrir les pores de la latérite pour une meilleure fixation de la ferrihydrite et d'éliminer des éléments organiques responsables d'effets incohérents en batch.

2.2. Caractérisation chimique des adsorbants

La composition chimique et élémentaire des latérites a été déterminée par spectrométrie d'absorption atomique à flamme (SAAF) dont le principe consiste à utiliser un générateur de photons avec une fréquence correspond à l'élément à doser. Le mode opératoire pour l'analyse d'un échantillon de sol par SAAF consiste à introduire 1 g de latérite dans 100 mL d'une solution acide renfermant 75 mL de HCl 37% et 25 mL de HNO₃ 65%. Le mélange est ensuite agité et chauffé à 90°C pendant 1 h. Après agitation, le mélange est filtré puis dosé au SAAF pour quantifier les différents éléments chimiques en fixant leurs longueurs d'onde respectives.

2.3. Echantillonnage et caractérisation de l'échantillon d'eau

Les échantillons d'eau utilisée sont prélevés à un forage dans le village de Gampela (12°26'25,4''N, 1°22'10,4''O) en avril 2020. Des bidons de 20 litres préalablement rincés avec une solution HNO₃ 0,1 M et rincés avec de l'eau distillée sont utilisés pour l'échantillonnage. Avant chaque prélèvement, les bidons ont été rincés 3 fois avec l'eau à prélever. Les paramètres mesurés in-situ sont: le pH et la température à l'aide d'un pH-mètre portatif (Electrode Martini, Mi 606) et la conductivité avec un conductimètre thermo scientifique (Orien, 3STAR). L'eau prélevée est acheminée au laboratoire où les chlorures, les phosphates, les nitrates, les nitrites, les sulfates, les bicarbonates, les ammoniums, le titre hydrométrique (TH), le titre alcalimétrique complet (TAC), les matières en suspension (MES) et la teneur en arsenic sont analysés. La dureté de l'eau (TH) est évaluée par complexiométrie avec l'acide éthylène diaminetétraacétique (EDTA). Le Titre Alcalimétrique Complet est déterminé par volumétrie avec de l'acide sulfurique 0,02 N. Les matières en suspension sont déterminées par filtration sur un papier filtre wattman. Les sulfates, nitrates, les nitrites, ammoniums phosphates, et chlorures sont analysés par colorimétrie avec un spectrophotomètre Ultra-violet (JENWAY, 680). L'arsenic total est analysé par spectrométrie d'émission de plasma à couplage inductif (ICP-OES).

2.4. Montage expérimental du pilote

Les expériences en colonne ont été réalisées avec la latérite dopée et les résultats sont comparés à celles réalisées antérieurement avec la latérite naturelle dans des conditions opératoires similaires [13].

Pour ce faire, le matériau est chargé dans une colonne en verre de diamètre 1,1 cm et encadré dans sa partie inférieure et supérieure par une épaisseur de 0,5 m de laine de verre afin d'immobiliser le matériau. L'eau est pompée dans le bidon de prélèvement vers la colonne par une pompe électrique (IWAKI, M0523507) qui permet de régler le débit et l'eau coule dans la colonne du haut vers le bas (Down flow). La détermination de l'arsenic dans les échantillons d'eau est effectuée par analyse avec un spectromètre d'émission de plasma à couplage inductif (ICP-OES).

Le pourcentage d'élimination de l'arsenic (%As) est calculé par la relation suivante :

$$\%As = \frac{(C_0 - C_t)}{C_0} \times 100 \quad (1)$$

C₀ et C_t représentent, respectivement la concentration initiale en arsenic et celle à un temps t (µg/L).

La capacité massique d'adsorption (µg/g) est calculée selon la formule suivante :

$$Q = (C_0 - C_t) \frac{V}{m} \quad (2)$$

V est le volume d'eau traitée ; m représente la masse de latérite utilisée.

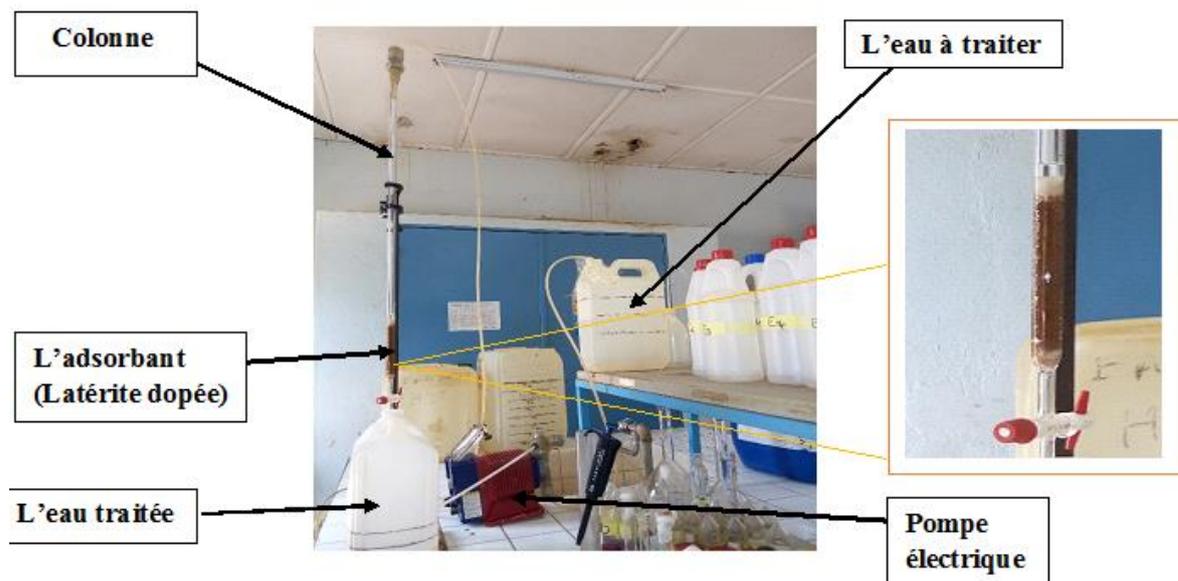


Figure 1: Dispositif expérimental du pilote

3. Résultats et discussion

3.1. Composition chimique

La figure 2 illustre l'aspect physique des latérites naturelle (LN) et dopée (L-Fh). La latérite LN est de couleur brune alors que la latérite L-Fh est de couleur rouge-brune. La couleur rouge-brune étant une des caractéristiques de la présence d'oxydes de fer dans un sol, sa présence dans la latérite dopée (L-Fh) indiquerait une augmentation de la teneur en oxydes de fer comparativement à la latérite LN. En effet, il y aurait eu transfert et fixation d'oxydes de fer sur la latérite LN lors du dopage avec la ferrihydrite.



Figure 2: Images des latérites LN et L-Fh

Dans le tableau I, nous présentons la composition chimique élémentaire des latérites LN et L-Fh. Il y ressort que le taux de fer est relativement plus élevé dans la latérite dopée L-Fh et cela serait dû au transfert d'ions ferreux ou ferriques lors du dopage de la latérite avec la ferrihydrite. Cependant, ce faible apport en fer s'explique par le ratio $\frac{m_{Fh}}{m_{LN}}$ égale à $\frac{1}{3}$ et l'augmentation de la quantité de ferrihydrite (ratio = 1) pourrait favoriser le dopage à 100% du fer initial dans la latérite. Aussi, on observe une diminution des quantités d'aluminium et de silicium dans la latérite L-Fh et des faibles teneurs en manganèse, calcium,

magnésium, cuivre et zinc sont présentes dans les deux latérites.

Selon l'étude réalisée par Giorgis *et al.* [16] sur la composition chimique élémentaire en oxydes de la latérite de Balkuy, le fer se trouverait essentiellement sous sa forme oxyde ferrique (Fe_2O_3). De ce fait, connaissant le pourcentage massique du fer dans la latérite, le pourcentage massique de Fe_2O_3 est évalué à l'aide des relations 3 et 4 définies comme suit.

La fraction molaire χ_{Fe} du fer dans Fe_2O_3 est déterminée par la formule :

$$\chi_{Fe} = \frac{2M_{Fe}}{M_{Fe_2O_3}} = \frac{2M_{Fe}}{2M_{Fe} + 3M_O} \quad (3)$$

Avec M_{Fe} et M_O les masses molaires respectives du fer et de l'oxygène (g/mol).

Le pourcentage massique de Fe_2O_3 est calculé par la formule :

$$\%Fe_2O_3 = \frac{\%Fe}{\chi_{Fe}} \quad (4)$$

Les relations 3 et 4 ont servi à évaluer les pourcentages massiques d'autres oxydes dont les résultats sont consignés dans le tableau II.

L'analyse des données du tableau II montre une quantité appréciable d'oxydes de fer, de silice et d'alumine dans les deux latérites comparativement aux autres oxydes présents dans L-Fh. De plus, le taux d'oxydes de fer est relativement plus élevé dans la latérite L-Fh que la latérite LN indiquant une fixation d'oxydes de fer sur LN. Une légère diminution de taux de silice dans la latérite L-Fh serait due au traitement chimique avec l'acide qui entraînerait l'effritement de la silice conduisant à l'ouverture des pores et la fixation d'oxydes de fer lors dépôt de la ferrihydrite. En outre, des faibles teneurs en oxydes de manganèse, de calcium, de magnésium, de cuivre et de zinc sont également notées. L'apport en oxydes se serait réalisé par combustion avec l'oxygène de l'air lors du séchage de L-Fh dans l'étuve.

Tableau I : Composition chimique élémentaire des deux latérites

Paramètre	T (°C)	pH	δ ($\mu S/cm$)	Turbidité (NTU)	TAC (mg/L)	HCO_3^- (mg/L)	NO_3^- (mg/L)	PO_4^{3-} (mg/L)
Valeur	28,7	7,27	234	1,84	120	146,4	4,58	0,4
Paramètre	SO_4^{2-} (mg/L)	NO_2^- (mg/L)	NH_4^+ (mg/L)	Ca^{2+} (mg/L)	Mg^{2+} (mg/L)	TH (mg/L)	MES (mg/L)	As ($\mu g/L$)
Valeur	3,01	0,08	0,3	35,27	44,73	80	16	0,854

Tableau II : Composition chimique en oxydes des deux latérites

Oxydes	Pourcentage massique (% , m/m)							
	Fe_2O_3	Al_2O_3	SiO_2	MnO	CaO	MgO	CuO	ZnO
Latérite LN	31,75	22,82	37,46	0,48	0,52	0,23	< 0,1	< 0,1
Latérite L-Fh	44,47	20,18	28,71	0,38	0,40	0,21	< 0,1	< 0,1

3.2 Caractéristiques physico-chimiques de l'eau

L'eau utilisée contient des anions tels que les phosphates, les bicarbonates, les sulfates et les nitrates qui peuvent affecter sa qualité lors de la conservation. La présence de ces anions peut aussi influencer l'élimination de l'arsenic par effet de compétition [11, 17, 18].

Les valeurs des paramètres (pH, T, conductivité et turbidité) respectant les normes nationales indiquent que cette eau peut servir à la consommation et aux besoins domestiques et humains. La faible quantité en arsenic montre qu'il ne s'agit pas d'un forage pollué. Afin d'augmenter la quantité d'arsenic (V) dans l'eau, nous avons ajouté une solution standard d'arsenic (V) dans chaque bidon d'eau en appliquant les règles de dilution afin d'avoir une concentration en arsenic variant entre 125 -1000 µg/L pour les expériences en colonne.

3.3. Influence des paramètres opératoires

3.3.1. Effet du débit de l'eau

Le débit de l'eau est un paramètre incontournable dans la percolation en lit fixe car il indique le temps de séjour des ions arsenic dans la colonne [17]. Pour ce faire, l'élimination de l'arsenic (V) est étudiée en variant le débit entre 5 et 40 mL/min (Figure 3). Les résultats obtenus montrent que le taux d'élimination de l'arsenic diminue de 98,25 à 89,14% lorsque le débit passe de 5 à 40 mL/min (Figure 3). Cette baisse du rendement dans le traitement serait liée à la diminution du temps de contact pour la fixation de l'arsenic sur l'adsorbant quand le débit augmente [17]. Les meilleures éliminations de l'arsenic ($C_t \leq 10$ µg/L) sont obtenues pour un débit entre 5 et 10 mL/min. Dans la suite de l'étude, le débit de 9 mL/min a été retenu et utilisé afin de produire assez d'eau traitée dont la concentration en arsenic est inférieure à la limite admissible (10 µg/L).

3.3.2. Effet du pH initial

L'influence du pH est étudiée avec des échantillons d'eau de pH variant entre 3 et 11 avec

12 g de la latérite L-Fh et un débit de 9 mL/min. Les résultats montrent une variation du taux d'élimination de l'arsenic de 100% à 76,4% lorsque le pH augmente de 3 à 11 selon deux phases (Figure 4). La phase lente entre pH 3 et 4,5 serait liée à la faible densité de charge négative sur la surface de la latérite dopée et à la présence d'espèces anioniques multivalents $H_2AsO_4^-$ [10]. La répulsion électrostatique étant minimisée, l'attraction entre les espèces $H_2AsO_4^-$ et la surface de la latérite est forte [11, 18]. La seconde phase rapide à partir de pH= 4,5 est attribuable à l'augmentation de la densité de charge négative due à la charge négative de la surface ($pH > pH_{PZC} = 4,36$) qui diminue l'attraction entre le matériau et les espèces anioniques de l'arsenic ($HAsO_4^{2-}$) par une répulsion électrostatique [10, 18]. Il y aurait une possible compétition entre les ions hydroxyles et les espèces anioniques de l'arsenic pour l'occupation des sites d'adsorption [18].

3.3.3. Effet de la concentration initiale en arsenic

L'influence de la concentration initiale en arsenic est étudiée en variant sa teneur dans l'eau entre 0,125 et 1 mg/L afin de prévoir le comportement de la latérite L-Fh aux fortes concentrations de l'arsenic dans les eaux naturelles du Burkina Faso. Les résultats montrent une légère augmentation de l'efficacité du traitement de 96,5% à 97,14% lorsque la concentration en arsenic varie entre 0,125 et 0,25 mg/L suivie d'une baisse considérable du rendement jusqu'à 86,6% lorsque la concentration varie de 0,25 à 1 mg/L (Figure 5). La légère augmentation du rendement entre 0,125 et 0,25 mg/L serait due à l'occupation des sites actifs libres inaccessibles aux faibles concentrations de l'arsenic [9, 10, 12]. La diminution dans d'élimination de l'arsenic à partir de 0,25 mg/L en arsenic serait due au nombre croissant d'ions arséniques dans le milieu avec le même nombre de sites d'adsorption entraînant en conséquence une possible désorption des ions arsenic [13]. En outre, la capacité maximale d'adsorption de la latérite L-Fh peut également entrainer la diminution du pourcentage d'élimination aux fortes concentrations en arsenic [10].

Tableau III : Paramètres physico-chimiques de l'eau utilisée

Paramètre	T (°C)	pH	δ (µS/cm)	Turbidité (NTU)	TAC (mg/L)	HCO_3^- (mg/L)	NO_3^- (mg/L)	PO_4^{3-} (mg/L)
Valeur	28,7	7, 27	234	1, 84	120	146,4	4,58	0, 4
Paramètre	SO_4^{2-} (mg/L)	NO_2^- (mg/L)	NH_4^+ (mg/L)	Ca^{2+} (mg/L)	Mg^{2+} (mg/L)	TH (mg/L)	MES (mg/L)	As (µg/L)
Valeur	3,01	0,08	0,3	35,27	44,73	80	16	0,854

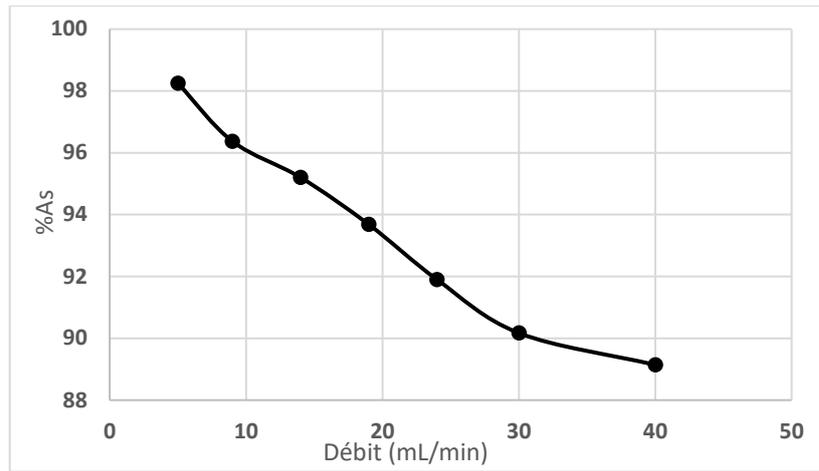


Figure 3 : Effet du débit sur l'élimination de l'arsenic par la latérite L-Fh avec $C_0 = 0,25$ mg/L, $pH = 7,27$ et $m = 12$ g

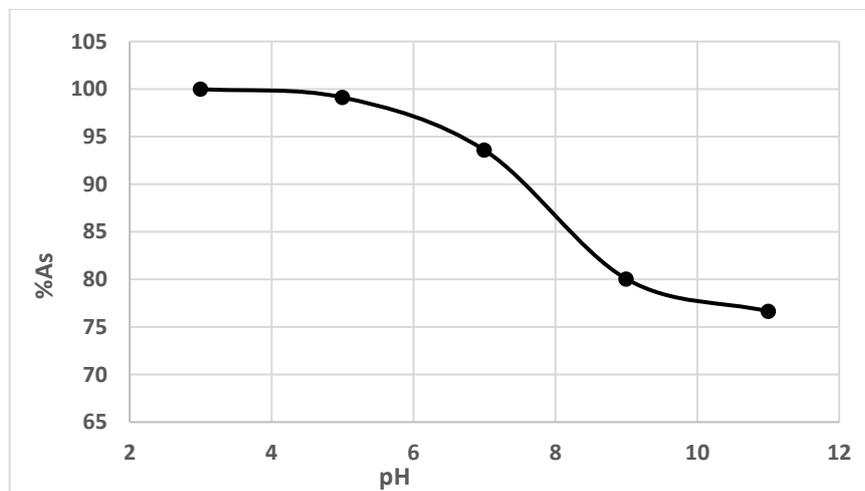


Figure 4 : Effet du pH sur l'élimination de l'arsenic par la latérite L-Fh avec $m = 12$ g, $C_0 = 0,25$ mg/L et $débit = 9$ mL/min.

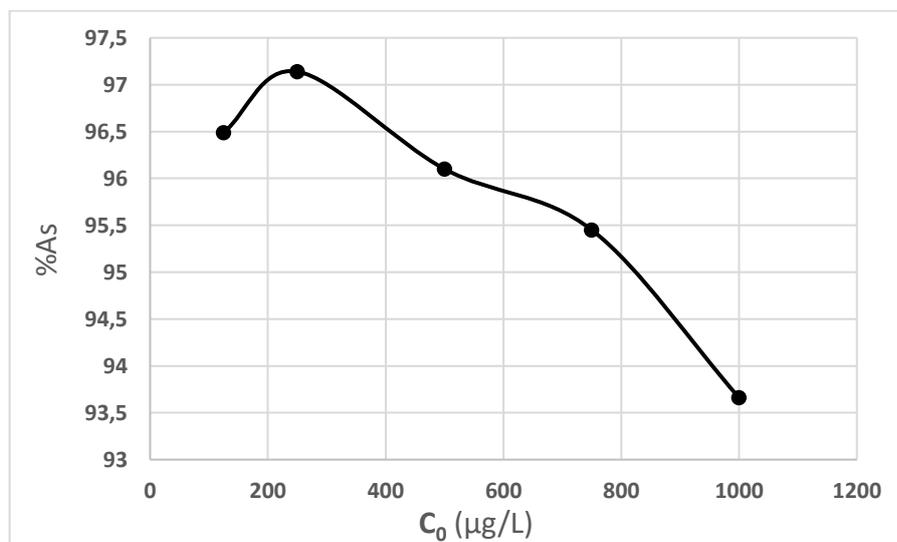


Figure 5 : Effet de la concentration initiale en arsenic sur son élimination par la latérite L-Fh avec $m = 12$ g, $débit = 9$ mL/min, et $pH = 7,27$.

3.3.4. Effet de la masse de l'adsorbant sur les courbes de percée

Pour évaluer l'effet de la masse de latérite L-Fh sur l'élimination de l'arsenic, les courbes de percée sont tracées à différents hauteurs du lit 6 cm, 9 cm et 13 cm correspondant à des masses respectives de 8 g, 12 g et 17 g avec un débit de 9 mL/min. Les résultats montrent que les temps de percée et de saturation augmentent avec la hauteur du lit (Figure 6). Ceci est dû à l'augmentation du nombre de sites d'adsorption lorsque la masse de latérite L-Fh augmente. Dans cette étude, le percée correspondait à l'instant où $\frac{C_t}{C_0} = 0,04$ tandis que la saturation s'obtenait à $C_t/C_0 = 0,9$; soit 4% et 90% de saturation des sites actifs, respectivement. Les

paramètres importants de la colonne au percée et à la saturation sont consignés dans le tableau IV.

L'analyse des données (Tableau IV) montre que les temps de percée et de saturation, et les volumes d'eau traitée augmentent avec la masse de latérite dont l'augmentation entraîne une hausse du nombre de sites actifs pour l'adsorption de l'As (V) [10, 12].

3.4. Etude du comportement de la colonne

Dans l'étude du comportement de la colonne, les paramètres décrits par Michaels [19] (vitesse de déplacement, temps, hauteur d'adsorption et taux de saturation de la colonne) ont été calculés afin de mieux expliquer le phénomène d'adsorption et leurs valeurs sont regroupées dans le tableau V.

Tableau IV : Paramètres au percée et à la saturation des courbes de percée

Hauteur du lit (cm)	Temps de percée (min)	Volume d'eau traitée au percée (mL)	Temps de saturation (min)	Volume d'eau traitée à la saturation (mL)
6	20	180	1200	10800
9	47	423	1300	11700
13	116	1044	1390	12510

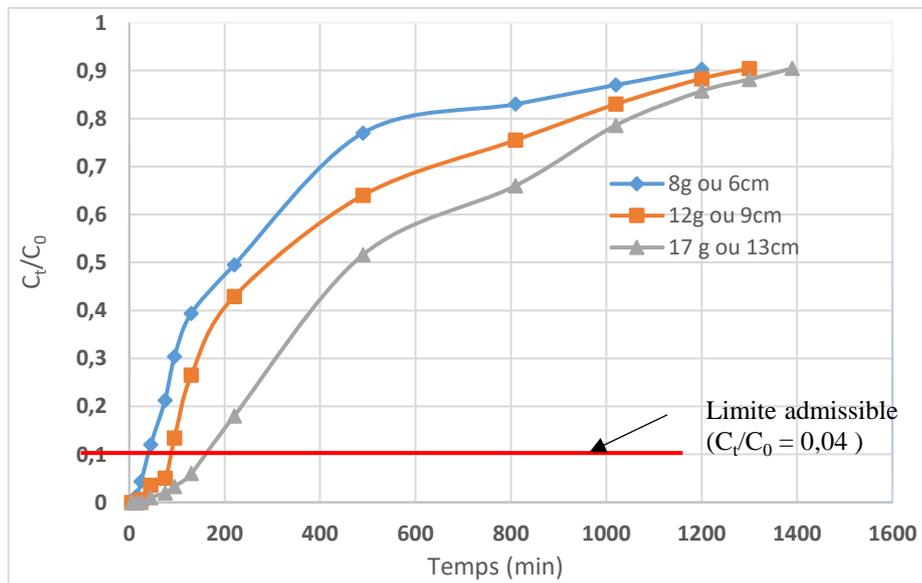


Figure 6. : Courbes de percée dans l'élimination de l'arsenic par la latérite L-Fh avec $C_0 = 0,25$ mg/L, débit = 9 mL/min, pH = 7,27.

Tableau V: Paramètres importants de la colonne dans l'élimination de l'arsenic

Paramètres	m = 8 g	m = 12 g	m = 17 g	Valeur moyenne
t_z (min)	1180	1253	1284	1239
h_z (cm)	6,09	8,92	12,15	9,05
U_z (cm/min)	0,005	0,007	0,009	0,007
Saturation (%)	96,75	97,12	98,04	97,3

Les données (Tableau V) montrent que la colonne est saturée à 97,3% avec une vitesse moyenne de déplacement (U_z) de 0,007 cm/min. Cette valeur relativement faible de la vitesse de déplacement dans la zone d'adsorption serait liée à la porosité et à la densité de la latérite L-Fh [17]. La hauteur de la zone d'adsorption (h_z) augmente avec la hauteur du lit entraînant une augmentation du temps de déplacement dans la zone d'adsorption (t_z). Hutchins [20] a présenté une modification de l'isotherme de Bohart et Adams [21] nécessitant trois tests en colonne incluant une variation de la masse de l'adsorbant et la collecte des données expérimentales (concentration de l'arsenic, hauteur du lit et temps au perçage et à la saturation).

$$t = ax + b \quad (5)$$

Où $a = \frac{N_0}{C_0V}$ représente la pente de la droite et $b = \frac{1}{KC_0} \ln\left(\frac{C_0}{C_B} - 1\right)$ est l'ordonnée à l'origine.

Les graphes $t = f(x)$ sont tracés à 4% et 90% de saturation pour les masses de 8, 12 et 17 g (Figure 7).

Les équations des droites Bed depth Service Time (BDST) permettent de calculer les temps de perçage et de saturation dont les valeurs sont consignées dans le tableau VI.

Tableau VI : Constantes de Bohart et Adams pour l'élimination de l'arsenic.

K (L/mg.h)	N_0 (mg/L)	x_0 (cm)
11,16	54,4	4,92

L'analyse du tableau VI montre que la latérite L-Fh a une capacité volumique maximale d'adsorption de 54,4 mg/L qui est supérieure à celle obtenue avec les latérites naturelle LN et calcinée dans des conditions expérimentales similaires [13, 14]. Cela pourrait s'expliquer par la grande teneur en fer dans la latérite L-Fh comparée aux latérites naturelle et calcinée. Aussi, l'adsorption s'est produite sur une hauteur minimale de 4,92 cm correspondant à la hauteur maximale des fronts d'adsorption.

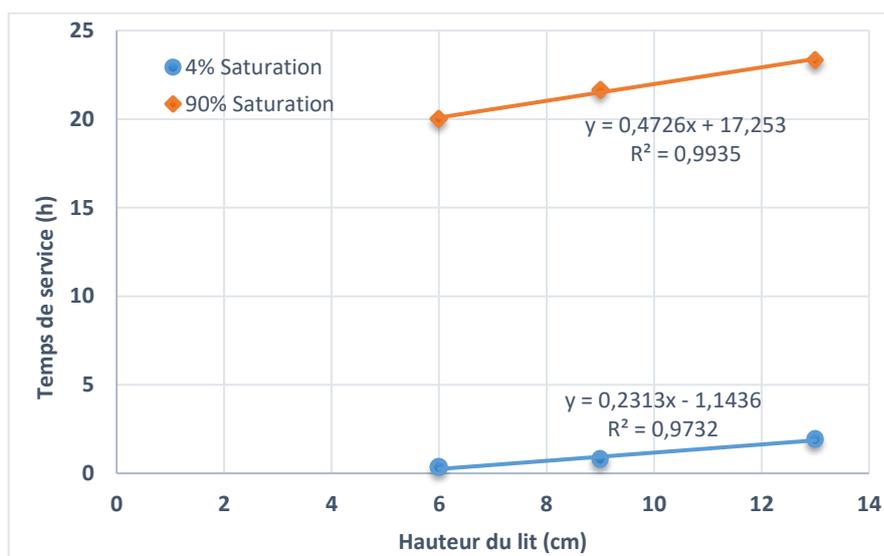


Figure 7 : Droites BDST dans l'élimination de l'arsenic

4. Conclusion

Le dopage de la latérite a entraîné une augmentation du taux de fer ou oxyde de fer dans la latérite L-Fh. Ce nouveau matériau L-Fh peut constituer une alternative pour la préparation de filtres afin de traiter les eaux contaminées par l'arsenic au Burkina Faso. Le traitement par percolation sur la latérite L-Fh est influencé par le débit, la masse du lit, le pH, la taille des grains et la concentration initiale de l'arsenic indiquant une

optimisation préalable de ces paramètres. Ainsi, l'efficacité du traitement de l'eau arséniée augmente avec la quantité de latérite. Lorsque le pH augmente au-delà de 7, le traitement devient moins efficace tandis que les débits plus faibles que 10 mL/min entraînent un meilleur traitement de l'arsenic. Au regard des résultats, la latérite L-Fh étudiée serait plus efficace dans le traitement des eaux arséniées en milieu rural si l'on augmente la quantité de ferrihydrite lors du dopage.

5. Remerciements

Les auteurs remercient Monsieur Adama SAWADOGO et le Laboratoire FasoTech pour leur soutien technique.

6. Références

- [1] Sanou Y., Pare S. Arsenic pollution through drinking groundwater in Burkina Faso: research of a cheap removal technology. In: M. Nolasco, E. Carissimi, E. Urquieta-Gonzalez (Eds.) water perspectives in emerging countries: linking water security to sustainable development goals. *Cuvillier Verlag Göttingen, Inc.*, Germany; 2018, 137-148.
- [2] Somé I. T., Sakira A. K, Ouédraogo M., Ouédraogo T. Z., Traoré A., Sondo B, Guissou I. P. Arsenic levels in tube-wells water, food, residents urine and the prevalence of skin lesions in Yatenga province, Burkina Faso. *Interdiscipl. Toxicol.* (2012) 5(1), 38-41.
- [3] Bretzler A., Lalanne F., Nikiema J., Podgorski J., Pfenninger N., Berg M., Schirmer M. Groundwater arsenic contamination in Burkina Faso, West Africa: Predicting and verifying regions at risk. *Sci. Total Environ.* (2017) 584-585, 958–970.
- [4] Smedley P. L., Knudsen, J., Maiga D. Arsenic in groundwater from mineralized Proterozoic basement rocks of Burkina Faso. *Appl. Geochem.* (2007) 22, 1074–1092.
- [5] Juan Francisco R. Z. Développement d'un procédé d'élimination de l'arsenic en milieu aqueux, associant électro catalyse et filtration. Thèse unique, Université de Grenoble France, 2012, 127p.
- [6] Borano T., Boonchai W. and Chatpet Y. Adsorptive behavior of low-cost modified natural clay adsorbents for arsenate removal from water. *Inter. J. Goemate.* (2017) 12 (33), 1-7.
- [7] Knudsen J., Pradelles Y., Zougouri A. Étude approfondie dans 8 villages de la région Nord ayant des forages à taux d'arsenic élevés. Rapport du projet DANIDA / COWI, Ministère des affaires étrangères, Burkina Faso, 2005, pp.1-159.
- [8] Messeaouda S. Etude de la capacité de rétention et d'élimination des cations métalliques par des adsorbants naturels. Thèse unique, Université de Mustapha Stambouli, Algérie, 2015, pp. 1-201. <http://dspace.univ-mascara.dz:8080/jspui/handle/123456789/142>.
- [9] Ouvrard S. Couplage matériau / procédé d'adsorption pour l'élimination sélective d'arsenic présent en traces dans les eaux. Thèse Unique,

Institut National Polytechnique de lorraine, France, 2001, pp. 21-33.

[10] Sanou Y., Tiendrebeogo R., Pare S. Développement d'un pilote de traitement des eaux de forage contaminées par l'arsenic pour une application en zones rurales au Burkina Faso. *J. Soc. Ouest-Afr. Chim.* (2020) 49, 22-30.

[11] Mahler J., Persson I. Rapid adsorption of arsenic from aqueous solution by ferrihydrite-coated sand and granular ferric hydroxide. *Appl. Geochem.* (2013) 37, 179-189.

[12] Sanou Y., Kabore R., Pare S. Adsorption of arsenic and phosphate from groundwater onto a calcined laterite as fixed bed in column experiments. *French-Ukrainian J. Chim.* (2020) 8(2), 227-242.

[13] Maiti A., Dasgupta S., Basu J. K., De S. Adsorption of arsenite using natural laterite as adsorbent. *Sep. Purif. Technol.* (2007) 55, 350–359.

[14] Dehou, S-C. Etude des propriétés d'adsorption des oxyhydroxydes de fer déposés sur un support naturel (la brique) : application à l'élimination du fer dans les eaux de forages en République Centrafricaine. Thèse, Université Lille 1, France, 2011, 157p.

[15] Lenoble V. Elimination de l'Arsenic pour la production d'eau potable: Oxydation chimique et adsorption sur des substrats solides innovants. Thèse unique, Faculté des Sciences et Techniques de Limoges, France, 2003, 176p.

[16] Giorgis I., Bonetto S., Guistetto R., Lawane A., Pantet A., Rossetti P., Thomassin J-H., Vinai R. The lateritic profile of Balkouin, Burkina Faso: Geochemistry, mineralogy and genesis. *J. African Earth Sci.* (2014) 90, 31-48.

[17] Sanou Y. Etude des performances des charbons actifs, du granule d'hydroxyde ferrique et la latérite pour l'élimination de la demande chimique en oxygène, du calcium et de l'arsenic dans les eaux. Thèse unique, Université Ouaga I Pr Joseph KI-ZERBO, Burkina Faso, 2017, pp.82-114.

[18] Mähler J. Adsorption of arsenic oxyacids to iron Oxyhydroxide Columns. Doctoral thesis, Swedish University of Agricultural Sciences, 2013, 115p.

[19] Michaels A. S. Simplified method of interpreting kinetic data in fluid bed ion exchange. *Industrial Eng. Chem.* (1952) 44, 1922–1930.

[20] Hutchins R. A. New simplified design of activated carbon systems. *Am. J. Chem. Eng.* (1973) 80, 133-138.

[21] Bohart G. S., Adams E. Q. Some aspects of the behavior of charcoal with respect to chlorine. *J. Am. Chem. Soci.* (1920) 42, 523–544.